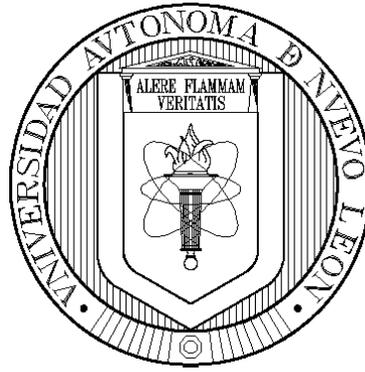


UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES



**EFFECTO DE LA REHABILITACIÓN DE AGOSTADEROS EN LA SUCESIÓN
ECOLÓGICA DEL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO**

POR:

NELLY ANAHY LEAL ELIZONDO

**Como requisito parcial para obtener el grado de
DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN MANEJO DE RECURSOS
NATURALES**

MARZO, 2025

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES



**EFFECTO DE LA REHABILITACIÓN DE AGOSTADEROS EN LA SUCESIÓN
ECOLÓGICA DEL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO**

POR:

NELLY ANAHY LEAL ELIZONDO

**Como requisito parcial para obtener el grado de
DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN MANEJO DE RECURSOS
NATURALES**

MARZO, 2025

**EFFECTO DE LA REHABILITACIÓN DE AGOSTADEROS EN LA SUCESIÓN
ECOLÓGICA DEL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO**

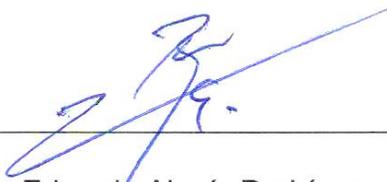
Aprobación de Tesis



Dr. César Martín Cantú Ayala



Dr. José Isidro Uvalle Saucedá



Dr. Eduardo Alanís Rodríguez



Dr. Andrés Eduardo Estrada Castellón



Dr. Arturo Mora Olivo

MARZO, 2025



“No conozco una profesión más vital para el futuro de la humanidad que la de quienes manejan pastizales”

Allan Savory

Manifiesto que la presente investigación es original y fue desarrollada como requisito parcial para obtener el grado de DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES, donde se utiliza información de otros autores se otorgan los créditos correspondientes.

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Nelly Anahy Leal Elizondo', with a flourish extending to the right.

Nelly Anahy Leal Elizondo

Marzo, 2025

AGRADECIMIENTOS

A la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León, expreso mi más sincero reconocimiento, en especial al cuerpo académico de profesores-investigadores, cuyo compromiso y excelencia profesional fueron fundamentales en la construcción de mi formación científica.

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el invaluable respaldo brindado mediante la beca otorgada, la cual hizo posible la realización de mis estudios doctorales.

Mi gratitud al Rancho “Agroganadería San Salvador”, y en particular al Lic. Enrique Alfredo Barreda Garza, por autorizar el acceso a sus predios y permitir la evaluación de los tratamientos mecánicos aplicados en la vegetación. Su disposición contribuyó significativamente a generar información científica que servirá como referencia para mejorar el manejo sustentable de los recursos naturales en sistemas ganaderos de la región.

Reconozco el apoyo brindado por el Departamento de Manejo Agroforestal de la Facultad de Ciencias Forestales. A mi comité de tesis, conformado por docentes/investigadores de reconocida trayectoria académica y profesional, agradezco profundamente su orientación, exigencia académica y compromiso con la excelencia. Su acompañamiento fue esencial en el fortalecimiento de mis competencias científicas, fomentando en mí una actitud crítica, reflexiva y orientada hacia la generación de conocimiento.

Expreso una mención especial al Dr. César M. Cantú Ayala y al Dr. José I. Uvalle Saucedo, por ser pilares en mi formación académica. Agradezco profundamente sus enseñanzas, su constante motivación, así como las valiosas charlas de índole técnica y personal que enriquecieron mi proceso de formación. Su confianza, amistad y guía fueron elementos decisivos en la concreción de cada una de mis metas. Ha sido un privilegio formar parte de su grupo de trabajo y contribuir conjuntamente al avance del conocimiento científico.

Al Dr. Eduardo Alanís Rodríguez y Andrés E. Estrada Castellón, agradezco su generosa colaboración, su constante disposición para aportar ideas, así como, el enriquecer esta investigación con su activa participación en la revisión del manuscrito y sus pertinentes observaciones de carácter científico, que resultaron de gran utilidad para fortalecer la calidad del presente trabajo. Su apoyo fue clave para consolidar los fundamentos metodológicos y analíticos de esta investigación.

Al especialista que brindó asesoría externa, el Dr. Arturo Mora Olivo, de la Universidad Autónoma de Tamaulipas, le agradezco profundamente su participación y orientación en el desarrollo de este trabajo. Espero continuar fortaleciendo la colaboración académica conjunta en futuros proyectos de investigación.

Reconozco también la colaboración de quienes participaron en las labores de campo, laboratorio y gabinete. Su apoyo técnico, amistad y aportaciones metodológicas fueron fundamentales en el desarrollo del presente estudio. Agradezco de manera especial a Carlos Eduardo Leal Elizondo, Gilberto Carlos García Leal, José Homero Medrano Lerma, Leonel Reséndiz Dávila, Viviana Beltrán García, María de Jesús Ramírez Navejar, Camila Elisa Medrano Vigíl.

Con profundo agradecimiento a mis padres, Nelly A. Elizondo González y Pedro A. Leal Garza, les agradezco profundamente por su dedicación, comprensión, amor y constante impulso en cada etapa de mi vida académica. Su ejemplo de esfuerzo y perseverancia ha sido mi mayor motivo de inspiración.

Por ser mis compañeros de vida, mis hermanos: Pedro A. y Carlos E. Leal Elizondo, quienes, con su energía, constancia y alegría, han sido un aliento constante para proseguir con convicción en el ámbito académico.

Por último, expreso sincero agradecimiento a quienes, de manera directa o indirecta, contribuyeron en esta etapa formativa. A cada uno de ustedes, gracias por haber sido parte fundamental de la consecución de este objetivo.

DEDICATORIA

Al gran arquitecto del universo, fuente de fortaleza espiritual y guía constante, por infundir en mí la fe y esperanza necesarias para continuar con determinación en cada etapa de la vida.

Con todo mi amor, a mi hija Aylín Anahy, quien representa mi mayor fuente de inspiración y alegría. Tus ojos, reflejo de inocencia y amor, me recordaban cada noche que valía la pena persistir, pese a los desafíos presentados.

Por su consante respaldo, por depositar su confianza en mi formación aún frente a los desafíos, y por construir el pilar fundamental sobre el cual he edificado tanto mi trayectoria académica como personal, a mis padres, Nelly A. Elizondo González y Pedro A. Leal Garza; ser su hija representa un profundo motivo de orgullo.

A mis hermanos: Pedro Alejandro Leal Elizondo, por su constante respaldo, por ser un ejemplo de entrega y humildad en la transmisión del conocimiento, y por enseñarme a afrontar la vida con entusiasmo y a Carlos Eduardo Leal Elizondo, cuyo apoyo ha sido esencial en mi desarrollo académico; tu presencia hizo de este recorrido una experiencia enriquecedora y significativa, no hubiese sido tan emocionante este camino sin ti.

A la mujer sabia, con un legado de valores, esfuerzo y amor incondicional, a mi abuela, Bertha N. González Perales (†), quien siempre creyó en mi potencial y me transmitió la certeza de que podía alcanzar mis sueños. Su recuerdo vive en cada uno de mis logros.

A cada una de las personas mencionadas, les dedico este trabajo y todos los frutos que de él se deriven, con gratitud profunda y afecto sincero.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN.....	1
JUSTIFICACIÓN.....	4
HIPÓTESIS.....	6
OBJETIVOS.....	6
General	6
Específicos	6
CAPÍTULO I.....	8
EL MANEJO DEL AGOSTADERO: RETOS PARA ALCANZAR UN PASTOREO REGENERATIVO	
I.1. Resumen	9
I.2. Introducción.....	9
I.3. Antecedentes del Manejo Regenerativo	12
I.4. Nuevo paradigma de producción ganadera	16
I.5. Retos para alcanzar un pastoreo regenerativo.....	17
I.6. Cambio climático y ganadería.....	18
I.7. Estrategias de mitigación	19
I.8. Proteínas con huella de carbón negativa.....	22
I.9. Servicios ambientales.....	22
I.10. Discusión.....	23
CAPÍTULO II.....	26
REPRESENTATIVIDAD DE LOS TIPOS DE VEGETACIÓN EN LAS UNIDADES DE MANEJO PARA LA CONSERVACIÓN DE LA VIDA SILVESTRE (UMA) EN MÉXICO	
II.1. Resumen	27
II.2. Introducción.....	27
II.3. Materiales y métodos.....	30
II.3.1. Área de estudio.....	30
II.3.2. Análisis de la información.....	31
II.4. Resultados y discusión.....	32
II.4.1. Vegetación natural primaria	33

II.4.2. Vegetación secundaria	36
II.4.3. Usos antrópicos	39
CAPÍTULO III.....	46
ANÁLISIS SOBRE EL EFECTO DE TRATAMIENTOS MECÁNICOS EN LA DIVERSIDAD ESTRUCTURAL DEL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO	
III.1. Resumen	47
III.2. Introducción.....	48
III.3. Materiales y métodos	49
III.3.1. Área de estudio.....	49
III.3.2. Análisis de la vegetación.....	50
III.3.3. Análisis de la información.....	51
III.4. Resultados	56
IV.5. Discusión	63
 CONCLUSIONES.....	 79
BIBLIOGRAFÍA.....	83

ÍNDICE DE TABLAS

CAPÍTULO I

Tabla I.1. Resumen de innovación regenerativa (Miatton y Karner, 2020). 13

Tabla I.2. Estrategias de mitigación de los principales gases de efecto invernadero... 20

CAPÍTULO II

Tabla II.1. Relación proporcional de la superficie total de México, con respecto a los tipos de uso de suelo y vegetación; así como su nivel de representatividad en ANP y UMA. 33

Tabla II.2. Características en el manejo de las UMA que las destacan como agroecosistemas. 42

CAPÍTULO III

Tabla III.1. Composición florística de las especies del estrato medio-alto y bajo registradas en tres fracciones de matorral espinoso tamaulipeco con distinta condición AST, ATR y ATB en dos épocas de muestreo (seca y húmeda). 56

Tabla III.2. Cobertura del dosel por tipo de condición..... 60

Tabla III.3. Comparación de los índices de diversidad de especies vegetales en los distintos fragmentos del MET. 62

Tabla III.4. Comparación de los ecosistemas mediante el índice de similitud de Sorensen. 62

Tabla III.5. Comparación de los ecosistemas mediante el índice de similitud de Jaccard. 63

ÍNDICE DE FIGURAS

CAPÍTULO II

- Figura II.1.** Áreas protegidas (ANP) y Unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre (UMA) de México (Fuente: SEMARNAT, 2010 y CONABIO, 2020). 31
- Figura II.2.** Vegetación primaria (INEGI, 2017) representada en las Unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre (UMA) de México (SEMARNAT, 2010) y Áreas Naturales Protegidas (ANP) de México (CONABIO, 2020). 35
- Figura II.3.** Relación proporcional de los tipos de vegetación natural primaria (INEGI, 2017) en México respecto a su cobertura en ANP y UMA. 36
- Figura II.4.** Vegetación secundaria (INEGI, 2017) representada en las Unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre (UMA) de México (SEMARNAT, 2010) y Áreas Naturales Protegidas (ANP) de México (CONABIO, 2020). 38
- Figura II.5.** Usos antrópicos (INEGI,2017) representados en las Unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre (UMA) de México (SEMARNAT, 2010) y Áreas Naturales Protegidas (ANP) de México (CONABIO, 2020). 40

CAPÍTULO III

- Figura III.1.** Localización de las áreas de estudio, Agroganadería San Salvador, Villagrán Tamaulipas. 50

ÍNDICE DE ANEXOS

CAPÍTULO III

Anexo III.1. Nombre científico y común, familia y forma de crecimiento de las especies del estrato medio-alto y bajo registradas en tres fracciones de matorral espinoso tamaulipeco con distinta condición AST, ATR y ATB en dos épocas de muestreo (seca y húmeda) (Ordenadas alfabéticamente de acuerdo a la familia).	63
Anexo III.2. Abundancia ($N \cdot ha^{-1}$), dominancia ($m^2 \cdot ha^{-1}$), frecuencia (N.Sitio) e índice de valor de importancia de las especies del estrato medio-alto y bajo registradas en tres fracciones de matorral espinoso tamaulipeco con distinta condición AST, ATR y ATB en época seca (Ordenadas de acuerdo al índice de valor de importancia).	66
Anexo III.3. Abundancia ($N \cdot ha^{-1}$), dominancia ($m^2 \cdot ha^{-1}$), frecuencia (N.Sitio) e índice de valor de importancia de las especies del estrato medio-alto y bajo registradas en tres fracciones de matorral espinoso tamaulipeco con distinta condición AST, ATR y ATB en época húmeda (Ordenadas de acuerdo al índice de valor de importancia).	68
Anexo III.4. Abundancia ($N \cdot ha^{-1}$), dominancia ($m^2 \cdot ha^{-1}$), frecuencia e índice de valor de importancia de las especies del estrato medio y alto registradas en el AST en época seca (Ordenadas de acuerdo al índice de valor de importancia).	70
Anexo III.5. Abundancia ($N \cdot ha^{-1}$), dominancia ($m^2 \cdot ha^{-1}$), frecuencia e índice de valor de importancia de las especies del estrato medio y alto registradas en el AST en época húmeda (Ordenadas de acuerdo al índice de valor de importancia).	71
Anexo III.6. Abundancia ($N \cdot ha^{-1}$), dominancia ($m^2 \cdot ha^{-1}$), frecuencia e índice de valor de importancia de las especies del estrato bajo registradas en el AST en época húmeda (Ordenadas de acuerdo al índice de valor de importancia).	71
Anexo III.7. Abundancia ($N \cdot ha^{-1}$), dominancia ($m^2 \cdot ha^{-1}$), frecuencia e índice de valor de importancia de las especies del estrato medio y alto registradas en el ATR en época seca (Ordenadas de acuerdo al índice de valor de importancia).	72
Anexo III.8. Abundancia ($N \cdot ha^{-1}$), dominancia ($m^2 \cdot ha^{-1}$), frecuencia e índice de valor de importancia de las especies del estrato bajo registradas en el ATR en época seca (Ordenadas de acuerdo al índice de valor de importancia).	73

Anexo III.9. Abundancia ($N \cdot ha^{-1}$), dominancia ($m^2 \cdot ha^{-1}$), frecuencia e índice de valor de importancia de las especies del estrato medio y alto registradas en el ATR en época húmeda (Ordenadas de acuerdo al índice de valor de importancia).	74
Anexo III.10. Abundancia ($N \cdot ha^{-1}$), dominancia ($m^2 \cdot ha^{-1}$), frecuencia e índice de valor de importancia de las especies del estrato bajo registradas en el ATR en época húmeda (Ordenadas de acuerdo al índice de valor de importancia).	75
Anexo III.11. Abundancia ($N \cdot ha^{-1}$), dominancia ($m^2 \cdot ha^{-1}$), frecuencia e índice de valor de importancia de las especies del estrato medio y alto registradas en el ATB en época seca (Ordenadas de acuerdo al índice de valor de importancia).	76
Anexo III.12. Abundancia ($N \cdot ha^{-1}$), dominancia ($m^2 \cdot ha^{-1}$), frecuencia e índice de valor de importancia de las especies del estrato bajo registradas en el ATB en época seca (Ordenadas de acuerdo al índice de valor de importancia).	76
Anexo III.13. Abundancia ($N \cdot ha^{-1}$), dominancia ($m^2 \cdot ha^{-1}$), frecuencia e índice de valor de importancia de las especies del estrato medio y alto registradas en el ATB en época húmeda (Ordenadas de acuerdo al índice de valor de importancia).	77
Anexo III.14. Abundancia ($N \cdot ha^{-1}$), dominancia ($m^2 \cdot ha^{-1}$), frecuencia e índice de valor de importancia de las especies del estrato bajo registradas en el ATB en época húmeda (Ordenadas de acuerdo al índice de valor de importancia).	77
Anexo III.15. Evidencia Fotográfica de las áreas de estudio.	78

LISTA DE SIMBOLOS Y ABREVIATURAS

A_i	Abundancia absoluta
AR_i	Abundancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total
h	Altura total
ACT	Área con tratamiento
AC	Área de copa
Ab_i	Área de copa de la especie i
AST	Área sin tratamiento
ATR	Área con tratamiento mecánico de rodillo aereador
ATB	Área con tratamiento mecánico de bulldozer
$d_{0.10\text{ m}}$	Diámetro basal
D_i	Dominancia absoluta
DR_i	Dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total
E	Error con el que se quiere obtener los valores de un determinado parámetro
EA	Estrato alto
EB	Estrato bajo
EM	Estrato medio
EH	Época húmeda
ES	Época seca
F_i	Frecuencia absoluta
FR_i	Frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total
D_{Mg}	Índice de Margalef
H'	Índice de Shannon & Wiener
IVI	Índice de valor de importancia
\ln	Logaritmo natural
MET	Matorral espinoso tamaulipeco
$\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$	Metros cuadrados por hectárea

N_i	Número de individuos de la especie i
$N.ha^{-1}$	Número de individuos por hectárea
P_i	Número de sitios en el que está presente la especie i
n	Número de unidades muestrales
n	Número de veces de x especie que apareció en el muestreo
NS	Número total de sitios de muestreo (ha)
P_{sx}	Peso seco de cada una de las muestras de mano
PFA	Producción de forraje anual ($kg.ha^{-1}$)
p_i	Proporción de las especies
SAGARPA	Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación
SEMARNAT	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
S	Superficie de muestreo en ha
N	Total de unidades muestrales en toda la población
UMA	Unidad para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre
t	Valor tabulado de t según los grados de libertad de $(n-1)$

RESUMEN

Las superficies utilizadas al aprovechamiento ganadero ubicadas en la región noreste de México constituyen ecosistemas de alta riqueza vegetal, con capacidad para sustentar una amplia variedad de especies faunísticas debido a la heterogeneidad de sus requerimientos ecológicos y patrones alimenticios. Sin embargo, prácticas ganaderas inadecuadas han propiciado un deterioro progresivo de estos ambientes, principalmente por la sobreexplotación de especies leñosas y el sobrepastoreo, lo cual se traduce una afectación ambiental adversa acompañada de considerables pérdidas económicas para los titulares de las unidades de producción diversificada. Pese a la relevancia de este problema, existe una limitada disponibilidad de información técnica que permita evaluar sistemáticamente dichos impactos y, en consecuencia, diseñar programas efectivos de manejo y restauración en las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) y ranchos diversificados establecidos en el territorio nacional.

El estudio aquí expuesto tesis se orientó al análisis del efecto de la rehabilitación de agostaderos en el proceso sucesional del matorral espinoso tamaulipeco, abordando tres ejes temáticos distribuidos en igual número de capítulos. En el **Capítulo I**, titulado **El manejo del agostadero: Retos para alcanzar un pastoreo regenerativo**, se plantea la actividad agropecuaria como una estrategia potencial de mitigación ante los actuales desafíos ambientales y de seguridad alimentaria. Se discuten los retos del manejo sostenible de pastizales en el contexto de la ganadería regenerativa.

En el **Capítulo II**, **Representatividad de los tipos de vegetación en las unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre (UMA) en México**, se realizó un análisis de vacíos y omisiones de conservación utilizando el enfoque GAP, a partir de la cartografía de la serie VI del INEGI (2017). Este análisis reveló que las UMA abarcan aproximadamente 37 millones de hectáreas, lo cual representa el 17.1% del territorio nacional. Sin embargo, solo se cuenta con referencias geospaciales precisas para 1,761 UMA (equivalente a

9,803,319 ha o 5.05% del país). Se identificó que estas unidades se ubican predominantemente en zonas de matorral, que constituyen el 46.9% (45,182,741 ha) de la vegetación primaria nacional, distribuidas en diez categorías. De considerarse a las UMA como equivalentes funcionales a las Áreas Naturales Protegidas (ANP), estas contribuirían a la conservación de nueve categorías de vegetación natural actualmente no representadas en la red nacional de ANP. No obstante, se encontró que 16 categorías de vegetación secundaria, equivalentes a un vacío de conservación de 72,891 ha (0.17%), no están representadas ni en las UMA ni en las ANP. Estos resultados evidencian la necesidad de mejorar los mecanismos de planificación y gestión para fortalecer la conservación de la biodiversidad a escala nacional.

El Capítulo III, Análisis sobre el efecto de tratamientos mecánicos en la diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco, se centra en la evaluación de una unidad de manejo de tipo extensiva ubicada en el noreste del país. Se compararon tres condiciones de vegetación: área sin tratamiento (AST), área con tratamiento mecánico de rodillo-aereador (ATR) y área intervenida con bulldozer (ATB). Se analizaron parámetros estructurales y florísticos, incluyendo la diversidad de especies (índice de Shannon-Wiener, H') y la riqueza específica (índice de Margalef, D_{Mg}), en tres estratos: alto (EA), medio (EM) y bajo (EB). Para el EA y EM se determinaron 30 sitios de muestreo de 50 m² por condición, y para el EB se delimitaron 60 cuadrantes de 1 m² (dos cuadrantes por sitio del estrato medio-alto), orientados de norte a sur. Se registraron variables dasométricas como altura total (h), diámetro basal ($d_{0.10}$) y diámetro de copa (AC).

El levantamiento florístico permitió registrar un total de 30 especies en el estrato medio-alto (27 géneros, 18 familias), con 14 especies de tipo arbóreo y 16 arbustivo; y 13 especies en el estrato bajo (11 géneros, seis familias), con ocho herbáceas y cinco gramíneas. Fabaceae y Poaceae fueron las familias con mayor representatividad en los estratos medio-alto y bajo, respectivamente.

Los resultados mostraron valores de diversidad estructural intermedia, siendo los índices de Shannon-Wiener en época seca (ES) y época húmeda (EH) los

siguientes: AST ($H'ES=2.02$; $H'EH=2.07$), ATR ($H'ES=2.38$; $H'EH=2.21$), y ATB ($H'ES=1.54$; $H'EH=1.14$). El índice de Margalef (D_{Mg}) presentó valores de 3.19 y 2.38 para el sitio AST durante las épocas seca y húmeda, respectivamente, mientras que en el sitio ATR se registraron valores de 2.62 en época seca y 2.37 en época húmeda. Se sugiere que las bajas precipitaciones y la presión por sobrepastoreo tras la ejecución de prácticas de mejoramiento mecánico influyeron en la composición y regeneración vegetal. En términos generales, la variación estacional en la diversidad fue mínima, mostrando una tendencia a la uniformidad.

Este estudio contribuye al entendimiento del impacto de distintas estrategias de rehabilitación sobre la sucesión ecológica del matorral espinoso tamaulipeco, aportando información relevante para la gestión y conservación sustentable de los recursos naturales en agostaderos del noreste mexicano.

SUMMARY

The areas used for livestock production in northeastern Mexico represent ecosystems of high plant richness, with the capacity to support a wide variety of wildlife species due to the heterogeneity of their ecological requirements and feeding patterns. However, inadequate livestock practices have led to a progressive deterioration of these environments, mainly due to the overexploitation of woody species and overgrazing. This has resulted in adverse environmental impacts and significant economic losses for the owners of diversified production units. Despite the importance of this issue, there is limited technical information available to systematically assess these impacts and, consequently, to design effective management and restoration programs within Wildlife Management Units (UMA) and diversified ranches established across the country.

This thesis focused on analyzing the effect of rangeland rehabilitation on the successional process of the Tamaulipan thornscrub, addressing three thematic axes distributed across three chapters.

Chapter I, titled Rangeland Management: Challenges for Achieving Regenerative Grazing, presents livestock activity as a potential mitigation strategy in response to current environmental and food security challenges. The chapter discusses the challenges of sustainable rangeland management within the context of regenerative ranching.

Chapter II, Representativeness of Vegetation Types in Wildlife Management Units (UMA) in Mexico, presents a gap and omission analysis based on the GAP approach, using cartographic data from INEGI Series VI (2017). This analysis revealed that UMA cover approximately 37 million hectares, representing 17.1% of the national territory. However, precise geospatial references are available for

only 1,761 UMA (equivalent to 9,803,319 ha or 5.05% of the country). These units are predominantly located in shrubland areas, which constitute 46.9% (45,182,741 ha) of Mexico's primary vegetation, classified into ten categories. If UMA were considered functionally equivalent to Natural Protected Areas (ANP), they would contribute to the conservation of nine categories of natural vegetation that are currently unrepresented in the national ANP network. Nevertheless, the analysis identified that 16 categories of secondary vegetation—equivalent to a conservation gap of 72,891 ha (0.17%)—are not represented in either UMA or ANP. These findings highlight the need to improve planning and management mechanisms to strengthen biodiversity conservation at the national level.

Chapter III, Analysis of the Effect of Mechanical Treatments on the Structural Diversity of the Tamaulipan Thornscrub, focuses on the assessment of an extensive-type management unit located in northeastern Mexico. Three vegetation conditions were compared: untreated area (AST), area treated with an aerator roller (ATR), and area intervened with a bulldozer (ATB). Structural and floristic parameters were analyzed, including species diversity (Shannon-Wiener index, H') and species richness (Margalef index, D_{Mg}), across three strata: upper (EA), middle (EM), and lower (EB). For the EA and EM, 30 sampling sites of 50 m² per condition were established, while 60 quadrats of 1 m² were used for the EB (two quadrats per upper-middle site), oriented from north to south. Dendrometric variables such as total height (h), basal diameter ($d_{0.10}$), and crown diameter (AC) were recorded.

The floristic inventory recorded a total of 30 species in the upper-middle stratum (27 genera, 18 families), including 14 tree species and 16 shrubs; and 13 species in the lower stratum (11 genera, six families), with eight herbaceous and five grass species. Fabaceae and Poaceae were the most representative families in the upper-middle and lower strata, respectively.

Results indicated intermediate levels of structural diversity. Shannon-Wiener indices during the dry season (ES) and rainy season (EH) were as follows: AST ($H' ES = 2.02$; $H' EH = 2.07$), ATR ($H' ES = 2.38$; $H' EH = 2.21$), and ATB ($H' ES = 1.54$; $H' EH = 1.14$). The Margalef index (D_{Mg}) reported values of 3.19 and 2.38 for AST during the dry and rainy seasons, respectively, while ATR recorded values of 2.62 and 2.37 in the same periods. It is suggested that low rainfall and grazing pressure following the implementation of mechanical improvement practices influenced vegetation composition and regeneration. Overall, seasonal variation in diversity was minimal, showing a tendency toward uniformity.

This study contributes to a better understanding of the impact of various rehabilitation strategies on the ecological succession of the Tamaulipan thornscrub, providing relevant information for the sustainable management and conservation of natural resources in the rangelands of northeastern Mexico.

INTRODUCCIÓN

Las zonas áridas y semiáridas se extienden por más del 50% de la superficie del país (Rzedowski, 1988). Estas zonas se distinguen por la irregularidad en los eventos de precipitación y una elevada evaporación potencial, lo cual evidencia una marcada escasez hídrica (Arámbula, 2005). Esta condición climática ha favorecido el establecimiento de diversas comunidades vegetales dominadas por especies arbustivas, conocidas como matorrales xerófilos, que coexisten con formaciones de pastizales y formaciones vegetales arbóreas de distribución dispersa (Rzedowski, 1988).

Dentro de la clasificación del matorral xerófilo, el matorral espinoso tamaulipeco (MET) se distingue por su importancia ecológica y extensión territorial en el noreste de México y el sur de Texas (Estados Unidos), específicamente en la Provincia de la Llanura Costera del Golfo Norte, abarcando aproximadamente 200,000 km². Esta comunidad vegetal se caracteriza por una amplia diversidad taxonómica, integrando especies deciduas y perennes con amplia heterogeneidad fenológica, dinámicas de crecimiento divergentes y variabilidad en la persistencia de las hojas (González-Rodríguez y Cantú, 2001; Estrada-Castillón *et al.*, 2004; Leal-Elizondo *et al.*, 2018). Tales características convierten a esta vegetación en un recurso esencial para actividades tradicionales de carácter silvoagropecuario en la región (Foroughbakhch *et al.*, 2009; Leal-Elizondo *et al.*, 2018).

En esta región del territorio nacional, la ganadería extensiva ha constituido tradicionalmente el uso predominante de los recursos naturales, especialmente bajo sistemas de producción vaca-cría con pastoreo, los cuales se consolidaron desde la época colonial (Alcalá-Galván *et al.*, 2018). Dichos sistemas dependen del aprovechamiento anual de los rebrotes vegetales presentes en agostaderos, tanto naturales como inducidos, asociados a diversas comunidades vegetales y condiciones ecológicas (Ortega, 2012).

De acuerdo con el censo ganadero 2022 difundido por el Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP), dentro de la zona nororiental del país se reportan 2,552,515 cabezas de ganado bovino, 1,404,500 de caprinos y 475,126 de ovinos, siendo el estado de Tamaulipas el principal productor en la región (SIAP, 2022).

Bajo este contexto, el MET se considera uno de los tipos de vegetación de mayor relevancia para la producción pecuaria, debido a su potencial ecológico y a su capacidad para sustentar las actividades de pastoreo en tierras de agostadero (Foroughbakhch *et al.*, 2009; Kuhlman y Farrington, 2010; Alcalá-Galván *et al.*, 2018).

Para satisfacer las necesidades nutricionales, reproductivas y sanitarias del ganado en pastoreo, las prácticas pecuarias se han desarrollado mediante esquemas de manejo orientados a optimizar la productividad del hato (Navarro-Córdova, 2012). No obstante, durante las últimas seis décadas se ha registrado un deterioro progresivo en la calidad de los agostaderos, producto de factores antropogénicos como el sobrepastoreo y los desmontes, así como de fenómenos naturales como las sequías y la erosión (INIFAP, 2015). Estas perturbaciones han provocado modificaciones significativas en la composición y estructura de las comunidades vegetales, así como en los procesos ecosistémicos clave, intercambio de energía entre niveles tróficos y transformación y retorno de nutrientes (Wang y Batkhishig, 2014; CONAZA, 2015).

Cuando una perturbación supera la capacidad de resiliencia de una comunidad vegetal, se desencadena un proceso de reemplazo progresivo de las especies afectadas por otras con una mayor capacidad de autoorganización estructural y funcional, fenómeno conocido como sucesión ecológica (Flores-Estrada y Monroy-Ata, 2022). Estos cambios, sin embargo, se manifiestan de forma ordenada, en función del tipo de herbivoría ejercida por especies de fauna silvestre o por el ganado doméstico (Álvarez *et al.*, 2012; Wang *et al.*, 2016).

Cuando la densidad y dominancia de especies de alto valor forrajero se reduce por debajo del 15%, se recomienda implementar estrategias de rehabilitación que prioricen el uso de especies vegetales nativas (INIFAP, 2015). Dentro de estas estrategias, se incluyen técnicas mecánicas como el empleo del rodillo aereador o el uso de bulldozer, que tienen como objetivo reducir la densidad y cobertura de especies leñosas. Este tipo de intervención disminuye la competencia por recursos y favorece el desarrollo de especies herbáceas con mayor valor forrajero (Stoddart, 1967; Drawe *et al.*, 1999). Adicionalmente, la regeneración post-intervención mejora temporalmente la calidad nutricional de ciertos arbustos, lo cual beneficia a diversas especies de vida silvestre (Fulbright *et al.*, 2013; Bozzo *et al.*, 1992).

Sin embargo, para garantizar el éxito de las unidades productivas, es fundamental lograr un equilibrio entre dos factores íntimamente relacionados: 1) incrementar la productividad pecuaria y su rentabilidad económica, y 2) garantizar la sostenibilidad del sistema a largo plazo mediante la conservación de los recursos naturales que sostienen el equilibrio de los ecosistemas (funcionalidad) y la factibilidad de los hatos ganaderos (Temple, 2016).

Considerando la limitada disponibilidad de información sobre los efectos ecológicos derivados de la aplicación de tratamientos de rehabilitación en la vegetación, y con el propósito de desarrollar estrategias de manejo orientadas a la conservación de las especies presentes y al uso racional de los recursos naturales en la región, el presente estudio tiene como objetivo principal evaluar las modificaciones en la estructura y composición florística de tres unidades de matorral espinoso tamaulipeco con diferentes condiciones de manejo. Asimismo, se realiza un análisis crítico sobre los desafíos asociados a la implementación de prácticas de pastoreo regenerativo, y se examinan los vacíos y omisiones en conservación dentro de las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA), en comparación con la representatividad ecológica de las Áreas Naturales Protegidas (ANP) a nivel nacional.

JUSTIFICACIÓN

En el noreste de México, los agostaderos están predominantemente constituidos por comunidades de matorral xerófilo, dentro de las cuales el matorral espinoso tamaulipeco (MET) resalta por su notable potencial forrajero. Sin embargo, los productores de la región demeritan su uso pecuario, al considerar que no brindan condiciones apropiadas (accesibilidad) para el aprovechamiento eficaz (ganancia de peso diario) y económico de estos animales. Como respuesta a esta percepción, se ha promovido el uso de maquinaria agrícola para llevar a cabo el desmonte total o parcial de la vegetación nativa, con el objetivo de incrementar la producción de materia vegetal utilizable como forraje y, consecuentemente, elevar la capacidad de pastoreo de los terrenos mediante la introducción directa de especies forrajeras exóticas o nativas. Sin embargo, estas acciones de remoción intensiva de la vegetación inducen alteraciones significativas en la composición y estructura de la comunidad vegetal, afectando de manera directa los procesos ecológicos, como los flujos de energía y el reciclaje de nutrientes, lo cual repercute negativamente en la estabilidad del ecosistema. Estas modificaciones también provocan la pérdida temporal o definitiva de fauna silvestre, al no mantenerse las condiciones mínimas requeridas para su permanencia, como lo son la accesibilidad al suministro alimentario, agua, cobertura vegetal y espacio vital. En este sentido, la carencia de un enfoque integral en las prácticas de manejo, así como el desconocimiento del valor ecológico del hábitat, han derivado en impactos adversos tanto económicos como ambientales para los propietarios de las unidades productivas. Ante el incremento en la demanda de pie de cría de ganado bovino, caprino y ovino, así como la disminución de áreas con aptitud adecuada para el pastoreo, se ha intensificado el interés por aplicar técnicas de rehabilitación de agostaderos mediante el uso de herramientas mecánicas, como el rodillo aereador, en combinación con esquemas de revegetación que prioricen especies nativas. Estas estrategias tienen como finalidad establecer un vínculo positivo entre el cumplimiento de las necesidades fisiológicas del ganado particularmente las relacionadas con su

mantenimiento y reproducción y la conservación de los recursos naturales que sostienen la productividad de estos sistemas. En consecuencia, la generación de información científica respecto a la efectividad de estos tratamientos resulta esencial para fundamentar, recomendar o, en su caso, descartar su implementación en el manejo sustentable de hábitats dentro de ranchos diversificados en el territorio nacional.

HIPÓTESIS

Los tratamientos mecánicos de mejoramiento de agostaderos aplicados en ecosistemas perturbados de matorral espinoso tamaulipeco producen efectos positivos en la disponibilidad de forraje.

OBJETIVOS

General

Evaluar los cambios generados en la estructura y composición florística en ecosistemas perturbados de matorral espinoso tamaulipeco sometido a tratamientos mecánicos de mejoramiento de agostaderos.

Específicos

Capítulo I.

Analizar los retos en el manejo del agostadero para alcanzar un pastoreo regenerativo poniendo en contexto la documentación de distintas fuentes, evidencias y experiencias que señalan que la ganadería puede contribuir a revertir la actual crisis alimentaria y reducir el impacto ambiental respecto a la ganadería tradicional.

Capítulo II.

Evaluar la medida en que las UMA contribuyen a la conservación de la biodiversidad de México, mediante la cuantificación de la cobertura de su vegetación natural tomando como punto de referencia los valores de representatividad en la red de ANP de la República Mexicana.

Capítulo III.

Evaluar la estructura vegetal de las especies arbóreas y arbustivas mediante la determinación de la composición y diversidad florística estacional, en un área sin tratamiento y dos áreas con distinta condición en el matorral espinoso tamaulipeco.

- a) Caracterizar la vegetación de tres condiciones de vegetación: Área sin tratamiento (AST), Área con tratamiento mecánico de rodillo aereador (ATR) y Área con tratamiento mecánico de bulldozer (ATB).
- b) Realizar un censo de las especies leñosas y registrar información dasométrica de altura total (h), diámetro basal ($d_{0.10}$) y área de copa (AC).
- c) Determinar las variables estructurales relativas de abundancia (AR_i), dominancia (DR_i), frecuencia (FR_i) e Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies en las áreas de estudio.
- d) Estimar el índice de riqueza de Margalef (D_{Mg}) y Menhinick (D_{Mn}), el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y Simpson (D), el índice de equitatividad (E) y los índices de similitud y semejanza de Sorensen (ISS) y Jaccard (ISJ).

CAPÍTULO I.

EL MANEJO DEL AGOSTADERO: RETOS PARA ALCANZAR UN PASTOREO REGENERATIVO



Representación visual de una porción del matorral espinoso tamaulipeco en la UMA con clave de registro: DGVS-CR-EX2301-TAM, denominada “Agroganadería San Salvador”, Villagrán, Tamaulipas.

Leal, E.N.A; S.J.I. Uvalle; A.C.M. Cantú; R.E. Alanís; C.A.E. Estrada, O.A. Mora. 2025. “El manejo del agostadero, retos para alcanzar un pastoreo regenerativo”.

EL MANEJO DEL AGOSTADERO: RETOS PARA ALCANZAR UN PASTOREO REGENERATIVO

I.1. Resumen

Actualmente, la ganadería se encuentra situada entre las principales causas de la crisis alimentaria, derivado del modelo de desarrollo basado en el crecimiento económico continuo sustentado en la explotación intensiva de recursos naturales finitos. Como respuesta, para mejorar la rentabilidad productiva del sector pecuario, salud humana y del ecosistema y resiliencia del sistema alimentario, se ha promovido el uso de prácticas ganaderas con un enfoque regenerativo (ganadería regenerativa), el cual consiste en sistemas de producción altamente eficientes con requerimientos externos reducidos, anteriormente considerados inviables bajo el paradigma ganadero convencional, que permiten alcanzar la rentabilidad económica mientras se fortalece el capital social y biológico, mediante la emulación de los principios de diseño presentes en los ecosistemas naturales, en lugar de oponerse a ellos. En este contexto, el objetivo del presente estudio consistió en examinar los desafíos/retos asociados con el manejo de agostaderos orientados hacia un sistema de pastoreo regenerativo, a partir de un análisis crítico de información documental, evidencias y experiencias que señalan que la ganadería puede contribuir a revertir/mitigar la actual crisis ambiental.

I.2. Introducción

El origen de la ganadería se sitúa al período neolítico con el desarrollo de prácticas sistematizadas de captura, domesticación, reproducción y alimentación de animales; como una actividad que aseguraba el abastecimiento alimentario de forma estable y predecible, independizándose progresivamente de la cacería (Riojas *et al.*, 2018). Esto condujo a un crecimiento poblacional como consecuencia de la alta disposición de alimentos (calorías consumibles) pasando de una sociedad de cazadores-recolectores (comunidades pequeñas nómadas) al establecimiento de poblaciones humanas densas, sedentarias y con estructuras sociales jerarquizadas (Naranjo-Ramírez y Ruíz-Buitrago, 2020).

Según el proceso de producción que se implemente, la ganadería se puede dividir en dos tipos: intensiva, aquella con alto nivel de insumos en la cual los animales se encuentran en estabulación permanente (feedlots), con temperatura, alimentación y con la implementación de prácticas sanitarias efectivas para maximizar la eficiencia en la producción y extensiva, aquella de bajo nivel de insumos que se realiza en grandes extensiones de terreno con densidades de animales reducidas, en el que predomina el pastoreo continuo como estrategia de aprovechamiento forrajero (Riojas *et al.*, 2018; Borrelli, 2021).

Los sistemas productivos pecuarios se encuentran situados entre las principales causas de la crisis ambiental actual (Steinfeld *et al.*, 2009), consecuente del modelo de desarrollo orientado al crecimiento económico sin restricciones, sustentado en el aprovechamiento intensivo de recursos naturales finitos (Luna-Cabrera *et al.*, 2020), siendo la pérdida de la biodiversidad la de mayor riesgo al sobrepasar las lindes planetarias (Steffen *et al.*, 2015; CODS, 2019).

En 1972, la Conferencia de la cumbre de la tierra sobre el Medio Ambiente Humano, celebrada en Estocolmo, marcó un hito al propiciar la creación del “Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente “(PNUMA) proponiendo nuevas estrategias para el desarrollo de los sistemas productivos, orientadas hacia un modelo de sostenibilidad que contemple la rentabilidad económica, la aceptación social y la viabilidad ecológica como pilares fundamentales (Riojas *et al.*, 2018).

Los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM) establecidos en el año 2000 plantean objetivos ambiciosos de carácter global, como acabar con el hambre, reducir la pobreza y alcanzar la educación básica universal (Gómez, 2018).

Sin embargo, quince años después, ante la persistencia de enfoques reduccionistas y la necesidad de ampliar significativamente las concepciones tradicionales del desarrollo, se formuló la Agenda 2030 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), cuyo propósito es transformar la visión centrada exclusivamente en la promoción de una producción pecuaria sostenible, hacia un

enfoque más integral que potencie la contribución global del sector ganadero al desarrollo sostenible (Gómez, 2018; Naranjo-Ramírez y Ruíz-Buitrago, 2020).

El debate en el sector ganadero se ha centrado en el aumento demográfico y la demanda de sus productos, es decir, en cómo producir más con menos para alimentar a 9,800 millones de personas para el año 2050 reduciendo la huella ecológica de la producción ganadera (Riojas *et al.*, 2018). Por otra parte, según el Informe del Planeta Vivo 2024 de WWF, aproximadamente el 40% de la superficie emergida del planeta esta destinada a actividades agropecuarias, las cuales representan la causa principal de pérdida de hábitats, siendo responsable de más de una cuarta parte de las emisiones globales de gases de efecto invernadero (WWF, 2024).

A nivel mundial es necesario una conversión del sistema de producción tradicional de altos insumos a un nuevo paradigma compuesto por un sistema de bajos insumos y de gestión orgánica (Schader *et al.*, 2013; Nahed-Toral, 2013).

Como respuesta, para mejorar la rentabilidad productiva del sector agrícola y pecuario, salud humana y del ecosistema, y resiliencia del sistema alimentario, se ha comenzado a implementar modelos de ganadería regenerativa (Lal, 2020; Spratt *et al.*, 2021). Estos sistemas se caracterizan por alcanzar elevados niveles de productividad con una baja utilización de insumos externos, lo cual contrastaba con los paradigmas tradicionales de la ganadería convencional. Dicho enfoque permite lograr rentabilidad económica mientras se incrementa el capital social y biológico, al emular los principios de funcionamiento de los ecosistemas naturales, en lugar de oponerse a ellos (Borrelli, 2021).

En consecuencia, el objetivo principal del presente estudio radica en examinar los retos en el manejo del agostadero para alcanzar un pastoreo regenerativo. Para ello, se contextualiza el análisis a partir de la revisión de documentación de distintas fuentes (evidencias y experiencias documentadas) que sugieren el potencial de la actividad pecuaria como una estrategia viable para revertir la actual crisis ambiental.

I.3. Antecedentes del Manejo Regenerativo

A través de la historia, la actividad humana ha presentado un desarrollo exponencial tanto industrial como demográfico, teniendo como consecuencia una gran demanda en productos ganaderos, provocando un déficit de insumos para la sociedad (Rockström *et al.*, 2009).

La Revolución Verde de la década de 1960, sustentada en un modelo agrícola industrial intensivo y altamente dependiente de insumos externos, logró aumentar significativamente la producción mundial de alimentos; sin embargo, este avance se dio a costa de una profunda degradación del capital ecológico y sociocultural que sustenta los sistemas agroalimentarios (Butterfield *et al.*, 2019). Sin embargo, en la mayoría de los escenarios, los procesos de degradación del suelo son susceptibles de ser revertidos mediante estrategias adecuadas de manejo. En este contexto, los practicantes del Manejo Regenerativo han desempeñado un papel activo durante las últimas cuatro décadas en la implementación de acciones orientadas a la restauración de la funcionalidad ecosistémica (Butterfield *et al.*, 2019).

A raíz de la necesidad de una nueva “Revolución” surge las premisas de la Revolución Marrón, fundamenta en la regeneración de suelos con cobertura vegetal permanente, alto contenido de materia orgánica y elevada actividad biológica, lo que propicia ecosistemas funcionales con flora y fauna en condiciones óptimas de salud. Este proceso se materializa mediante la participación activa de amplios sectores de la población que retornan al campo para involucrarse en la producción agroalimentaria sustentable (Butterfield *et al.*, 2019).

La aplicación del pastoreo holístico se ha extendido a nivel internacional (Zimbabwe (Abel y Blaikie, 1989), EUA (Stinner *et al.*, 1997), Sud África (Du Toit *et al.*, 2009), Botswana, Namibia (McCosker, 2000), Australia (Massy, 2014), Argentina (Borrelli, 2016), Chile (Domínguez *et al.*, 2018) y México (Muñoz y Hargreaves, 2020)) adaptándose a distintos contextos ecológicos.

En las últimas décadas el manejo holístico ha brindado diferentes herramientas a los granjeros comerciales, ganaderos, ambientalistas entre otros; a dar un mejor manejo para comprender mejor a la naturaleza en todos sus procesos bióticos y abióticos, teniendo como principales retos la mejora de la salud, potencial agroproductivo del suelo, aumentar la viabilidad financiera y la calidad de vida de todos los actores implicados en el manejo holístico (Butterfield *et al.*, 2019) (Tabla I.1.).

Tabla I.1. Resumen de innovación regenerativa (Miatton y Karner, 2020).

INOVACIÓN	ACTORES	OPORTUNIDAD
Desarrollo apropiado de tecnologías para aumentar el uso eficaz del tiempo en procesos con ganado regenerativo	Pablo Etcheberry	<ul style="list-style-type: none"> - La tecnología apropiada que disminuye el tiempo requerido por la gestión diaria de un rancho regenerativo, y también optimiza sus operaciones. - Contribuye al fortalecimiento del bienestar socioeconómico de los productores ganaderos.
Pioneros en el desarrollo de sistemas de ganado regenerativo	Luiz Carlos Pinheiro Machado, Allan Savory, Jaime Elizondo Braun	<ul style="list-style-type: none"> - Brindando soluciones a las dificultades económicas y territoriales. - Apoyando su transición hacia enfoques que aumente la productividad y reduzca los costos mientras restaura ecosistemas. - Creación de puntos de referencia específicos del contexto de la Ganadería Regenerativa. - Difusión a nivel comunitario y en diferentes escalas (locales a globales).
Red para la transmisión del conocimiento	Ovis 21, Cultura Empresarial Ganadera, Red Uruguay de Pastoreo Racional,	<ul style="list-style-type: none"> - Conectando a los productores entre ellos y con consumidores a escala nacional y continental. - Aumentar la legitimidad y la participación social - Amplia aceptación de los enfoques regenerativos del pastoreo.

	ACOGANAR, Regengraze, Ganadería Regenerativa	-	Aumentar el apoyo entre los tomadores de decisiones para estas prácticas y alentar a los actores del mercado a invertir en el sector.
Certificaciones innovadoras son perspectiva holística	Savory Institute, Pecuária Neutra e Regenerativa, Carnes Manada	-	<p>Crear un mercado para productores holísticos a nivel regional.</p> <p>Educar a los consumidores sobre la regeneración.</p> <p>Proporcionar medios rentables basados en recursos físicos e indicadores biológicos para medir la ecología, el rendimiento y el alcance real de la regeneración</p> <p>Este sistema de medición se puede utilizar para aplicar a la monetización de los servicios ecosistémicos.</p>

Durante la década de 1970, Luiz Carlos Pinheiro Machado estableció el Instituto André Voisin en la ciudad de Porto Alegre, Brasil, contribuyendo significativamente a la difusión de un Manejo regenerativo de pastos. Pinheiro combinó las leyes de pastoreo de André Voisin con un enfoque agroecológico centrado en la vida del suelo y la planificación integrada de pastos, lo que lleva al sistema Pastoreo Racional Voisin (PRV) (Miatton y Karner, 2020).

Mientras Pinheiro perfeccionaba el método de Voisin en Brasil, Allan Savory también se basó en el enfoque de Voisin para desarrollar la Gestión Holística en Zimbabue (Savory y Butterfield, 1999). Este marco de toma de decisiones busca maximizar los beneficios sociales, económicos y ambientales del pastoreo mientras se minimiza sus consecuencias negativas no deseadas (Miatton y Karner, 2020).

A escala global, el Instituto Savory ha tenido un impacto en más de 10 millones de hectáreas y ha beneficiado a miles de personas alrededor del mundo, con el objetivo de la regeneración a gran escala de ecosistemas de pastizales a través de la educación, la promoción y capacitaciones (Savory Institute, 2019). En América Latina, específicamente en Argentina, Chile, Colombia y Brasil se han

establecido centros que proponen una amplia gama de servicios holísticos de pastoreo y ofrecen algunos del más estructurados entrenamientos y asistencia al pastoreo, conectando redes regionales con una extensa comunidad mundial (Miatton y Karner, 2020).

Ovis 21, fue el primer centro Savory en ser establecido en América Latina (Argentina) en 2003, y oficialmente acreditada en 2013. Además, es una empresa certificada que ofrece consultoría de mejora de ranchos y rebaños, así como educación y formación en gestión holística (Escuela de Regeneración con sede en Buenos Aires) (Miatton y Karner, 2020).

Pablo Borelli, cofundadora y formador de Ovis 21 Argentina, obtuvo la primera certificación para pastoreo regenerativo (CÉSPED), desarrollado para certificar el regenerativo abastecimiento de la lana, GRASS fue un precursor del protocolo de Verificación de Resultados Ecológicos (EOV). Junto con la iniciativa Land to Market, EOV es el primer programa de certificación global para regeneración productos de origen animal basados en criterios cuantitativos y cualitativos (cobertura del suelo, biodiversidad, reserva de carbono, potencial fotosintético e infiltración de agua) (Miatton y Karner, 2020).

Una tendencia más reciente dentro del pastoreo es la no selectiva. El Pastoreo de Alta Densidad, también conocido como PUAD (Pastoreo de Ultra Alta Densidad), fue desarrollado por el sudafricano Johan Zietsman y, en la actualidad, se está difundiendo ampliamente bajo el concepto de Ganadería Regenerativa. Aparte de la aspectos fisiológicos y agronómicos relacionados con manejo de pastos, una de sus principales características es su enfoque es la cría de animales, que consiste en desarrollar genética ganadera adaptada a los pastos locales y medio ambiente en términos de nutrición, clima, inmunidad y sistemas reproductivos. El enfoque de Zietsman ha sido adoptado y desarrollado por Jaime Elizondo Braun, educador, autor y consultor mexicano. En México la red de Manejo Regenerativo de Ranchos ubicada en el estado de Chihuahua cuenta con cientos de adherentes (Miatton y Karner, 2020).

En México, Daniel Suárez Castillo, propietario del rancho El Yaqui, lanzó el sitio web de Ganadería Regenerativa. Además de una colección útil de recursos, el sitio web incluye Regenerando Ando, un mapeo en línea de América Latina. Las iniciativas americanas de pastoreo regenerativo (incluyendo PRV, gestión holística y otros enfoques). El objetivo es conectar a productores, minoristas, consumidores y otros actores que se dedican a la regeneración animal productos, aumentando la conexión panamericana y recopilar datos sobre agentes de cambio locales que son activo en diferentes contextos (Miatton y Karner, 2020).

I.4. Nuevo paradigma de producción ganadera

La viabilidad a largo plazo de los sistemas de producción pecuaria ha sido objeto de debate debido a los impactos ambientales y sociales asociados. No obstante, la ganadería representa una actividad fundamental e irremplazable para el progreso y bienestar de la sociedad (Naranjo-Ramírez y Ruiz-Buitrago, 2020).

Es imperativo adoptar un enfoque innovador para enfrentar los desafíos globales más apremiantes de la actualidad, como el cambio climático, la degradación agrícola, el incremento de sequías e inundaciones, la alarmante pérdida de suelo fértil, el hambre y la pobreza. Todo ello se ve agravado por una creciente conciencia sobre la insostenibilidad de los modelos económicos actuales, los cuales se fundamentan en la falsa premisa de un crecimiento ilimitado dentro de un planeta con recursos finitos (Butterfield *et al.*, 2019).

La ganadería regenerativa representa un paradigma emergente en los sistemas de producción pecuaria, orientado a la restauración de la funcionalidad ecológica, la resiliencia de los agroecosistemas y la sostenibilidad socioeconómica del sector, en la cual se utiliza manejo Holístico, algunos principios de pastoreo racional Voisin, u otras estrategias que faciliten la alternancia entre eventos de pastoreo y períodos prolongados de recuperación vegetal (Borrelli, 2021). Se fundamenta en un marco de gestión y toma de decisiones integradas que promueve simultáneamente la viabilidad económica, la sostenibilidad ecológica y la equidad social, tanto en el corto como en el largo plazo (Butterfield *et al.*, 2019).

Los principios de la ganadería regenerativa (Borrelli, 2021) establecen lo siguiente: 1) Es necesario adoptar un enfoque holístico en la toma de decisiones, considerando la complejidad e interconexión de los sistemas, 2) Replicar patrones del entorno natural mediante biomímesis y favorecer el funcionamiento integral de los procesos ecosistémicos, orientándose hacia sistemas perennes y altamente biodiversos, 3) Fomenta suelos con alta actividad biológica y abundante presencia de micorrizas, las cuales contribuyen a una fertilidad natural sostenida, 4) Integrar y conservar árboles dentro del paisaje productivo y 5) Activar de manera integral el ciclo del carbono a través de la funcionalidad ecológica del sistema. Los pastizales capturan carbono atmosférico, el cual se integra al suelo mediante la descomposición y acumulación de residuos vegetales. La planificación del pastoreo optimiza esta función ecológica al regular los ciclos de descanso (carga) y pastoreo (descarga), favoreciendo la recuperación de la vegetación y la acumulación de carbono en el suelo.

Savory y Butterfield (1999) articuló cuatro conceptos clave cruciales para la comprensión de la naturaleza, que sustentan el marco del Manejo Holístico (Figura 1): 1) Una perspectiva holística es esencial en el manejo; la naturaleza funciona en totalidades, 2) La escala de distribución de humedad y cómo afecta la respuesta de la tierra a las influencias sobre ella, 3) La relación depredador-presa y la salud de la tierra en ambientes con distribución estacional de humedad y 4) El tiempo más que las cantidades regulan el sobrepastoreo y el sobrepisoteo.

I.5. Retos para alcanzar un pastoreo regenerativo

I.5.1. ¿Cómo identificar si un predio es regenerativo?

El Instituto Savory promueve la restauración a gran escala de los ecosistemas del mundo a través de prácticas de gestión holística. La restauración ambiental puede evaluarse a través de parámetros cualitativos (descriptivos) y cuantitativos (numéricos). Esto facilita diferenciar las unidades de producción que efectivamente promueven la regeneración ecológica de aquellas que emplean el concepto con fines meramente (Venter, 2019; Borrelli, 2021).

La Verificación de Resultados Ecológicos (EOV, por sus siglas en inglés) proporciona un indicador estandarizado a nivel global para evaluar el progreso hacia la regeneración ecológica (Venter, 2019) y establece que un predio se considera en proceso de regeneración cuando muestra un incremento o mantenimiento de la cobertura vegetal, mejora la infiltración del agua pluvial, enriquece la biodiversidad edáfica, vegetal y faunística, incrementa la productividad primaria (tanto en términos de fotosíntesis como de biomasa) y eleva el contenido de carbono orgánico en el suelo, reflejando un impacto positivo en la funcionalidad ecosistémica y la productividad (Borrelli, 2021).

Esta herramienta está diseñada para ser un mecanismo de aprendizaje de mejora continua de la tierra, apoyo continuo a administradores o asesores técnicos y diferenciación del mercado dándole un valor agregado al producto (Venter, 2019).

I.6. Cambio climático y ganadería

La permanencia sostenible de los sistemas de producción pecuarios es frecuentemente cuestionada por sus impactos socioambientales. No obstante, La ganadería constituye una actividad esencial e irremplazable para el desarrollo humano La sostenibilidad de los sistemas de producción bovina suele cuestiona (Naranjo-Ramírez y Ruiz-Buitrago, 2020).

Ante la creciente preocupación por el cambio climático, la ganadería ha sido identificada como un sector con contribuciones significativas a las emisiones de gases de efecto invernadero, producto de sus prácticas productivas convencionales. No obstante, se requiere diferenciar sus directrices y posicionarla como una solución al problema (Borrelli, 2021).

De acuerdo con el Informe Planeta Vivo 2024 del Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF), aproximadamente el 40% de la superficie terrestre global está destinada a actividades agropecuarias, lo que constituye la principal causa de

pérdida de hábitats y contribuye con más del 25% de las emisiones globales de gases de efecto invernadero (WWF,2024).

Sin embargo, la conexión entre la ganadería y el cambio climático es compleja y multifactorial, siendo objeto de creciente análisis. Si bien se le ha señalado como un emisor relevante de gases de efecto invernadero, también cumple una función clave en la mitigación de la pobreza rural y en la provisión de servicios ecosistémicos esenciales, tradicionalmente subestimados, que favorecen su adaptación al cambio climático (Sejian *et al.*, 2015).

La generación de metano producto de la fermentación entérica (proceso digestivo característico de los rumiantes) está condicionada por múltiples factores, entre los que destacan: a) la especie y el tamaño corporal del animal, b) la eficiencia digestiva del alimento, y c) la ingesta de materia seca, además de la concentración de carbohidratos totales y disponibles para la digestión (Wilkerson *et al.*, 1995). Diversos estudios estiman que del 6 al 10% de la energía bruta de la dieta bovina es emitida como metano, el cual es liberado principalmente a través de la respiración (Eckard *et al.*, 2010); por consiguiente, la mitigación de estas emisiones podría traducirse en una mejora en la eficiencia productiva del sistema. Asimismo, el estiércol y su aprovechamiento como fertilizante representan una emisión significativa de CH₄ y N₂O, gases con elevado potencial de calentamiento global (Alayón-Gamboa *et al.*, 2018).

I.7. Estrategias de mitigación

En el contexto de los sistemas de producción pecuaria, existe una amplia gama de tecnologías respaldadas por prácticas de manejo adecuadas, dirigidas a reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), las cuales, además de contribuir a la sostenibilidad ambiental, pueden incidir positivamente en la rentabilidad y eficiencia del sistema productivo (Alayón-Gamboa *et al.*, 2018).

A escala de las unidades de producción pecuaria, las estrategias de mitigación pueden ser orientadas tanto hacia la alimentación y manejo del hato como al sistema productivo adoptado, en función del tipo de gas de efecto invernadero (GEI) que se busca disminuir (Alayón-Gamboa *et al.*, 2018; Pérez-Espejo *et al.*, 2008) (Tabla I.2).

Sin embargo, los principales obstáculos para mejorar la productividad animal continúan siendo la baja calidad genética de los hatos y la escasa provisión de materia seca en cantidad y calidad suficiente, lo cual limita significativamente la eficiencia en la conversión alimenticia y el rendimiento zootécnico (Tarawali *et al.*, 2011).

Tabla I.2. Estrategias de mitigación de los principales gases de efecto invernadero

ESTRATEGIAS DE MITIGACIÓN ⁴	GASES DE EFECTO INVERNADERO ¹		
	Dióxido de carbono (CO ₂)	Metano (CH ₄)	Óxido Nitroso (N ₂ O) y Amoniac (NH ₃)
ANIMALES Y ALIMENTACION - Prácticas de manejo alimentario y nutrición - Modificación del ambiente ruminal - Mejoramiento reproductivo y genético		- Dietas más eficientes para reducir la fermentación entérica ¹ - Suplementación (follajes arbóreos y pastos de alto contenido proteico) ² - Suplementación nitrogenada mediante	- Mejorar eficiencia en la asimilación animal de N (Reduce el N contenido en las excretas) ¹ - Gran parte del reto de reducir las emisiones de N ₂ O y de NH ₃ recae en los agricultores ¹

			soluciones de urea de 0.5 a 3% ³
			- Adición de micronutrientes y macronutrientes esenciales (nitrato, calcio (Ca), fósforo (P), cobre (Cu) y Zinc (Zn)) ³
		- Reducción de la deforestación intensificando la agricultura ¹	
		- Restauración de la materia orgánica en suelos (agricultura orgánica, labranza de conservación) ¹	
SISTEMA DE MANEJO			
- Optimización del manejo de pastizales y de los recursos forrajeros disponibles			- Mejor manejo de excretas en los sistemas intensivos ¹
- Manejo zootécnico sanitario		- Rehabilitación de la disminución de carbono orgánico en suelos con pastizales degradados ¹	- Producción de biogás ¹
- Gestión del estiércol		- Captura de carbono por agroforestería ¹	
PRODUCCIÓN ANTROPOGÉNICA DE GEI (%)¹	9%	35-40%	60-70% y 68%

Fuentes: ¹(Pérez-Espejo *et al.*, 2008); ²Owen *et al.*, 2012; ³(Hristov *et al.*, 2013) y ⁴(Alayón-Gamboa *et al.*, 2018)

I.8. Proteínas con huella de carbón negativa

Los análisis de ciclo de vida de proteínas destinadas al consumo humano indican que la carne bovina producida mediante sistemas convencionales (combinación de pastoreo y confinamiento) presenta la mayor huella de carbono, con aproximadamente 33 kg de CO₂/kg de producto. En comparación, la carne de ave y cerdo genera entre 6-9 kg de CO₂/kg, mientras que los sustitutos vegetales como las hamburguesas a base de soya emiten 4-5 kg, y el tofu alrededor de 2kg de CO₂/kg. La carne artificial, sintetizada en laboratorio, tiene un precio exorbitante y la huella de carbono es desconocida, aunque estaría por encima de los valores mencionados. Entre las opciones mencionadas no hay proteína para consumo humano que no tenga tras de sí una huella positiva de carbono (Borrelli, 2021).

La carne proveniente de sistemas regenerativos tiene una huella de carbono negativa: por cada kilo de carne producida se secuestran 3.5 kg de CO₂ equivalente del aire. No obstante, es un producto de alta calidad proveniente de un sistema productivo resiliente, biodiverso y con excelente funcionamiento de los procesos ecosistémicos generando empleo y calidad de vida al medio rural, constituyéndose como la alternativa principal de mitigación de la crisis ambiental actual (Borrelli, 2021).

I.9. Servicios ambientales

En un contexto de degradación ambiental y cambio climático, los servicios ambientales de la ganadería regenerativa: aumento de biodiversidad, infiltración de agua y carbono en suelo son cruciales. La tasa de secuestro alcanzable depende de la región (clima y suelo) y de la intensidad del manejo (más potreros, más secuestro) (Borrelli, 2021). La Verificación Ecológica por Resultados, en inglés Ecological Outcome Verification (EOV) permite medir estos incrementos y comercializarlos en mercados voluntarios de servicios ambientales (en desarrollo avanzado) (Venter, 2019).

Estos mercados permitirán que la ganadería regenerativa sea retribuida por su valiosa contribución, es importante destacar que en zonas menos productivas el

valor de la retribución del carbono secuestrado puede superar al de la producción ganadera (Borrelli, 2021).

I.10. Discusión

En la actualidad, se han emprendido importantes iniciativas orientadas al diseño e implementación de estrategias que optimicen la conservación de la biodiversidad, tanto en términos cualitativos como cuantitativos (Toledo, 2005). Este enfoque marca un cambio sustancial respecto a las concepciones conservacionistas tradicionales de carácter estrictamente biológico o monocriterial, centradas exclusivamente en la protección de los organismos vivos. En contraste, la visión contemporánea de la conservación adopta un enfoque holístico, en el cual los componentes bióticos y abióticos del ecosistema adquieren igual relevancia, integrándose de forma articulada con dimensiones económicas, culturales, demográficas y lineamientos específicos del desarrollo regional (Halffter, 2005; Miller *et al.*, 2001).

Diversos autores han propuesto que la conservación de la biodiversidad debe enfocarse en paisajes antropizados, dado que constituyen entornos reales donde las actividades humanas coexisten con sistemas naturales. Por ello, se plantea la necesidad de establecer sinergias entre la conservación biológica y los intereses humanos (Robinson, 2006; Koh y Gardner, 2010). En este sentido, se aboga por concebir los paisajes agrícolas como sistemas multifuncionales que integren la provisión de servicios ecosistémicos dentro de los esquemas productivos (Garbach *et al.*, 2014).

La regeneración de los ecosistemas naturales y agrícolas implica una transformación cualitativa de las prácticas productivas y de la cultura asociada, orientada a restaurar la funcionalidad, salud y resiliencia del ecosistema, con el fin de satisfacer de manera sostenible las demandas sociales crecientes (Lal, 2020).

Los resultados de la ganadería regenerativa son promisorios, contribuyen a mejorar la calidad edáfica, mitigan los procesos erosivos, incrementan la

biodiversidad y fortalecen la viabilidad económica y la estabilidad del sistema productivo (Mosier *et al.*, 2021).

Un ejemplo de esto son los resultados presentados por Prada (2021), donde es relevante destacar que el incremento en la rentabilidad económica bajo distintos tipos de producción ganadera es debido al aumento en la densidad de pastoreo y modificación en la calidad del componente herbáceo como resultado del sistema de pastoreo implementado, resultando favorecedor para el pastoreo regenerativo. Sin embargo, se destaca la demanda de una inversión económica considerable, particularmente durante la fase de transición hacia esquemas de pastoreo regenerativo.

Frente al reto que enfrenta el sector ganadero para mitigar las emisiones de gases de efecto invernadero, la ganadería regenerativa emerge como una alternativa con beneficios ambientales significativos, como lo son:

Los sistemas pastoriles pueden generar un balance ambiental favorable (Alayón-Gamboa *et al.*, 2016) en comparación con los sistemas de engorda en corral ya que en términos de emisiones de gases de efecto invernadero, la ganadería regenerativa posee un potencial relevante para neutralizar dichas emisiones, siempre que se restauren las funciones del suelo en los pastizales, se incremente y recupere su función el contenido de carbono orgánico total en el suelo (Mosier *et al.*, 2021).

En el CBC, las funciones de fijación de carbono incrementarían la biomasa leñosa de 47 a 86 o hasta 126 Mg ha⁻¹ en ausencia de incendios, estimándose que, con intervenciones de restauración, dichas respuestas del estrato leñoso se alcanzan en un periodo aproximado de 45 años (Prada *et al.*, 2018).

Entre las distintas estrategias de mitigación, los sistemas silvopastoriles (SS) han demostrado ser los más viables para su adopción por pequeños productores en el sureste mexicano, debido a su adaptabilidad y beneficios multifuncionales (Jiménez-Ferrer *et al.*, 2015). Este tipo de sistemas constituye una alternativa eficaz para la reducción de emisiones de metano y óxidos de nitrógeno (CH₄ y

N₂O respectivamente), ya que la inclusión de especies arbóreas en las áreas de pastoreo ofrece una amplia gama de servicios ecosistémicos: suministro de forraje, leña, productos alimenticios y medicinales, sombra para el ganado, así como la mejora de la fertilidad edáfica a través de leguminosas fijadoras de nitrógeno. Además, contribuyen a reducir los impactos de la deforestación mediante el aprovechamiento sostenible de vegetación arbórea en procesos sucesionales (Alayón-Gamboa *et al.*, 2016).

Respecto a la captura de dióxido de carbono (CO₂), diversos estudios han reportado que los sistemas silvopastoriles con árboles dispersos en los potreros contribuyen significativamente a la captura de carbono, estimando que pueden almacenar hasta 88.9 toneladas de CO₂/ha, mientras que las barreras verdes contribuyen con aproximadamente 87.5 t C ha⁻¹. En contraste, los sistemas convencionales basados en monocultivos de gramíneas alcanzan apenas 60.6 t C ha⁻¹, evidenciando el mayor potencial de los SS para el almacenamiento de carbono (Jiménez *et al.*, 2008).

CAPÍTULO II.

REPRESENTATIVIDAD DE LOS TIPOS DE VEGETACIÓN EN LAS UNIDADES DE MANEJO PARA LA CONSERVACIÓN DE LA VIDA SILVESTRE (UMA) EN MÉXICO



Representación visual de una porción del matorral espinoso tamaulipeco en la UMA con clave de registro: DGVS-CR-EX2301-TAM, denominada “Agroganadería San Salvador”, Villagrán, Tamaulipas.

Leal, E.N.A; S.J.I. Uvalle; A.C.M. Cantú; R.E. Alanís; C.A.E. Estrada, O.A. Mora. 2023. “Representatividad de los tipos de vegetación en las unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre (UMA) en México”. Revista e-CUCBA, (20), 12-21.

REPRESENTATIVIDAD DE LOS TIPOS DE VEGETACIÓN EN LAS UNIDADES DE MANEJO PARA LA CONSERVACIÓN DE LA VIDA SILVESTRE (UMA) EN MÉXICO

II.1. Resumen

Las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA, en México abarcan una superficie aproximada de 37 millones de hectáreas, lo que equivale al 17.1% de la superficie nacional. Sin embargo, solamente se dispone de información geoespacial precisa para 1,761 UMA, que representan un total de 9,803,319 hectáreas (5.05% del país). A través del enfoque de análisis de vacíos y omisiones de conservación (GAP), se evaluó la contribución de las UMA a la preservación de los tipos de vegetación natural identificados en la Serie VI del INEGI (2017). La distribución de las UMA se concentra mayoritariamente en regiones dominadas por matorrales, los cuales representan el 46.9% de la cobertura de vegetación primaria nacional, clasificadas en 10 categorías vegetales. Al considerar a las UMA como instrumentos complementarios a las ANP en términos de conservación biológica, se observa que estas abarcan nueve categorías de vegetación que actualmente se encuentran fuera del resguardo de la red de ANP. Sin embargo, las UMA no alcanzan a proteger 16 categorías de vegetación secundaria, las cuales también constituyen vacíos de conservación en la red actual de ANP, lo que se traduce en una omisión nacional de aproximadamente 72,891 hectáreas (0.17%). Por consiguiente, maximizar el impacto de ambos esquemas en la conservación de la biodiversidad requiere fortalecer y efficientizar su gestión operativa y normativa.

II.2. Introducción

Frente a la actual crisis ambiental global, diversas naciones han suscrito acuerdos internacionales con metas ambiciosas enfocadas a la conservación de la biodiversidad. En este contexto, México, en el marco del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), se comprometió a alcanzar los objetivos

establecidos en las Metas de Aichi, entre las cuales destaca la Meta 11, que propone conservar para el año 2020 al menos el 17% de los ecosistemas terrestres y de aguas continentales, al menos el 17% de las zonas terrestres y de aguas continentales, además del 10% de las áreas marinas y costeras de importancia ecológica para el año 2020 (CONABIO, 2019). No obstante, al concluir dicho periodo, solo seis de las veinte metas fueron alcanzadas de forma parcial (CONABIO, 2019). A partir de ello, se adoptó un nuevo enfoque a nivel global, bajo la directriz de la ENBioMex 2016-2030 (Estrategia Nacional sobre Biodiversidad y su Plan de Acción), en la cual retoman el compromiso de conservar al menos el 30% de las superficies terrestre y marina para el año 2030, conforme a los acuerdos establecidos en la Declaración de Kunming (CBD, 2021).

Respecto al grado de cumplimiento, se logró proteger el 22% de las zonas marinas de México mediante la proclamación de Áreas Naturales Protegidas (ANP); no obstante, en el ámbito terrestre, la meta establecida no fue cumplida, registrándose una cobertura del 13% (CONABIO, 2019; REDPARQUES, 2018). Como instrumentos complementarios a las ANP, las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) representan una estrategia relevante, ya que, si bien su objetivo principal es productivo (principalmente a través de actividades cinegéticas), permiten regular el uso extractivo de los ecosistemas y mantener poblaciones viables, particularmente de especies de interés cinegético, al tiempo que se promueve la conservación de los hábitats (Retes *et al.*, 2010).

No obstante, desde una perspectiva ecológica, la eficacia de las UMA ha sido cuestionada, debido a la implementación de prácticas de manejo que alteran los procesos ecológicos naturales. Entre estas prácticas se incluyen: el suministro artificial de alimento, la intervención del hábitat con fines productivos, la gestión/manejo de especies depredadoras y la selección dirigida de ejemplares con atributos desables, como valor cinegético (Perea, 2014). Además, se han identificado limitaciones en la calidad de los planes de manejo, deficiencias en los métodos de monitoreo poblacional, carencia de información biológica

confiable, estimación insuficiente de los efectos sobre la diversidad biológica, enfoque de manejo en un reducido hacia un grupo restringido de especies, escasa cooperación interinstitucional y un enfoque centrado en beneficios económicos inmediatos (Gallina-Tessaro *et al.*, 2009).

A pesar de su creciente implementación, los estudios sobre la efectividad de las UMA en la conservación de la biodiversidad siguen siendo escasos (González *et al.*, 2023; Valdez *et al.*, 2006; Weber *et al.*, 2006; Sisk., 2007; García-Marmolejo *et al.*, 2008; Gallina-Tessaro *et al.*, 2009; Cantú *et al.*, 2007;2011;2018; Koleff *et al.*, 2007;2009). Cabe resaltar que el término “conservación ecológica” se puede entender de dos maneras principales: la primera alude al uso racional de los recursos naturales para su aprovechamiento sostenible, respetando el umbral de sostenibilidad ecológica con el objetivo de garantizar su disponibilidad para generaciones futuras (IUCN, PNUMA y WWF, 1991); por su parte, la segunda se refiere a la conservación de la integridad ecológica, entendida como el estado prístino de los ecosistemas, con mínima o nula perturbación antrópica (Hernández y Ybarra, 2008).

Actualmente, se encuentran registradas 11,655 UMA en México, cubriendo una superficie de 37.63 millones de hectáreas, lo que equivale al 17.1% de la extensión nacional (DGVS-SEMARNAT, 2019). En comparación, existen 1,080 ANP en los tres ordenes de gobierno: federal, estatal y municipal; cuya superficie conjunta asciende a 25,602,239.01 hectáreas, correspondientes al 13.19% del territorio nacional (CONABIO, 2020). Las ANP se consideran uno de los mecanismos más relevantes a nivel mundial para la protección de la biodiversidad (Cantú *et al.*, 2004). Sin embargo, uno de sus cuestionamientos principales en la gestión de la conservación es definir el porcentaje mínimo de cobertura requerido para asegurar la persistencia de las especies a largo plazo (Dudley *et al.*, 2005).

En este sentido, los análisis de vacíos y omisiones de conservación (GAP) se han constituido como herramientas técnicas clave para identificar áreas insuficientemente representadas en el sistema actual de reservas. Estos análisis permiten contrastar la distribución de ANP con patrones de biodiversidad, ya sea en términos de tipos de vegetación, especies o hábitats prioritarios, proporcionando información estratégica para orientar decisiones de conservación (Jennings, 2000).

Con el fin de proporcionar una visión actualizada sobre los vacíos de conservación en las UMA en comparación con las ANP en el país, el objetivo de la presente investigación se centro en evaluar la contribución de las UMA a la conservación de la biodiversidad en México, a través de el análisis cuantitativo de la cobertura de vegetación natural registrada en la cartografía de la Serie VI del INEGI (2017), empleando como base los niveles de representatividad establecidos en la red nacional de ANP.

II.3. Materiales y métodos

II.3.1. Área de estudio

La presente investigación se efectuó con base en el enfoque metodológico desarrollado por el Programa de Análisis de Vacíos y Omisiones de Conservación (GAP) (Scott *et al.*, 1993; Cantú *et al.*, 2003, 2004, 2011), la cual permite identificar el grado de representación de la biodiversidad dentro de ciertas categorías de uso o protección. En este caso particular, se evaluó la proporción de superficie ocupada por las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) que alberga comunidades vegetales naturales, consideradas como indicadores de diversidad biológica. A partir de ello, se establecieron niveles de representatividad ecológica, los cuales fueron comparados con aquellos alcanzados por las Áreas Naturales Protegidas (ANP),

con el objetivo valorar el papel complementario de las UMA en la conservación ecosistémica.

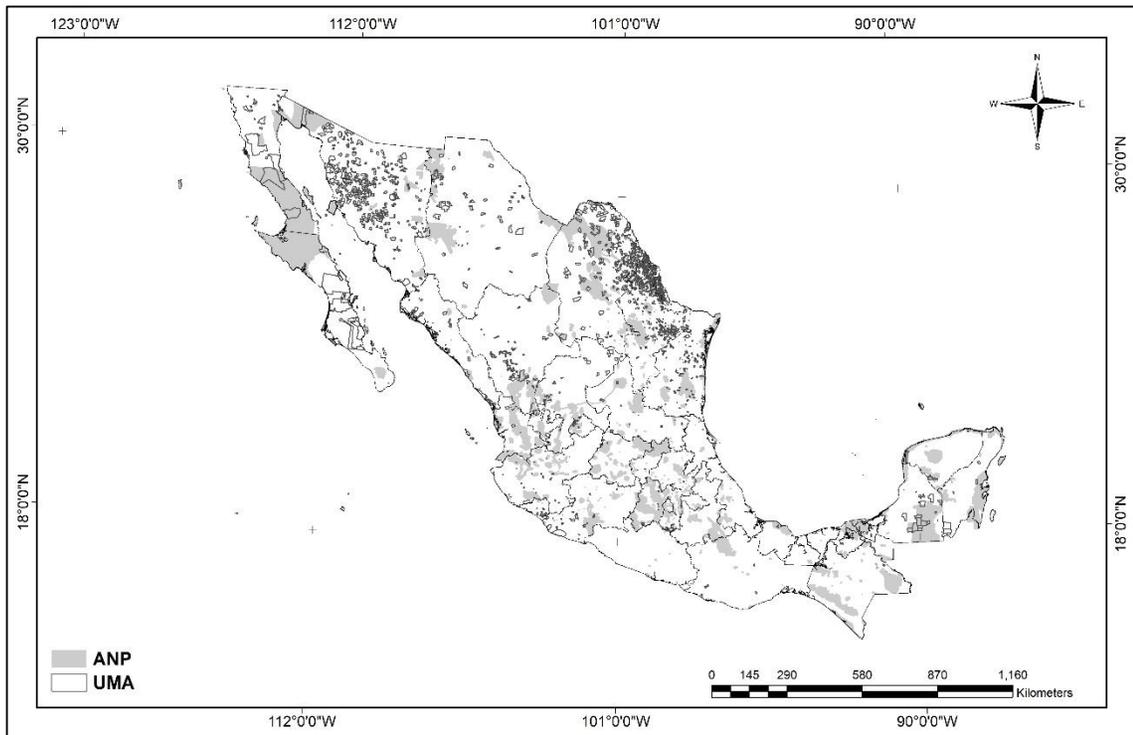


Figura II.1. Áreas protegidas (ANP) y Unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre (UMA) de México (Fuente: SEMARNAT, 2010 y CONABIO, 2020).

II.3.2. Análisis de la información

A partir del uso de un sistema de información geográfica, se efectuó el análisis espacial de las coberturas digitales correspondientes a 1,761 UMA, que abarcan una superficie de 9,803,319 hectáreas, conforme a la información contenida en la base cartográfica de la Dirección General de Vida Silvestre de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT, 2010). Asimismo, se consideraron las 1,080 ANP de competencia federal, estatal y municipal, las cuales suman una superficie total de 25,602,239.01 hectáreas, de acuerdo con el repositorio de datos geospaciales del Gobierno Federal y la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO, 2020). Para la evaluación de cobertura vegetal, se empleó el mapa digital de uso del suelo y vegetación correspondiente a la Serie VI (INEGI, 2017). La integración,

procesamiento y análisis de los datos geospaciales se realizó mediante el software ArcGIS®, versión 10.3 (Figura II.1).

II.4. Resultados y discusión

En el territorio mexicano se tiene registro de 11,655 UMA (DGVS-SEMARNAT, 2019); sin embargo, únicamente 1,761 cuentan con georreferenciación disponible, lo que representa el 15% del total con información cartográfica accesible. Estas UMA georreferenciadas abarcan una superficie de 9,803,319 hectáreas, equivalentes al 5.05% de la superficie nacional, de las cuales 1,795,029 hectáreas se encuentran dentro de Áreas Naturales Protegidas (ANP) (Figura 1). Por otro lado, existen 1,080 ANP terrestres de ámbito federal, estatal y municipal, con un área estimada de 25,602,239 hectáreas, lo que equivale al 13.19% del territorio nacional.

Cabe señalar que parte de las UMA se encuentran al interior de las ANP; por tanto, la superficie efectiva de UMA fuera del sistema de ANP corresponde a 6,962,880 hectáreas, es decir, el 4.97% del territorio nacional. Al sumar esta superficie a la correspondiente a las ANP, se obtiene una cobertura total de conservación de 29,186,867 hectáreas, equivalente a una séptima fracción del territorio nacional.

En cuanto a la categorización del uso del suelo y vegetación, la cartografía digital correspondiente a la Serie VI del INEGI (2017) distingue 181 clases, entre las que 153 corresponden a vegetación natural (divididas en 54 categorías de vegetación primaria y 99 de vegetación secundaria), mientras que los 28 restantes corresponden a coberturas antrópicas o vegetación inducida.

En función de lo previamente expuesto, la extensión geográfica nacional con cobertura de uso de suelo y vegetación contenida dentro de ANP y UMA equivale únicamente al 16.89% del territorio nacional, lo que representa un total de 33,373,784 hectáreas (Tabla II.1).

Tabla II.1. Relación proporcional de la superficie total de México, con respecto a los tipos de uso de suelo y vegetación; así como su nivel de representatividad en ANP y UMA.

Condición USUEV-S6 (INEGI, 2017)	México (ha)	ANP (ha)	ANP (%)	UMA (ha)	UMA (%)
Vegetación Natural	140,228,686	22,223,987	15.8	8,702,083	6.2
Vegetación Primaria	96,314,365	17,600,818	18.3	7,693,186	8.0
Vegetación Secundaria	44,921,006	5,151,097	11.5	1,053,590	2.3
Usos antrópicos	56,304,352	2,601,817	4.6	1,135,906	2.0
Total	197,539,723	25,353,732	12.83	9,882,683	5.00

II.4.1. Vegetación natural primaria

En la superficie total del país se reconocen 54 tipos de vegetación natural primaria, que abarcan aproximadamente el 48.76% de la superficie del país, lo que equivale a 96,314,365 hectáreas.

Las UMA comprenden una superficie de 7,693,186 hectáreas, lo que representa el 8.0% del total de vegetación primaria. No obstante, nueve categorías de vegetación primaria no se encuentran representadas en el conjunto de UMA a nivel nacional, razón por la cual son consideradas como vacíos de conservación. Estas categorías comprenden: selva mediana caducifolia, bosque de cedro, pastizal gipsófilo, selva de galería, selva baja perennifolia, selva baja subperennifolia, selva alta subperennifolia, pradera de alta montaña y selva mediana perennifolia, las cuales en conjunto cubren una superficie de 374,883 hectáreas (equivalente al 0.39% del total nacional). Asimismo, estas unidades presentan niveles de cobertura significativamente inferiores al umbral del 30% de representación en unidades de conservación, establecido en la Declaración de Kunming (Figura II.2a).

Cabe destacar que los matorrales xerófilos constituyen la principal categoría de vegetación primaria en el país, abarcando un 46.9% del total, con una extensión de 45,182,741 hectáreas.

En contraste, todas las categorías de vegetación primaria se encuentran representadas, al menos en una ocasión, dentro del sistema nacional de Áreas Naturales Protegidas (ANP). En total, 21 categorías de vegetación presentan una representación superior al umbral del 30% establecido como meta internacional, sobresaliendo la selva mediana perennifolia, que presenta una representatividad del 100% dentro de la red de ANP. Sin embargo, 33 tipos de vegetación presentan deficiencias en su representación dentro del sistema de ANP, entre ellos destacan el matorral sarcocuale (28%), la selva baja perennifolia (27.2%) y el matorral submontano (27.1%) (Figura II.2b).

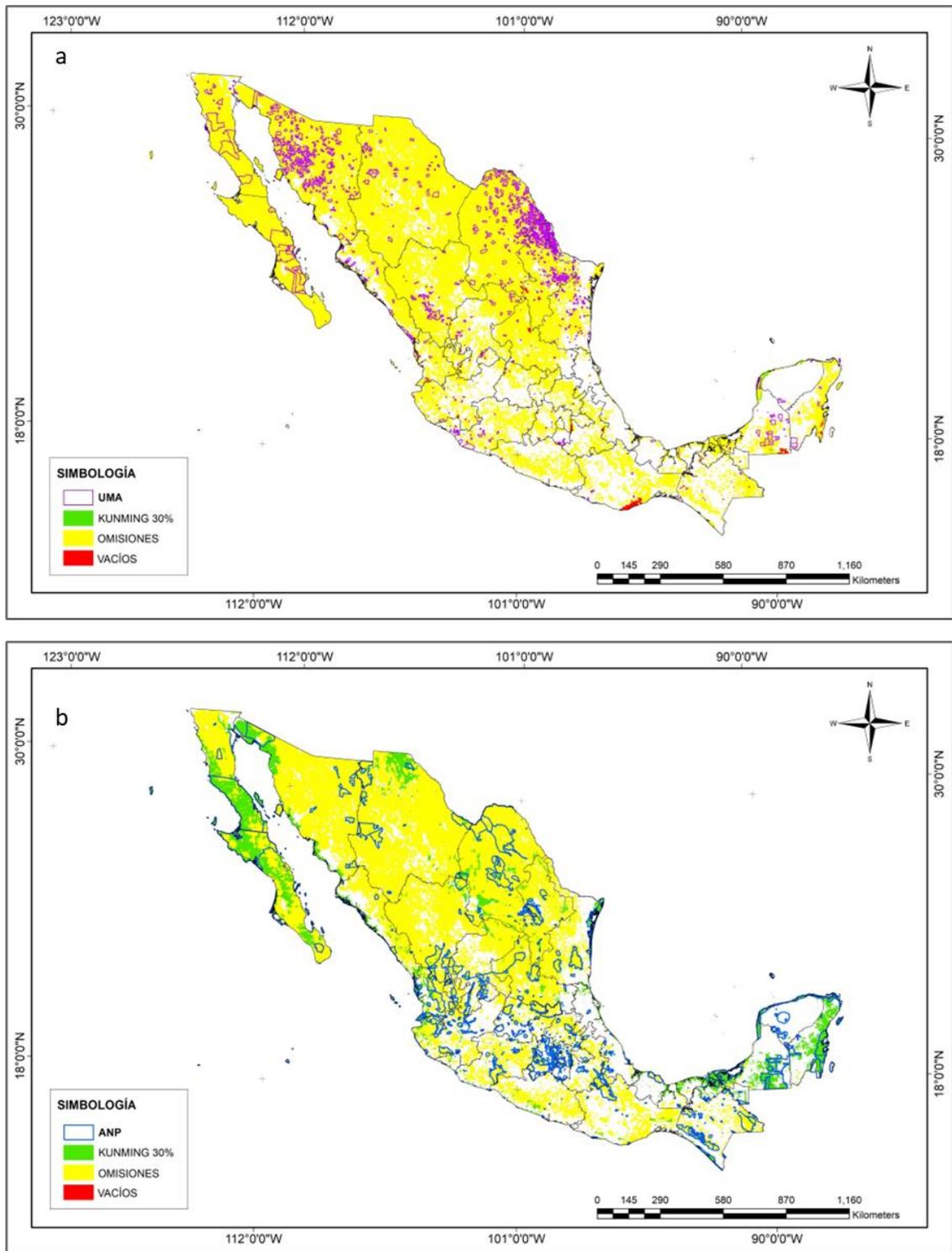


Figura II.2. Vegetación primaria (INEGI, 2017) representada en las Unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre (UMA) de México (SEMARNAT, 2010) y Áreas Naturales Protegidas (ANP) de México (CONABIO, 2020).

Cabe resaltar que, al aplicar el umbral de representatividad establecido en la Declaración de Kunming con proyección al año 2030, únicamente una categoría de vegetación (la vegetación de petén, con una cobertura del 41.18%) cumple con dicho criterio dentro del sistema de UMA. En contraste, 21 categorías de vegetación alcanzan o superan este umbral dentro de las ANP destacando particularmente la pradera de alta montaña, con un 99.3% de representatividad, y la selva mediana perennifolia, que alcanza el 100% (Figura II.3).

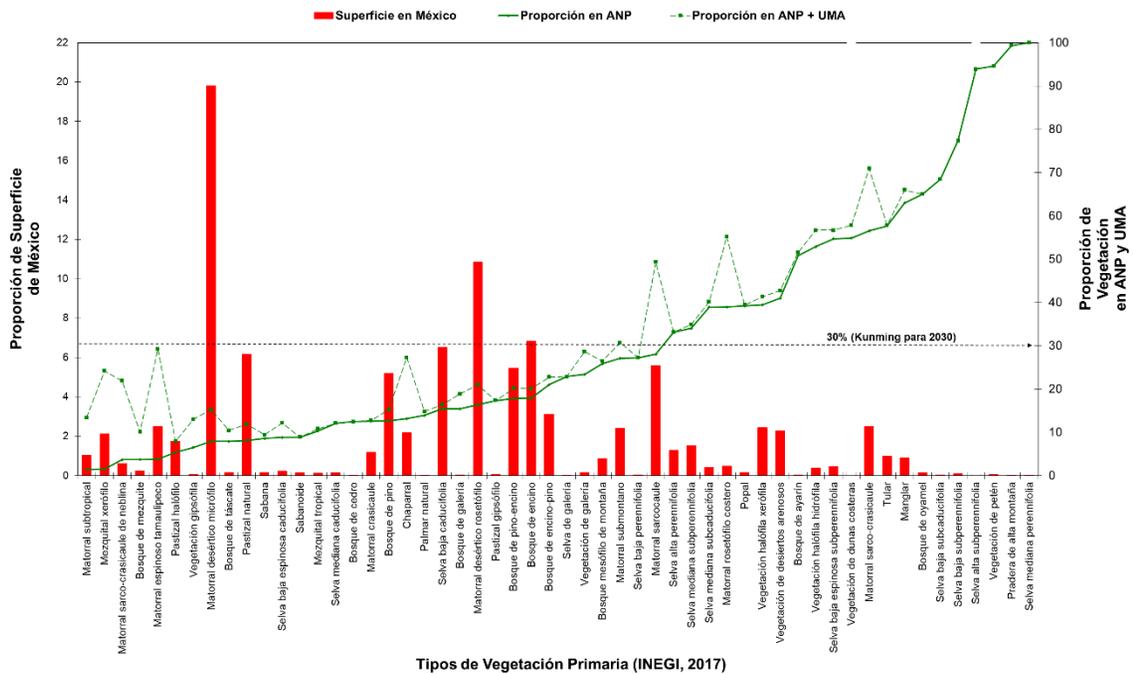


Figura II.3. Relación proporcional de los tipos de vegetación natural primaria (INEGI, 2017) en México respecto a su cobertura en ANP y UMA.

II.4.2. Vegetación secundaria

El 22.23% del territorio nacional, equivalente a 44,921,006 hectáreas, según el mapa digital de uso del suelo y vegetación, serie VI (INEGI, 2017), está ocupado por 99 tipos de vegetación secundaria. En lo que respecta a las UMA, 47 de estas categorías no están representadas, constituyendo vacíos de conservación; 50 presentan una representación inferior al umbral del 30% establecido en la Declaración de Kunming, por lo que se clasifican como omisiones, y únicamente dos categorías alcanzan o superan dicho criterio, destacando la vegetación

secundaria herbácea de matorral rosetófilo costero, cuya cobertura en UMA alcanza el 100% (Figura II.4a).

Las UMA coadyuvan al cumplimiento del criterio establecido en la Declaración de Kunming al incorporar nueve tipos de vegetación secundaria, que se agrupan en: a) vegetación herbácea: palmar natural, halófila xerófila, matorral rosetófilo costero y matorral espinoso tamaulipeco; y b) vegetación arbustiva: desiertos arenosos, matorral sarco-crasicaule, matorral rosetófilo costero, vegetación de galería y matorral sarco-crasicaule de neblina.

Por su parte, las ANP abarcan 4,623,169 hectáreas de vegetación secundaria, lo que representa un 10.53% de esta cobertura, mientras que las UMA abarcan el 2.30% (1,008,897 ha). No obstante, existen 25 categorías de vegetación secundaria que no están representadas en las ANP (Cuadro 1), lo que conlleva a la existencia de 16 categorías que no se encuentran representadas ni en ANP ni en UMA (Figura II.4b).

Considerando el criterio de Kunming (30% de representación), únicamente dos categorías cumplen con este umbral en el caso de las UMA: vegetación secundaria arbórea de bosque de ayarín (44.29%) y vegetación secundaria herbácea de matorral rosetófilo costero (100%). En contraste, 19 categorías de vegetación secundaria cumplen con el criterio en el sistema de ANP, entre ellas destacan la vegetación secundaria arbórea de palmar natural y de petén, así como la vegetación arbustiva de matorral de coníferas y la herbácea de matorral desértico rosetófilo, todas con una cobertura del 100% de su extensión total conservada.

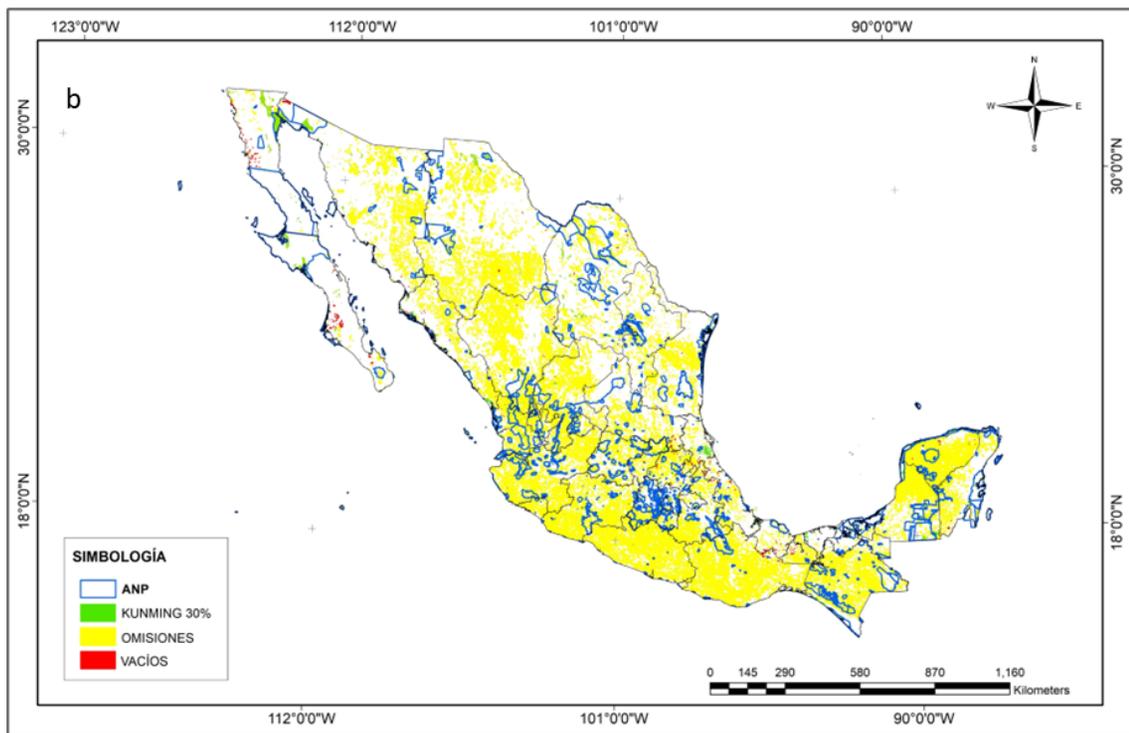
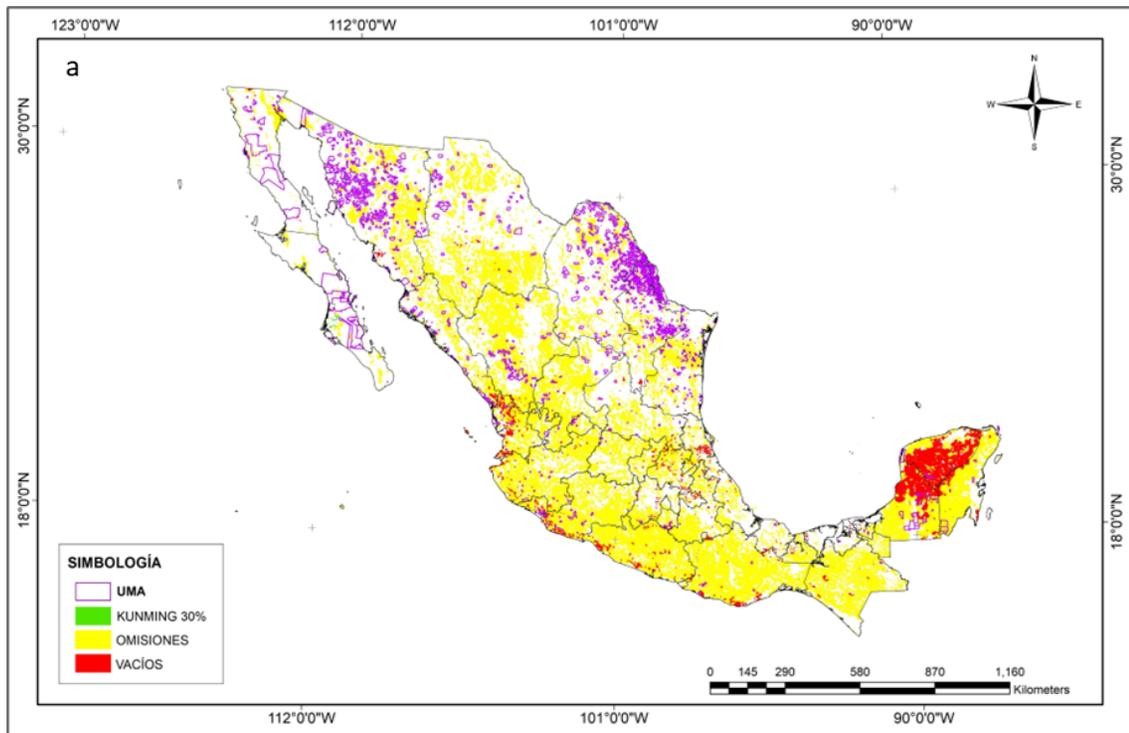


Figura II.4. Vegetación secundaria (INEGI, 2017) representada en las Unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre (UMA) de México (SEMARNAT, 2010) y Áreas Naturales Protegidas (ANP) de México (CONABIO, 2020).

II.4.3. Usos antrópicos

Según la clasificación de uso de suelo y vegetación Serie VI (INEGI,2017), la superficie de correspondiente a condiciones antrópicas asciende a 57,311,037 hectáreas, equivalente al 29.01% del territorio nacional. Esta superficie se encuentra distribuida en 28 categorías de vegetación (Tabla II.1).

Dentro ANP, se encuentran representadas 24 de estas categorías, que en conjunto abarcan 3,129,744.89 hectáreas, equivalentes al 5.46% de la superficie total nacional. Quedan excluidas las categorías correspondientes a agricultura de humedad anual y permanente, agricultura de humedad anual y semipermanente, agricultura de humedad permanente, y agricultura de humedad semipermanente y permanente (Figura II.5a).

En el caso de las UMA, se registra cobertura en 22 de estas categorías, abarcando una superficie de 1,180,599.76 hectáreas, equivalente al 2.06% del país, quedando excluidas seis categorías, entre ellas las dos últimas mencionadas, coincidiendo con las exclusiones reportadas para las ANP (Figura II.5b).

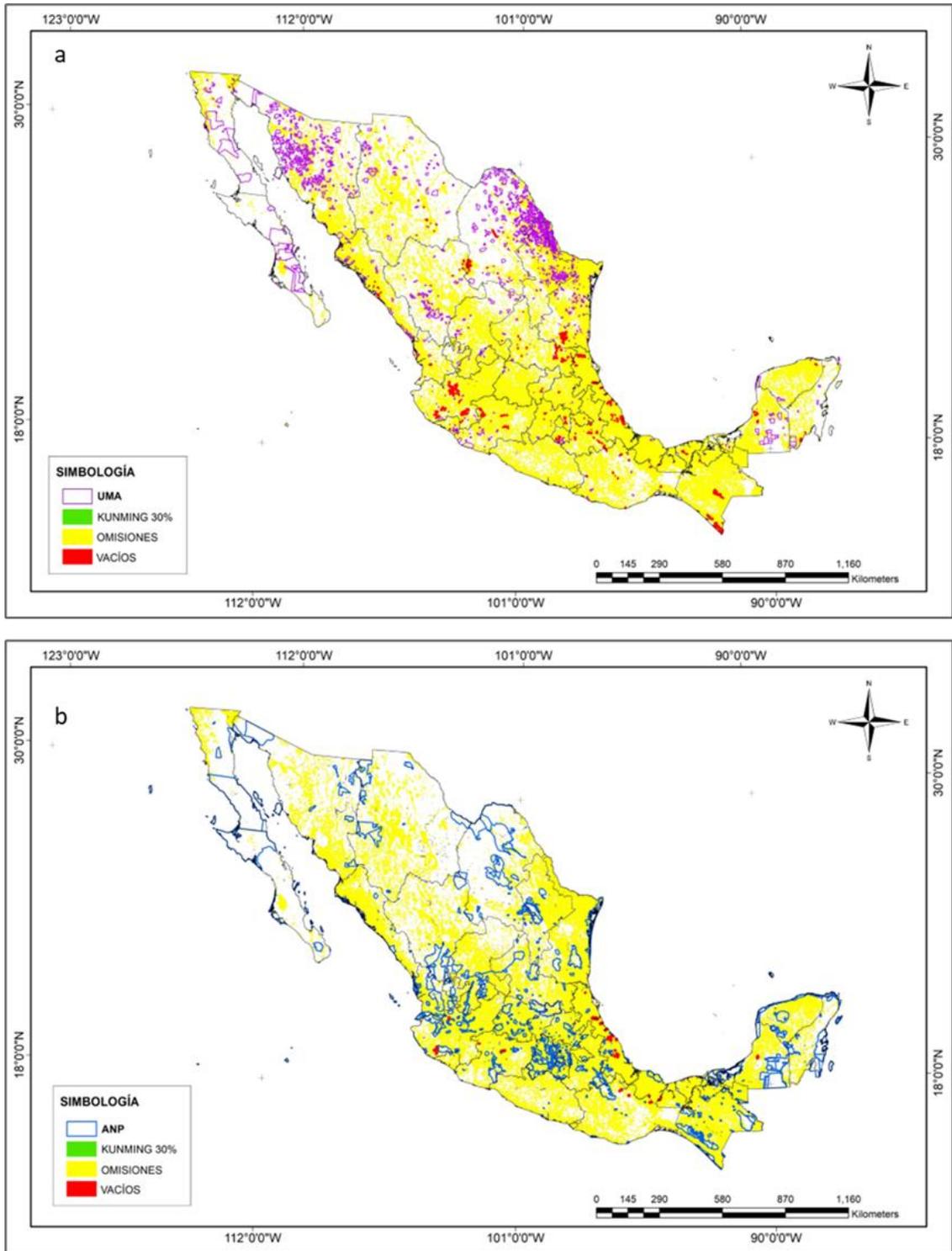


Figura II.5. Usos antrópicos (INEGI,2017) representados en las Unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre (UMA) de México (SEMARNAT, 2010) y Áreas Naturales Protegidas (ANP) de México (CONABIO, 2020).

A lo largo de las últimas décadas, diversas instituciones han intensificado sus esfuerzos para formular e implementar estrategias enfocadas a la conservación de la biodiversidad, tanto en su dimensión cualitativa como cuantitativa (Toledo, 2005). Este enfoque ha evolucionado progresivamente desde una concepción reduccionista de la conservación, centrada exclusivamente en los organismos vivos, hacia una visión holística que incorpora la interrelación entre los componentes bióticos y abióticos del ecosistema (Toledo, 2005). Esta perspectiva integradora reconoce la influencia de factores económicos, sociales, culturales, demográficos y políticos, considerados determinantes en los procesos de desarrollo territorial (Halffter, 2005; Miller *et al.*, 2001; Rosenzweig, 2003).

Bajo este nuevo enfoque, la conservación de la diversidad biológica no se restringe a espacios naturales aislados o exentos de intervención antrópica, sino que también incluye matrices productivas como sistemas agrícolas (de temporal o de riego), unidades pecuarias, zonas de pesca y pastoreo, áreas de aprovechamiento forestal y agroforestal, así como entornos utilizados para la caza, recolección y extracción de recursos naturales. Asimismo, contempla fragmentos de vegetación en distintos estados sucesionales, ya sea en barbecho, en corredores biológicos o en islas de vegetación inmersas en paisajes antropizados (Rosenzweig, 2003).

Con base en lo anterior, y para los fines analíticos del presente estudio, se adoptó un marco conceptual derivado de las categorías del desarrollo humano (Martínez, 2009; Guardamagna y Cueto, 2015), con el propósito de clasificar e interpretar los primordiales atributos positivos y negativos de las UMA abordándolas como agroecosistemas complejos. En este contexto, se identificaron tres subsistemas clave: físico-biológico, socioeconómico y político-institucional, considerados fundamentales para la evaluación integral planteada (Tabla II.2).

Tabla II.2. Características en el manejo de las UMA que las destacan como agroecosistemas.

Subsistemas	Aspecto	Positivos	Negativos
Físico-Biológico	Introducción y cría de animales exóticos ¹	Se atiende la demanda de cacería con altos incentivos económicos ¹	Modificación del hábitat ¹ Competencia con las especies nativas por alimento, espacio y enfermedades, según la especie y su comportamiento ¹
	Establecimiento de especies de plantas exóticas para producción de forraje ⁶	Alta producción de forraje para consumo de especies de interés ⁶	Desplazamiento de especies nativas con alto potencial forrajero y falta de evaluación de los daños que éstas originan ⁶
	Monitoreo de poblaciones hábitat ⁶	Regulación de tasas de aprovechamiento y obtención de cintillos de caza salvaguardando la integridad de la población de fauna silvestre de interés ⁶	Esfuerzos de monitoreo altamente variable (Falta de responsables técnicos) y falta de rigor en la aplicación de los métodos de muestreo ^{2,6}
	Exclusión de depredadores de fauna cinegética ⁴	Impide la muerte de animales incrementando la venta de cacerías ⁴	Altera los procesos ecológicos de selección natural por falta de depredadores ⁴
	Modificación del hábitat para aumentar la producción de forraje ³	Incrementar la calidad de alimento para especies cinegéticas ³	Altera las condiciones naturales de los ecosistemas, propiciando desbalances ecológicos ³

	Flujo limitado de Fauna Silvestre (cercos) ¹	Exclusión de predios de forma obligatoria por contar con especies exóticas ¹	Efectos en el intercambio genético (endogamia), inhiben la dispersión de organismos, alteración de comportamiento, incremento de riesgos de depredación y transmisión de enfermedades ¹
Socioeconómico	Promoción de las UMA como instrumento de conservación de la biodiversidad ²	Los beneficios radican en la restauración, recuperación, reproducción, repoblación, reintroducción, investigación, rescate, resguardo, de especies de fauna silvestre ⁵	Inconveniente basado principalmente en el esquema de valoraciones económicas y su regulación ²
	Estrategia de desarrollo productivo ⁶	Alta diversificación de opciones aprovechamiento ^{5,6}	Falta de estudio de mercado y desconocimiento de la utilidad de los recursos naturales ⁶
Político- Institucional	Organización administrativa ⁶	Flujo de información en materia de UMA entre todos los actores: autoridades, técnicos y titulares para crear estrategias de acción ⁶	Carencia de una estructura institucional regulatoria, personal insuficiente o mal capacitado en las delegaciones federales en los estados y oficinas centrales, y de procesos de revisión y aprobación poco efectivos ²
	Vinculación con organizaciones e instituciones educativas ^{2,6}	Divulgación de resultados de investigación de instituciones educativas y de gobierno sobre el manejo de vida de fauna silvestre ^{2,6}	Desconocimiento de las actividades realizadas por las instituciones educativas y falta de apoyo por parte de las agencias gubernamentales ^{2,6}

Planes de Manejo adecuado del Archivos incompletos, manejo ^{1,2,6} hábitat y inconsistentes o con aprovechamiento de la información Fauna Silvestre ^{1,2,6} cuestionable ^{1,2,6}
Seguimiento de las UMA autorizadas, y evaluación de su impacto sobre la biodiversidad ^{2,6} Evaluación del impacto del establecimiento de las UMA sobre la biodiversidad ^{2,6} Limitada capacidad institucional de la autoridad ambiental para verificar el correcto manejo y funcionamiento ^{2,6}
Aplicación de Leyes y reglamentos en materia de UMA ⁶ Se cuenta con un marco legal amplio en materia de conservación ⁶ Carencia de una estructura institucional regulatoria con personal insuficiente o mal capacitado en las delegaciones federales en los estados y oficinas centrales, y de procesos de revisión y aprobación pocos efectivos ²

Fuentes: ¹(Gallina y Escobedo, 2009); ²(Gallina- Tessaro *et al.*, 2009); ³(Murgueitio, 2000); ⁴(Perea, 2014); ⁵(Retes *et al.*, 2010) y ⁶(Xonthé *et al.*, 2016)

Es fundamental acentuar que las UMA no deben considerarse equiparables a las ANP, ya que sus objetivos difieren de manera sustancial. Las UMA están orientadas principalmente al aprovechamiento sustentable de los recursos naturales, lo cual implica la implementación de prácticas de manejo con fines productivos. Entre dichas prácticas se incluyen la selección dirigida de especies de fauna silvestre con interés cinegético, modificaciones del hábitat para favorecer determinadas especies, provisión suplementaria de alimento y agua, control de poblaciones de depredadores, así como la aplicación de agroquímicos (pesticidas y fertilizantes) para incrementar la productividad forrajera. Estas acciones, aunque funcionales bajo el enfoque económico, pueden intervenir de forma significativa en las dinámicas ecológicas y evolutivos propios de los ecosistemas naturales.

Dentro de las modalidades de aprovechamiento más comunes en las UMA se encuentra el aprovechamiento cinegético, manejo reproductivo (pie de cría), el establecimiento de bancos de material genético, gestión de insumos para el sector agropecuario y el desarrollo de actividades ecoturísticas, entre otras (Retes *et al.*, 2010).

No obstante, las UMA enfrentan una complejidad de desafíos de carácter estructural y operativo que comprometen su efectividad como herramienta de conservación. Esta situación implica la necesidad de adoptar una visión multidimensional para el rediseño y fortalecimiento del modelo. Entre los aspectos prioritarios a atender destacan: la profesionalización del personal técnico encargado de su regulación y seguimiento; el establecimiento de mecanismos transparentes de gestión y rendición de cuentas que permitan evaluar de manera objetiva el funcionamiento y desempeño de todas las UMA en el país; el mejoramiento de los sistemas de monitoreo y vigilancia de las poblaciones silvestres; y la garantía de que las acciones de manejo se orienten prioritariamente a objetivos de conservación, más allá de los fines económicos. Asimismo, resulta indispensable optimizar los esquemas de evaluación de poblaciones cinegéticas y impulsar programas de educación ambiental en todos los niveles educativos, integrando contenidos relativos al marco jurídico vigente sobre el uso, manejo y conservación de los recursos naturales (Toledo, 2005).

CAPÍTULO III.
ANÁLISIS SOBRE EL EFECTO DE TRATAMIENTOS
MECÁNICOS EN LA DIVERSIDAD ESTRUCTURAL DEL
MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO



Representación visual de una porción del matorral espinoso tamaulipeco en la UMA con clave de registro: DGVS-CR-EX2301-TAM, denominada “Agroganadería San Salvador”, Villagrán, Tamaulipas.

Leal, E.N.A; S.J.I. Uvalle; A.C.M. Cantú; R.E. Alanís; C.A.E. Estrada, O.A. Mora. 2025. “Análisis sobre el efecto de tratamientos mecánicos en la diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco”.

ANÁLISIS SOBRE EL EFECTO DE TRATAMIENTOS MECÁNICOS EN LA DIVERSIDAD ESTRUCTURAL DEL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO

III.1. Resumen

En el presente estudio se evaluó una unidad de manejo de tipo extensiva ubicada en el noreste de México, considerando tres condiciones distintas de cobertura vegetal: una zona sin intervención (AST), una con tratamiento mecánico mediante rodillo aireador (ATR) y otra intervenida con bulldozer (ATB). Se analizaron las características estructurales de la vegetación, así como los índices de diversidad florística (H') y riqueza específica (D_{Mg}). Para cada una de las condiciones, se delimitaron 30 sitios de muestreo de 50 m² correspondientes a los estratos medio (EM) y alto (EA). Para el estrato bajo (EB), se establecieron 60 cuadrantes de 1 m², distribuidos a razón de dos por sitio de muestreo EM-A, en dirección norte-sur. En cada sitio/cuadrante se registró información dasométrica de altura total (h), diámetro basal ($d_{0.10}$) y diámetro de copa (d_{copa}) de las especies presentes. En total, durante las épocas de muestreo (seca y húmeda), se identificaron 30 especies en los estratos medio y alto, agrupadas en 27 géneros y 18 familias, con predominancia de formas de vida arbóreas (14 especies) y arbustivas (16 especies). En el estrato bajo se registraron 13 especies pertenecientes a 11 géneros y seis familias, de las cuales ocho fueron herbáceas y cinco gramíneas. La familia Fabaceae fue la más diversa en los estratos medio-alto (11 especies), mientras que Poaceae destacó en el estrato bajo con cinco especies. Los valores de diversidad observados fueron intermedios: para la condición AST, los índices de Shannon-Wiener (H') fueron de 2.02 en época seca y 2.07 en época húmeda; ATR presentó 2.38 y 2.21, respectivamente; mientras que ATB mostró valores menores (1.54 y 1.14). En cuanto al índice de Margalef (D_{Mg}), se registraron valores de 3.19 (ES) y 2.38 (EH) para AST, y de 2.62 (ES) y 2.37 (EH) para ATR. Se sugiere que los bajos valores en ATB pueden estar asociados a la escasa precipitación y al sobrepastoreo posterior a la implementación del tratamiento mecánico, hasta la

fecha del muestreo en época húmeda. De manera general, la diversidad entre estaciones mostró una tendencia a la homogeneidad.

III.2. Introducción

El territorio nacional mexicano abarca aproximadamente 1.96 millones de kilómetros cuadrados (Ibarra-Flores, 1999), de los cuales cerca del 15% (291,955 km²) corresponde a la región noreste del país, conformada por los estados de Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas. Esta zona se encuentra comprendida dentro de dos provincias biogeográficas principales: el Desierto Chihuahuense y la región Tamaulipeca, reconocidas como centros relevantes de origen, diversificación y endemismo de múltiples especies propias de ecosistemas áridos y semiáridos (Valdés y Allred, 2003).

Más de la mitad del territorio nacional está compuesto por zonas áridas y semiáridas, las cuales están predominantemente cubiertas por comunidades vegetales arbustivas, que de acuerdo con la clasificación propuesta por Rzedowski (1988), se agrupan bajo el término general de matorral xerófilo. Dentro de este conjunto, el matorral espinoso tamaulipeco (MET) constituye una formación vegetal de interés particular para este estudio, extendiéndose por aproximadamente 200,000 km² en el noreste de México y el sur del estado de Texas en los Estados Unidos (Leal-Elizondo *et al.*, 2018). No obstante, esta cobertura ha disminuido de manera progresiva debido a la conversión del uso del suelo para fines agrícolas y pecuarios (González-Saldívar *et al.*, 2014).

El sobrepastoreo constituye una de las principales presiones sobre estas comunidades, afectando tanto su estructura como su funcionalidad ecológica (Wang y Batkhishig, 2014). Se ha observado que las comunidades vegetales experimentan modificaciones ordenadas cuando son sometidas a la acción de herbívoros, ya sea por pastoreo de ganado doméstico o por la presencia de fauna silvestre (Álvarez *et al.*, 2012; Wang *et al.*, 2016).

Las especies leñosas presentes en estos ecosistemas desempeñan funciones ecológicas clave al proporcionar alimento, cobertura, sitios de anidación y refugio para la fauna silvestre. Sin embargo, también pueden influir negativamente en

variables como la accesibilidad, visibilidad y disponibilidad de forraje, comprometiendo así la calidad del hábitat y afectando a las poblaciones de especies nativas (McDonald, 2012).

Dentro de las prácticas de manejo aplicadas para mejorar la cobertura herbácea y la disponibilidad de forraje destacan las intervenciones mecánicas, como el uso del rodillo aereador y el bulldozer. Estas acciones buscan reducir la densidad y cobertura aérea de las especies leñosas, favoreciendo el crecimiento y establecimiento de herbáceas mediante la disminución de la competencia (Stoddart, 1967; Drawe *et al.*, 1999). Posterior a la remoción de la biomasa aérea, se presenta un rebrote que temporalmente puede mejorar el valor nutricional de algunas especies arbustivas, beneficiando así a diversas especies de fauna silvestre (Fulbright *et al.*, 2013; Bozzo *et al.*, 1992).

Dada la escasa información disponible respecto a los efectos ecológicos derivados de estos tratamientos sobre la vegetación, resulta prioritario generar conocimiento que sustente propuestas de manejo orientadas a la conservación y uso sostenible de los recursos naturales en la región. En este contexto, el objetivo del presente estudio fue analizar los cambios en la estructura y composición florística en tres unidades del matorral espinoso tamaulipeco sometidas a diferentes condiciones de manejo, en dos periodos estacionales distintos.

III.3. Materiales y métodos

III.3.1. Área de estudio

El presente estudio se realizó en una Unidad de Manejo para Conservación de la Vida Silvestre (UMA) con clave de registro DGVS-CR-EX2301-TAM, perteneciente al Rancho Agroganadería San Salvador, criador de ganado Simbrah, Akaushi, Angus y venado cola blanca texano, en tres fracciones de matorral espinoso tamaulipeco con distinta condición. La primera categorizada como área sin tratamiento (AST) (MET maduro), la segunda como área con tratamiento mecánico de rodillo aereador (ATR), la tercera denominada como área con tratamiento mecánico de bulldozer (ATB). Las áreas tratadas presentan

más de 10 años de haberse aplicado el tratamiento con una superficie de 50 ha presentado una elevación aproximada de 300 a 310 m, todas pertenecientes al municipio de Villagrán, Tamaulipas (Figura III.1).

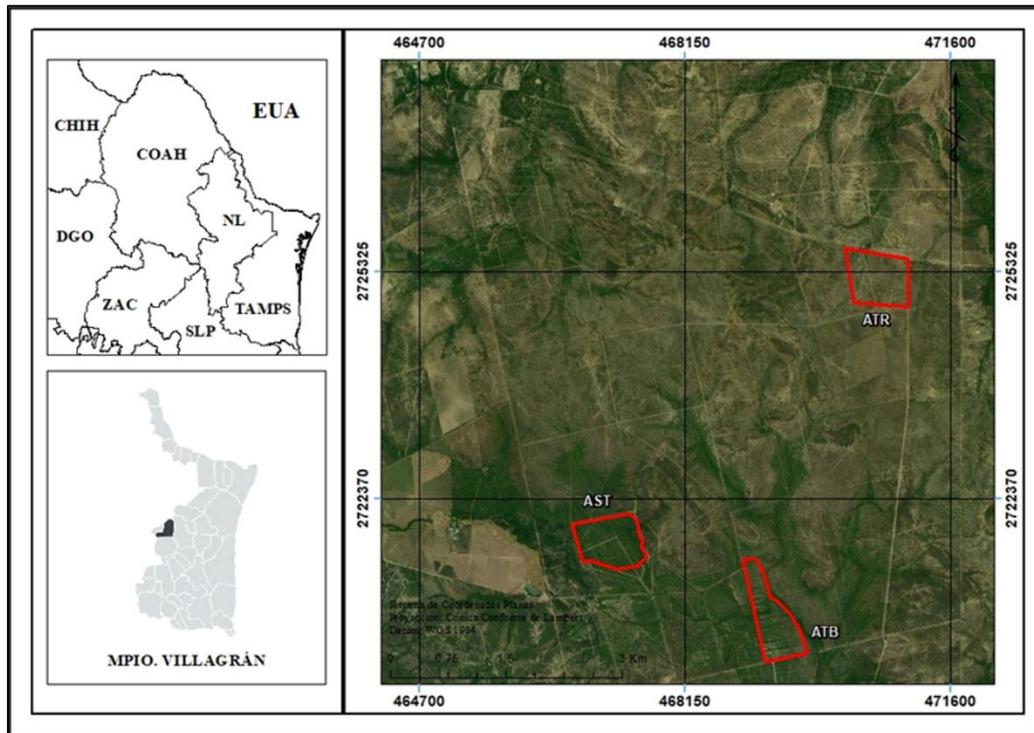


Figura III.1. Localización de las áreas de estudio, Agrogranadería San Salvador, Villagrán Tamaulipas.

III.3.2. Análisis de la vegetación

Con el propósito de alcanzar los objetivos establecidos, se seleccionó una UMA de tipo extensivo localizada en el noreste de México. En dicha unidad se delimitaron sitios de muestreo con forma cuadrangular y superficie de 50 m² (5 x 10 m), donde se evaluaron las características estructurales del estrato medio (EM) y alto (EA), correspondientes a especies arbóreas y arbustivas. La evaluación se realizó mediante el análisis de la composición florística y la diversidad de especies, considerando tres condiciones de manejo distintas (AST, ATR y ATB) y dos épocas de muestreo (seca y húmeda), conforme a la metodología propuesta por Canizales-Velázquez *et al.* (2009).

En cada sitio se llevó a cabo un censo florístico exhaustivo, registrando variables dasométricas como la altura total (h), el diámetro basal a 0.10 m del suelo ($d_{0.10}$) y el área de copa (AC). La elección de esta altura para la medición del diámetro responde a las características morfológicas propias de las especies del matorral espinoso tamaulipeco (MET), que comúnmente presentan bifurcaciones a alturas superiores, lo cual dificulta una medición precisa en el nivel estándar del diámetro normal (DAP). Por tal razón, la toma del diámetro a 10 cm del suelo se ha validado como una alternativa más eficiente y adecuada tanto técnica como económicamente (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2008; Jiménez-Pérez *et al.*, 2012; Marroquín-Castillo *et al.*, 2016).

Para el análisis del estrato bajo (EB), correspondiente a especies herbáceas, gramíneas y malezas, se registraron todos los individuos presentes dentro de dos cuadrantes de 1 m² (0.5 x 2 m) colocados al ras del suelo. Estos cuadrantes fueron establecidos en orientación norte-sur dentro de cada sitio de muestreo, siguiendo el protocolo metodológico de Alanís-Rodríguez *et al.* (2008).

Con el fin de caracterizar la estructura de la vegetación, se calcularon variables ecológicas relativas como la abundancia relativa (AR_i), dominancia relativa (DR_i) y frecuencia relativa (FR_i), las cuales fueron utilizadas para estimar el Índice de Valor de Importancia (IVI), parámetro integrador que refleja la relevancia ecológica de cada taxón. Para estimar la diversidad alfa, se emplearon los índices de Shannon-Wiener (H') y Simpson (D). Asimismo, se utilizaron los índices de riqueza de especies de Margalef (D_{Mg}) y Menhinick (D_{Mn}), así como el índice de equitatividad (E). Finalmente, para evaluar la similitud entre comunidades se aplicaron los índices de Sorensen (ISS) y Jaccard (ISJ).

III.3.3. Análisis de la información

Las ecuaciones utilizadas para la estimación de los distintos parámetros del estudio se presentan a continuación:

En particular, para determinar el tamaño óptimo de muestra, es decir, el número de sitios requeridos para el muestreo, se aplicó el modelo matemático propuesto por Mostacedo y Fredericksen (2000), el cual se fundamenta en los datos obtenidos mediante un ejercicio de premuestreo.

$$n = \frac{t^2 * CV^2}{E^2 + \frac{t^2 * CV^2}{N}}$$

En esta expresión, n representa el número de unidades de muestreo requeridas, E corresponde al margen de error aceptado para la estimación de un parámetro específico, t es el valor crítico de la distribución t de Student determinado en función de los grados de libertad ($n-1$), N indica el número total de unidades muestrales en la población y CV se refiere al coeficiente de variación, el cual debe calcularse a partir de un ejercicio de muestreo preliminar.

Para la estimación de los parámetros estructurales (abundancia, dominancia, frecuencia), así como del índice de valor de importancia (IV), se adoptó la metodología planteada por Leal-Elizondo *et al.* (2018).

La abundancia relativa (AR_i) se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$A_{i=N_i/S} \quad AR_i = \left(\frac{A_i}{\sum_{i=1..n} A_i} \right) * 100$$

En la expresión anterior, A_i representa la abundancia absoluta, mientras que AR_i denota la abundancia relativa de la especie i en relación con la abundancia total registrada. N_i corresponde al número de individuos observados de la especie i y S indica la superficie total muestreada, expresada en hectáreas (ha).

La dominancia relativa (DR_i) fue determinada mediante la siguiente ecuación:

$$D_{i=Ab_i/S(ha)} \quad DR_{i=(D_i/\sum_{i=1...n} D_i)*100}$$

En esta expresión, D_i representa la dominancia absoluta, mientras que DR_i corresponde a la dominancia relativa de la especie i respecto al total. El valor Ab_i indica el área de copa proyectada de los individuos pertenecientes a la especie i , y S es la superficie total del área muestreada, expresada en hectáreas (ha).

La frecuencia relativa (FR_i) fue calculada mediante la siguiente ecuación:

$$F_{i=P_i/NS} \quad FR_{i=(F_i/\sum_{i=1...n} F_i)*100}$$

En esta ecuación, F_i representa la frecuencia absoluta de la especie i , mientras que FR_i corresponde a su frecuencia relativa en relación con la frecuencia total observada. P_i indica el número de sitios en los cuales se registró la presencia de la especie i , y NS corresponde al número total de unidades de muestreo consideradas en el estudio.

El Índice de Valor de Importancia (IVI), el cual permite estimar la relevancia ecológica de cada especie dentro de la comunidad vegetal evaluada, se calcula mediante la siguiente expresión:

$$IVI = \frac{AR_i + DR_i + FR_i}{3}$$

Para cuantificar la diversidad alfa, se empleó el índice de Shannon-Wiener (Shannon, 1948), el cual se calculó utilizando la siguiente ecuación:

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i * \ln(p_i) \quad p_i = n_i/N$$

La estimación de la riqueza de especies se realizó utilizando dos índices clásicos: a) el índice de Margalef (D_{Mg}), propuesto por Clifford y Stephenson (1975), y b) el índice de Menhinick (D_{Mn}), descrito por Whittaker (1977).

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

$$b) \quad D_{Mn} = \frac{S}{\sqrt{N}}$$

En estas ecuaciones, S representa el número total de especies registradas, \ln corresponde al logaritmo natural, y p_i indica la proporción relativa de la especie i respecto al total de individuos. Asimismo, n_i se refiere al número de individuos pertenecientes a la especie i , y N al número total de individuos contabilizados en el muestreo. Las variables descritas mantienen su significado a lo largo de los distintos índices aplicados en este estudio.

Se aplicó el índice de diversidad de Simpson (Simpson, 1949), el cual presenta una relación inversa con la heterogeneidad del sistema; es decir, a mayor diversidad, menor será el valor del índice. Por esta razón, en el presente estudio se empleó su forma complementaria ($1 - D$), tal como lo propone Pielou (1975), con el objetivo de facilitar la interpretación en términos de mayor diversidad a valores más altos.

$$D_{Si} = \sum_{i=1}^S P_i^2$$

Donde S representa el número total de especies registradas, y P_i corresponde a la proporción relativa de abundancia de la i -ésima especie dentro del total de individuos muestreados.

Se empleó el índice de Equitatividad (E) con el propósito de normalizar los valores obtenidos mediante el índice de Shannon, ajustándolos a una escala comprendida entre 0 y 1, donde valores cercanos a 1 indican una distribución más equitativa de los individuos entre las especies (Magurran, 1988).

$$E = \frac{H'}{\ln S}$$

En esta ecuación, H' representa el valor de diversidad expresado en (bits/individuo), S corresponde al número total de especies registradas y \ln denota el logaritmo natural.

Para evaluar el grado de similitud entre comunidades ecológicas, se aplicó el índice de Sorensen, el cual se fundamenta en parámetros cualitativos basados en la presencia o ausencia de especies, y se calcula mediante la siguiente ecuación (Magurran, 1988).

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

En dicha expresión, a representa el número de especies exclusivas del sitio A, b corresponde al número de especies únicas del sitio B y c indica el número de especies compartidas entre ambos sitios de muestreo.

Finalmente, se aplicó el índice de semejanza de Jaccard (Magurran, 1988), el cual permite estimar el grado de coincidencia florística entre dos unidades de muestreo, a partir de datos cualitativos basados en la presencia o ausencia de especies.

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

En esta ecuación, a representa el número de especies exclusivas del sitio A, b corresponde al número de especies exclusivas del sitio B, y c indica la cantidad

de especies que se encuentran en común entre ambos sitios de muestreo (A y B).

III.4. Resultados

Composición florística

Para las condiciones de vegetación (AST, ATB y ATR) y épocas de muestreo analizadas (seca y húmeda) se registraron un total de 30 especies, pertenecientes a 27 géneros y 18 familias para el estrato medio-alto, presentando 14 de ellas una forma de crecimiento de tipo arbóreo y 16 arbustivo, así como 13 especies, pertenecientes a 11 géneros y 6 familias para el estrato bajo, 8 con forma de crecimiento herbáceo y 5 de tipo pasto. La familia Fabaceae fue la mejor representada con 11 especies para el estrato medio-alto y Poaceae con 5 especies para el estrato bajo. El resto de las familias tuvieron de una a tres especies (Anexo III.1).

A continuación, se presenta la Tabla III.1, con el fin de ejemplificar la composición florística registrada por condición y estrato de vegetación correspondiente a ambas épocas de muestreo.

Tabla III.1. Composición florística de las especies del estrato medio-alto y bajo registradas en tres fracciones de matorral espinoso tamaulipeco con distinta condición AST, ATR y ATB en dos épocas de muestreo (seca y húmeda).

CONDICIÓN	ESTRATO	ASPECCTO	ÉPOCA	
			SÉCA	HÚMEDA
AST	EM-A	No. Familias	11	13
		No. Géneros	17	13
		No. Especies	17	13
		F.C. Arbóreo	10	6
		F.C. Arbustivo	7	7
	EB	No. Familias	0	3
		No. Géneros	0	3
		No. Especies	0	3
		F.C. Herbáceas	0	3
		F.C. Pastos	0	0

		No. Familias	12	11
		No. Géneros	13	13
	EM-A	No. Especies	13	13
		F.C. Arbóreo	5	3
		F.C. Arbustivo	8	10
ATR		No. Familias	2	2
		No. Géneros	4	4
	EB	No. Especies	4	5
		F.C. Herbáceas	1	1
		F.C. Pastos	3	4
		No. Familias	4	5
		No. Géneros	7	7
	EM-A	No. Especies	7	7
		F.C. Arbóreo	3	3
		F.C. Arbustivo	4	4
ATB		No. Familias	2	4
		No. Géneros	2	5
	EB	No. Especies	2	5
		F.C. Herbáceas	1	3
		F.C. Pastos	1	2

Donde: Condiciones de vegetación: *AST*=Área sin tratamiento mecánico (MET maduro); *ATR*= Área con tratamiento mecánico de rodillo aereador; *ATB*= Área con tratamiento mecánico de bulldozer (Presión ligera de pastoreo), épocas de muestreo: *ES*= Época seca; *EH*= Época húmeda, estratos de vegetación: *EM-A*=Estrato medio-alto(arbóreo/arbustivo); *EB*=Estrato bajo (herbáceas/pasto).

Parámetros ecológicos

La asociación interespecífica que forman las especies de una población se determina por el grado de sus interacciones, el cual se define por los parámetros ecológicos de abundancia ($N \cdot ha^{-1}$), dominancia ($m^2 \cdot ha^{-1}$), frecuencia (N) y valor de importancia (*Valor porcentual del 0 al 100*).

Abundancia

De igual forma, en los Anexos III.1-11, se observa una disparidad con respecto a los valores abundancia por cada tipo de condición de vegetación y época de muestreo analizada. No obstante, se observa un incremento en el número de

individuos por hectárea en época húmeda en ambos estratos de vegetación para las tres condiciones. Por tanto, para el estrato medio-alto para la condición AST (Área sin tratamiento (matorral maduro) las especies con los valores abundancia más altos fueron: *Randia aculeata* (ES=1260N.ha⁻¹; EH=1,120N.ha⁻¹); *Phaulothamnus spinescens* (ES y EH=500N.ha⁻¹); *Pithecellobium ebano* (ES y EH=280N.ha⁻¹), para la condición ATR (Área de tratamiento con rodillo aereador) fueron *Randia aculeata* (ES=380N.ha⁻¹); *Leucophyllum frutescens* (EH=600N.ha⁻¹); *Karwinskia humboldtiana* (ES=260N.ha⁻¹; EH=460N.ha⁻¹); *Celtis pallida* (ES=260N.ha⁻¹; EH=380N.ha⁻¹); *Vachellia rigidula* (ES=260N.ha⁻¹; EH=240N.ha⁻¹), para la condición ATB (Área de tratamiento con bulldozer) fueron *Neltuma laevigata* (ES=420N.ha⁻¹; EH=660N.ha⁻¹); *Vachellia schaffneri* (ES=320N.ha⁻¹); *Celtis pallida* (EH=160N.ha⁻¹); *Phaulothamnus spinescens* (ES=160N.ha⁻¹); *Zanthoxylum fagara* (EH=100N.ha⁻¹).

Para el estrato bajo las especies más abundantes para el AST fueron herbáceas: *Croton cortesianus* (EH=660N.ha⁻¹); *Abutilon fruticosum* (EH=5,000N.ha⁻¹) en época seca no se presentó estrato bajo, para el ATR en ambas épocas las especies con mayor número de individuos por hectárea fueron pastos: *Bothriochloa pertusa* (ES=38,500N.ha⁻¹; EH=105,500N.ha⁻¹); *Setaria leucophylla* (ES=13,500N.ha⁻¹), para el ATB fueron *Pennisetum ciliare* ((ES=25,500N.ha⁻¹); *Ruellia nudiflora* (EH=26,000N.ha⁻¹); *Bothriochloa pertusa* (EH=25,500N.ha⁻¹).

Dominancia

La cobertura del dosel de las tres condiciones de vegetación presenta características particulares que las hacen diferentes entre sí. Para el AST se presentan especies vegetales de porte alto ($h_{max}=10.54m$) con una amplia proyección de copa como *Neltuma laevigata* (ES=11,466.10m².ha⁻¹; EH=9,847.22m².ha⁻¹); *Pithecellobium ebano* (ES=5,467.22m².ha⁻¹; EH=4,986.14m².ha⁻¹); *Phaulothamnus spinescens* (ES=2,309.17m².ha⁻¹; EH=1,526.34m².ha⁻¹) y baja proyección de especies de porte bajo las cuales solo se presentaron en época húmeda y son de tipo herbáceo: *Croton cortesianus*

(EH=356.63m².ha⁻¹); *Abutilon fruticosum* (EH=356.63m².ha⁻¹), para el ATR se presentan rebrotes de especies arbóreas y arbustivas de porte medio (h_{\max} =2.63m) con alta densidad: *Cordia boissieri* (ES=334.17m².ha⁻¹); *Celtis pallida* (ES=326.58m².ha⁻¹; EH=425.42m².ha⁻¹); *Vachellia rigidula* (ES=224.70m².ha⁻¹; EH=308.38m².ha⁻¹) y proyección de copa mayor en época húmeda para el estrato bajo representado por pastos *Bothriochloa pertusa* (ES=197.23m².ha⁻¹; EH=2,804.44m².ha⁻¹); *Peganum mexicanum* (ES=126.09m².ha⁻¹); *Pennisetum ciliare* (EH=488.29m².ha⁻¹), para el ATB se presentan árboles de porte medio-alto (h_{\max} =6.94m) con una amplia proyección de copa y alta densidad de especies de estrato bajo *Pennisetum ciliare* (ES=655.90m².ha⁻¹; EH=228.70m².ha⁻¹); *Bothriochloa pertusa* (EH=252.51m².ha⁻¹).

En general, la cobertura de copa del total de las especies evaluadas para el AST y ATB está ocupada totalmente por el dosel de los árboles y arbustos tanto en la época seca como en la húmeda, no obstante, a nivel de suelo la cobertura es menor. En cuanto al ATR la cobertura se encuentra por debajo del 50% del área; no obstante, se percibe un incremento considerable en época húmeda obteniendo una mayor cobertura en el estrato bajo (Tabla III.2).

Tabla III.2. Cobertura del dosel por tipo de condición.

CONDICIÓN	ÉPOCA	ESTRATO	COBERTURA (m ² .ha ⁻¹)	COBERTURA DEL DOSEL EN LA SUPERFICIE DEL POLÍGONO (%)
AST	ES	EM-A	25,936.46	259.37
		EB	0	0
	EH	EM-A	19,812.76	198.13
		EB	557.78	5.58
ATR	ES	EM-A	1,319.05	13.19
		EB	464.63	4.65
	EH	EM-A	1,868.56	18.68
		EB	3,331.32	33.31
ATB	ES	EM-A	20,728.50	207.28
		EB	699.55	6.99
	EH	EM-A	21,072.02	210.72
		EB	882.94	8.83

Donde: Condiciones de vegetación: *AST*=Área sin tratamiento mecánico (MET maduro); *ATR*= Área con tratamiento mecánico de rodillo aereador; *ATB*= Área con tratamiento mecánico de bulldozer (Presión ligera de pastoreo), épocas de muestreo: *ES*= Época seca; *EH*= Época húmeda, estratos de vegetación: *EM-A*=Estrato medio-alto(arbóreo/arbustivo); *EB*=Estrato bajo (herbáceas/pasto).

Frecuencia

Las especies con mayor representatividad en el muestreo para el AST estrato medio-alto fueron: *Randia aculeata* (ES= 14.81%); *Phaulothamnus spinescens* (EH= 14.81%) y para el estrato bajo la especie *Croton cortesianus* con el 52.94% en época húmeda, para el estrato medio alto del ATR las especies vegetales con mayor presencia fueron: *Celtis pallida* (ES=15.38%); *Karwinskia humboldtiana* (EH=16.67%) y para el bajo la especie *Bothriochloa pertusa* (ES=50.00%; EH=58.82%), por ultimo para el ATB las especies del estrato medio-alto fueron *Neltuma laevigata* (ES=37.50%; EH=45.45%); *Pennisetum ciliare* (ES=75%); *Malvastrum coromandelianum* y *Ruellia nudiflora* (EH=31.03%).

Índice de Valor de Importancia (IVI)

Para las condiciones de vegetación y épocas de muestreo analizadas, las especies con mayor peso ecológico, según el índice de valor de importancia para el estrato medio-alto del AST fue *Randia aculeata* (ES=21.68%); *Neltuma*

laevigata (EH=22.65%) y para el bajo *Croton cortesianus* (EH=63.49%), para el ATR la especie *Celtis pallida* fue la de mayor representatividad para ambas épocas (ES=17.85%; EH=15.92%), para el estrato bajo domina la especie *Bothriochloa pertusa* (ES=53.53%; EH=75.92%), por ultimo para el ATB la especie *Neltuma laevigata* fue la de mayor peso (ES=48.26%; EH=66.81%), para el estrato bajo la especie *Pennisetum ciliare* (ES=84.99%); *Ruellia nudiflora* (EH=27.25%).

Diversidad

Los índices de riqueza específica indican que la condición sin intervención mecánica (matorral espinoso tamaulipeco maduro) exhibe la mayor diversidad florística, registrando 17 especies ($D_a = 3.19$; $D_b = 1.38$), seguida del área con tratamiento mediante rodillo aireador, con valores de ($D_a = 2.62$; $D_b = 1.32$). Esta diferencia puede considerarse esperada, dado que dichos índices son altamente sensibles al número de especies presentes. En particular, el AST (MET maduro), al conservar su composición y estructura originales, mantiene una representación amplia de grupos taxonómicos, con notorias diferencias en los patrones de crecimiento, longevidad foliar, dinámicas de desarrollo y fenología (Estrada *et al.*, 2004).

En relación a la diversidad, las áreas comparadas presentan diferencias (Tabla III.3) en las cuales se destacan el área con tratamiento mecánico de rodillo aereador (ATR) y el área sin tratamiento mecánico (AST) con valores de 2.28 y 2.02 respectivamente como lo indica el complemento de Simpson (0.88 y 0.78), respectivamente; mientras el área que presentó menor diversidad fue ATB ($H' = 1.54$; $E=0.79$; $D-1= 0.71$), debido probablemente a la remoción total de la vegetación para el establecimiento de pasto y la compactación del suelo producida por el pisoteo.

Tabla III.3. Comparación de los índices de diversidad de especies vegetales en los distintos fragmentos del MET.

Época	Seca			Húmeda		
	AST	ATR	ATB	AST	ATR	ATB
Riqueza específica	17	13	7	13	13	7
Shannon (<i>H</i>)	2.02	2.28	1.54	2.07	2.21	1.14
Equitatividad (<i>E</i>)	0.71	0.89	0.79	0.81	0.86	0.59
Simpson (<i>D</i>)	0.22	0.12	0.29	0.19	0.13	0.39
Com. de Simpson (<i>D-1</i>)	0.78	0.88	0.71	0.81	0.87	0.61
Margalef <i>Da</i>	3.19	2.62	1.52	2.38	2.37	1.49
Menhinick <i>DMn</i>	1.38	1.32	0.97	1.05	1.03	0.94

AST=Área sin tratamiento mecánico (MET maduro); ATR= Área con tratamiento mecánico de rodillo aereador; ATB= Área con tratamiento mecánico de bulldozer (Presión ligera de pastoreo).

Similitud

El índice de Sorensen muestra que las áreas que presentan mayor semejanza en época seca son AST y ATB con 50%, mientras que para la época húmeda lo son el ATR y ATB con un valor del 40% (Tabla III.4).

Tabla III.4. Comparación de los ecosistemas mediante el índice de similitud de Sorensen.

Época	Seca			Húmeda		
	AST	ATR	ATB	AST	ATR	ATB
AST	-	40%	50%	-	30%	30%
ATR	-	-	10%	-	-	40%
ATB	-	-	-	-	-	-

AST=Área sin tratamiento mecánico (MET maduro); ATR= Área con tratamiento mecánico de rodillo aereador; ATB= Área con tratamiento mecánico de bulldozer (Presión ligera de pastoreo).

Al igual que el índice de Sorensen, el índice de Jaccard presenta que AST y ATB son las comunidades con mayor similitud (33%), mientras que el ATR y ATB presentan un valor de semejanza bajo de 5% para la época seca. No obstante, para la época húmeda la comunidad ATR y ATB presentan mayor similitud (25%), siendo el AST y ATR los que presentan un valor menor (13%) (Tabla III.5).

Tabla III.5. Comparación de los ecosistemas mediante el índice de similitud de Jaccard.

Época	Seca			Húmeda		
	AST	ATR	ATB	AST	ATR	ATB
AST	-	25%	33%	-	13%	18%
ATR	-	-	5%	-	-	25%
ATB	-	-	-	-	-	-

AST=Área sin tratamiento mecánico (MET maduro); ATR= Área con tratamiento mecánico de rodillo aereador; ATB= Área con tratamiento mecánico de bulldozer (Presión ligera de pastoreo).

Ambos índices muestran que el área sin tratamiento presenta mayor semejanza con el área con tratamiento mecánico de bulldozer en época seca debido a que ambos presentan una estructura media-alta de árboles/arbustos con proyección de copa mayor y escaso o nulo estrato bajo (herbáceas/pastos), en cambio el área con tratamiento mecánico de bulldozer presenta mayor desigualdad en comparación con las otras áreas, debido a la técnica.

En cambio, en época húmeda las áreas con tratamiento presentan mayor similitud al contar con una estructura media con una alta cobertura de copa tanto en estrato medio como en el bajo (pastos), en cambio el área sin tratamiento presenta mayor desigualdad en comparación con las otras áreas, debido a la estructura del estrato medio-alto, y bajo.

IV.5. Discusión

Estrato medio-alto

Composición florística

En el presente estudio, se caracterizó la riqueza florística para el AST en su fase de madurez estructural (MET maduro), registrándose un total de 17 especies vegetales durante la temporada seca, de las cuales 10 correspondieron a la categoría de especies arbóreas y 7 a la de arbustivas, concordando con los resultados obtenidos por Sarmiento *et al.*, (2020). Durante la temporada húmeda, se evidenció una reducción en la riqueza específica en comparación con la

temporada seca, registrándose un total de 13 especies en la comunidad vegetal evaluada. De estas, 6 especies fueron categorizadas dentro del grupo de plantas arbóreas, mientras que las 7 especies restantes correspondieron a la categoría de arbustivas. Este comportamiento sugiere una posible influencia de las condiciones ambientales asociadas a la mayor disponibilidad hídrica sobre la dinámica de la vegetación, lo que podría estar relacionado con cambios en la regeneración, establecimiento y competencia entre especies. Además, estos hallazgos son consistentes con los resultados previamente reportados por Salazar-Tijerina (2022), quienes documentaron una tendencia similar en la composición florística bajo condiciones climáticas análogas, lo que refuerza la evidencia sobre la variabilidad estacional en la estructura de la vegetación en ecosistemas de características similares.

En la comunidad vegetal sometida al ATR, dentro de la Unidad de Manejo Ambiental (UMA) en el estrato EM-A, se identificó una riqueza florística de 13 especies durante la temporada seca. De estas, 5 especies fueron clasificadas dentro del estrato arbóreo, mientras que 8 correspondieron al estrato arbustivo, resultados que coinciden con los reportados por Lozano *et al.* (2023). En contraste, durante la temporada húmeda se observó una reducción significativa en la diversidad florística, registrándose únicamente 4 especies. De estas, 3 fueron categorizadas como arbóreas y 10 como arbustivas, lo que indica una marcada variabilidad estacional en la composición de la comunidad vegetal. Estos hallazgos presentan similitudes con los obtenidos por Salazar-Tijerina (2022), quienes también documentaron una disminución en la riqueza específica en respuesta a las condiciones ambientales prevalecientes durante la época húmeda.

En relación con el ATB, dentro del estrato de vegetación EM-A, se registró la presencia de 2 especies durante la temporada seca, con una distribución compuesta por 3 especies pertenecientes al estrato arbóreo y 4 al estrato arbustivo. Sin embargo, durante la temporada húmeda, se observó un incremento

en la riqueza florística, alcanzando un total de siete especies, manteniéndose la misma proporción de tres especies arbóreas y cuatro arbustivas. Estos resultados son consistentes con los hallazgos previamente reportados por Lozano *et al.* (2023), quien documentó una variación similar en la composición florística en respuesta a las condiciones ambientales estacionales.

Estrato Bajo

Composición florística

En el estrato bajo (EB) del área sin tratamiento (AST), no se registró la presencia de especies vegetales en época seca, no obstante, en época húmeda se registraron tres especies de herbáceas. En cuanto al tratamiento ATR, durante la temporada seca se identificaron cuatro especies en el estrato bajo, de las cuales una fue clasificada como herbácea y tres como gramíneas. En la temporada húmeda, la riqueza florística mostró un ligero incremento, con la presencia de cinco especies, distribuidas en una herbácea y cuatro gramíneas. Por otro lado, en el tratamiento ATB, el EB presentó dos especies en la temporada seca, con una herbácea y una gramínea, mientras que en la época húmeda la riqueza aumentó a cinco especies, clasificadas en tres herbáceas y dos gramíneas.

El estudio del estrato bajo es clave debido a la escasa información sobre su respuesta a tratamientos mecánicos para la rehabilitación de hábitats (Ayala *et al.*, 2014). En este estrato, las herbáceas son el principal recurso alimenticio del venado cola blanca texano, aunque su disponibilidad está limitada por la falta de humedad, lo que incrementa el consumo de arbustos (Ramírez-Lozano *et al.*, 2012).

El análisis evidenció una reducción significativa en las variables estructurales del matorral tras la aplicación del rodillo aereador y el pastoreo. No obstante, con la llegada de lluvias se favoreció el crecimiento de la vegetación, aumentando la cobertura y altura de especies arbustivas, herbáceas y gramíneas. Esto representa una estrategia viable y de bajo costo para mejorar la disponibilidad de

alimento en Unidades de Manejo Ambiental (UMA) y ranchos diversificados en el noreste de México.

Composición florística general

Con base en los resultados obtenidos, se identificó a la familia Fabaceae como la de mayor representatividad en las distintas condiciones evaluadas dentro del área de estudio. Este patrón coincide con lo reportado en investigaciones previas, las cuales destacan que, tanto en comunidades maduras del matorral espinoso tamaulipeco como en aquellas intervenidas, dicha familia presenta una elevada presencia florística (Lozano *et al.*, 2023; Sarmiento *et al.*, 2020; Leal-Elizondo *et al.*, 2019; Mora *et al.*, 2013; González *et al.*, 2010; Estrada-Castillón, 2005). Asimismo, las comunidades vegetales que han experimentado procesos de regeneración tras alteraciones de origen antropogénico, como la actividad ganadera o la implementación de tratamientos de rehabilitación de la vegetación, han sido ampliamente estudiadas en diversas investigaciones (Alanís *et al.*, 2008; Jiménez *et al.*, 2009; Pequeño-Ledezma *et al.*, 2012; Jiménez *et al.*, 2012; Alanís *et al.*, 2013; Molina-Guerra *et al.*, 2013; Mora *et al.*, 2013; Mora-Donjuán *et al.*, 2014; Yerena *et al.*, 2014; Leal-Elizondo *et al.*, 2018; Leal-Elizondo *et al.*, 2019; Lozano, *et al.*, 2023). Estos estudios han identificado a la familia Fabaceae como el grupo taxonómico más representativo, destacando su elevada diversidad y amplia distribución en las distintas comunidades vegetales del estado (Estrada *et al.*, 2004).

La alta representatividad de la familia puede atribuirse a su notable capacidad competitiva frente a otras especies por los recursos del ecosistema. Diversos estudios han señalado que este grupo taxonómico exhibe una mayor tolerancia al estrés hídrico edáfico, característica evidenciada por sus elevados valores de potencial hídrico en el xilema, tanto en el pre-amanecer como al mediodía, incluso bajo condiciones de déficit hídrico severo (López *et al.*, 2010; González *et al.*, 2011; González-Rodríguez *et al.*, 2011).

Parámetros ecológicos

Abundancia

En el presente estudio, se identificó un total de 17 especies bajo las distintas condiciones de tratamiento evaluadas (AST, ATR y ATB), lo que concuerda con los valores reportados en investigaciones previas realizadas por Mora *et al.* (2013), Domínguez-Gómez *et al.* (2013); Ramírez-Lozano *et al.* (2013), Salazar-Tijerina (2022) y Lozano *et al.* (2023).

Las comunidades vegetales que han experimentado perturbaciones de origen antrópico, como lo reportan investigaciones previas (Alanís *et al.*, 2008; Jiménez *et al.*, 2009; Pequeño-Ledezma *et al.*, 2012; Jiménez *et al.*, 2012; Alanís *et al.*, 2013; Molina-Guerra *et al.*, 2013; Mora *et al.*, 2013; Mora-Donjuán *et al.*, 2014; Yerena *et al.*, 2014; Leal-Elizondo *et al.*, 2018; Mata-Balderas, 2023), presentan una riqueza florística equivalente a aproximadamente la mitad de las especies registradas en el presente estudio. Esta diferencia se atribuye al hecho de que dichas comunidades se encuentran aún en fases tempranas o de transición dentro del proceso sucesional, lo cual limita significativamente su capacidad para restablecer la diversidad estructural y composicional característica de etapas más avanzadas (Alanís *et al.*, 2013).

De manera adicional, se observó que el EM-A *Randia aculeata* fue la especie más predominante en el ATS y ATR difiriendo con estudios realizados con este tipo de tratamiento en áreas de matorral por Salazar-Tijerina (2022) y Lozano *et al.*, (2023), para el ATB, en ambas condiciones se encontró que la especie más abundante fue *Neltuma laevigata* coincidiendo con los resultados reportados por Salazar-Tijerina (2022), quien realizó un estudio de caracterización y estimación de producción de biomasa en áreas tratadas con rodillo aereador y un área testigo con vegetación perteneciente al matorral espinoso tamaulipeco.

En el EB, en el ATS se encontró de manera predominante a la especie *Croton cortesianus* (EH=660N.ha⁻¹), para el ATR en ambas épocas las especies con

mayor número de individuos por hectárea fueron pastos: *Bothriochloa pertusa* (ES=38,500N.ha⁻¹; EH=105,500N.ha⁻¹); y para el ATB fueron *Pennisetum ciliare* ((ES=25,500N.ha⁻¹), coincidiendo con datos de Salazar-Tijerina (2022).

Dominancia

En relación con las especies que presentan el mayor número de individuos por hectárea, el área sin tratamiento (AST) mostró una densidad de 11,466.10 m²/ha para la especie *Neltuma laevigata*, lo que la posiciona como la más dominante. Estos resultados son consistentes con los hallazgos de Sarmiento *et al.* (2020), quienes evaluaron la diversidad en un área de matorral espinoso tamaulipeco en la que se realizaban actividades pecuarias.

Así mismo, en el estrato bajo (EB), la especie *Croton cortesianus* se destacó como dominante, con una densidad de 356.63 m²/ha, lo que concuerda con los resultados de Salazar-Tijerina (2022). En el área con tratamiento mecánico de rodillo aereador (ATR), se observó una alta densidad de brotes para las especies *Cordia boissieri* (ES = 334.17 m²/ha), *Celtis pallida* (ES = 326.58 m²/ha; EH = 425.42 m²/ha) y *Vachellia rigidula* (ES = 224.70 m²/ha; EH = 308.38 m²/ha), coincidiendo con los resultados reportados por Lozano *et al.* (2023), quienes evaluaron dos áreas con vegetación perteneciente al matorral espinoso tamaulipeco bajo diversos tratamientos en Tamaulipas y Nuevo León. Finalmente, en el tratamiento ATB, se registró una alta densidad para las especies *Pennisetum ciliare* (ES = 655.90 m²/ha; EH = 228.70 m²/ha) y *Bothriochloa pertusa* (EH = 252.51 m²/ha), cuyos resultados son similares a los reportados por De León-Bocanegra (2013), y Salazar-Tijerina (2022), en su evaluación de las épocas seca y húmeda en áreas con diversos tratamientos para remediar la compactación del suelo.

En términos generales, la cobertura de copa de todas las especies evaluadas en el área sin tratamiento mecánico (AST) y en el área con tratamiento mecánico de bulldozer (ATB) está completamente dominada por el dosel de los árboles y arbustos de porte medio-alto, tanto durante la temporada seca como en la

húmeda. Sin embargo, se observa que la cobertura a nivel del suelo es significativamente menor en comparación con la cobertura de la copa. Por otro lado, en el tratamiento ATR, la cobertura total se encuentra por debajo del 50% del área evaluada. A pesar de esta limitación, se registra un incremento notable en la cobertura durante la temporada húmeda, lo que resulta en una mayor cobertura en el estrato bajo. Este aumento sugiere que las condiciones ambientales favorables de la época húmeda pueden favorecer el desarrollo de la vegetación herbácea y arbustiva, contribuyendo así a una mayor diversidad y estructura en el estrato inferior del ecosistema.

Frecuencia

En relación con la frecuencia, las especies más representativas registradas en el estrato medio-alto para el área sin tratamiento mecánico (AST=MET maduro) fueron *Randia aculeata*, con una frecuencia relativa del 14.81%. En el estrato inferior, la especie *Croton cortesianus* se destacó con una frecuencia del 52.94% durante la época húmeda. En el tratamiento ATR, las especies predominantes en el estrato medio-alto incluyeron a *Celtis pallida*, con una frecuencia relativa del 15.38%, mientras que en el estrato bajo, *Bothriochloa pertusa* mostró una presencia significativa, con un 50.00% (frecuencia relativa) y 58.82% (frecuencia en la época húmeda), en el tratamiento ATB, las especies del estrato medio-alto abarcaron a *Neltuma laevigata* (ES = 37.50%; EH = 45.45%), así como a *Malvastrum coromandelianum* y *Ruellia nudiflora*, que presentaron una frecuencia del 31.03% en la época húmeda, estos hallazgos son consistentes con los reportes de investigaciones previas realizadas por De León-Bocanegra (2013), Marroquín-Castillo *et al.* (2016), Salazar-Tijerina (2022) y Lozano *et al.* (2023).

Índice de valor de importancia (IVI)

En relación con las condiciones de vegetación y las épocas de muestreo analizadas, las especies que presentaron el mayor peso ecológico, evaluado a través del índice de valor de importancia, en el estrato medio-alto del área sin

tratamiento (AST) fueron *Randia aculeata* (ES = 21.68%) y *Neltuma laevigata* (EH = 22.65%), coincidiendo con los datos registrados en la investigación de Rojas *et al.*, (2025). En el estrato inferior, *Croton cortesianus* destacó con un índice de importancia del 63.49% en la época húmeda, siendo diferentes a los datos obtenidos por Salazar-Tijerina (2022) y Lozano *et al.* (2023). En el área con tratamiento mecánico de rodillo aereador (ATR), *Celtis pallida* fue la especie más representativa en ambas épocas, con un índice de 17.85% (ES) y 15.92% (EH) obteniendo datos diferentes a los reportados por Salazar-Tijerina (2022). En el estrato bajo, la especie dominante fue *Bothriochloa pertusa*, con valores de 53.53% (ES) y 75.92% (EH). Por último, en el área con tratamiento mecánico de bulldozer (ATB), *Neltuma laevigata* se identificó como la especie con mayor peso ecológico, presentando un índice de 48.26% (ES) y 66.81% (EH), mientras en el estrato bajo, *Pennisetum ciliare* alcanzó un índice del 84.99% (ES) y *Ruellia nudiflora* un 27.25% (EH), siendo estos datos valiosos dado que no se han reportado mediante estas técnicas de rehabilitación.

Diversidad

Índice de Shannon-Wiener (H').

El índice de diversidad de Shannon registrado en este estudio para la condición sin tratamiento mecánico (AST = MET maduro) fue de 2.02 durante la temporada seca y de 2.07 en la temporada húmeda. Estos valores son comparables con los reportados por Lozano *et al.* (2023), Leal-Elizondo (2019), Valdez *et al.* (2018), Hernández-Ponce (2018) y Alanís-Rodríguez *et al.* (2008), quienes documentaron índices que oscilan entre 2.42 y 2.97. No obstante, los valores más elevados fueron señalados por De León-Bocanegra (2013) y Graciano Ávila *et al.* (2018), con registros de 3.17 y 3.36, respectivamente.

En el área con tratamiento de rodillo aereador (ATR) se registró un índice de ES=2.28 y EH=2.21, valores similares a los reportados por Lozano *et al.* (2023), Salazar-Tijerina (2022) y Leal-Elizondo (2019) para áreas rehabilitadas con dicho tratamiento mecánico.

En el área intervenida con tratamiento de bulldozer (ATB), el índice de diversidad de Shannon fue de 1.54 durante la época seca y de 1.14 en la húmeda, valores inferiores al reportado por Mora *et al.* (2013), quien documentó un índice de 1.94. No obstante, estos valores resultan comparables con los obtenidos por Domínguez-Gómez *et al.* (2013) y Ramírez-Lozano *et al.* (2013) en comunidades vegetales maduras del matorral espinoso tamaulipeco (MET). De forma general, la diversidad observada en los sitios evaluados puede clasificarse como intermedia, en concordancia con estudios previos realizados en la región (González-Rodríguez *et al.*, 2010). Esta condición indica que el ecosistema presenta una relevancia ecológica moderada, con una heterogeneidad florística influenciada por factores climáticos, edáficos y ecológicos propios del entorno (Alanís *et al.*, 2008).

Índice de Margalef (D_{Mg})

Durante la temporada seca, el índice de riqueza específica de Margalef alcanzó un valor de 3.19 en el área sin intervención mecánica (AST = MET maduro), mientras que en el sitio sujeto al tratamiento con rodillo aereador (ATR) se obtuvo un valor de 2.62. Estos resultados son comparables a los reportados por Salazar Tijerina (2022) y Leal-Elizondo (2019). En contraste, el tratamiento ATB mostró un valor inferior, lo que difiere de los resultados obtenidos por los autores mencionados, no obstante, es similar a lo reportado por Pequeño-Ledezma *et al.* (2017), quienes encontraron una diversidad menor de 1.2 y 1.8 al evaluar de forma generalizada el matorral al que clasificaron como Matorral de porte alto y Matorral de porte bajo, lo cual está influenciado por las características del sitio, siendo estas lomeríos y valle, profundidad de suelo y condiciones climáticas áridas.

En la época húmeda, el índice de Margalef para AST fue de 2.38, y para ATR fue de 2.37, cifras que son semejantes a las reportadas por Lozano *et al.* (2023). Por otro lado, el tratamiento ATB presentó un valor de 1.99, lo que evidencia

diferencias en comparación con los resultados de Mora *et al.* (2013), quienes informaron un índice de 2.26.

Índice similitud de Sorensen

El índice de Sorensen es una herramienta ampliamente utilizada para evaluar el grado de similitud florística entre diferentes comunidades vegetales. En estudios previos, Medina-Guillén *et al.* (2017) y Medina-Guillén *et al.* (2015) aplicaron este índice para comparar la composición florística en ecosistemas áridos y semiáridos, identificando niveles variables de similitud en función del tipo de vegetación y las condiciones ambientales. De manera similar, Alanís-Rodríguez *et al.* (2010) reportaron que la similitud entre diferentes sitios depende de factores como el historial de uso del suelo y las características ecológicas del hábitat, en el presente estudio, se consideran que, durante la época húmeda, en AST y ATB presentaron una similitud del 50 %, lo que indica una composición florística parcialmente compartida entre ambas condiciones, coincidiendo con los resultados obtenidos por los autores antes mencionados. En contraste, durante la época seca, los tratamientos ATR y ATB también mostraron un 50 % de similitud, en concordancia con los valores reportados por Salazar-Tijerina (2022) y Lozano *et al.* (2023), quienes observaron patrones similares en comunidades vegetales sujetas a diferentes tratamientos de manejo y regeneración en el noreste de México.

Anexo III.1. Nombre científico y común, familia y forma de crecimiento de las especies del estrato medio-alto y bajo registradas en tres fracciones de matorral espinoso tamaulipeco con distinta condición AST, ATR y ATB en dos épocas de muestreo (seca y húmeda) (Ordenadas alfabéticamente de acuerdo a la familia).

FAMILIA Y NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN	F.C	AST		ATR		ATB	
			S	H	S	H	S	H
ESTRATO MEDIO-ALTO								
Achatocarpaceae								
<i>Phaulothamnus spinescens</i> A. Gray	Ojo de víbora	2	•	•				•
Asteraceae								
<i>Senecio salignus</i> DC.	Jara de monte	2	•	•	•			
Boraginaceae								
<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	Anacahuita	1	•		•	•		
Cannabaceae								
<i>Celtis pallida</i> Torr.	Granjeno	2	•	•	•	•		•
Celastraceae								
<i>Schaefferia cuneifolia</i> A. Gray	Capul	2			•	•		
Ebenaceae								
<i>Diospyros texana</i> Scheele	Chapote prieto	1			•			
Euphorbiaceae								
<i>Croton incanus</i> Kunth	Salvia	2					•	
Fabaceae								
<i>Desmanthus virgatus</i> (L.) Willd.	Huizachillo	2					•	
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg.	Vara dulce	1	•	•				
<i>Mimosa malacophylla</i> A. Gray	Charrasquillo	2				•		
<i>Neeltuma laevigata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Britton & Rose	Mezquite	1	•	•	•		•	•
<i>Parkinsonia texana</i> (A. Gray) S. Watson	Palo verde	1	•	•				

<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	Retama	1							•
<i>Pithecellobium ebano</i> (Berland.) C.H. Mull.	Ébano	1	•	•					
<i>Senegalia greggii</i> (A. Gray) Britton & Rose	Uña de gato	1	•						
<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn.	Huizache	1	•					•	•
<i>Vachellia rigidula</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	Gavia	1				•	•		
<i>Vachellia schaffneri</i> (S.Watson) Seigler & Ebinger	Huizache chino	2						•	•
Koeberliniaceae									
<i>Koeberlinia spinosa</i> Zucc.	Corona de Cristo	2							•
Oleaceae									
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	Panalero	2				•	•		•
Rhamnaceae									
<i>Karwinskia humboldtiana</i> (Schult.) Zucc.	Coyotillo	2				•	•		•
Rubiaceae									
<i>Randia aculeata</i> L.	Cruceto	2	•	•	•	•			
Rutaceae									
<i>Amyris texana</i> (Buckley) P. Wilson	Barretilla china	1	•	•					
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	Colima	1	•	•	•	•			•
Sapotaceae									
<i>Sideroxylon celastrinum</i> (Kunth) T.D. Penn.	Coma	1	•						
Scrophulariaceae									
<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berland.) I.M. Johnst.	Cenizo	2				•	•		
Simaroubaceae									
<i>Castela texana</i> (Torr. & A. Gray) Rose	Amargoso	2	•	•					•
Verbenaceae									
<i>Citharexylum berlandieri</i> B.L. Rob.	Encorba gallina	2	•	•					
<i>Lantana camara</i> L.	Cinco negritos	2				•	•		
Zygophyllaceae									
<i>Guaiaacum angustifolium</i> Engelm.	Guayacán	1	•	•					

ESTRATO BAJO

Acanthaceae*Ruellia nudiflora* (Engelm. & Gray)*Ruellia*

4

•

Euphorbiaceae*Croton capitatus* Michx.

Hierba de la cabra

4

•

Croton cortesianus Kunth

Palillo

4

•

Euphorbia glyptosperma Engelm.

Hierba de la golondrina

4

•

Malvaceae*Abutilon fruticosum* Guill. & Perr.

Pelotazo

4

•

Malvastrum coromandelianum (L.) Garcke

Malva

4

•

•

Nitrariaceae*Peganum mexicanum* A. Gray

Garbancillo

4

•

Poaceae*Bothriochloa pertusa* (L.) A. Camus

Zacate carretero

3

•

•

•

Bouteloua barbata Lag.

Navajita

3

•

Bouteloua curtipendula (Michx.) Torr.

Banderita

3

•

Pennisetum ciliare (L.) Link

Zacate buffel

3

•

•

•

•

Setaria leucophylla Kunth ex A. Dietr.

Pajita tempranera

3

•

Sterculiaceae*Melochia pyramidata* L.

Falsa ortiguilla

4

•

Condición de vegetación: Área 1: Matorral espinoso tamaulipeco maduro sin intervención (AST); Área 2: Matorral espinoso tamaulipeco con tratamiento mecánico de rodillo aereador (ATR) y Área 3: Matorral espinoso tamaulipeco con tratamiento mecánico de bulldozer y siembra de zacate buffel (ATB)

Época: Seca (S) y Húmeda (H)

Forma de crecimiento (F.C): (1) Arbórea, (2) Arbustiva, (3) Pasto, (4) Herbácea

Anexo III.2. Abundancia (N.ha⁻¹), dominancia (m².ha⁻¹), frecuencia (N.Sitio) e índice de valor de importancia de las especies del estrato medio-alto y bajo registradas en tres fracciones de matorral espinoso tamaulipeco con distinta condición AST, ATR y ATB en época seca (Ordenadas de acuerdo al índice de valor de importancia).

ÉPOCA		SECA												
CONDICIÓN DE VEGETACIÓN		AST				ATR				ATB				
PARÁMETROS ECOLÓGICOS		AR _i	DR _i	FR _i	IVI	AR _i	DR _i	FR _i	IVI	AR _i	DR _i	FR _i	IVI	
FAMILIA Y NOMBRE CIENTÍFICO		F.C	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	
ESTRATO MEDIO-ALTO														
Achatocarpaceae														
	<i>Phaulothamnus spinescens</i> A. Gray	2	16.56	8.90	12.96	12.81	-	-	-	-	15.38	0.17	12.50	9.35
Asteraceae														
	<i>Senecio salignus</i> DC.	2	1.99	0.33	3.70	2.01	3.09	0.08	1.92	1.70	-	-	-	-
Boraginaceae														
	<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	1	0.66	0.55	1.85	1.02	6.19	25.33	7.69	13.07	-	-	-	-
Cannabaceae														
	<i>Celtis pallida</i> Torr.	2	4.64	1.52	7.41	4.52	13.40	24.76	15.38	17.85	-	-	-	-
Celastraceae														
	<i>Schaefferia cuneifolia</i> A. Gray	2	-	-	-	-	1.03	0.47	1.92	1.14	-	-	-	-
Ebenaceae														
	<i>Diospyros texana</i> Scheele	1	-	-	-	-	2.06	0.25	1.92	1.41	-	-	-	-
Fabaceae														
	<i>Desmanthus virgatus</i> (L.) Willd.	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg.	1	0.66	0.04	1.85	0.85	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Neltuma laevigata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Britton & Rose	1	5.30	44.21	11.11	20.21	2.06	4.24	3.85	3.38	40.38	66.90	37.50	48.26
	<i>Parkinsonia texana</i> (A. Gray) S. Watson	1	0.66	5.93	1.85	2.82	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	1	-	-	-	-	-	-	-	-	3.85	8.68	8.33	6.95
	<i>Pithecellobium ebano</i> (Berland.) C.H. Mull.	1	9.27	21.08	9.26	13.20	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Senegalia greggii</i> (A. Gray) Britton & Rose	1	0.66	0.40	1.85	0.97	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn.	1	0.66	0.54	1.85	1.02	-	-	-	-	1.92	0.08	4.17	2.06
	<i>Vachellia rigidula</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	1	-	-	-	-	13.40	17.03	11.54	13.99	-	-	-	-
	<i>Vachellia schaffneri</i> (S.Watson) Seigler & Ebinger	2	-	-	-	-	-	-	-	-	30.77	23.28	29.17	27.74
Koeberliniaceae														
	<i>Koeberlinia spinosa</i> Zucc.	2	-	-	-	-	-	-	-	-	5.77	0.88	4.17	3.60
Oleaceae														

<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	2	-	-	-	-	2.06	1.22	3.85	2.38	-	-	-	-
Rhamnaceae													
<i>Karwinskia humboldtiana</i> (Schult.) Zucc.	2	-	-	-	-	13.40	12.38	13.46	13.08	-	-	-	-
Rubiaceae													
<i>Randia aculeata</i> L.	2	41.72	8.52	14.81	21.68	19.59	3.15	15.38	12.71	-	-	-	-
Rutaceae													
<i>Amyris texana</i> (Buckley) P. Wilson	1	1.32	0.28	3.70	1.77	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	1	4.64	2.57	7.41	4.87	12.37	8.16	13.46	11.33	-	-	-	-
Sapotaceae													
<i>Sideroxylon celastrinum</i> (Kunth) T.D. Penn.	1	1.32	2.19	3.70	2.41	-	-	-	-	-	-	-	-
Scrophulariaceae													
<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berland.) I.M. Johnst.	2	-	-	-	-	6.19	0.92	3.85	3.65	-	-	-	-
Simaroubaceae													
<i>Castela texana</i> (Torr. & A. Gray) Rose	2	3.31	1.48	3.70	2.83	-	-	-	-	1.92	0.01	4.17	2.03
Verbenaceae													
<i>Citharexylum berlandieri</i> B.L. Rob.	2	2.65	0.95	3.70	2.43	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lantana camara</i> L.	2	-	-	-	-	5.15	2.01	5.77	4.31	-	-	-	-
Zygophyllaceae													
<i>Guaiacum angustifolium</i> Engelm.	1	3.97	0.52	9.26	4.59	-	-	-	-	-	-	-	-
TOTAL		100											
ESTRATO BAJO													
Malvaceae													
<i>Malvastrum coromandelianum</i> (L.) Garcke	4	-	-	-	-	-	-	-	-	13.79	6.24	25.00	15.01
Nitrariaceae													
<i>Peganum mexicanum</i> A. Gray	4	-	-	-	-	1.77	27.14	7.14	12.02	-	-	-	-
Poaceae													
<i>Bothriochloa pertusa</i> (L.) A. Camus	3	-	-	-	-	68.14	42.45	50.00	53.53	-	-	-	-
<i>Pennisetum ciliare</i> (L.) Link	3	-	-	-	-	6.19	11.31	21.43	12.98	86.21	93.76	75.00	84.99
<i>Setaria leucophylla</i> Kunth ex A. Dietr.	3	-	-	-	-	23.89	19.10	21.43	21.48	-	-	-	-
TOTAL		0	0	0	0	100							

Condición de vegetación: Área 1: Matorral espinoso tamaulipeco maduro sin intervención (AST); Área 2: Matorral espinoso tamaulipeco con tratamiento mecánico de rodillo aereador (ATR) y Área 3: Matorral espinoso tamaulipeco con tratamiento mecánico de bulldozer y siembra de zacate buffel (ATB)
Forma de crecimiento (F.C): (1) Arbórea, (2) Arbustiva, (3) Pasto, (4) Herbácea

Anexo III.3. Abundancia (N.ha⁻¹), dominancia (m².ha⁻¹), frecuencia (N.Sitio) e índice de valor de importancia de las especies del estrato medio-alto y bajo registradas en tres fracciones de matorral espinoso tamaulipeco con distinta condición AST, ATR y ATB en época húmeda (Ordenadas de acuerdo al índice de valor de importancia).

ÉPOCA		HÚMEDA											
CONDICIÓN DE VEGETACIÓN		AST				ATR				ATB			
PARÁMETROS ECOLÓGICOS		AR _i (%)	DR _i (%)	FR _i (%)	IVI (%)	AR _i (%)	DR _i (%)	FR _i (%)	IVI (%)	AR _i (%)	DR _i (%)	FR _i (%)	IVI (%)
FAMILIA Y NOMBRE CIENTÍFICO	F.C												
ESTRATO MEDIO-ALTO													
Achatocarpaceae													
<i>Phaulothamnus spinescens</i> A. Gray	2	16.23	7.70	14.81	12.92	-	-	-	-	-	-	-	-
Asteraceae													
<i>Senecio salignus</i> DC.	2	5.19	0.37	3.70	3.09	-	-	-	-	-	-	-	-
Boraginaceae													
<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	1	-	-	-	-	1.90	5.71	3.70	3.77	-	-	-	-
Cannabaceae													
<i>Celtis pallida</i> Torr.	2	7.14	2.33	11.11	6.86	12.03	22.77	12.96	15.92	14.29	0.74	18.18	11.07
Celastraceae													
<i>Schaefferia cuneifolia</i> A. Gray	2	-	-	-	-	1.27	0.40	3.70	1.79	-	-	-	-
Euphorbiaceae													
<i>Croton incanus</i> Kunth	2	-	-	-	-	0.63	0.14	1.85	0.87	-	-	-	-
Fabaceae													
<i>Desmanthus virgatus</i> (L.) Willd.	2	-	-	-	-	7.59	6.01	3.70	5.77	-	-	-	-
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg.	1	1.30	0.44	3.70	1.81	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mimosa malacophylla</i> A. Gray	2	-	-	-	-	3.80	10.75	5.56	6.70	-	-	-	-
<i>Neltuma laevigata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Britton & Rose	1	7.14	49.70	11.11	22.65	-	-	-	-	58.93	96.05	45.45	66.81
<i>Parkinsonia texana</i> (A. Gray) S. Watson	1	1.30	0.91	1.85	1.35	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pithecellobium ebano</i> (Berland.) C.H. Mull.	1	9.09	25.17	12.96	15.74	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn.	1	-	-	-	-	-	-	-	-	3.57	1.62	9.09	4.76
<i>Vachellia schaffneri</i> (S. Watson) Seigler & Ebinger	2	-	-	-	-	-	-	-	-	3.57	1.48	4.55	3.20
Oleaceae													
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	2	-	-	-	-	2.53	3.29	3.70	3.17	8.93	0.04	9.09	6.02
Rhamnaceae													
<i>Karwinskia humboldtiana</i> (Schult.) Zucc.	2	-	-	-	-	14.56	11.32	16.67	14.18	1.79	0.01	4.55	2.11

Rubiaceae													
<i>Randia aculeata</i> L.	2	36.36	10.57	12.96	19.96	15.19	6.22	12.96	11.46	-	-	-	-
Rutaceae													
<i>Amyris texana</i> (Buckley) P. Wilson	1	3.25	0.20	5.56	3.00	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	1	3.90	1.18	7.41	4.16	13.29	6.12	14.81	11.41	8.93	0.04	9.09	6.02
Scrophulariaceae													
<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berland.) I.M. Johnst.	2	-	-	-	-	18.99	10.29	5.56	11.61	-	-	-	-
Simaroubaceae													
<i>Castela texana</i> (Torr. & A. Gray) Rose	2	2.60	0.34	3.70	2.21	-	-	-	-	-	-	-	-
Verbenaceae													
<i>Citharexylum berlandieri</i> B.L. Rob.	2	1.95	0.45	3.70	2.03	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lantana camara</i> L.	2	-	-	-	-	0.63	0.49	1.85	0.99	-	-	-	-
Zygophyllaceae													
<i>Guaiacum angustifolium</i> Engelm.	1	4.55	0.65	7.41	4.20	-	-	-	-	-	-	-	-
TOTAL		100											
ESTRATO BAJO													
Acanthaceae													
<i>Ruellia nudiflora</i> (Engelm. & Gray)	4	-	-	-	-	-	-	-	-	30.59	20.14	31.03	27.25
Euphorbiaceae													
<i>Croton capitatus</i> Michx.	4	-	-	-	-	-	-	-	-	1.18	11.90	6.90	6.66
<i>Croton cortesianus</i> Kunth	4	73.58	63.94	52.94	63.49	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Euphorbia glyptosperma</i> Engelm.	4	-	-	-	-	8.84	0.43	5.88	5.05	-	-	-	-
Malvaceae													
<i>Abutilon fruticosum</i> Guill. & Perr.	4	13.21	32.65	23.53	23.13	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Malvastrum coromandelianum</i> (L.) Garcke	4	-	-	-	-	-	-	-	-	24.12	13.46	31.03	22.87
Poaceae													
<i>Bothriochloa pertusa</i> (L.) A. Camus	3	-	-	-	-	84.74	84.18	58.82	75.92	30.00	28.60	17.24	25.28
<i>Bouteloua barbata</i> Lag.	3	-	-	-	-	0.80	0.05	5.88	2.24	-	-	-	-
<i>Bouteloua curtipendula</i> (Michx.) Torr.	3	-	-	-	-	2.01	0.68	5.88	2.86	-	-	-	-
<i>Pennisetum ciliare</i> (L.) Link	3	-	-	-	-	3.61	14.66	23.53	13.93	14.12	25.90	13.79	17.94
Sterculiaceae													
<i>Melochia pyramidata</i> L.	4	13.21	3.42	23.53	13.38	-	-	-	-	-	-	-	-
TOTAL		100											

Condición de vegetación: Área 1: Matorral espinoso tamaulipeco maduro sin intervención (AST); Área 2: Matorral espinoso tamaulipeco con tratamiento mecánico de rodillo aereador (ATR) y Área 3: Matorral espinoso tamaulipeco con tratamiento mecánico de bulldozer y siembra de zacate buffel (ATB)
Forma de crecimiento (F.C): (1) Arbórea, (2) Arbustiva, (3) Pasto, (4) Herbácea

Anexo III.4. Abundancia (N.ha⁻¹), dominancia (m².ha⁻¹), frecuencia e índice de valor de importancia de las especies del estrato medio y alto registradas en el AST en época seca (Ordenadas de acuerdo al índice de valor de importancia).

Nombre científico	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		Valores de importancia	
	N.ha ⁻¹	%	m ² .ha ⁻¹	%	N. Sitio	%	IVI (%)	IVI rel (%)
<i>Randia aculeata</i> L.	1260	41.72	2208.94	8.52	8	14.81	65.05	21.68
<i>Neltuma laevigata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Britton & Rose	160	5.30	11466.10	44.21	6	11.11	60.62	20.21
<i>Pithecellobium ebano</i> (Berland.) C.H. Mull.	280	9.27	5467.22	21.08	5	9.26	39.61	13.20
<i>Phaulothamnus spinescens</i> A. Gray	500	16.56	2309.17	8.90	7	12.96	38.42	12.81
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	140	4.64	665.90	2.57	4	7.41	14.61	4.87
<i>Guaiacum angustifolium</i> Engelm.	120	3.97	135.87	0.52	5	9.26	13.76	4.59
<i>Celtis pallida</i> Torr.	140	4.64	393.11	1.52	4	7.41	13.56	4.52
<i>Castela texana</i> (Torr. & A. Gray) Rose	100	3.31	384.49	1.48	2	3.70	8.50	2.83
<i>Parkinsonia texana</i> (A. Gray) S. Watson	20	0.66	1538.76	5.93	1	1.85	8.45	2.82
<i>Citharexylum berlandieri</i> B.L. Rob.	80	2.65	246.46	0.95	2	3.70	7.30	2.43
<i>Sideroxylon celastrinum</i> (Kunth) T.D. Penn.	40	1.32	567.70	2.19	2	3.70	7.22	2.41
<i>Senecio salignus</i> DC	60	1.99	84.90	0.33	2	3.70	6.02	2.01
<i>Amyris texana</i> (Buckley) P. Wilson	40	1.32	72.36	0.28	2	3.70	5.31	1.77
<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	20	0.66	142.24	0.55	1	1.85	3.06	1.02
<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn.	20	0.66	139.89	0.54	1	1.85	3.05	1.02
<i>Senegalia greggii</i> (A. Gray) Britton & Rose	20	0.66	103.29	0.40	1	1.85	2.91	0.97
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg.	20	0.66	10.05	0.04	1	1.85	2.55	0.85
	3,020	100	25,936.46	100	54	100	300	100

EL AST NO PRESENTO ESTRATO BAJO

Anexo III.5. Abundancia ($N.ha^{-1}$), dominancia ($m^2.ha^{-1}$), frecuencia e índice de valor de importancia de las especies del estrato medio y alto registradas en el AST en época húmeda (Ordenadas de acuerdo al índice de valor de importancia).

Nombre científico	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		Valores de importancia	
	$N.ha^{-1}$	%	$m^2.ha^{-1}$	%	N. Sitio	%	IVI (%)	IVI rel (%)
<i>Neltuma laevigata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Britton & Rose	220	7.14	9847.22	49.70	6	11.11	67.96	22.65
<i>Randia aculeata</i> L.	1120	36.36	2093.29	10.57	7	12.96	59.89	19.96
<i>Pithecellobium ebano</i> (Berland.) C.H. Mull.	280	9.09	4986.14	25.17	7	12.96	47.22	15.74
<i>Phaulothamnus spinescens</i> A. Gray	500	16.23	1526.34	7.70	8	14.81	38.75	12.92
<i>Celtis pallida</i> Torr.	220	7.14	461.48	2.33	6	11.11	20.58	6.86
<i>Guaiacum angustifolium</i> Engelm.	140	4.55	128.51	0.65	4	7.41	12.60	4.20
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	120	3.90	234.32	1.18	4	7.41	12.49	4.16
<i>Senecio salignus</i> DC	160	5.19	73.69	0.37	2	3.70	9.27	3.09
<i>Amyris texana</i> (Buckley) P. Wilson	100	3.25	38.70	0.20	3	5.56	9.00	3.00
<i>Castela texana</i> (Torr. & A. Gray) Rose	80	2.60	67.40	0.34	2	3.70	6.64	2.21
<i>Citharexylum berlandieri</i> B.L. Rob.	60	1.95	89.18	0.45	2	3.70	6.10	2.03
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg.	40	1.30	86.95	0.44	2	3.70	5.44	1.81
<i>Parkinsonia texana</i> (A. Gray) S. Watson	40	1.30	179.55	0.91	1	1.85	4.06	1.35
	3,080	100	19,812.76	100	54	100	300	100

Anexo III.6. Abundancia ($N.ha^{-1}$), dominancia ($m^2.ha^{-1}$), frecuencia e índice de valor de importancia de las especies del estrato bajo registradas en el AST en época húmeda (Ordenadas de acuerdo al índice de valor de importancia).

Nombre científico	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		Valores de importancia	
	$N.ha^{-1}$	%	$m^2.ha^{-1}$	%	N. Sitio	%	IVI (%)	IVI rel (%)
<i>Croton cortesianus</i> Kunth	27857	73.58	356.63	63.94	9	52.94	190.46	63.49
<i>Abutilon fruticosum</i> Guill. & Perr.	5000	13.21	182.10	32.65	4	23.53	69.38	23.13
<i>Melochia pyramidata</i> L.	5000	13.21	19.06	3.42	4	23.53	40.15	13.38
	37,857	100	557.78	100	17	100	300	100

Anexo III.7. Abundancia ($N.ha^{-1}$), dominancia ($m^2.ha^{-1}$), frecuencia e índice de valor de importancia de las especies del estrato medio y alto registradas en el ATR en época seca (Ordenadas de acuerdo al índice de valor de importancia).

Nombre científico	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		Valores de importancia	
	$N.ha^{-1}$	%	$m^2.ha^{-1}$	%	N. Sitio	%	IVI (%)	IVI rel (%)
<i>Celtis pallida</i> Torr.	260	13.40	326.58	24.76	8	15.38	53.55	17.85
<i>Vachellia rigidula</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	260	13.40	224.70	17.03	6	11.54	41.98	13.99
<i>Karwinskia humboldtiana</i> (Schult.) Zucc.	260	13.40	163.26	12.38	7	13.46	39.24	13.08
<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	120	6.19	334.17	25.33	4	7.69	39.21	13.07
<i>Randia aculeata</i> L.	380	19.59	41.60	3.15	8	15.38	38.13	12.71
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	240	12.37	107.65	8.16	7	13.46	33.99	11.33
<i>Lantana camara</i> L.	100	5.15	26.48	2.01	3	5.77	12.93	4.31
<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berland.) I.M. Johnst.	120	6.19	12.13	0.92	2	3.85	10.95	3.65
<i>Neltuma laevigata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Britton & Rose	40	2.06	55.88	4.24	2	3.85	10.14	3.38
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	40	2.06	16.05	1.22	2	3.85	7.13	2.38
<i>Senecio salignus</i> DC.	60	3.09	1.03	0.08	1	1.92	5.09	1.70
<i>Diospyros texana</i> Scheele	40	2.06	3.28	0.25	1	1.92	4.23	1.41
<i>Schaefferia cuneifolia</i> A. Gray	20	1.03	6.23	0.47	1	1.92	3.43	1.14
	1,940	100	1,319.05	100	52	100	300	100

Anexo III.8. Abundancia ($N\cdot ha^{-1}$), dominancia ($m^2\cdot ha^{-1}$), frecuencia e índice de valor de importancia de las especies del estrato bajo registradas en el ATR en época seca (Ordenadas de acuerdo al índice de valor de importancia).

Nombre científico	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		Valores de importancia	
	$N\cdot ha^{-1}$	%	$m^2\cdot ha^{-1}$	%	N. Sitio	%	IVI (%)	IVI rel (%)
<i>Bothriochloa pertusa</i> (L.) A. Camus	38500	68.14	197.23	42.45	7	50.00	160.59	53.53
<i>Peganum mexicanum</i> A. Gray	1000	1.77	126.09	27.14	1	7.14	36.05	12.02
<i>Pennisetum ciliare</i> (L.) Link	3500	6.19	52.55	11.31	3	21.43	38.93	12.98
<i>Setaria leucophylla</i> Kunth ex A. Dietr.	13500	23.89	88.76	19.10	3	21.43	64.43	21.48
	56,500	100	464.63	100	14	100	300	100

Anexo III.9. Abundancia (N.ha⁻¹), dominancia (m².ha⁻¹), frecuencia e índice de valor de importancia de las especies del estrato medio y alto registradas en el ATR en época húmeda (Ordenadas de acuerdo al índice de valor de importancia).

Nombre científico	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		Valores de importancia	
	N.ha ⁻¹	%	m ² .ha ⁻¹	%	N. Sitio	%	IVI (%)	IVI rel (%)
<i>Celtis pallida</i> Torr.	380	12.03	425.42	22.77	7	12.96	47.76	15.92
<i>Karwinskia humboldtiana</i> (Schult.) Zucc.	460	14.56	211.45	11.32	9	16.67	42.54	14.18
<i>Vachellia rigidula</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	240	7.59	308.38	16.50	7	12.96	37.06	12.35
<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berland.) I.M. Johnst.	600	18.99	192.26	10.29	3	5.56	34.83	11.61
<i>Randia aculeata</i> L.	480	15.19	116.19	6.22	7	12.96	34.37	11.46
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	420	13.29	114.32	6.12	8	14.81	34.22	11.41
<i>Mimosa malacophylla</i> A. Gray	120	3.80	200.79	10.75	3	5.56	20.10	6.70
<i>Desmanthus virgatus</i> (L.) Willd.	240	7.59	112.38	6.01	2	3.70	17.31	5.77
<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	60	1.90	106.73	5.71	2	3.70	11.31	3.77
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	80	2.53	61.46	3.29	2	3.70	9.52	3.17
<i>Schaefferia cuneifolia</i> A. Gray	40	1.27	7.50	0.40	2	3.70	5.37	1.79
<i>Lantana camara</i> L.	20	0.63	9.10	0.49	1	1.85	2.97	0.99
<i>Croton incanus</i> Kunth	20	0.63	2.58	0.14	1	1.85	2.62	0.87
	3,160	100	1,868.56	100	54	100	300	100

Anexo III.10. Abundancia (N.ha⁻¹), dominancia (m².ha⁻¹), frecuencia e índice de valor de importancia de las especies del estrato bajo registradas en el ATR en época húmeda (Ordenadas de acuerdo al índice de valor de importancia).

Nombre científico	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		Valores de importancia	
	N.ha ⁻¹	%	m ² .ha ⁻¹	%	N. Sitio	%	IVI (%)	IVI rel (%)
<i>Bothriochloa pertusa</i> (L.) A. Camus	105500	84.74	2804.44	84.18	10	58.82	227.75	75.92
<i>Pennisetum ciliare</i> (L.) Link	4500	3.61	488.29	14.66	4	23.53	41.80	13.93
<i>Euphorbia glyptosperma</i> Engelm.	11000	8.84	14.33	0.43	1	5.88	15.15	5.05
<i>Bouteloua curtipendula</i> (Michx.) Torr.	2500	2.01	22.66	0.68	1	5.88	8.57	2.86
<i>Bouteloua barbata</i> Lag.	1000	0.80	1.61	0.05	1	5.88	6.73	2.24
	124,500	100	3,331.32	100	17	100	300	100

Anexo III.11. Abundancia (N.ha⁻¹), dominancia (m².ha⁻¹), frecuencia e índice de valor de importancia de las especies del estrato medio y alto registradas en el ATB en época seca (Ordenadas de acuerdo al índice de valor de importancia).

Nombre científico	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		Valores de importancia	
	N.ha ⁻¹	%	m ² .ha ⁻¹	%	N. Sitio	%	IVI (%)	IVI rel (%)
<i>Neltuma laevigata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Britton & Rose	420	40.38	13867.96	66.90	9	37.50	144.79	48.26
<i>Vachellia schaffneri</i> (S.Watson) Seigler & Ebinger	320	30.77	4825.45	23.28	7	29.17	83.22	27.74
<i>Phaulothamnus spinescens</i> A. Gray	160	15.38	36.22	0.17	3	12.50	28.06	9.35
<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	40	3.85	1798.58	8.68	2	8.33	20.86	6.95
<i>Koeberlinia spinosa</i> Zucc.	60	5.77	181.45	0.88	1	4.17	10.81	3.60
<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn.	20	1.92	16.98	0.08	1	4.17	6.17	2.06
<i>Castela texana</i> (Torr. & A. Gray) Rose	20	1.92	1.87	0.01	1	4.17	6.10	2.03
	1,040	100	20,728.50	100	24	100	300	100

Anexo III.12. Abundancia (N.ha⁻¹), dominancia (m².ha⁻¹), frecuencia e índice de valor de importancia de las especies del estrato bajo registradas en el ATB en época seca (Ordenadas de acuerdo al índice de valor de importancia).

Nombre científico	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		Valores de importancia	
	N.ha ⁻¹	%	m ² .ha ⁻¹	%	N. Sitio	%	IVI (%)	IVI rel (%)
<i>Malvastrum coromandelianum</i> (L.) Garcke	4000	13.79	43.66	6.24	2	25.00	45.03	15.01
<i>Pennisetum ciliare</i> (L.) Link	25000	86.21	655.90	93.76	6	75.00	254.97	84.99
	29,000	100	699.55	100	8	100	300	100

Anexo III.13. Abundancia (N.ha⁻¹), dominancia (m².ha⁻¹), frecuencia e índice de valor de importancia de las especies del estrato medio y alto registradas en el ATB en época húmeda (Ordenadas de acuerdo al índice de valor de importancia).

Nombre científico	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		Valores de importancia	
	N.ha ⁻¹	%	m ² .ha ⁻¹	%	N. Sitio	%	IVI (%)	IVI rel (%)
<i>Neltuma laevigata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Britton & Rose	660	58.93	20240.70	96.05	10	45.45	200.44	66.81
<i>Celtis pallida</i> Torr.	160	14.29	156.05	0.74	4	18.18	33.21	11.07
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	100	8.93	9.46	0.04	2	9.09	18.06	6.02
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	100	8.93	9.44	0.04	2	9.09	18.06	6.02
<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn.	40	3.57	342.20	1.62	2	9.09	14.29	4.76
<i>Vachellia schaffneri</i> (S.Watson) Seigler & Ebinger	40	3.57	312.46	1.48	1	4.55	9.60	3.20
<i>Karwinskia humboldtiana</i> (Schult.) Zucc.	20	1.79	1.71	0.01	1	4.55	6.34	2.11
	1120	100	21,072.02	100	22	100	300	100

Anexo III.14. Abundancia (N.ha⁻¹), dominancia (m².ha⁻¹), frecuencia e índice de valor de importancia de las especies del estrato bajo registradas en el ATB en época húmeda (Ordenadas de acuerdo al índice de valor de importancia).

Nombre científico	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		Valores de importancia	
	N.ha ⁻¹	%	m ² .ha ⁻¹	%	N. Sitio	%	IVI (%)	IVI rel (%)
<i>Bothriochloa pertusa</i> (L.) A. Camus	25500	30.00	252.51	28.60	5	17.24	75.84	25.28
<i>Croton capitatus</i> Michx.	1000	1.18	105.08	11.90	2	6.90	19.97	6.66
<i>Malvastrum coromandelianum</i> (L.) Garcke	20500	24.12	118.84	13.46	9	31.03	68.61	22.87
<i>Pennisetum ciliare</i> (L.) Link	12000	14.12	228.70	25.90	4	13.79	53.81	17.94
<i>Ruellia nudiflora</i> (Engelm. & A. Gray) Urb.	26000	30.59	177.81	20.14	9	31.03	81.76	27.25
	85,000	100	882.94	100	29	100	300	100

Anexo III.15. Evidencia Fotográfica de las áreas de estudio.

COND. VEG.	ÉPOCA	
	SÉCA	HÚMEDA
AST		
ATR		
ATB		

Donde: AST (Área sin tratamiento); ATR (Área con tratamiento mecánico de rodillo aereador; ATB (Área con tratamiento mecánico de bulldozer.

CONCLUSIONES

CAPÍTULO I

La actividad ganadera ha desempeñado históricamente un papel dual como agente de interacción ecológica y de transformación ambiental, siendo identificada como una de las principales causas del cambio climático a escala global. Sin embargo, cuando se orienta bajo un modelo de producción sostenible, esta actividad representa uno de los sectores con mayor potencial para contribuir a la mitigación del impacto ambiental.

En este contexto, la ganadería regenerativa propone la implementación de prácticas de manejo orientadas al desarrollo sustentable, buscando optimizar la productividad sin comprometer la integridad ecológica. Esta estrategia promueve la generación de servicios ecosistémicos tales como la mejora en la calidad edáfica, la disminución de procesos erosivos y de sedimentación, así como la reducción en la emisión de gases de efecto invernadero (GEI), integrando además consideraciones sobre el bienestar animal y la salud humana.

Al analizar los retos para lograr una efectiva conversión de los sistemas ganaderos tradicionales de altos insumos en sistemas de bajos insumos es importante destacar que las buenas prácticas de manejo regenerativo son esenciales para su cumplimiento y para tener una correcta adopción se requiere un cambio transversal en la forma que pensamos, aunado al aumento de resiliencia financiera y la asistencia técnica integral.

No obstante, un aspecto crítico a considerar en la adopción de cualquier estrategia de mitigación es que, si esta implica una inversión económica adicional que no sea respaldada por mecanismos externos de apoyo (como subsidios gubernamentales o programas de organizaciones no gubernamentales), o si conlleva una disminución en la productividad pecuaria o un incremento en los costos operativos, es altamente probable que dicha práctica sea desestimada por los productores.

CAPÍTULO II

México posee una superficie territorial de 197,539,723 hectáreas, clasificada en 181 tipos de uso del suelo y cobertura vegetal. Esta clasificación incluye vegetación natural primaria (54 tipos, que abarcan 96,314,365 ha), vegetación natural secundaria (99 tipos, con 43,914,321 ha) y áreas de uso antrópico (28 tipos, totalizando 57,311,037 ha). Del total de superficie con cobertura de vegetación natural, el 15.85% se encuentra bajo resguardo en Áreas Naturales Protegidas (ANP), mientras que el 6.21% está incorporado en Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA). No obstante, el análisis por categoría de vegetación revela que ninguna de estas unidades de conservación cumple con el umbral del 30% de representatividad propuesto en el marco de Kunming. Cabe resaltar que aún persisten vacíos de conservación, con nueve categorías de vegetación natural primaria ausentes en las UMA y 33 categorías por debajo del 30% de representatividad en ambas figuras de conservación. En cuanto a la vegetación secundaria, se identifican 16 categorías sin cobertura en ninguna de estas estrategias de conservación. Estos hallazgos evidencian que, aunque se han realizado esfuerzos importantes en materia de conservación, persiste una insuficiente representatividad y distribución de las ANP y UMA en relación con la diversidad ecosistémica nacional. Además, es pertinente señalar que el presupuesto federal destinado a la conservación de los recursos naturales representa menos del 1% del gasto público, lo cual limita significativamente la capacidad operativa de las ANP. Por tanto, se requiere más que una declaratoria legal: es indispensable contar con personal especializado, así como recursos técnicos y financieros adecuados que permitan el cumplimiento efectivo de los objetivos de conservación. En este contexto, los resultados indican la necesidad de fortalecer la gestión y eficacia de estos instrumentos como mecanismos clave para la protección de la biodiversidad en el país.

CAPÍTULO III

A partir del análisis de la estructura y composición florística, se concluye que las condiciones de vegetación estudiadas se encuentran en un estado óptimo de conservación o en buen estado de sucesión ecológica; la variabilidad observada puede ser explicada por factores climáticos relacionado por el incremento o decremento de parámetros ecológicos según la época del año (mayor humedad) y de uso de suelo (tipo de tratamiento mecánico implementado), lo que promueve un efecto con distinta perspectiva según el propósito de uso de suelo del productor. Las unidades de matorral espinoso tamaulipeco analizadas mostraron variabilidad significativa en cuanto a los parámetros de abundancia y área de copa de las especies vegetales.

En términos generales, las condiciones AST y ATB se caracterizan por una marcada dominancia del dosel conformado por especies arbóreas y arbustivas de porte medio a alto, observándose esta tendencia tanto durante la época seca como en la húmeda, sin embargo, a nivel del suelo la cobertura es significativamente menor en comparación con la cobertura de la copa o nula según la época; representando un déficit en forraje para el venado cola blanca al superar la altura de ramoneo (1.5m) y un difícil acceso al ganado doméstico, haciendo aún más complejo el manejo del hato para el productor. En cambio, la superficie ocupada por el dosel de las especies del ATR para el estrato medio presenta una proyección baja respecto al área evaluada durante la época seca, debido presuntamente al sobrepastoreo por la baja producción de forraje ante la sequía. No obstante, durante la época húmeda registró un aumento favorable en el desarrollo de la vegetación, contribuyendo así a una mayor diversidad y estructura en el estrato medio-bajo cubriendo el 33.31% de la superficie evaluada principalmente por gramíneas (Pastos de aptitud forrajera). El venado cola blanca basa su dieta principalmente en especies herbáceas; sin embargo, ante la ausencia estacional de este recurso, recurre al consumo de especies arbustivas o gramíneas perennes. Por tanto, resulta fundamental la implementación de tratamientos de restauración del hábitat, como el rodillo aereador, que favorecen

la disponibilidad de alimento tanto en calidad como en cantidad durante las épocas críticas del año, contribuyendo así al mantenimiento de los requerimientos esenciales del hábitat.

En conclusión, los resultados indican que la rehabilitación de agostaderos mediante tratamientos mecánicos orientados al mejoramiento del hábitat induce una trayectoria sucesional positiva en el matorral espinoso tamaulipeco, evidenciada por un incremento en la estructuración de la comunidad biótica y el establecimiento de interacciones dominantes. Esta dinámica sugiere una mejora en la funcionalidad del ecosistema, propiciando la formación de sistemas ecológicos con mayor resiliencia. El presente estudio aportó información cuantitativa relevante sobre la composición florística y la estructura de la vegetación en tres condiciones del matorral espinoso tamaulipeco durante dos periodos estacionales, lo cual genera una base fitosociológica útil para orientar futuros esquemas de manejo en UMA y ranchos diversificados del noreste de México.

BIBLIOGRAFÍA

- Abel, N. O. J., y Blaikie, P. M. (1989). Land degradation, stocking rates and conservation policies in the communal rangelands of Botswana and Zimbabwe. *Land Degradation & Development*, 1(2), 101–123. <https://doi.org/10.1002/ldr.3400010204>
- Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, O., Jiménez-Pérez, J., Pando-Moreno, M., Treviño-Garza, E. J., Aranda-Ramos, R., & Canizales-Velázquez, P. A. (2010). Efecto de la severidad del fuego sobre la regeneración asexual de especies leñosas de un ecosistema mixto (*Pinus-Quercus*) en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Interciencia*, 35(9), 690-695.
- Alayón-Gamboa, J. A. (2018). Estrategias de mitigación de gases de efecto invernadero en la ganadería. *Agro Productividad*, 11(2).
- Alcalá-Galván, C. H., Barraza-Guardado, R. H., Álvarez, F. A., & Rueda-Puente, E. O. (2018). Uso sustentable de agostaderos y el sistema vaca-cría en el Noroeste de México. *Agron. Mesoam*, 433-447.
- Álvarez, L. J., Epstein, H. E., Li, J., & Okin, G. S. (2012). Aeolian process effects on vegetation communities in an arid grassland ecosystem. *Ecology and Evolution*, 2(4), 809–821. <https://doi.org/10.1002/ece3.205>
- Arámbula, L. T. (2005). Problemática y alternativas de desarrollo de las zonas áridas y semiáridas de México. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, 4(2), 17-21.
- Borrelli, P. (2016). *Regeneración de Pastizales y Cambio Climático*. Buenos Aires: OVIS XXI.
- Borrelli, P. (2021). Los números de la ganadería regenerativa. *Márgenes Agropecuarios, Suplemento Ganadero*. Buenos Aires: OVIS XXI.

- Bozzo, J. A., Beasom, S. L., & Fulbright, T. E. (1992). White-tailed deer use of rangeland following browse rejuvenation. *Journal of Range Management*, 45: 496-499. DOI: 10.2307/4002910
- Butterfield, J., Bingham, S., y Savory, A. (2019). *Holistic Management Handbook, Third Edition: Regenerating Your Land and Growing Your Profits* (p. 264). ISBN 978-1610919760
- Butterfield, J., Bingham, S., y Savory, A. (2019). *Holistic Management Handbook: Regenerating Your Land and Growing Your Profits*. Washington, DC, USA: Island Press.
- Cantú Ayala, C. M., Estrada Arellano, J. R., Salinas Rodríguez, M. M., Marmolejo Moncivais, J. G., y Estrada Castellón, E. A. (2018). Vacíos y omisiones en conservación de las ecorregiones de montaña en México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4(17), 10–27. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v4i17.417>
- Cantú Ayala, C., González Saldivar, F., Koleff Osorio, P., Uvalle Saucedo, J., Marmolejo Monsivais, J. G., García Hernández, J., ... y Ortiz Hernández, E. (2011). El papel de las unidades de manejo ambiental en la conservación de los tipos de vegetación de Coahuila. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 2(6), 113-124.
- Cantú, C., Koleff, P., Tambutti, M., Lira-Noriega, A., García, M., Estrada, E., y Esquivel, R. (2007). Representatividad de las áreas protegidas en las ecorregiones terrestres de América. In: G. Halffter, S. Guevara y A. Melic (eds.): *Hacia Una Cultura de Conservación de La Diversidad Biológica. Monografías Tercer Milenio*. Zaragoza, España, 6, 35–44.
- Cantú, C., Wright, R. G., Scott, J. M., y Strand, E. (2004). Assessment of current and proposed nature reserves of Mexico based on their capacity to protect geophysical features and biodiversity. *Biological Conservation*, 115(3), 411–417. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00158-7](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00158-7)

- Cantú, C., Wright, R.G., Scott, M.J., y Strand, E. (2003). Conservation assessment of current and proposed nature reserves of Tamaulipas state, Mexico. *Natural Areas Journal*, 23(3), 220–228.
- CBD. (2021). Kunming Declaration. Kunming Declaration. Declaration from the High-Level Segment of the UN Biodiversity Conference 2020 (Part 1) under the theme: “Ecological Civilization: Building a Shared Future for All Life on Earth”. Convention on Biological Diversity. CBD/COP/15/5.Add.1 [Google Scholar]
- Centro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible para América Latina (CODS) (2019). La pérdida de la biodiversidad y los ODS. Retrieved from <https://cods.uniandes.edu.co/la-perdida-de-la-biodiversidad-y-los-ods/>
- CONABIO. (2019). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Sexto Informe Nacional de México ante el Convenio sobre la Diversidad Biológica (6IN). Retrieved from <https://www.biodiversidad.gob.mx/planeta/internacional/cbd/sexto-informe>
- CONABIO. (2020). Áreas Naturales Protegidas Estatales, Municipales, Ejidales, Comunitarias y Privadas de México 2020. Portal de Geoinformación 2022. Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB). Retrieved from <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>
- CONABIO. (2022). Geoportal del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad - CONABIO. Retrieved from <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>
- CONAZA (Comisión Nacional de Zonas Áridas). 2015. Conservación y uso sustentable de suelo y agua. CONAZA, MEX. <http://www.conaza.gob.mx/programas/Paginas/Conservacion-Uso-Sustentable-Suelo-Agua-COUSSA.aspx> (consultado 2 feb. 2016)

- De León Bocanegra, V. A. (2013). Caracterización y Producción de Biomasa del Matorral Espinoso Tamaulipeco, en el Municipio de Linares, Nuevo León, México. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Linares, Nuevo León, México. 30-55 pp.
- DGVS-SEMARNAT, Dirección General de Vida Silvestre, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2019). Base de datos de las unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre (UMA) de México. México. D.F. México. s/p.
- Domínguez Díaz, E., Oliva, G. E., Báez Madariaga, J., Suárez Navarro, Á., y Pérez Castillo, 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), 17–28. <https://doi.org/10.4067/s0718-686x2018000300017>
- Drawe, D.L., Ortega, S.J.A., & Fulbright, T.E. (1999). Habitat management of white-tailed deer. *Proceedings of the wildlife conservation and management workshop*. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Saltillo, Coahuila, México, pp. 259-268.
- Du Toit, G. V. N., Snyman, H., y Malan, P. (2009). Physical impact of grazing by sheep on soil parameters in the Nama Karoo subshrub/ grass rangeland of South Africa. *Journal of Arid Environments*, 73, 4-810. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2009.03.013>
- Dudley, N., Mulongoy, K. J., Cohen, S., Stolton, S., Barber, C. V., y Gidda, S. B. (2005). *Towards Effective Protected Area Systems. An Action Guide to Implement the Convention on Biological Diversity Programme of Work on Protected Areas*. CBD Technical Series 18 (2), 108. Retrieved from

[ftp://www.conservationasia.org/Dudley et al-2005-Towards Effective Protected Areas.pdf](ftp://www.conservationasia.org/Dudley_et_al-2005-Towards_Effective_Protected_Areas.pdf)

- Eckard R.J., Grainger C., de Klein C.A.M. (2010). Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: a review. *Livestock Science* (130): 47-56. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2010.02.010>
- Estrada-Castillón, E., Yen-Méndez, C., Delgado-Salinas, A., & Villarreal Quintanilla, J. (2004). Leguminosas del centro del estado de Nuevo León México. *Anales Del Instituto de Biología. Serie Botánica*, 75(1), 73–85.
- Flores-Estrada, Y. M., & Monroy-Ata, A. (2022). Sucesión ecológica en un matorral xerófilo: una hipótesis explicativa. *TIP. Revista especializada en ciencias químico-biológicas*, 25. <https://doi.org/10.22201/fesz.23958723e.2022.479>
- Foroughbakhch, R., Hernández-Piñero, J. L., Alvarado-Vázquez, M. A., Céspedes-Cabriales, E., Rocha-Estrada, A., & Cárdenas-Avila, M. L. (2009). Leaf biomass determination on woody shrub species in semiarid zones. *Agroforestry Systems*, <https://doi.org/10.1007/s10457-008-9194-6>
- Fulbright, T.E., Reynolds, J.P., Beasom, S.L., & Demarais, S. (1991). Mineral content of guajillo regrowth following roller chopping. *Journal of Range Management* 44:520- 522. DOI: 10.2307/4002757
- Gallina, S., y Escobedo-Morales, L. A. (2009). Análisis sobre las Unidades de Manejo (UMAs) de ciervo rojo (*Cervus elaphus* Linnaeus, 1758) y wapiti (*Cervus canadensis* Erxleben, 1777) en México: problemática para la conservación de los ungulados nativos. *Tropical Conservation Science*, 2(2), 251–265. <https://doi.org/10.1177/194008290900200211>
- Gallina-Tessaro, S. A., Hernández-Huerta, A., Alejandro, C., y González-Gallina, A. (2009). Unidades para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre en México (UMA). Retos para su correcto

funcionamiento. *Investigación Ambiental*, 1(2), 143–152. Retrieved from <http://www.revista.ine.gob.mx/article/view/73>

Garbach, K., Milder, J. C., Montenegro, M., Karp, D. S., y DeClerck, F. A. J. (2014). Biodiversity and Ecosystem Services in Agroecosystems. *Encyclopedia of Agriculture and Food Systems*, 2, 21–40. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52512-3.00013-9>

García-Marmolejo, G., Escalona-Segura, G.H, y Van Der Wal, H. (2008). Multicriteria Evaluation of Wildlife Management Units in Campeche, Mexico. *Journal of Wildlife Management*, 72(5), 1194–1202. <https://doi.org/10.2193/2006-050>

Gómez, G. C. (2018). Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS): una revisión crítica. *Papeles de relaciones ecosociales y cambio global, Revista de la Universidad de la Salle*, (140), 107-118.

González Marín, R. M., Montes Pérez, R., y Santos Flores, J. (2003). Caracterización de las unidades para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de fauna silvestre en Yucatán, México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. 2: 13–21.

González-Rodríguez, H., & Cantú-Silva, I. (2001). Adaptación a la sequía de plantas arbustivas de matorral espinoso tamaulipeco. *Ciencia UANL*, 4(4): 454-459.

González-Saldívar, F., Uvalle-Sauceda, J., Cantú-Ayala, C., Reséndiz-Dávila, L., González-Uribe, D., & Olguín-Hernández, C. A. (2014). Efecto de la precipitación sobre la productividad del Matorral Espinoso Tamaulipeco disponible para *Odocoileus virginianus*. *AGRO Efecto de la precipitación sobre la productividad del matorral espinoso tamaulipeco disponible*, 249.

Guardamagna, M. M., y Cueto, W. J. (2015). La implementación de la Política de Ordenamiento Territorial en Mendoza, Argentina: una mirada crítica sobre

diseño del Plan Provincial. *Revista Enfoques: Ciencia Política y Administración Pública*, 13(22), 135-153.

Halffter, G. (2005). Towards a culture of biodiversity conservation. *Acta Zoológica Mexicana* 21:133-153.

Halffter, G. (2005). Towards a culture of biodiversity conservation. *Acta Zoológica Mexicana* 21:133-153.

Hernández, J. G., y Ybarra, E. J. (2008). Caracterización del matorral con condiciones prístinas en Linares NL, México. *Ra Ximhai: Revista científica de sociedad, cultura y desarrollo sostenible*, 4(1), 1-22.

Hristov A.N., Ott T., Tricarico J., Rotz A., Waghorn G., Adesogan A., Dijkstra J., Montes F., Oh J., Kebreab E., Oosting S.J., Gerber P.J., Henderson B., Makkar H.P.S., Firkins J.L. 2013. Special topics- Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: III. A review of animal management mitigation options. *Journal of Animal Science* 91: 5095-5113. <https://doi.org/10.2527/jas.2013-6583>

Ibarra-Flores, F., Cox, J. R., Martin-Rivera, M., Crowl, T. A., Norton, B. E., Banner, R. E., & Miller, R. W. (1999). Soil physicochemical changes following buffelgrass establishment in Mexico. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 13(1), 39-52. DOI: 10.1080/089030699263474

INEGI. (2017). Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso de suelo y vegetación, Serie VI (continuo nacional), escala 1: 250 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.

INIFAP. (2015). ¿Que es el Coeficiente de Agostadero y la Capacidad de Carga Animal? ¿QUE ES EL COEFICIENTE DE AGOSTADERO Y LA CAPACIDAD DE CARGA ANIMAL? <https://www.agroproyectos.org/coeficiente-de-agostadero-y-capacidad-carga-animal/>

- Jennings, M. D. (2000). Gap analysis: Concepts, methods, and recent results. *Landscape Ecology*, 15(1), 5–20. <https://doi.org/10.1023/A:1008184408300>.
- Jiménez-Ferrer G., Velasco-Pérez R., Gómez M.U. (2008). Ganadería y conocimiento local de árboles y arbustos forrajeros de la selva Lacandona, Chiapas, México. *Zootecnia Tropical* 26: 333-337.
- Jiménez-Ferrer G.O., Soto-Pinto L., Pérez-Luna E., Ku-Vera J.C., Ayala-Burgos A.J., Villanueva G., Alayón-Gamboa J.A. (2015). Ganadería y cambio climático: Avances y retos de la mitigación y la adaptación en la frontera sur de México. *Sociedades Rurales, Producción y Medioambiente* 15: 51-70.
- Koh, L. P., & Gardner, T. A. (2010). Conservation in human-modified landscapes. In S. Navjot S. & E. Paul R. (Eds.), *Conservation Biology for All* (First, pp. 236–261). Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199554232.003.0014>
- Koleff, P., Tambutti, M., March, I., Esquivel, R., Cantú, C., & Lira-Noriega, A. (2007). Análisis de vacíos y omisiones en conservación de México. *Capital Natural y Bienestar Social: Segundo Estudio de País*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 1–97. Retrieved from http://www.conabio.gob.mx/2ep/images/8/89/2EP_CAPGAP_12junio07.pdf
- Koleff, P., Tambutti, M., March, J., Esquivel, R., Cantú, C., Lira-Noriega, A. (2009). Identificación de prioridades y análisis de vacíos y omisiones en la conservación de la biodiversidad de México. In: *Comps. Capital natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. Conabio. México, D.F. México. pp. 651-718.

- Kuhlman, T., & Farrington, J. (2010). What is sustainability? *Sustainability*, 2(11), 3436-3448. <https://doi.org/10.3390/su2113436>
- Lal, R. (2020). Regenerative agriculture for food and climate. *Journal of Soil and Water Conservation* 75(5):123A-124A.
- Leal-Elizondo, N. A. 2019 Efecto del tratamiento mecánico (rodillo aereador) sobre la estructura, diversidad y productividad del matorral espinoso tamaulipeco en el noreste de México. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Leal-Elizondo, N. A., Alanís-Rodríguez, E., Mata-Balderas, J. M., Treviño-Garza, E. J., & Yerena-Yamallel, J. I. (2018). Estructura y diversidad de especies leñosas del matorral espinoso tamaulipeco regenerado postganadería en el noreste de México. *Polibotánica*, (45), 75-88. DOI: 10.18387/polibotanica.45.6
- Lozano, D. A. S., Saucedo, J. I. U., González, F. N., & Saldívar, C. M. C. A. (2023). Caracterización en dos zonas del matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México. *NATURALIS*, 25.
- Luna-Cabrera, G. C., Narváez-Romo, A., y Molina-Moreno, Á. A. (2020). Perception of rural youth with respect of ecotourism in the Chimayoy Environmental Center, Municipality of Pasto, Colombia. *Informacion Tecnológica*, 31(2), 229–237. <https://doi.org/10.4067/S0718-0764202000020029>
- Marroquín-Castillo, J. J., Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O. A., Mata-Balderas, J. M., & Chávez-Costa, A. C. COMPOSICIÓN FLORÍSTICA Y DIVERSIDAD DE UN ÁREA RESTAURADA POST-MINERÍA EN EL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO FLORISTIC COMPOSITION AND DIVERSITY OF A POST-MINING AREA RESTORED IN THE TAMAULIPAN THORNSCRUB.

- Martínez, M. (2009). Dimensiones Básicas de un Desarrollo Humano Integral. *Revista de la Universidad Bolivariana*, 8(23),119-138. <https://doi.org/10.4067/s0718-65682009000200006>
- Massy, C. (2014). A glass three-quarters full: regenerating native grassland landscapes with holistic grazing management. Grass half-full or grass half-empty? Valuing native grassy landscapes. *Friends of Grasslands*, 1-5.
- Mata-Balderas, J. M., González-Sánchez, C. S., Cavada-Prado, K. A., & Sarmiento-Muñoz, T. I. (2023). Evaluación de una reforestación y regeneración del matorral espinoso tamaulipeco en el noreste de México. Assessment of a reforestation and a regeneration of the Tamaulipan Thorny Scrub at Northeastern Mexico. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 14, 79.
- McCosker, T. (2000). Cell Grazing-the first 10 years in Australia. *Tropical grasslands*, 34(3/4), 207-218.
- McDonald, A. (2012). Mechanical Brush Management in Trans-Pecos, Texas. *Proceedings of the Trans-Pecos Wildlife Conference 2012*. Sul Ross State University, Alpine, Texas. 13-16.
- Medina Guillén, R., Cantú Silva, I., Estrada Castellón, E., González Rodríguez, H., & Delgadillo Villalobos, J. A. (2015). Cambios en la vegetación del matorral desértico micrófilo en un área bajo manejo. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 6(32), 37-48.
- Medina-Guillén, R., Cantú-Silva, I., Estrada-Castillón, E., González-Rodríguez, H., & Delgadillo-Villalobos, J. A. (2017). Estructura y diversidad del matorral desértico rosetófilo rehabilitado con rodillo aireador, Coahuila, México. *Polibotánica*, (44), 95-107.
- Miatton, B. M., y Karner, M. (2020). Regenerative agriculture in Latin America. Mustardseed Trust. Mustardseed Trust. Retrieved from

<https://www.mustardseedtrust.org/post/research-to-create-a-knowledge-base-latin-america>

Miller, K., Chang, E., y Johnson, N. (2001). Defining Common Ground for the Mesoamerican Biological Corridor. World Resources Institute, Washington DC, USA. 45pp. Retrieved from <http://www.bionica.info/Biblioteca/Miller2001.pdf>

Miller, K., Chang, E., y Johnson, N. (2001). Defining Common Ground for the Mesoamerican Biological Corridor. World Resources Institute, Washington DC, USA. 45pp. Retrieved from <http://www.bionica.info/Biblioteca/Miller2001.pdf>

Molano-Torres, N. (2019). Cada vez son más los ganaderos colombianos le apuestan a crear prácticas sostenibles. Agronegocios. Retrieved on March, 2020, from <https://www.agronegocios.co/ganaderia/ganaderos-colombianos-le-apuestan-a-crear-practicas-sostenibles-2927722>

Mosier, S., Apfelbaum, S., Byck, P., Calderon, F., Teague, R., Thompson, R., y Cotrufo, M. F. (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.

Muñoz, P., y Hargreaves, C. (2020). Historias de Regeneración: Una nueva frontera para el emprendimiento sustentable, 63.

Murgueitio, E. (2000). Sistemas agroforestales para la producción ganadera en Colombia. *Pastos y Forrajes*, 23(3).

Nahed-Toral J., Valdivieso-Pérez A, Aguilar-Jiménez R., Cámara-Cordova J., Grande-Cano D. (2013). Silvopastoral systems with traditional management in southeastern Mexico: a prototype of livestock agroforestry

for cleaner production. *Journal of Cleaner Production* 57: 266-279.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.06.020>

Naranjo-Ramírez, J. F., & Ruiz-Buitrago, J. D. (2020). Regarding some myths and realities about cattle livestock production. *Ciencia Tecnología Agropecuaria*, 21(3), 1-3.
https://doi.org/10.21930/RCTA.VOL21_NUM3_ART:1524

Navarro-Córdova, A. 2012. Situación actual de los agostaderos en Sonora: Efecto del manejo y cambio climático. SAGARPA, SAGARHPA, y CTEE, Hermosillo, MEX

Ortega, C. 2012. El rol de los pastos en periodos recurrentes de sequía: retos y oportunidades en el manejo de los pastizales. En: Sociedad Internacional de Manejo de Pastizales y producción Animal, editor, 2da Reunión Internacional Conjunta de Manejo de Pastizales y Producción Animal. Sociedad Internacional de Manejo de Pastizales y producción Animal, Hermosillo, Sonora, MEX. p. 187

Owen E., Smit T., Makkar H. (2012). Successes and failures with animal nutrition practices and technologies in developing countries. A synthesis of an FAO e-conference. *Animal Feed Science and Technology* (174): 211-226.
<https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2012.03.010>

Perea, R. (2014). El papel de la caza mayor en la gestión y conservación de los hábitats. *Ambienta*, 108, 44-51.

Pérez Espejo, R. (2008). El lado oscuro de la ganadería. *Problemas del desarrollo*, 39(154), 217-227.

Pequeño-Ledezma M. A., E. Alanís Rodríguez, J. Jiménez Pérez, O. A. Aguirre Calderón, M. A. González Tagle y V. M. Molina Guerra. (2017). “Análisis Estructural de Dos Áreas del Matorral Espinoso Tamaulipeco del Noreste de México.” *Madera Bosques* 23(1): 121–32.

- REDPARQUES, Pronatura México. (2018). Progreso de cumplimiento de la 11 de Aichi en los países de la Redparques: resultados y perspectivas al 2020. CDB, Proyecto IAPA, Unión Europea, WWF, FAO, UICN, ONU Medio Ambiente. Bogotá, Colombia. 46p
- Retes, R. L., H. I. Cuevas, S. Moreno, F.G. Denogean, F. Ibarra y M. Martín. (2010). Unidad de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre. *Revista Mexicana de Agronegocios* 27: 336-346.
- Riojas, I., Badii, M. H., Guillen, A., García, M., y Abreu, J. L. (2018). La ganadería y el desarrollo sustentable (Animal husbandary and sustainable development). *Daena: International Journal of Good Conscience*, 13(2), 77–102.
- Robinson, J. G. (2006). Conservation biology and real-world conservation. *Conservation Biology*, 20(3), 658–669. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00469.x>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E., ... Foley, J. (2009). Planetary boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society*, 14(2). <https://doi.org/10.5751/ES-03180-140232>
- Rojas, A. A., Rodríguez, E. A., Calderón, Ó. A. A., Rodríguez, L. G. C., Yamallel, J. I. Y., Adriano, C. A. M., & García, R. S. (2025). Análisis de la regeneración natural en un área restaurada de 11 años en el matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 22(50), 23-41.
- Rosenzweig, M. L. (2003). Reconciliation ecology and the future of species diversity. *ORYX*, 37(2), 194–205. <https://doi.org/10.1017/S0030605303000371>

- Rzedowski, J. (1988). Análisis de la distribución geográfica del complejo *Prosopis* (Leguminosae, Mimosoideae) en Norteamérica. *Acta Botánica Mexicana*, (3), 7-19.
- Salazar-Tijerina, E. C. (2022). Evaluación de la respuesta de la vegetación al uso de rodillo aireador y al fuego en el matorral espinoso tamaulipeco. Tesis maestría. Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Sarmiento-Muñoz, T. I., Alanís-Rodríguez, E., Mata-Balderas, J. M., & Mora-Olivo, A. (2019). Estructura y diversidad de la vegetación leñosa en un área de matorral espinoso tamaulipeco con actividad pecuaria en Nuevo León, México. *CienciaUAT*, 14(1), 31-44.
- Savory Institute (2019). Annual Report 2018-2019. Retrieved on June, 2020, from https://savory.global/wp-content/uploads/2019/12/Savory_Annual_Report-2018.pdf
- Savory, A., y Butterfield, J. (1999). *Holistic management: a new framework for decision making*. Island Press. ISBN 1-55963-487- 1.
- Schader, C., Müller, A. y El-Hage Scialabba, N. (2013). La sostenibilidad y la modelización de la ganadería orgánica (Modelo SGO). Repercusiones de la intensificación mundial de la producción ganadera orgánica y de bajos insumos. FAO, 14 p
- Sejian V., Gaughan J., Baumgard L., Prasad C. (2015). *Climate Change Impact on Livestock: Adaptation and Mitigation*. Springer Delhi. DOI: 10.1007/978-81-322-2265-1
- SEMARNAT. (2010). Unidades de Manejo para el Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre 2010. Portal de Geoinformación 2022. Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB). Retrieved from <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>

- SIAP. (2022). Información sobre el número de animales que se crían en el país con fines de producción. Dirección General del Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. (<https://www.gob.mx/agricultura/dgsiap/documentos/poblacion-ganadera-136762>).
- Sisk, T. D., Castellanos V, A. E., y Koch, G. W. (2007). Ecological impacts of wildlife conservation units policy in Mexico. In *Frontiers in Ecology and the Environment* 5(4):209-212. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[209:EIOWCU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[209:EIOWCU]2.0.CO;2)
- Spratt, E., Jordan, J., Winsten, J., Huff, P., van Schaik, C., Jewett, J. G., ... y Paine, L. (2021). Accelerating regenerative grazing to tackle farm, environmental, and societal challenges in the upper Midwest. *Journal of Soil and Water Conservation*, 76(1), 15A-23A.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, S. R., De Vries, W., De Wit, C. A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G. M., Persson, L. M., Ramanathan, V., Reyers, B., y Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223). <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Steinfeld, H.; Gerber, P.; Wassenaar, T.; Castel, V.; Rosales, M.; de Haan, C. (2009) *La larga sombra del ganado. Problemas ambientales y soluciones.* LEAD – FAO. Viale delle Terme di Caracalla 00153 Roma, Italia. 464 p. ISBN 978-92-5-305571-5.
- Stinner, D. H., Stinner, B. R., y Martsolf, E. (1997). Biodiversity as an organizing principle in agroecosystem management: case studies of holistic resource management practitioners in the USA. *Agriculture, ecosystems & environment*, (62), 199-213. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(96\)01135-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(96)01135-8)

- Stoddart, L. A. (1967). What is range management? *Journal of Range Management*, 20(5), 304-307. DOI: 10.2307/3895978
- Tarawali S., Herrero M., Descheemaeker K, Grings E., Blümmel M. (2011). Pathways for sustainable development of mixed crop livestock systems: Taking a livestock and pro-poor approach. *Livestock Science* (139): 11-21. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2011.03.003>
- Temple, G. 2016. *Improving animal welfare: A practical approach*. 2nd ed. Colorado State University, USA
- Toledo, V. M. (2005). Repensar la conservación: ¿áreas naturales protegidas o estrategia bioregional? *Gaceta ecológica*, (77), 67-83.
- Toledo, V. M. (2005). Repensar la conservación: ¿áreas naturales protegidas o estrategia bioregional? *Gaceta ecológica*, (77), 67-83.
- UICN, PNUMA y WWF. (1987) *Cuidar la Tierra. Estrategia para el Futuro de la Vida*. Gland, Suiza. 259 pp. Retrieved from: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/CFE-003-Es.pdf>.
- Valdés, R. J., & Allred, K. W. (2003). El género *Aristida* (Gramineae) en el noreste de México. *Acta Botánica* <https://doi.org/10.21829/abm63.2003.916>
- Venter, C. (2019). EOY and Land to Market: first verified regenerative wool bales see the light. *Stockfarm*, 9(3), 10-13.
- Wang, Q., & Batkhishig, O. (2014). Impact of Overgrazing on Semiarid Ecosystem Soil Properties: A Case Study of the Eastern Hovsgol Lake Area, Mongolia. *Journal of Ecosystem & Ecography*, 04(01). <https://doi.org/10.4172/21577625.1000140>
- Wang, Q., & Batkhishig, O. (2014). Impact of Overgrazing on Semiarid Ecosystem Soil Properties: A Case Study of the Eastern Hovsgol Lake Area, Mongolia.

Journal of Ecosystem & Ecography, 04(01). <https://doi.org/10.4172/21577625.1000140>

Wang, Z.; Johnson, D.A., Rong, Y., & Wang, K. (2016). Grazing effects on soil characteristics and vegetation of grassland in northern China. *Solid Earth*, 7: 55-65. <https://doi.org/10.5194/se-7-55-2016>

Weber, M., García-Marmolejo, G., & Reyna-Hurtado, R. (2006). The Tragedy of the Commons: Wildlife Management Units in Southeastern Mexico. *Wildlife Society Bulletin*, 34(5), 1480–1488. [https://doi.org/10.2193/0091-7648\(2006\)34\[1480:ttotcw\]2.0.co;2](https://doi.org/10.2193/0091-7648(2006)34[1480:ttotcw]2.0.co;2)

Wilkerson V.A., Casper D.P., Mertens D.R. (1995). Nutrition, feeding, and calves: the prediction of methane production of Holstein cows by several equations. *Journal of Dairy Science* (78): 2402-2414. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(95\)76869-2](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(95)76869-2)

WWF (2024). Informe Planeta Vivo 2024. Un sistema en peligro. WWF, Gland, Suiza.

Xonthé, C. C., Carlos, S. G., Licona, J. J. M. M., y Díaz-Gómez, L. (2016). Análisis de Riesgos en las Unidades de Manejo para la Conservación de Vida Silvestre. *Consejo Editorial*, 3(3).