




El matorral desértico rosetófilo y su relevancia ecológica para la conservación del borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) (Artiodactyla: Bovidae) en Coahuila, México

The rosetophyllous desert scrub and its ecological relevance for the conservation of the bighorn sheep (*Ovis canadensis*) (Artiodactyla: Bovidae) in Coahuila, Mexico



Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)

*Autor correspondiente:

 Fernando I. Gastelum-Mendoza
gastelumendozaisaac@gmail.com

Cómo citar:

González-Saldívar, F. N., Gastelum-Mendoza, F. I., Lozano-Cavazos, E. A., Cantú-Ayala, C. M., Uvalle-Sauceda, J. I., Raymundo-González, I., Serna-Lagunes, R. (2025) El matorral desértico rosetófilo y su relevancia ecológica para la conservación del borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) (Artiodactyla: Bovidae) en Coahuila, México Querétaro, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 41, 1–18.

10.21829/azm.2025.4112777
elocation-id: e4112777

Recibido: 16 mayo 2025

Aceptado: 20 octubre 2025

Publicado: 29 octubre 2025

FERNANDO NOEL GONZÁLEZ-SALDÍVAR¹, FERNANDO ISAAC GASTELUM-MENDOZA^{1*}, ELOY ALEJANDRO LOZANO-CAVAZOS², CÉSAR MARTÍN CANTÚ-AYALA¹, JOSÉ ISIDRO UVALLE-SAUCEDA¹, ISABEL RAYMUNDO-GONZÁLEZ³, RICARDO SERNA-LAGUNES⁴

¹Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Carretera Nacional 85 kilómetro 85, C.P. 67700, Linares, Nuevo León, México.

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

³Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California, Carretera Transpeninsular 3917; Colonia Playitas, C.P. 22860, Ensenada, Baja California, México.

⁴Laboratorio de Bioinformática y Bioestadística, Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias región Orizaba-Córdoba, Universidad Veracruzana, Josefa Ortíz de Domínguez s/n, Colonia Centro, C.P. 94945, Amatlán de Los Reyes, Veracruz, México.

Editor responsable: Sonia Gallina Tessaro



CC BY-NC-SA

Atribución-NoComercial-CompartirIgual

Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)

e-ISSN 2448-8445

Instituto de Ecología, A.C.

RESUMEN. El matorral desértico rosetófilo es un ecosistema con potencial para la reintroducción del borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) en el noreste de México. El objetivo de este estudio fue estimar la composición, diversidad y producción de biomasa entre octubre de 2018 y agosto de 2019, en una reserva de manejo intensivo y en la Sierra Las Hormigas, dentro de la UMA Rancho San Juan, en Coahuila. La diversidad vegetal se calculó utilizando el método de Canfield e índices ecológicos, y la producción de biomasa se estimó con el método de Adelaide. La capacidad de carga se determinó con el modelo de Holechek. En la Reserva y en la Sierra Las Hormigas se identificaron 42 y 50 especies de plantas, respectivamente, predominando las especies arbustivas y arbóreas (62 % y 62 %, respectivamente). Las especies dominantes fueron *Agave lechuguilla*, *Euphorbia antisiphilitica* y *Lippia graveolens*. La biomasa total fue de 703.89 kg ha⁻¹ en la Reserva y 1,066.05 kg ha⁻¹ en Sierra Las Hormigas, siendo el verano la estación con mayor producción. La capacidad de carga en la Reserva fue de 4.67 ha por borrego (86 borregos en 400 ha), mientras que, en Sierra Las Hormigas fue de 3.08 ha por borrego (357 borregos en 1,100 ha). Estos resultados resaltan la relevancia del matorral para la reintroducción del borrego cimarrón y proporcionan parámetros útiles para evaluar la calidad del hábitat.

Palabras clave: hábitat; manejo; materia seca; reintroducción

ABSTRACT. The rosetophyllous desert scrub is an ecosystem with potential for the reintroduction of the bighorn sheep (*Ovis canadensis*) in northeastern Mexico. The objective of this study was to estimate the composition, diversity, and biomass production between October 2018 and August 2019, in an intensive management Reserve and in the Sierra Las Hormigas, within the UMA Rancho San Juan, in Coahuila. Plant diversity was calculated using the Canfield method and ecological indices, while biomass production was estimated using the Adelaide method. Carrying capacity was determined using the Holechek model. In the reserve and Sierra Las Hormigas, 42 and 50 plant species were identified, respectively, with shrub and tree species predominating. The dominant species were *Agave lechuguilla*, *Euphorbia antisiphilitica*, and *Lippia graveolens*. Total biomass was 703.89 kg ha⁻¹ in the Reserve and 1,066.05 kg ha⁻¹ in Sierra Las Hormigas, with summer being the season with the highest production. The carrying capacity in the Reserve was 4.67 ha per sheep (86 sheep in 400 ha), while in Sierra Las Hormigas it was 3.08 ha per sheep (357 sheep in 1,100 ha). These results highlight the importance of scrubland for the reintroduction of the bighorn sheep and provide useful parameters for assessing habitat quality.

Key words: habitat; management; dry matter; reintroduction

INTRODUCCIÓN

El borrego cimarrón (*Ovis canadensis* Shaw) es un herbívoro rumiante de la familia Bovidae que participa en la dinámica de la vegetación y el ciclo de nutrientes en los matorrales desérticos del norte de México (Tarango *et al.*, 2002; Gastelum-Mendoza *et al.*, 2021). Es la especie cinegética de mayor valor económico en México, lo que impulsa el desarrollo de la economía rural y la conservación de su hábitat (Lee, 2011; Lee *et al.*, 2012). Existen tres subespecies en México: *O. c. cremnobates* y *O. c. weemsi* en la península de Baja California, y *O. c. mexicana* en Sonora (Sandoval *et al.*, 2019). Sin embargo, la caza no regulada, la fragmentación del hábitat y la transmisión de enfermedades por el ganado doméstico, provocaron la desaparición de sus poblaciones en los

estados mexicanos de Chihuahua, Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas a finales del siglo XIX (Lee & Mellink, 1996; Krausman, 2000). Para la década de 1970, el borrego cimarrón había sido extirpado de Coahuila (Sánchez, 2005) y Chihuahua (Heffelfinger & Márquez-Muñoz, 2005).

En respuesta, autoridades y propietarios de predios han implementado proyectos de reintroducción del borrego cimarrón en Norteamérica (Taylor *et al.*, 2017). La primera translocación de borregos ocurrió en 1954 en Texas, Estados Unidos de América, mediante la colaboración entre agencias estadounidenses y mexicanas (Whiting *et al.*, 2023). Desde 1998, más de 200 borregos han sido translocados desde la Isla Tiburón, Sonora, hacia los matorrales desérticos de Coahuila y Chihuahua, principalmente (Uranga-Thomas, 2001; Gobierno del Estado de Chihuahua, 2007; Gobierno del Estado de Coahuila de Zaragoza, 2008). El incremento de las poblaciones del borrego berberisco (*Ammotragus lervia* Pallas), una especie exótica invasora originaria del norte de África, representa un desafío para la reintroducción del borrego cimarrón, debido a su potencial competencia directa por espacio y recursos alimenticios (Sánchez, 2005; Gastelum-Mendoza *et al.*, 2023). La Unidad de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) Rancho San Juan (clave de registro SEMARNAT DGVS-CR-EX-3133-COA) ha realizado esfuerzos para reintroducir al borrego cimarrón en su hábitat natural dentro del matorral desértico rosetófilo en la región este de Coahuila. Los proyectos de reintroducción del borrego cimarrón deben incorporar, dentro de sus fases de planificación y monitoreo poblacional, la evaluación de los cambios en la estructura y composición del matorral desértico rosetófilo antes y después de la liberación de los individuos (Whiting *et al.*, 2023). Estos factores son fundamentales para el establecimiento y la dinámica de las poblaciones de borrego cimarrón, ya que inciden directamente en la capacidad de carga, entendida como el número máximo de individuos que el hábitat puede sostener sin afectar su equilibrio y funcionalidad a mediano plazo (Holechek *et al.*, 2001). Aunque los matorrales xerófilos constituyen el tipo de vegetación mejor representado en el norte de México (Rzedowski, 1978), el matorral desértico rosetófilo es el subtipo menos estudiado, en comparación con otros tipos de matorrales desérticos (Jiménez-Pérez *et al.*, 2013). En México, no existen estudios que evalúen la capacidad de carga del matorral desértico rosetófilo en las zonas donde se manejan y reintroducen poblaciones silvestres de borrego cimarrón, como un aspecto importante en el diseño e implementación de estrategias de conservación eficientes del hábitat. Por lo anterior, el objetivo del presente estudio fue estimar la composición y diversidad del matorral desértico rosetófilo, así como la producción estacional de forraje disponible para el borrego cimarrón, con el fin de evaluar la capacidad de carga del hábitat. Estos resultados proporcionan una base científica para formular recomendaciones de manejo adecuadas para el restablecimiento de las poblaciones de borrego cimarrón y la conservación de su hábitat en el estado de Coahuila.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. El estudio se realizó en la UMA Rancho San Juan, ubicada a 40 km al este del municipio de Monclova, Coahuila, México (Fig. 1). Dentro de la UMA, se delimitaron dos áreas de estudio: 1) una reserva destinada al manejo del borrego cimarrón, con una superficie aproximada de 450 ha (en adelante, "la reserva"); y 2) Sierra Las Hormigas, un área cercada de aproximadamente 650 ha, destinada a confinar una población de borrego berberisco (Fig. 2). El tipo de vegetación predominante es el matorral desértico rosetófilo, y en menor proporción, el matorral desértico micrófilo (Fig. 1). Las especies vegetales más representativas incluyen lechuguilla (*Agave lechuguilla* Torr.), guapilla (*Hechtia glomerata* Zucc.), candelilla (*Euphorbia*

antisyphilitica Zucc.) y huizache (*Vachellia farnesiana* L.). El clima de la región es semiárido (BS), con una temperatura media anual de 21 °C, alcanzando más de 40 °C en verano y descendiendo por debajo de 0 °C en invierno (García, 1988). La precipitación anual varía entre 200 y 900 mm.

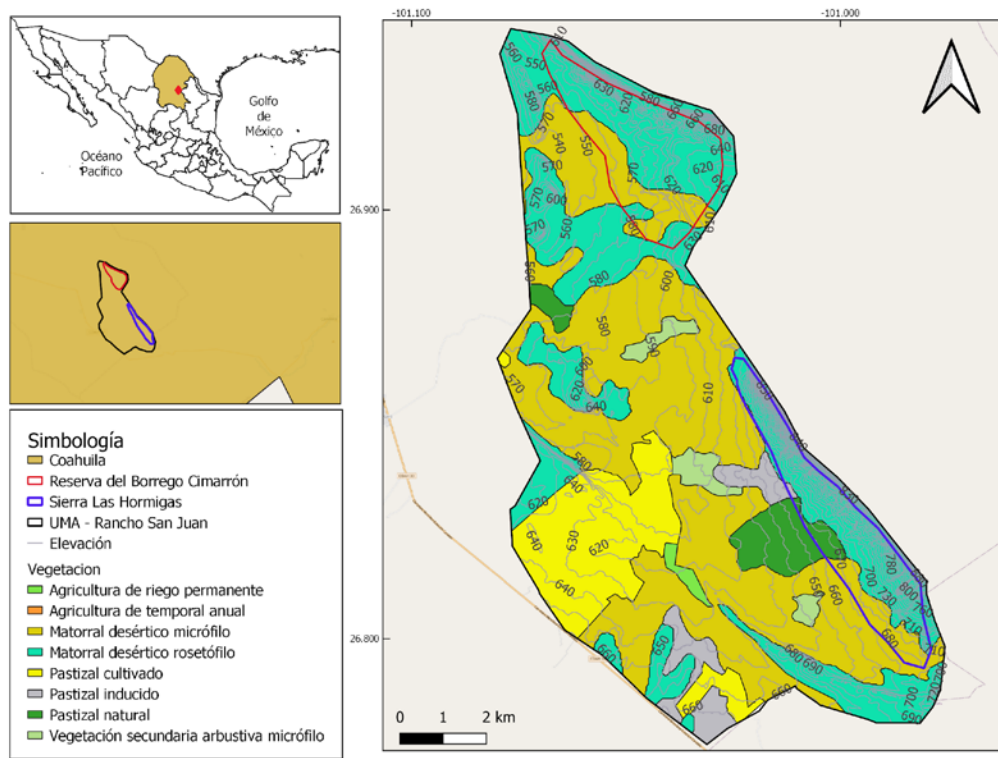


Figura 1. Ubicación, tipo de vegetación y rango de elevación de los sitios de estudio en la UMA Rancho San Juan.



Figura 2. Vista panorámica de Sierra Las Hormigas.

Composición y diversidad vegetal. Se estimó la composición y diversidad del matorral desértico rosetófilo en las dos áreas de estudio utilizando el método de intersección de línea, según la técnica de Canfield (1941), durante las cuatro estaciones del año: otoño (octubre de 2018), invierno (febrero de 2019), primavera (mayo de 2019) y verano (agosto de 2019). Este método consiste en registrar la altura y la cobertura de cada especie vegetal que intercepte las líneas de muestreo. Se establecieron de forma aleatoria 18 líneas permanentes de 25 m de longitud, mientras que, en Sierra Las Hormigas se instalaron 23 líneas de la misma longitud. El número de líneas se determinó con base en un pre-muestreo realizado en agosto de 2018, que consistió en ocho líneas de 25 m de longitud por sitio de estudio. A partir de este muestreo, se estimó el número potencial de especies por sitio utilizando los estimadores no paramétricos Jackknife (Efron, 1992) y Chao 1 (Chao & Lee, 1992). Los resultados de este análisis se utilizaron para calcular el tamaño de muestra (número de líneas de 25 m de longitud) para una población finita (N). Las especies registradas en cada línea se clasificaron según su altura y forma biológica en cuatro grupos: arbóreas y arbustivas, herbáceas, pastos y suculentas. El método de intersección de línea de Canfield se utilizó para estimar el Índice de Valor de Importancia (IVI) de cada especie. Este índice se obtiene sumando los valores relativos de abundancia (Ar), frecuencia (Fr) y dominancia (Dr), lo que permite integrar tanto la diversidad como la composición de la vegetación en un valor porcentual (Curtis & McIntosh, 1951). La diversidad vegetal estacional en la Reserva y en Sierra Las Hormigas se estimó utilizando varios índices.

La riqueza potencial de especies se estimó mediante el índice de Margalef (1958), con la siguiente ecuación:

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

Donde: S es el número total de especies presentes, y N , es el número total de individuos.

La dominancia de especies se calculó utilizando el índice de Simpson (1949), de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$D = 1 - \sum \left(\frac{n_i}{N} \right)^2$$

Donde: n_i , es el número de individuos de cada especie; y N , es el número total de individuos en la muestra. Cuanto mayor sea el valor de D , menor será la diversidad, y se expresa como la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar pertenezcan a la misma especie. Este índice varía entre 0 y 1, siendo inversamente proporcional a la diversidad: valores cercanos a 1 indican una mayor dominancia de ciertas especies y, por lo tanto, menor diversidad.

La diversidad alfa (α) se estimó por sitio y estación del año utilizando el índice de Shannon (1948), considerando la siguiente fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i * \ln p_i$$

Donde: S , es el número de especies (riqueza de especies); p_i , proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos; n_i , es el número de individuos de la especie i ; y N , es el número de todos los individuos de todas las especies.

Por último, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ($\alpha \leq 0.05$) para evaluar las diferencias en la diversidad, dominancia y riqueza de especies entre los sitios y estaciones del año.

Producción de biomasa y capacidad de carga. La producción estacional de biomasa se expresó en kg ha^{-1} de materia seca, clasificada por estrato vegetal: alto (especies con altura mayor a 1.5 m), medio (especies con altura menor a 1.5 m) y bajo (pastos y herbáceas) (Fulbright & Ortega, 2006). Para ello, se empleó el método de Adelaide (Foroughbakhch *et al.*, 2005). La evaluación de la producción de biomasa en el estrato alto y medio se realizó colocando 18 parcelas de 50 m^2 y 25 m^2 , respectivamente, a lo largo de las líneas de Canfield. En cada parcela se tomó una unidad de referencia, consistente en una muestra vegetal representativa (en forma y densidad foliar) de cada especie presente en las parcelas. Con esta unidad de referencia se estimó el número de unidades por individuo y por especie muestreada. Para el estrato bajo, se efectuó la corta total en 18 parcelas de 1 m^2 (Chávez, 2000). Las muestras de biomasa de pastos, herbáceas y las unidades de referencia fueron colocadas en bolsas de papel, etiquetadas y secadas en horno INOX (120VAC, 60HZ) a 75°C hasta alcanzar un peso constante. Posteriormente, las muestras se pesaron en una balanza ENTRIS 8201-1S para obtener el peso seco. Una vez obtenido el peso seco, se multiplicó por cada una de las repeticiones presentes en cada planta para obtener un valor de producción en kg ha^{-1} . Las diferencias en la producción de biomasa por sitio y estación se calcularon mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ($\alpha \leq 0.05$), utilizando la plataforma R Studio (RStudio Team, 2016). La capacidad de carga (K) se expresó en número de hectáreas por borrego cimarrón y se estimó para cada estación del año de acuerdo con el modelo descrito por Holechek *et al.* (2001):

$$K = \frac{Pv \times Cdms \times Cp}{Pms \times 0.25}$$

Donde: **Pv**, el peso vivo del animal; **Cdms**, es el consumo diario de materia seca (3 % de Pv); **Cp**, el ciclo de pastoreo (365 días); 0.25, es el porcentaje de uso permitido del forraje; y **Pms**, es la producción de materia seca (kg ha^{-1}).

RESULTADOS

En la reserva, se identificaron 42 especies vegetales en las cuatro estaciones del año, representadas por 17 familias taxonómicas. Las más importantes fueron Asteraceae (7 spp.), Fabaceae (5 spp.) y Poaceae (5 spp.); 26 de las 42 especies fueron árboles y arbustos, y solo tres fueron herbáceas. De acuerdo con el IVI promedio anual, las especies más importantes fueron: *A. lechuguilla* ($12.35 \pm 3.8 \%$), *E. antisiphilitica* ($11.44 \pm 5.84 \%$), *Lippia graveolens* (Kunth; $9.67 \pm 19.37 \%$), *Jatropha dioica* (Sessé; $6.55 \pm 6.15 \%$) y *Opuntia microdasys* ((Lehm.) Pfeiff.; $6.28 \pm 3.68 \%$; Cuadro 1). Además, se consideraron 18 especies dominantes, ya que estuvieron disponibles durante todo el año (Fig. 3). En Sierra Las Hormigas, la cobertura vegetal se constituyó por 50 especies de plantas, de las cuales 31 fueron árboles y arbustos, nueve suculentas, cinco hierbas y cinco pastos. De las 22 familias taxonómicas, las más comunes fueron Fabaceae (9 spp.), Asteraceae (5 spp.), Poaceae (5 spp.) y Asparagaceae (4 spp.). En relación con el IVI, tres especies fueron las más importantes: *H. glomerata* ($49.7 \pm 4.92 \%$), *A. lechuguilla* ($48.74 \pm 9.23 \%$) y *E. antisiphilitica* ($45.81 \pm 7.86 \%$). Al igual que en la reserva, se identificaron 18 especies dominantes (Fig. 3). La diversidad vegetal fue diferente en función del sitio y la estación del año ($p \leq 0.05$). En particular, los índices de riqueza y diversidad de especies en la Reserva fueron mayores en otoño ($p \leq 0.05$), mientras que la dominancia se mantuvo constante durante todo el año. En el caso de Sierra Las Hormigas, la riqueza de especies fue mayor en invierno ($p \leq 0.05$), la dominancia se mantuvo constante y la diversidad aumentó en invierno ($p \leq 0.05$; Cuadro 2).

Cuadro 1. Variaciones estacionales del Índice de Valor de Importancia (IVI) del matorral desértico rosetófilo de acuerdo con el sitio de estudio y la estación del año en la UMA Rancho San Juan, municipio de Monclova, Coahuila, México.

Especie	Primavera (%)	Verano (%)	Otoño (%)	Invierno (%)
Reserva				
<i>Agave lechuguilla</i>	12.79	11.25	13.93	11.41
<i>Cenchrus ciliaris</i>	3.50	4.77	1.47	4.41
<i>Euphorbia antisyphilitica</i>	12.08	9.05	10.96	13.68
<i>Eysenhardtia texana</i>	3.10	3.32	2.97	1.53
<i>Forestiera angustifolia</i>	2.75	1.61	0.28	0.56
<i>Gochnatia hypoleuca</i>	4.04	1.73	1.25	1.47
<i>Guaiacum angustifolium</i>	1.02	0.59	1.44	1.18
<i>Hechtia glomerata</i>	4.56	4.30	4.49	4.12
<i>Jatropha dioica</i>	9.02	7.23	4.24	5.71
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	0.98	1.28	1.07	2.97
<i>Larrea tridentata</i>	0.93	0.29	0.49	0.30
<i>Opuntia engelmannii</i>	3.53	5.90	2.13	3.29
<i>Opuntia leptocaulis</i>	1.58	1.12	1.37	0.24
<i>Opuntia microdasys</i>	7.98	5.06	5.94	6.14
<i>Salvia coccinea</i>	3.99	5.79	2.17	3.79
<i>Senegalia berlandieri</i>	5.00	2.46	2.20	3.76
<i>Vachellia rigidula</i>	6.02	3.38	3.60	4.58
<i>Viguiera stenoloba</i>	8.53	3.43	1.79	4.02
Sierra Las Hormigas				
<i>Agave lechuguilla</i>	16.45	12.11	10.92	9.25
<i>Cenchrus ciliaris</i>	0.63	3.89	0.14	12.86
<i>Dasyilirion berlandieri</i>	7.59	2.17	4.40	1.86
<i>Euphorbia antisyphilitica</i>	8.01	14.28	11.22	12.30
<i>Eysenhardtia texana</i>	0.57	1.48	1.36	0.59
<i>Forestiera angustifolia</i>	0.62	0.22	0.56	0.53
<i>Gochnatia hypoleuca</i>	2.39	0.23	1.10	1.03
<i>Guaiacum angustifolium</i>	2.85	1.76	2.43	1.70
<i>Hechtia glomerata</i>	14.13	13.42	10.56	11.59
<i>Jatropha dioica</i>	3.18	2.69	0.44	1.26
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	4.85	4.26	3.42	3.80
<i>Leucophyllum frutescens</i>	1.48	1.37	0.59	0.75
<i>Opuntia engelmannii</i>	5.07	4.15	1.19	3.91
<i>Salvia coccinea</i>	2.47	2.05	1.03	1.24
<i>Senegalia berlandieri</i>	2.26	3.47	2.70	1.96
<i>Vachellia rigidula</i>	9.58	5.31	4.44	5.85
<i>Viguiera stenoloba</i>	1.02	2.32	4.71	1.97
<i>Ziziphus obtusifolia</i>	2.17	2.69	2.38	0.53

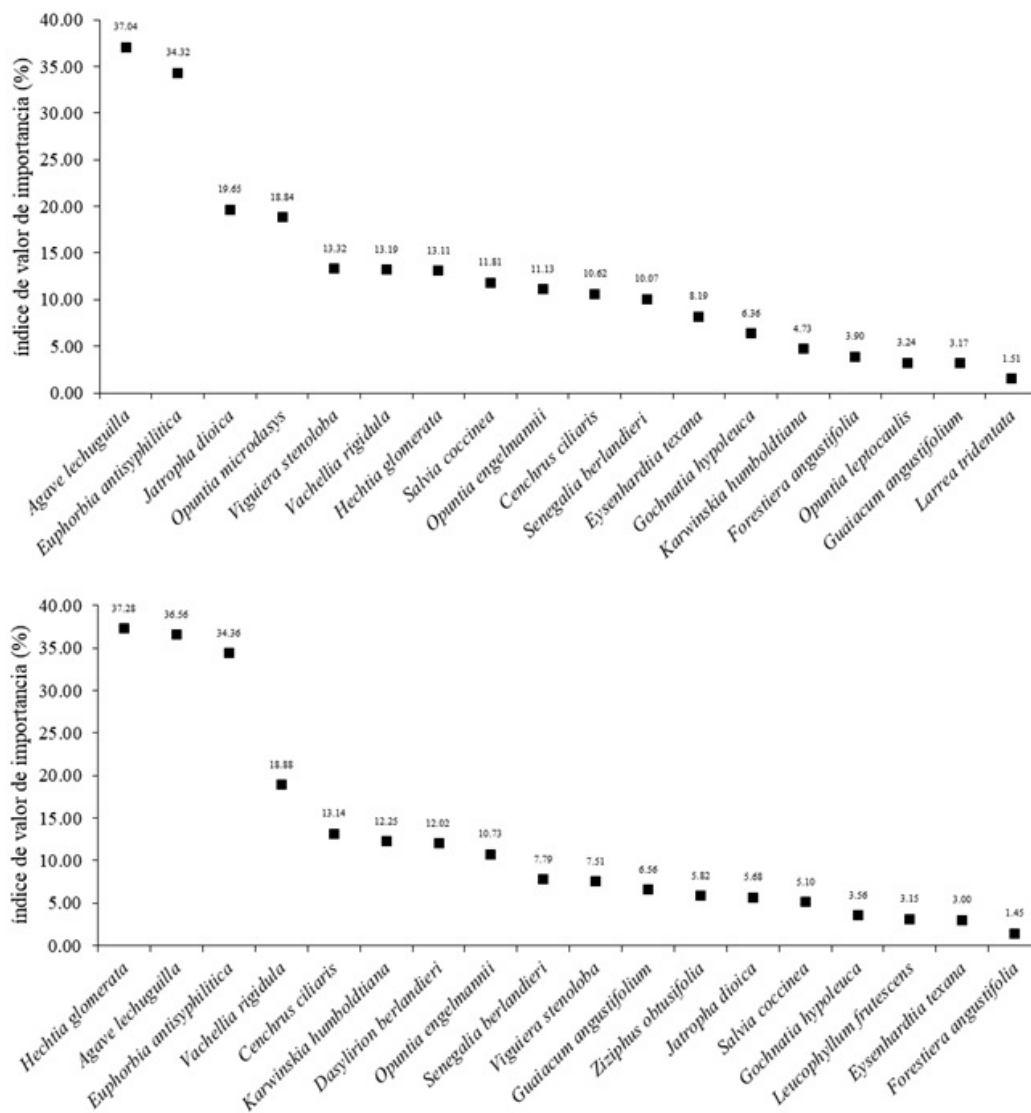


Figura 3. Especies vegetales dominantes en el matorral desértico rosetófilo, en relación con el Índice de Valor de Importancia (IVI) y el sitio de estudio en la UMA Rancho San Juan, municipio de Monclova, Coahuila, México (las líneas verticales sobre las barras indican el error estándar).

Cuadro 2. Variaciones estacionales en los índices de diversidad vegetal del matorral desértico rosetófilo de acuerdo con el sitio de estudio en la UMA Rancho San Juan, municipio de Monclova, Coahuila, México.

Sitio	Estación 2018 - 2019	Índice de riqueza de Margalef	Índice de dominancia de Simpson	Índice de diversidad de Shannon
Reserva	Primavera	3.77	0.9	2.59
	Verano	3.78	0.92	2.74
	Otoño	5.24 ($p \leq 0.05$)	0.9	2.76
	Invierno	4.22	0.9	2.69
Sierra Las Hormigas	Primavera	4.01	0.86	2.42
	Verano	4.18	0.88	2.55
	Otoño	4.85	0.89	2.62
	Invierno	5.08 ($p \leq 0.05$)	0.89	2.65

En cuanto a la producción de biomasa, se estimó que en la Reserva se generaron anualmente en promedio $703.89 \pm 298 \text{ kg ha}^{-1}$, mientras que, en Sierra Las Hormigas se registró una producción de $1,066.05 \pm 337 \text{ kg ha}^{-1}$. En ambos sitios de estudio, y durante las cuatro estaciones del año, el estrato medio fue el que aportó la mayor cantidad de biomasa en relación con el estrato alto y bajo ($p \leq 0.05$). En la reserva, el estrato medio produjo un promedio de $545 \pm 353 \text{ kg ha}^{-1}$, lo que representó el 77.4 % de la producción total durante el período de estudio. En Sierra Las Hormigas, el estrato medio aportó un promedio estacional de $677 \pm 406 \text{ kg ha}^{-1}$, equivalente al 63.54 % de la productividad anual (Fig. 4). Sin embargo, no se encontraron diferencias en la producción anual del estrato alto entre los dos sitios. En cuanto a la productividad estacional de biomasa, se observó que durante el verano se produjeron $1,150.67 \text{ kg ha}^{-1}$, lo que representó el 40.87 % de la producción anual de la reserva. Asimismo, en Sierra Las Hormigas, durante primavera y verano, la producción alcanzó los $2,704.8 \text{ kg ha}^{-1}$, equivalente al 63.48 % del total anual de producción de biomasa (Fig. 4).

La producción de biomasa presentó variaciones en relación con las especies vegetales, el estrato vegetal y el sitio (Fig. 5; $p \leq 0.05$). Por ejemplo, en la reserva, *L. graveolens*, *Dasyllirion berlandieri* (S.Watson) y *Senegalia berlandieri* ((Benth.) Britton & Rose) aportaron un promedio de $139.86 \text{ kg ha}^{-1}$ de biomasa en el estrato alto, representando el 57 % de la productividad total de este estrato. En el estrato medio, *A. lechuguilla*, *E. antisyphilitica* y *O. microdasys* produjeron un promedio anual de $1,510.76 \text{ kg ha}^{-1}$, lo que representa el 69.3 % de la productividad total del estrato medio. De manera similar, en Sierra Las Hormigas, *S. berlandieri* y *D. berlandieri* generaron $259.18 \text{ kg ha}^{-1}$, lo que corresponde al 50 % de la producción anual de biomasa del estrato alto. Asimismo, *A. lechuguilla* y *E. antisyphilitica* contribuyeron con $1,347.45 \text{ kg ha}^{-1}$, representando la mitad de la productividad de biomasa del estrato medio. La estimación de la producción de biomasa del matorral desértico rosetófilo con base en el modelo de Holechek, se utilizó como base para calcular la capacidad de carga de la reserva, que fue de 4.67 ha por borrego, equivalente a 86 borregos en una superficie de 400 ha. En cambio, en Sierra Las Hormigas, se determinó la capacidad de carga (K) en 3.08 ha por borrego, es decir, 357 borregos en 1,100 ha. Estos datos revelan una diferencia en los valores de K, en función de la estación del año y el sitio (Cuadro 3).

Cuadro 3. Variaciones estacionales en la capacidad de carga del matorral desértico rosetófilo en relación con el sitio y la producción de biomasa en la UMA Rancho San Juan, municipio de Monclova, Coahuila, México.

Estación 2018 - 2019	Reserva para manejo de borrego cimarrón			Sierra Las Hormigas		
	Kg ha ⁻¹	K	Total en 400 ha	Kg ha ⁻¹	K	Total en 1,100 ha
Primavera	542.06	6.06	66	1,286.68	2.5 5	431
Verano	1,150.61 ($p \leq 0.05$)	2.85 ($p \leq 0.05$)	140 ($p \leq 0.05$)	1,421.09	2.3 1	476
Otoño	564.77	5.82	69	754.2	4.3 6	252
Invierno	558.06	5.89	68	802.22	4.0 9	269
\bar{X}	703.89 (± 298)	467	86	1,066.05 (± 337)	3.0 8	357

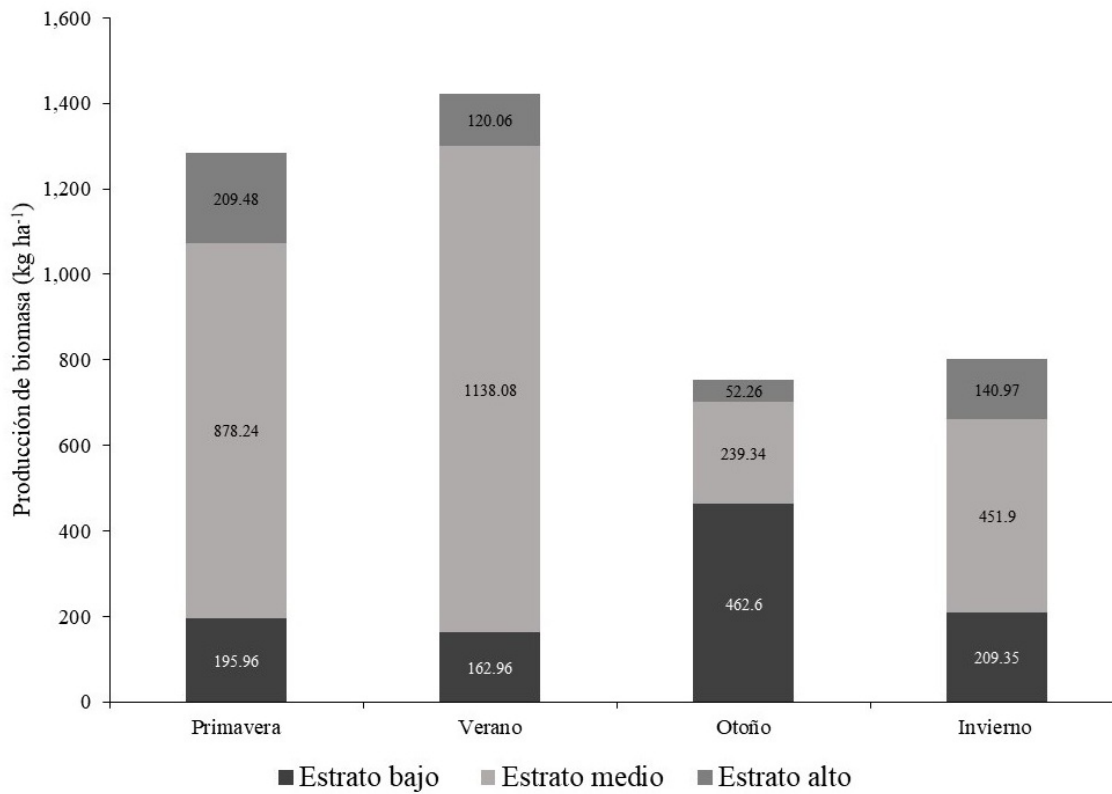
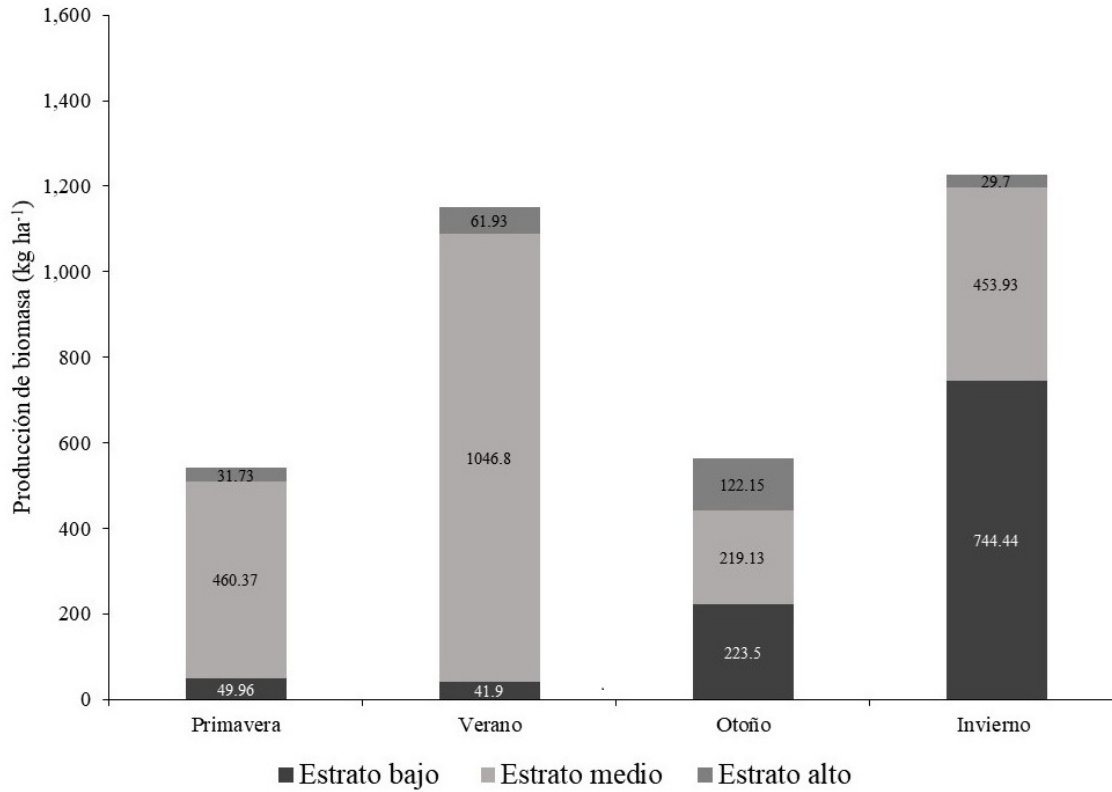


Figura 4. Variaciones en la producción de biomasa estacional en relación con el estrato vegetal y el sitio de estudio (arriba, Reserva; abajo, Sierra Las Hormigas) en la UMA Rancho San Juan, municipio de Monclova, Coahuila, México.

DISCUSIÓN

La riqueza de especies de los dos sitios de estudio fue menor en comparación con lo reportado por Alanís-Rodríguez *et al.* (2015), quienes registraron en una mayor superficie de muestreo en el estado de Nuevo León, solo 35 especies, una riqueza inferior a la del presente trabajo (42 y 50 spp., respectivamente) Sin embargo, la riqueza fue similar a lo que documentaron Molina-Guerra *et al.* (2017) en el municipio de Arteaga, Coahuila. Para el borrego cimarrón, la cobertura vegetal de arbustos perennes es una de las variables principales que determinan la estructura de su hábitat ideal (Stephens *et al.*, 2009; Fig. 2). Este componente es clave en la evaluación de la calidad del hábitat, ya que está relacionado con el terreno de escape, es decir, áreas en las que los borregos pueden detectar y escapar de sus depredadores (Krausman *et al.*, 1989; Wakeling & Miller, 1989). Por esta razón, el borrego prefiere áreas abiertas con vegetación baja, lo cual le proporciona alta visibilidad y facilita el establecimiento de rutas de escape (Krausman *et al.*, 1989). En este contexto, la composición vegetal del matorral desempeña un papel fundamental al ofrecer cobertura para protección y forraje, además de visibilidad, un aspecto esencial en su estrategia de evasión de depredadores (Krausman & Leopold, 1986). La dominancia y la importancia ecológica de arbustos bajos (menos de 1.5 m de altura), como *A. lechuguilla*, *E. antisyphilitica*, *L. graveolens* y *J. dioica*, presentes en la Reserva y en la Sierra Las Hormigas (Fig. 3), proveen la estructura del hábitat necesaria para el desarrollo de las poblaciones de borrego cimarrón. Aunque el terreno de escape resulta de la combinación de los atributos de la cobertura vegetal y la topografía, en México, la mayoría de los estudios se han centrado en describir el uso y selección de variables topográficas por el borrego cimarrón (Álvarez-Cárdenas *et al.*, 2009; Ruíz-Mondragón *et al.*, 2018). Sin embargo, aún no se han realizado investigaciones que detallen la composición y estructura de la cobertura vegetal como un componente clave del hábitat, fundamental en su estrategia de supervivencia y en los proyectos de reintroducción de esta especie en el noreste de México. Un análisis preliminar sugiere que la Sierra Las Hormigas presenta los elementos estructurales esenciales, como pendientes y características orográficas, así como una cobertura vegetal favorable para el sostenimiento de una población viable de borrego cimarrón (Fig. 2). Sin embargo, en esta sierra existe una población estimada de 420 borrego berberisco, confinada mediante una malla perimetral de 2.4 m de altura, lo que puede tener un efecto negativo sobre la capacidad de carga del hábitat para el borrego cimarrón. Aunque actualmente gran parte de la Sierra Las Hormigas está delimitada con malla alta para evitar la dispersión del borrego berberisco hacia el medio natural, esta zona presenta un alto potencial para el manejo del borrego cimarrón en vida libre en el estado de Coahuila. Esta sierra forma parte de un complejo de serranías interconectadas, con un bajo grado de fragmentación antropogénica, especialmente en la zona no interrumpida por la carretera que conecta los municipios de Monclova y Candela. La Sierra Las Hormigas se localiza a 10 km al noreste de la Sierra Pájaros Azules, que abarca aproximadamente 35,600 ha; a 15 km al norte de la Sierra La Rata, con una superficie de 8,600 ha; y a 25 km al noreste de la Mesa de Cartujanos, que comprende 18,000 ha. Estos sistemas montañosos están conectados por lomeríos de menor altitud que actúan como parches de hábitat, facilitando la conectividad ecológica entre sierras mediante eventos ocasionales de migración local.

Por lo tanto, resulta indispensable realizar una evaluación de los componentes del hábitat potencial para el borrego cimarrón en estas áreas, así como llevar a cabo un censo poblacional del borrego berberisco, con el fin de desarrollar una estrategia estatal de control de esta especie exótica invasora. Aunque diversos estudios indican que el borrego cimarrón es un herbívoro oportunista, adaptado al consumo de una amplia variedad de especies, en el norte de México su

dieta se basa principalmente en especies arbustivas (Tarango *et al.*, 2002; Guerrero-Cárdenas *et al.*, 2016, 2018; Gastelum-Mendoza *et al.*, 2021; 2024). A pesar de que estas especies predominan en su hábitat, Gastelum-Mendoza *et al.* (2024), a través de análisis microhistológico de excretas, determinaron que su dieta incluye principalmente *Tiquilia canescens* ((DC) A.T. Richardson), *Gymnosperma glutinosum* ((Spreng.) Less.), *O. microdasys*, *Medicago sativa* (L.) y *Erioneuron pulchellum* (Kunth). No obstante, en los muestreos de campo solo se registró *O. microdasys*, con una importancia ecológica del 6.28 % según el IVI. Esto sugiere que las especies forrajeras preferidas para el borrego cimarrón presentan una baja disponibilidad y que evita consumir aquellas que predominan en el matorral desértico rosetófilo, como *A. lechuguilla* y *E. antisyphilitica*. En la Sierra Las Hormigas, Gastelum-Mendoza *et al.* (2023) también reportan que el borrego berberisco evitó consumir las especies vegetales dominantes, prefiriendo aquellas menos abundantes. Según estos autores, *Vachellia rigidula* ((Benth.) Seigler & Ebinger), *T. canescens*, *M. sativa* y *O. engelmannii* constituyeron el 46.49 % de la dieta de esta especie. Sin embargo, solo *V. rigidula* y *O. engelmannii* alcanzaron un IVI promedio anual del 9.87 %, lo que no representó un valor significativo en comparación con las especies vegetales dominantes.

La presencia de pastos en el hábitat del borrego cimarrón constituye un componente esencial de su dieta, debido a adaptaciones fisiológicas que optimizan su capacidad para procesar estos recursos, como molares elongados y una capacidad ruminal eficiente (Guerrero-Cárdenas *et al.*, 2018). Diversos estudios han documentado la importancia de los pastos en la dieta del borrego cimarrón. Guerrero-Cárdenas *et al.* (2016), reportaron un consumo estacional superior al 10 % en la Sierra El Mechudo, Baja California Sur. De manera similar, Gastelum-Mendoza *et al.* (2021) observaron en el Desierto Sonorense consumos superiores al 20 % durante la época de segregación sexual, mientras que Gastelum-Mendoza *et al.* (2024) registraron un consumo anual del 17 % en Coahuila. El IVI de los pastos fue mayor en la Reserva durante el verano y otoño, mientras que en la Sierra Las Hormigas alcanzó su máximo en otoño e invierno, coincidiendo con la temporada húmeda y el rebrote de los pastos en el noreste de México (Ramírez *et al.*, 2000).

Entre los pastos clave para la alimentación del borrego cimarrón en el norte de México se destacan el zacate tres barbas (*Aristida adscensionis* L.), el zacate buffel (*Cenchrus ciliaris* L.) y especies del género *Bouteloua* (Tarango *et al.*, 2002; Guerrero-Cárdenas *et al.*, 2016; Gastelum-Mendoza *et al.*, 2021; 2024). No obstante, estas especies no son características del matorral desértico rosetófilo en el noreste de México (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2015). En el área de estudio, estas gramíneas presentaron un IVI de 6.2 %, mientras que, en la Sierra Las Hormigas este valor aumentó a 10.93 %. Estos valores no son relativamente altos, en comparación con las especies dominantes del matorral desértico rosetófilo.

Una gramínea con potencial forrajero relevante para el restablecimiento de las poblaciones de borrego cimarrón en Coahuila es el zacate buffel (Cruz *et al.*, 2015). Esta especie, introducida en los agostaderos mexicanos en la década de 1950, es originaria de África y no es característica del matorral desértico rosetófilo (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2015); sin embargo, representa una fuente importante de alimento perenne para el borrego y otros herbívoros silvestres, especialmente después de la temporada de lluvias, cuando sus rebrotes mejoran la digestibilidad del forraje (Ibarra *et al.*, 2005). Además, posee raíces profundas que le confieren alta resistencia a la sequía, el pastoreo intensivo y las quemadas. El zacate buffel destaca por su alto rendimiento forrajero (Gómez *et al.*, 2007), produciendo entre dos y diez veces más biomasa que los pastos nativos (Cruz *et al.*, 2015). Sin embargo, la evidencia científica indica que es una especie forrajera creciente (aumenta su disponibilidad como consecuencia de su bajo consumo), ya que no se ha

documentado un alto consumo de este zacate por las poblaciones de borregos en el norte de México (Tarango *et al.*, 2002; Guerrero-Cárdenas *et al.*, 2016; 2018; Gastelum-Mendoza *et al.*, 2024). No obstante, puede representar una alternativa forrajera para el borrego durante periodos de baja disponibilidad de especies forrajeras importantes.

En las regiones áridas del norte de Coahuila, se ha registrado un notable historial de uso ganadero, lo que ha resultado en una degradación significativa de la estructura y composición de los matorrales desérticos (Ochoa-Espinoza *et al.*, 2017). Un indicador de esta situación es la invasión de especies como el mezquite (*Prosopis* spp.), la gobernadora (*Larrea tridentata* (Sessé & Moc. ex DC.) Coville) y los nopales (*Opuntia* spp.) en los matorrales desérticos rosetófilos (Molina-Guerra *et al.*, 2017). En particular, en la reserva, las especies leñosas presentaron un IVI del 11.67 %; mientras que, en la Sierra Las Hormigas se estimó un IVI del 5.67 %. A pesar de que estas especies leñosas brindan alimento, refugio y áreas de descanso para el borrego, su presencia también puede repercutir negativamente en la accesibilidad, visibilidad y producción de forraje (Álvarez-Cárdenas *et al.*, 2009). Esto afecta la calidad del hábitat y puede impactar el desarrollo de las poblaciones (Whiting *et al.*, 2023). Aunque las especies leñosas no fueron dominantes en el matorral desértico rosetófilo durante este estudio, se identificaron varios arbustos leñosos, incluyendo *V. rigidula*, *S. berlandieri*, *Prosopis glandulosa* ((Torr.) Britton & Rose), *Karwinskia humboldtiana* ((Schult.) Zucc.), *Gochnatia hypoleuca* ((DC.) A.Gray), *Diospyros texana* (Scheele), *Guaicum angustifolium* (Engelm.) y *Forestiera angustifolia* (Torr.). Estos arbustos tienen el potencial de proporcionar cobertura térmica al borrego cimarrón, particularmente durante el periodo cálido que abarca de mayo a septiembre (Krausman *et al.*, 1989). Este análisis resalta la necesidad de implementar estrategias de manejo sostenible en las zonas áridas del norte de Coahuila, con el fin de mitigar la degradación ambiental y aumentar la diversidad de las especies características del matorral desértico rosetófilo, como hábitat potencial del borrego cimarrón en Coahuila.

La producción de biomasa de las especies leñosas en la Reserva alcanzó un promedio anual de $52.47 \pm 14 \text{ kg ha}^{-1}$, lo que representa el 7.5 % de la producción total. En contraste, en la Sierra Las Hormigas, este grupo de plantas mostró una producción mayor, con un promedio de $410.15 \pm 23 \text{ kg ha}^{-1}$, equivalente al 39 % de la producción total. Dentro de la reserva, las especies más destacadas en términos de producción de biomasa fueron *S. berlandieri* y *V. rigidula*, que contribuyeron con 70.67 kg ha^{-1} y 66.67 kg ha^{-1} , respectivamente. Por otro lado, en la Sierra Las Hormigas, el aporte de biomasa de las especies leñosas se representó por *V. rigidula* y *K. humboldtiana*, que presentaron producciones de 90.63 y 152 kg ha^{-1} , respectivamente. Estos resultados indican la variabilidad en la producción de biomasa entre sitios ($p \leq 0.05$) y subrayan la importancia de las especies leñosas en la estructura y funcionamiento del matorral desértico rosetófilo.

En el noreste de México, los arbustos del género *Vachellia* son importantes como alimento para la fauna silvestre (Ramírez *et al.*, 2000; Gastelum-Mendoza *et al.*, 2020) y son componentes importantes del matorral desértico rosetófilo (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2015). Al respecto, *V. rigidula* se destaca por su alto valor nutricional y forrajero para los herbívoros silvestres (Ramírez *et al.*, 2000). Su condición perenne le permite permanecer verde durante los inviernos húmedos y mantener un valor nutricional constante a lo largo del año, a diferencia de los pastos y hierbas, que tienden a disminuir su calidad nutricional y disponibilidad durante la época seca (Guerrero-Cárdenas *et al.*, 2018). Lo anterior, resalta la necesidad de una gestión adecuada de las especies del género *Vachellia* dentro de los proyectos de reintroducción del borrego cimarrón en el estado

de Coahuila, reconociendo sus beneficios como sus riesgos, con el fin de garantizar la salud y sostenibilidad de las poblaciones de borrego. Otros arbustos, como el guajillo (*S. berlandieri*) también se considera una fuente suplementaria de nitrógeno no proteico para los herbívoros manejados extensivamente. Sin embargo, su consumo prolongado puede provocar enfermedades, por las altas concentraciones de sustancias químicas que contiene, incluidos alcaloides, taninos y feniletilaminas (Ramírez *et al.*, 2000).

Las especies suculentas, especialmente los nopales del género *Opuntia*, son importantes en la dieta del borrego cimarrón, debido a su alto contenido hídrico y digestibilidad (Tarango *et al.*, 2002; Guerrero-Cárdenas *et al.*, 2018; Gastelum-Mendoza *et al.*, 2021; 2024). Estas plantas transforman el agua y el CO₂ en energía digestible de manera más eficiente que los pastos y las leguminosas, lo que las convierte en un recurso valioso en ecosistemas áridos. En la reserva, la producción promedio de nopales se estimó en 97.57 ± 59 kg ha⁻¹, lo que representa el 13.87 % de la producción anual total. En comparación, en la Sierra Las Hormigas, los nopales aportaron 90.10 ± 80 kg ha⁻¹, equivalente al 8.46 % de la producción anual total. Aunque los nopales son consumidos por el borrego cimarrón (Tarango *et al.*, 2002; Guerrero-Cárdenas *et al.*, 2016; Gastelum-Mendoza *et al.*, 2024) es fundamental destacar que su ingesta por sí sola no proporciona una nutrición completa (Ramírez *et al.*, 2000). Por lo tanto, es importante mantener una alta diversidad de especies en el matorral desértico rosetófilo para asegurar una dieta de alta calidad nutricional para las poblaciones de borrego e incrementar la capacidad de carga del hábitat. Al respecto, Fulbright y Ortega (2006), mencionan que la capacidad de carga, considerando la producción anual de biomasa es una aproximación teórica y debe considerarse únicamente como un parámetro que indica los cambios en las condiciones del hábitat. Los valores estimados de K, variaron en función del sitio y la estación del año (Cuadro 3), ya que este modelo se fundamenta en la producción de biomasa, la cual, en los matorrales desérticos del norte de México, está influenciada directamente por los eventos de precipitación (Molina-Guerra *et al.*, 2017). Asimismo, las poblaciones de borrego berberisco pueden influir negativamente en la capacidad de carga del hábitat para el borrego cimarrón. Esto es relevante si el borrego berberisco consume una proporción significativa del forraje disponible, ya que ello reduce proporcionalmente la capacidad del ecosistema para sostener poblaciones viables de borrego cimarrón (Gastelum-Mendoza *et al.*, 2023). Esta competencia por los recursos puede generar desplazamientos, aumentar el estrés fisiológico e incluso disminuir el reclutamiento (nacimientos exitosos) en las poblaciones de borrego cimarrón. Además, si ambas especies utilizan los mismos parches de vegetación, refugios o fuentes de agua, puede presentarse una superposición espacial que derive en exclusión competitiva (Krausman, 2000). En ciertas condiciones, el borrego berberisco puede mostrar comportamientos más agresivos o dominantes, desplazando al borrego cimarrón de hábitats óptimos (Krausman *et al.*, 1989). Los resultados de este estudio son útiles para diseñar una estrategia de repoblación del borrego cimarrón en la Sierra Las Hormigas, la cual debe contemplar el control de las poblaciones de borrego berberisco. Finalmente, los hallazgos presentados destacan la importancia del matorral desértico rosetófilo para la conservación del borrego cimarrón en el norte de México.

CONCLUSIONES

Aunque las especies dominantes del matorral desértico rosetófilo no se consideran forrajeras importantes para el borrego cimarrón, desempeñan un papel crucial en el establecimiento de la cobertura de escape y en las estrategias de evasión de depredadores. Se identificó la presencia de

especies que reflejan una degradación en la composición vegetal. La Sierra Las Hormigas ofrece forraje y cobertura adecuados para el diseño e implementación de un proyecto de reintroducción del borrego cimarrón. Se recomienda evaluar la topografía de la Sierra Las Hormigas mediante sistemas de información geográfica (SIG) y establecer un programa de control para la población de borrego berberisco.

AGRADECIMIENTOS. Los autores agradecen el apoyo brindado por el Ing. Gerardo Benavides Pape, propietario del Rancho San Juan, a su personal operativo, y al personal técnico de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León.

Conflicto de Intereses. Los autores declaran no tener conflicto de interés.

LITERATURA CITADA

- Alanís-Rodríguez, E., Mora-Olivo, A., Jiménez-Pérez, J., González-Tagle, M. A., Yerena-Yamallel, J. I., Martínez-Ávalos, J. G., González-Rodríguez, L. E. (2015) Composición y diversidad del matorral desértico rosetófilo en dos tipos de suelo en el noreste de México. *Acta Botánica Mexicana*, 110, 105–117.
<https://doi.org/10.21829/abm110.2015.187>
- Álvarez-Cárdenas, S., Gallina-Tessaró, P., Díaz-Castro, S., Guerrero-Cárdenas, I., Castellanos-Vera, A., Mesa-Zavala, E. (2009) Evaluación de elementos estructurales del hábitat del borrego cimarrón en la Sierra del Mechudo, Baja California Sur, México. *Tropical Conservation Science*, 2(2), 189–203.
<https://doi.org/10.1177/194008290900200206>
- Canfield, R. H. (1941) Application of the line interception method in sampling range vegetation. *Journal of Forestry*, 39(4), 388–394.
<https://doi.org/10.1093/jof/39.4.388>
- Chao, A., Lee, S. M. (1992) Estimating the number of classes via sample coverage. *Journal of the American Statistical Association*, 417, 210–217.
<https://doi.org/10.2307/2290471>
- Cruz, M. A., Pedroza, S. A., Trejo, C. R., Sánchez, C. I., Samaniego, G. J. A., Cantú, B. J. E. (2015) Alternativas y toma de decisiones en el manejo de los recursos naturales en áreas degradadas de zonas áridas. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, 14(1), 51–60.
<https://doi.org/10.5154/r.rchsza.2014.12.004>
- Curtis, J. T., McIntosh, R. P. (1951) An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology*, 32(3), 476–496.
<https://doi.org/10.2307/1931725>
- Chávez, G. O. (2000) Determinación de la calidad del hábitat, dieta y calidad de forraje para tres especies de cérvidos en Montemorelos, Nuevo León (Tesis de maestría). Colegio de Postgraduados, Montecillo, Edo. de México, México.
- Efron, B. (1992) Bootstrap methods: another look at the Jackknife. In S. Kotz & N. L. Johnson (Eds.), *Breakthroughs in Statistics* (pp. 569–593).
<https://doi.org/10.1214/aos/1176344552>
- Foroughbakhch, R., Reyes, G., Alvarado, M. A., Hernández, J., Rocha, A. (2005) Use of quantitative methods to determine leaf biomass on 15 woody shrub species in northeastern Mexico. *Forest Ecology and Management*, 216(1–3), 359–366.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.046>

- Fulbright, T. E., Ortega, J. A. (2006) *White-tailed deer habitat: Ecology and management in rangelands*. Texas A&M University Press.
- García, E. (1988) *Modificaciones al régimen de clasificación climática de Köppen, México*. México.
- Gastelum-Mendoza, F. I., Cantú-Ayala, C. M., Uvalle-Sauceda, J. I., Lozano-Cavazos, E. A., Serna-Lagunes, R., González-Saldívar, F. N. (2020) Importancia del matorral desértico micrófilo para el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus* Mearns, 1898) en Coahuila. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 11, 136–156.
<https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i62.747>
- Gastelum-Mendoza, F. I., Tarango-Arámbula, L. A., Olmos-Oropeza, G., Palacio-Núñez, J., Valdez-Zamudio, D., Noriega-Valdez, R. (2021) Diet and sexual segregation of the bighorn sheep (*Ovis canadensis mexicana* Merriam) in Sonora, Mexico. *Agroproductividad*, 14(6), 31–39.
<https://doi.org/10.32854/agrop.v14i6.2043>
- Gastelum-Mendoza, F. I., González-Saldívar, F. N., Lozano-Cavazos, E. A., Uvalle-Sauceda, J. I., Serna-Lagunes, R., Cantú-Ayala, C. M. (2023) Hábitos forrajeros de *Ammotragus lervia* (Pallas, 1777) (Artiodactyla: Bovidae) en matorral desértico rosetófilo de Coahuila, México. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)*, 39, 1–17.
<https://doi.org/10.21829/azm.2023.3912581>
- Gastelum-Mendoza, F. I., Lozano-Cavazos, E. A., González-Saldívar, F. N., Uvalle-Sauceda, J. I., Romero-Figueroa, G., Serna-Lagunes, R., Tarango-Arámbula, L. A., Cantú-Ayala, C. M. (2024) Estrategias forrajeras del borrego cimarrón (*Ovis canadensis mexicana*) en el noreste de México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 11(1), e3921.
<https://doi.org/10.19136/era.a11n1.3921>
- Gobierno del Estado de Chihuahua. (2007) Programa de reintroducción y repoblación de borrego cimarrón (*Ovis canadensis mexicana*) en el Estado de Chihuahua. Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, Dirección de Ecología. Departamento de Vida Silvestre y Ordenamiento Ecológico.
- Gobierno del Estado de Coahuila de Zaragoza. (2008) Secretaría del Medio Ambiente trabaja en la reintroducción de especies históricas de interés cinegético.
- Gómez, F. E., Díaz, S. H., Saldívar, F. A., Briones, E. F., Vargas, T. V., Grant, E. W. (2007). Patrón de crecimiento del pasto buffel [*Pennisetum ciliare* L. (Link). Sin. *Cenchrus ciliaris* L.] en Tamaulipas, México. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, 45, 1–17.
<https://cienciaspecuarias.inifap.gob.mx/index.php/Pecuarias/article/view/1791/1785>
(consultado 5 enero 2025).
- Guerrero-Cárdenas, I., Gallina, S., Corcuera, P., Álvarez-Cárdenas, S., Ramírez-Orduña, R. (2016) Diet composition and selection of the bighorn sheep (*Ovis canadensis*) in Sierra El Mechudo, Baja California Sur, Mexico. *Therya*, 7(3), 423–437.
<https://doi.org/10.12933/therya-16-394>
- Guerrero-Cárdenas, I., Álvarez-Cárdenas, S., Gallina, S., Corcuera, P., Ramírez-Orduña, R., & Tovar-Zamora, I. (2018). Variación estacional del contenido nutricional de la dieta del borrego cimarrón (*Ovis canadensis weemsi*), en Baja California Sur, México. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)*, 34(1), 1–18.
<https://doi.org/10.21829/azm.2018.3412113>
- Heffelfinger, J., Marquez-Muñoz, E. (2005) Historical occurrence and distributions of desert bighorn sheep in Chihuahua, Mexico. In *Desert Bighorn Council Transactions* (Vol. 49, pp. 46–52).
- Holechek, J. L., Pieper, R. D., Herbel, C. H. (2001) *Range management: principles and practices*. USA.

- Ibarra, F. F. A., Moreno, M. S., Martín, R. M., Denogean, B. F., Gerlach, B. L. E. (2005) La siembra de zacate Buffel como una alternativa para incrementar la rentabilidad de los ranchos ganaderos de la sierra de Sonora. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, 43(2), 173–183. <https://www.redalyc.org/pdf/613/61343204.pdf> (consultado 22 enero 2025)
- Jiménez-Pérez, J., Alanís, E., González, M. A., Aguirre, O. A., Treviño, E. J. (2013) Characterizing woody species regeneration in areas with different land history tenure in the Tamaulipan thornscrub, Mexico. *Southwestern Naturalist*, 58(3), 299–304. <https://doi.org/10.1894/0038-4909-58.3.299>
- Krausman, P. R., Leopold, B. C. (1986) Habitat components for desert bighorn sheep in the Harquahala Mountains, Arizona. *Journal of Wildlife Management*, 50, 504–509. <https://doi.org/10.2307/3801113>
- Krausman, P. R., Leopold, B. D., Seegmiller, R. F., Torres, S. T. (1989) Relationships between desert bighorn sheep and habitat in Western Arizona. *Wildlife Monograph*, 102, 1–66.
- Krausman, P. R. (2000) An introduction to the restoration of bighorn sheep. *Restoration Ecology*, 8, 3–5. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80060.x>
- Lee, R., Mellink, E. (1996) Status of bighorn sheep in Mexico-1995. *Desert Bighorn Council Transactions*, 40, 35–39.
- Lee, R. (2011) Economic aspects of and the market for desert bighorn sheep. *Desert Bighorn Council Transactions*, 51, 46–49.
- Lee, R., Martínez, R., Zatarain, J., Escobar, J. (2012) Observations on the distribution and abundance of bighorn sheep in Baja California, Mexico. *California Fish and Game*, 98, 51–59.
- Margalef, D. R. (1958) Information theory in ecology. *General Systematics*, 3, 36–71. https://digital.csic.es/bitstream/10261/284346/1/Margalef_1973.pdf (consultado 10 noviembre 2024)
- Molina-Guerra, V. M., Soto-Mata, B., Cervantes-Balderas, J. M., Alanís Rodríguez, E., Marroquín-Castillo, J. J., Sarmiento-Muñoz, T. I. (2017) Composición y estructura del matorral desértico rosetófilo del sureste de Coahuila, México. *Polibotánica*, (44), 67–77. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.44.5>
- Ochoa-Espinoza, J. J., Cantú-Ayala, C., Estrada-Castillón, E., González-Saldívar, F., Uvalle-Sauceda, J., Jurado, E., Chapa-Vargas, L., Meléndez-Jaramillo, E., Ortiz Hernández, E. (2017) Livestock effect on floristic composition and vegetation structure of two desert scrublands in northwest Coahuila, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 62(2), 138–145. <https://doi.org/10.1894/0038-4909-62.2.135>
- Ramírez, R. G., Neira, R., Ledezma, R., Garibaldi, C. (2000) Ruminant digestion characteristics and effective degradability of cell wall of browse species from northeastern Mexico. *Small Ruminant Research*, 36(1), 49–55. [https://doi.org/10.1016/S0921-4488\(99\)00113-3](https://doi.org/10.1016/S0921-4488(99)00113-3)
- RStudio Team. (2016) RStudio: Integrated development for R [Computer software]. RStudio, Inc. <https://doi.org/10.1007/978-81-322-2340-5>
- Ruíz-Mondragón, Enrique de Jesús, Romero-Figueroa, Guillermo, García-Aranda, Mario Alberto, Lozano-Cavazos, Eloy Alejandro, Valdez, Raúl. (2018) Potential distribution model of *Ovis canadensis* in northern Baja California, Mexico. *Therya*, 9(3), 219–226. <https://doi.org/10.12933/therya-18-571>
- Rzedowski, J. (1978) Vegetación de México. 1ra edición digital. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

- https://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMx_Cont.pdf
(consultado 10 diciembre 2024)
- Sánchez, O. (2005) Los mamíferos silvestres de México. En G. Ceballos & O. Gissell (Eds.), *Orden Artiodactyla*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio). México.
- Sandoval, A., Valdez, R., Espinosa-T., A. (2019) Desert bighorn sheep in Mexico. En R. Valdez & A. Ortega (Eds.), *Wildlife Ecology and Management in Mexico*. USA.
- Simpson, E. H. (1949) Measurement of diversity. *Nature*, 163(1946), 688.
- Shannon, C. E. (1948) A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, 27, 379–423.
<https://people.math.harvard.edu/~ctm/home/text/others/shannon/entropy/entropy.pdf>
(consultado 17 febrero 2025)
- Stephens, S. L., Moghaddas, J. J., Edminster, C., Fiedler, C. E., Haase, S., Harrington, M., Keeley, J., Knapp, E., Mclver, J., Metlen, K., Skinner, C., Youngblood, A. (2009) Fire treatment effects on vegetation structure, fuels, and potential fire severity in western US forests. *Ecological Applications*, 19, 305–320.
<https://doi.org/10.1890/07-1755.1>
- Tarango, L. A., Krausman, P. R., Valdez, R., Katting, R. M. (2002) Research observation: desert bighorn sheep diets in northwestern Sonora, Mexico. *Journal of Range Management*, 55(6), 530–534.
<https://doi.org/10.2307/4003995>
- Taylor, G., Canessa, S., Clarke, R. H., Ingwersen, D., Armstrong, D. P., Seddon, P. J., Ewen, J. (2017) Is reintroduction biology an effective applied science? *Ecology and Evolution*, 32, 873–880.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.08.002>
- Uranga-Thomas, R. (2001). Situación actual del borrego cimarrón (*Ovis canadensis mexicana*) en el Estado de Chihuahua, México. *Desert Bighorn Council Transactions*, 45, 51–52.
- Wakeling, F. B., Miller, W. H. (1989). Bed site characteristics of desert bighorn sheep in the Superstition Mountains, Arizona. *Desert Bighorn Council Transactions*, 33, 6–8.
- Whiting, J. C., Bleich, V. C., Bowyer, R. T., Epps, C. W. (2023). Restoration of bighorn sheep: History, successes, and remaining conservation issues. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 11, 1083350.
<https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1083350>