

Artículo científico
(Original paper)

INFLUENCIA DE LA DENSIDAD DE *ODOCOILEUS HEMIONUS CROOKI* MEARN'S, 1897, (ARTIODACTYLA: CERVIDAE) EN LA ABUNDANCIA RELATIVA DE *PUMA CONCOLOR STANLEYANA* GOLDMAN, 1938, (CARNIVORA: FELIDAE) Y LA RELACIÓN EN LA DEPREDACIÓN EN UNA POBLACIÓN REINTRODUCIDA DE *OVIS CANADENSIS MEXICANA* MERRIAM, 1901, (ARTIODACTYLA: BOVIDAE) EN COAHUILA, MÉXICO

INFLUENCE OF THE DENSITY OF *ODOCOILEUS HEMIONUS CROOKI* MEARN'S, 1897, (ARTIODACTYLA: CERVIDAE) IN THE RELATIVE ABUNDANCE OF *PUMA CONCOLOR STANLEYANA* GOLDMAN, 1938, (CARNIVORA: FELIDAE) AND THE PREDATORY RELATIONSHIP WITH A REINTRODUCED POPULATION OF *OVIS CANADENSIS MEXICANA* MERRIAM, 1901, (ARTIODACTYLA: BOVIDAE) AT COAHUILA, MEXICO

HUGO SOTELO-GALLARDO^{1*}, JUAN A. GARCÍA-SALAS², ARMANDO J. CONTRERAS-BALDERAS³

¹CEMEX, Independencia 901-A Oriente, Colonia Cementos. Monterrey, Nuevo León, México. 64520;
<ugosotelo@hotmail.com>

²Laboratorio de Ornitología, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. Apartado Postal 425. San Nicolás de los Garza, Nuevo León, México. 66450; <juan_0305@hotmail.com>

³ Consultor Privado. Apartado Postal 425. San Nicolás de los Garza, Nuevo León, México. 66450; <ajcb1951@gmail.com>
*Autor de correspondencia: <ugosotelo@hotmail.com>

Recibido: 10/04/2018; aceptado: 15/08/2018; publicado en línea: 12/11/2018
Editor responsable: Sonia Gallina

Sotelo-Gallardo, H., García-Salas, J. A., Contreras-Balderas, A. J. (2018) Influencia de la densidad de *Odocoileus hemionus crooki* Mearns, 1897, (Artiodactyla: Cervidae) en la abundancia relativa de puma *Concolor stanleyana* Goldman, 1938, (Carnivora: Felidae) y la relación en la depredación en una población reintroducida de *Ovis canadensis mexicana* Merriam, 1901, (Artiodactyla: Bovidae) en Coahuila, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 34, 1–11, <https://doi.org/10.21829/azm.2018.3412128>

RESUMEN. Las translocaciones han sido una importante herramienta de manejo para la restauración de poblaciones de borrego cimarrón (*Ovis canadensis mexicana* Merriam, 1901) en su rango histórico en Canadá, Estados Unidos y México. Estudios recientes han sugerido que la depredación del puma (*Puma concolor stanleyana* Goldman, 1938) tiene importantes efectos sobre la dinámica poblacional en grupos reintroducidos y nativos de borrego cimarrón en áreas donde esta especie es simpátrica con venado bura (*Odocoileus hemionus crooki* Mearns, 1897). Nuestra hipótesis es que, el tamaño de la población de venado bura determinará el tamaño de la población de los pumas que a la vez ejercerá presión sobre la población del borrego cimarrón. El estudio se basó en el monitoreo de 69 borregos cimarrones (28 machos, 41 hembras) capturados con una la técnica de rifle red desde un helicóptero; 43 borregos (3 machos, 40 hembras) fueron equipados con radio collares con sensores de mortalidad y liberados en 3 períodos entre los años 2009, 2012 y 2014; medimos la depredación por puma sobre borrego cimarrón instrumentados con radio collares de telemetría a través de MICROMORTS y la estimación de la densidad del venado bura a través de conteos físicos e índice de relativa abundancia de puma por medio de huella y/o signos en los años de 2009 al 2016. Analizamos las variables mediante un modelo de regresión múltiple encontrando una asociación lineal entre las variables, y la presión que ejerce sobre la población de borrego cimarrón.



Palabras claves: México, depredación, translocación, ungulados simpátricos, denso dependiente.

Sotelo-Gallardo, H., García-Salas, J. A., Contreras-Balderas, A. J. (2018) Influence of the density of *Odocoileus hemionus crooki* Mearns, 1897, (Artiodactyla: Cervidae) in the relative abundance of puma *Concolor stanleyana* Goldman, 1938, (Carnivora: Felidae) and the predatory relationship with a reintroduced population of *Ovis canadensis mexicana* Merriam, 1901, (Artiodactyla: Bovidae) at Coahuila, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 34, 1–11, <https://doi.org/10.21829/azm.2018.3412128>

ABSTRACT. Translocations have been an important management tool for the restoration of bighorn sheep populations (*Ovis canadensis mexicana* Merriam, 1901) in their historical range in Canada, the United States and Mexico. Recent studies have suggested that puma (*Puma concolor stanleyana* Goldman, 1938) predation has important effects on population dynamics in reintroduced groups and native population of bighorn sheep in areas where it is sympatric with mule deer (*Odocoileus hemionus crooki* Mearns, 1897). Our hypothesis is that the size of the population of mule deer will determine the size of the population of the puma exerting a pressure on the population of the bighorn sheep. The study was based on 69 bighorn sheep (28 males, 41 females) captured using a hand-held net gun fired from a helicopter; 43 sheep (3 males, 40 females) were attached radio collars with mortality sensors and released in 3 periods between the years 2009, 2012 and 2014; we measure the puma predation on bighorn sheep with radio collar through MICROMORTS and the estimation of the density of mule deer through physical count of and relative puma abundance index through count tracks in the years of 2009 to 2016. We analyze the variables using a multiple regression model, finding an association between the variables and the pressure it exerts in the bighorn sheep population.

Key words: Mexico, predation, translocation, sympatric ungulates, dependent density.

INTRODUCCIÓN

La mayoría de las poblaciones dentro de las comunidades donde coexisten se ven afectadas de un modo u otro por los depredadores, y la calidad y cantidad de forraje, pero los factores que lo determinan son poco entendidos (Sinclair *et al.*, 2003). Esto es mucho más evidente entre poblaciones de depredadores y presas donde los depredadores tope suelen ser importantes reguladores de las poblaciones de las especies de presas (Pierce *et al.*, 2012).

El venado bura (*Odocoileus hemionus* Rafinesque, 1817) es la principal presa del puma en ecosistemas desérticos (Ackerman *et al.*, 1986; Cashman *et al.*, 1992; Logan & Sweanor 2001; Villepique *et al.*, 2011). Aun así, el puma no está de modo alguno restringido a esta presa, y puede cambiar de presa en respuesta a cambios en la abundancia dentro de las comunidades de presa (Leopold & Krausman, 1986; Kamler *et al.*, 2002; Rosas-Rosas *et al.*, 2003; Holl *et al.*, 2004; McKinney *et al.*, 2006b).

La depredación por puma (*Puma concolor* Linnaeus, 1771) sobre borrego cimarrón (*Ovis canadensis* Shaw, 1804) se considera como un factor de mortalidad que afecta la dinámica poblacional de los borregos y la frecuencia de esta depredación están influenciada por el venado bura (Wehausen, 1996; Schaefer *et al.*, 2000; Logan & Sweanor, 2001; McKinney *et al.*, 2006b). La depredación por puma sobre borrego cimarrón en áreas donde es simpátrico con la población de venado bura ha llevado a las poblaciones de borrego cimarrón (*O. c. sierrae* Grinnell, 1912) a la categoría de en peligro de extinción en Sierra Nevada, California (Schaefer *et al.*, 2000; Villepique *et al.*, 2011) y lo mismo ocurre con la población de borrego cimarrón (*O. c. cremnobates* Elliot, 1904) en Peninsular Ranges, California (Boyce *et al.*, 1996 en Schaefer *et al.*, 2000), así como a la declaratoria de biológicamente extirpada a la población



de borrego cimarrón (*O. c. mexicana* Merriam, 1901) en la Sierra de San Andrés, Nuevo Mexico (Logan & Sweanor, 2001). Rominger (2017) sugiere que la conversión de los ecosistemas de pastizal a matorral por la supresión de fuego llevó al venado al bura a hábitat del borrego cimarrón seguido por los pumas, además de la respuesta numérica de los pumas a la extirpación del lobo (*Canis lupus* Linnaeus, 1758) en las áreas donde el canido dominaba, por lo que resulta en una trampa ecológica, debido a que la estrategia anti-depredador de los borregos es más eficiente al acoso del lobo que al asecho del puma.

El efecto Allee describe un escenario en el cual una población en números bajos se ve afectada por una positiva relación entre el crecimiento poblacional y densidad, lo cual incrementa la probabilidad de extinción (Courchamp *et al.*, 1999), donde la supervivencia y el éxito reproductor disminuye debido a la reducción en la defensa contra depredadores y reducción en el forrajeo (Mooring *et al.*, 2004). Generando que la estrategia anti-depredador en los borregos cimarrones se vuelvan ineficiente en grupos pequeños, haciendo a la población más susceptible a un colapso catastrófico o extinción (Mooring *et al.*, 2004; Bourbeau-Lemieux *et al.*, 2011).

Las translocaciones han sido una importante herramienta de manejo para la reintroducción y restauración de las poblaciones del borrego cimarrón en su rango histórico en Canadá, Estados Unidos, y México (Mooring *et al.*, 2004; Rominger *et al.*, 2004). Sin embargo, en todas las reintroducciones los borregos sufren depredación por puma poco tiempo después de la translocación (Chow, 1991; Wehausen, 1996; Rominger *et al.*, 2004; McKinney *et al.*, 2006b; Janke, 2015) debido a que después de una reubicación un borrego cimarrón tarda en aclimatarse según Clapp *et al.* (2014) un promedio de 29.3 días con rangos individuales de 0 a 70 días. Además de que, las reubicaciones inducen al estrés crónico aumentando la vulnerabilidad en los individuos, resultando en la disminución de la probabilidad de establecimiento de la población (Dickens *et al.*, 2000), por lo que el puma como depredador oportunista, toma ventaja de la presa más vulnerable (Logan & Sweanor, 2001). Aunque una consideración especial es que a pesar de que la depredación por puma sobre borrego cimarrón ocurre de manera esporádica e impredecible, probablemente haya individuos de puma que se tornan especialistas en una presa (Logan & Sweanor, 2001; Reale & Festa-Bianchet, 2003).

En el año 2000 Cementos Mexicanos (CEMEX) inició un programa de reintroducción del borrego cimarrón (especie sujeta a protección especial bajo la NOM-059-SEMARNAT-2010; SEMARNAT, 2010) dentro de su rango de distribución geográfico histórico en la Sierra del Carmen al norte de Coahuila. El programa empezó con la adquisición de 144,000 ha, dentro del Área Natural Protegida de Flora y Fauna de Maderas del Carmen y parte de la ANPFF de Ocampo con fines de conservación y restauración, más la construcción de un encierro de cerco alto (2.4 m) con una extensión de 5,000 ha, libre de depredadores, en Pilares, Ocampo, Coahuila, para la crianza de borrego cimarrón con el objetivo de repoblar la región de donde fueron extirpados. Durante los años del 2000 al 2002 se capturaron 51 borregos como pie de cría en Sonora, en la reserva del Yaquí, Punta Cirios, San Ramón e Isla Tiburón para translocarlos y liberarlos en el criadero de Pilares. Y en el año 2004 se capturaron 32 borregos más de la reserva del Yaquí, para liberarlos en la Sierra del Carmen, dando inicio al regreso de esta especie a su estado silvestre después de >50 años de haber sido extirpada (McKinney & Villalobos, 2005).

El conocimiento de cómo la depredación por pumas (*P. c. stanleyana* Goldman, 1938) afecta la supervivencia de la población de borrego cimarrón (*O. c. mexicana*) en la Sierra del Carmen es importante para entender la relación depredador-presa y el diseño de estrategias efectivas de conservación, al mismo tiempo se evaluó la disponibilidad de presa alternativa como el venado bura (*O. h. crooki*, Mearns, 1897) y el afecto de esta interacción. Se plantea la hipótesis, de que el tamaño de la población de venado bura determinará el tamaño de la población del puma, entre mayor la población mayor será la presión de depredación en la población del borrego cimarrón.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. La región de Maderas del Carmen se ubica en el extremo noroeste del estado de Coahuila (en la frontera con Texas, E.U.A.), entre las coordenadas (28°42' - 29°21' N y 102°22' - 102°55' W). El norte y noroeste del área está limitada por el Río Bravo y colinda con el Parque Nacional Big Bend y al oeste y al sur por la carretera Melchor Múzquiz-Boquillas del Carmen, al este limita con el camino de terracería El Melón-La Linda; políticamente forma parte de los municipios de Ocampo, Acuña y Múzquiz. El rango de elevaciones va desde los 500 m en los márgenes del Río Bravo hasta los 2,720 m. La temperatura media anual es de unos 18 a 22°C. La precipitación pluvial anual promedia entre 100-450 mm y se presenta en su mayoría en verano y en invierno la lluvia representa entre el cinco y diez por ciento. Las comunidades vegetales son Matorral Desértico Chihuahuense (micrófilo, rosetófilo, halófilo y gypsófilo), Matorral Submontano, Zacatal y Bosque de Montaña (pino, encino y oyamel) de acuerdo al gradiente altitudinal (SEMARNAT, 2013). La población estimada dentro del polígono del ANP de Maderas del Carmen es de 86 personas y las actividades humanas en la región son: la ganadera, donde se produce ganado bovino de carne, de registro, criollo, equino y caprino principalmente, la agricultura es a escala menor, debido a que el terreno se considera no apto para ningún cultivo, ni implementación de riego habitantes (SEMARNAT, 2013).

Captura, manejo y monitoreo de borrego cimarrón. Para el año 2009 el criadero de Pilares ya contaba con 250 individuos y con el fin de reforzar al grupo liberado en estado silvestre en el 2005, fueron capturados en un total de 69 borregos (28 machos, 41 hembra) con la técnica de rifle de red desde en un helicóptero (Wehausen, 1996; Schaefer *et al.*, 2000; Kamler *et al.*, 2002; Rominger *et al.*, 2004; McKinney *et al.*, 2006a) en el mes de noviembre de los años 2009, 2012 y 2014. A cada individuo se les cubrió los ojos durante la captura y manejo para reducir el estrés de captura, una vez contenidos los borregos capturados, un equipo de médicos veterinarios determinó la edad a través de los anillos anuales de los cuernos, tomaron muestras de sangre y se les inyectaron antibióticos, antiparásitarios, desinflamatorios, vitaminas, un reforzamiento del sistema inmunológico y aretes de identificación, también se equiparon con radio collares de telemetría a cuarenta y tres borregos (3 machos, 40 hembras) mayores de 4 años de edad, con frecuencia VHF de seis dígitos y sensor de mortalidad de 4 horas de activación (MOD-600 Telonics Inc., Mesa AZ., E.U.A.). Con el fin de mantener al grupo unido y aumentar la supervivencia de los borregos liberados, se construyó un corral de adaptación de una hectárea con un cerco de 2.4 m de alto con doble línea eléctrica para evitar el ingreso de depredadores, cada grupo de borregos se confinó y se suplementó con agua y alfalfa previo a la liberación.

Las translocaciones se realizaron en 3 diferentes períodos:

1. En noviembre de 2009, de 30 borregos (10 machos, 20 hembras) fueron capturados del encierro de Pilares. 19 hembras y un macho se dotaron de radio collares y permanecieron 8 días en el corral de adaptación.
2. En noviembre del 2012, 18 borregos (7 machos, 11 hembras) fueron capturados, a todas las hembras se liberaron con radio collares, este grupo se mantuvo confinado 7 días.
3. El último grupo en noviembre del 2014 de 21 individuos (11 machos, 10 hembras) en este grupo se les colocaron radio collares de telemetría a 2 machos y a 10 hembras el cual se mantuvo cautivo por 6 días.

El monitoreo se realizó con la ayuda de un receptor TR-4 y con una antena de cuatro elementos (Telonics Inc., Mesa AZ., E.U.A.), durante un período de una a tres veces por semana mientras duró el estudio. Al registrar la señal de mortalidad se localizó el individuo tan rápido como fuese posible para investigar las causas de muerte. La mortalidad a causa de puma se determinó mediante una necropsia y por las características únicas de esta especie en sus ataques: arrastrar y cubrir a su víctima con material vegetal, arena, piedras o el mismo pelo de la presa, marcas de colmillo profundas en cuello o nuca,



extracción del rumen, huellas de las patas, excretas, marcas en suelo, cuando termina de alimentarse de los órganos y carne, sigue con las costillas, huesos de la cara y fémur (Krausman & Ables, 1981; McKinney, 1996; Rominger *et al.*, 2004).

Toma de datos y análisis. Se calculó la tasa de supervivencia y la tasa de mortalidad por puma en un período anual por medio de MICROMORT (Heisey & Fuller, 1985; Haynes *et al.*, 2000; Logan & Sweanor, 2001; Kamler *et al.*, 2002; Rominger *et al.*, 2004) este método se usa ampliamente para estimaciones de las tasas de supervivencia y causas específicas de muerte en animales con radio transmisores, donde las tasas son estimadas por el número de días transmisión, el número de mortalidades debido a una causa en particular, y el número de días en el intervalo de tiempo.

$$\hat{S}_i = \frac{X_i - Y_i}{X_i}$$

Dónde: \hat{S}_i es La tasa de supervivencia, X_i total de número de días transmitidos y Y_i número total de muertes en intervalos de i .

La densidad de venado bura (individuos/km²) se obtuvo por medio de conteos físicos durante la noche con ayuda de luz artificial en tres transectos con una franja fija de 400 metros de ancho y que suman 42 kilómetros de largo aproximadamente en el mes de octubre del 2009 al 2016 (Villarreal, 1999; Lancia *et al.*, 2005). El índice de abundancia relativa de puma se determinó entre los años 2009 y 2016 por medio del conteo de huellas o signos de puma sobre km lineal (Smallwood, 1994; Beier & Cunningham, 1996; Harveson *et al.*, 1999; McKinney *et al.*, 2006a, 2006b). Se establecieron seis transectos de 3 a 5.5 km (\bar{x} = 4.8 km \pm 0.98 SD) dentro del ámbito hogareño del borrego cimarrón en Sierra del Carmen que es de 59.05 km² (Velázquez, 2012). El número, distancia y sitio de cada transecto fue limitado en las áreas donde la topografía y sustrato del suelo favorecían la detección e identificación de las huellas. El monitoreo de huellas se realizó usando una cuatrimoto y algunas partes a pie, en un período de tiempo de 4 a 6 horas por día en cada transecto durante una semana y el registro se realizó por un solo observador (H.S.G.). Se registró el número de huellas, excretas, marcas territoriales o presa de puma. Los conteos se realizaron en los meses de enero o febrero del 2009 al 2016, ya que se asume que no hay diferencias de muestra entre las estaciones del año (Smallwood, 1994; Harveson *et al.*, 1999; McKinney *et al.*, 2006a). Se tomaron en cuenta las huellas individuales y el conjunto de huellas asumiendo que se trata de un individuo (McKinney *et al.*, 2006a; Smallwood, 1994; Beier & Cunningham, 1996) y se calculó el número de huellas sobre kilómetro lineal para obtener el índice de abundancia relativa:

$$\text{Índice de abundancia relativa de puma} = \text{Huellas} / \text{km}$$

Y los intervalos de confianza se obtuvieron mediante una prueba de t de una muestra con un 95% C.I.

Los resultados del índice de abundancia relativa de puma (como variable dependiente) y densidad de venado bura y depredación por puma sobre borregos (variables independientes) fueron analizado por medio de un modelo de regresión múltiple con la ayuda del programa estadístico PAST, para conocer su relación e influencia entre las poblaciones presa-depredador.

RESULTADOS

Desde los años que abarcan del 2009 a 2016 se registró un total de 32,863 días de transmisión de las hembras y los machos de borrego cimarrón instrumentados con collares de telemetría, obteniendo las tasas de supervivencia anual de \bar{x} = 0.7405 \pm 0.084 SD y la tasa de depredación anual por puma \bar{x} = 0.2056 \pm 0.063 SD (Cuadro 1) La mortalidad por depredación del puma en borrego cimarrón correspondió a un 77% (24 de 31 borregos) del total de los casos analizados.

Cuadro 1. Tasas de supervivencia, depredación por puma y otras causas de muerte en borrego cimarrón con radio collares en Sierra del Carmen.

Año	No. de días transmitidos	Supervivencia mensual	Depredación por puma mensual	Otras causas de muerte mensual	Supervivencia Anual	Depredación por puma anual	Otras causas de muerte anual
2009	2770	0.9996	0.0004	0	0.954	0.047	0
2010	5162	0.999	0.0008	0.0002	0.75	0.2	0.05
2011	4597	0.9989	0.0006	0.0005	0.4545	0.3273	0.2182
2012	3714	0.9989	0.0011	0	0.7778	0.2222	0
2013	5839	1	0	0	1	0	0
2014	5503	0.9987	0.0011	0.0002	0.5666	0.375	0.062
2015	3448	0.9968	0.0026	0.0006	0.4211	0.4736	0.1052
2016	1830	1	0	0	1	0	0

Cada año después de la liberación se observaron disminuciones en la población de borrego cimarrón $\bar{x} = 0.30\% \pm 0.12$ SD y la causa principal fue la depredación por puma, excepto en la liberación del 2012 donde no se registró depredación por puma en 18 meses, sin embargo, la primer causa de deceso en ese período fue el estrés nutricional, debido a la severa sequía según lo registrado en la estación climática “Rancho Los Pilares” del INAFAP, con un acumulado de precipitación total de 71 mm durante este período. Para la estimación de densidad de venado bura se recorrió un total 504 km desde el 2009 al 2016 y se registró un incremento de 3 a 7.6 venados/km² (Cuadro 2). Del registro del índice de abundancia relativa de puma, se recorrieron 232 km y se registraron 78 rastros de puma, donde refleja un incremento en la abundancia después de la sequía del año 2011 (Cuadro 2), correlacionado positivamente ($r = 0.87$) con el crecimiento en la población de venado bura.

Cuadro 2. Densidades de venado bura e índice de abundancia relativa de puma por año en Sierra del Carmen.

Año	Densidad de venado buras (individuo/km ²)	Índice de relativa abundancia de puma	95% C.I.
2009	3	0.46	0.01-0.94
2010	4	0.39	0.02-0.76
2011	4.2	0.28	0.03-0.60
2012	6	0.34	0.01-0.67
2013	6	0.48	0.11-1.0
2014	7	0.44	0.17-0.71
2015	7	0.50	0.16-0.84
2016	7.6	0.59	0.04-1.1

El modelo de regresión múltiple del índice de abundancia relativa de puma con la densidad de venado bura y depredación por puma sobre borrego cimarrón se encontró una linealidad no significativa entre estas variables ($P = 0.15$, $R^2 = 0.34$). Por lo anterior, este resultado no significativo puede estar influenciado por otros factores como: presas alternas y/o sequía.



DISCUSIÓN

Los resultados señalan que la mayor causa de mortalidad en los borregos cimarrones liberados en la Sierra del Carmen es la depredación por puma, ya que el 77% de los borregos muertos lo son por este depredador concordando con Hoban (1990), Wehausen (1996), Ross *et al.* (1997), Haynes *et al.* (2000), Schaefer *et al.* (2000), Kamler *et al.* (2002), Rominger *et al.* (2004), Festa-Bianchet (2006) y McKinney *et al.* (2006a, 2006b).

A pesar de que trabajos previos (Wehausen, 1996; Schaefer *et al.*, 2000; Logan & Sweanor, 2001; McKinney *et al.*, 2006b) consideran al venado bura como una influencia en la depredación por puma sobre el borrego cimarrón en este estudio solo explicó el 34% de la variación, y en particular tiene sentido, debido a que en Sierra del Carmen existe una amplia variedad y densidades de presas alternas disponible como el venado cola blanca (*O. virginianus carminis*), pecarí (*Tayassu tajacu*) en densidades de seis y cinco individuos/km² respectivamente (comunicación personal con Jonás Delgadillo; coordinador de investigación en La Reserva Natural El Carmen), wapití (*Cervus elaphus*; Gilbert, 2007), berrendo (*Antilocapra americana*; Sotelo, 2013), lagomorfos, mustélidos, etcétera.

El decaimiento de las poblaciones de borrego cimarrón no resulta en la disminución de las poblaciones de puma, por la habilidad del felino de cambiar a presa alterna, por lo que pudiera resultar en una trampa ecológica para el borrego cimarrón (Rominger, 2017). El efecto de la depredación por puma sobre borrego cimarrón impactó un 55% (24 de 43 borregos) con radio collares, sin embargo la abundancia relativa de puma aumentó ($r = 0.87$) después de la sequía del 2011 en respuesta al incremento de la densidad de venado bura, lo que resulta en una insostenible relación puma-borrego cimarrón (Rominger, 2017).

Después de cada liberación se registraron altas tasas de depredación por puma sobre borrego cimarrón. Se sugiere que esto es debido a que en cada liberación se aumentó la densidad de presa en la áreas, por lo que el puma puede permanecer más tiempo en áreas donde el venado bura y borrego cimarrón se encuentra en altas densidades (Schaefer *et al.*, 2000; Wakeling *et al.*, 2009) debido a que los borregos se convierten en presas vulnerables por la desorientación generada por la captura más la inexperiencia en su nuevo hábitat, lo cual está corroborado con resultados similares que han sido registrados por Chow (1991); Rominger *et al.* (2004), McKinney *et al.* (2006b) y Janke (2015). Excepto en la liberación del 2012 en la que no se registró depredación por puma durante 18 meses después de la liberación, sin embargo el principal factor de mortalidad en este período fue el estrés nutricional debido a la más severa sequía en los últimos 70 años (CONAGUA, 2011); Wehausen (1996), McKinney *et al.* (2006a) y Logan & Sweanor (2001) consideran a la extrema sequía como un factor que afecta las poblaciones de borrego cimarrón.

En particular, en los primeros tres meses de la liberación de noviembre de 2014, el puma depredó a 12 borregos (2 machos y 9 hembras con collar y a un macho sin collar de la misma liberación; reconocido por el arete de identificación, que se encontró junto a una hembra con collar depredados por puma en el mismo evento). Por la intensidad y el área donde sucedieron los ataques se sugiere que fue un solo puma que aprendió el comportamiento del borrego cimarrón. Eventos de múltiple depredación por un solo individuo han sido reportados por Hoban (1990), Ross *et al.* (1997) y Ernest *et al.* (2002).

La presión ejercida por el puma en los borregos cimarrones a inicio del año 2015 generó una separación de la población dispersando a un grupo a 25 km al norte del sitio de liberación en el ejido Jaboncillos y a otro grupo a 14 km al sureste en el ejido San Francisco, áreas con densidades menores a un venado/km² (comunicación personal con Javier Ochoa; sub-director de la ANP Maderas del Carmen). El grupo que migró al ejido Jaboncillos regresó después de 17 meses al área de liberación sin registrar datos de depredación por puma en los borregos instrumentados con radio collares, mientras que el grupo del

ejido San Francisco ya no se obtuvieron datos. Reportes de migración de borrego cimarrón por alta actividad de puma también han sido registrados por Wehausen (1996).

Recomendaciones de manejo. En base a los resultados se recomienda intensificar el monitoreo en los primeros 3 meses de la liberación, ya que es una etapa crítica para el establecimiento del grupo en su nuevo territorio, debido a que la depredación por puma puede generar el efecto Allee (dependencia inversa de densidad) afectando la dinámica de la población haciendo al grupo susceptible del colapso por la temprana depresión en las tasas de crecimiento, reduciendo la posibilidad del establecimiento de la población de borregos (Mooring *et al.*, 2004; Bourbeau-Lemieux *et al.*, 2011). No se recomienda realizar translocaciones en época de sequía, además de contar con un programa de suplementación para épocas críticas ya que los borregos recién translocados pierden 19% de la masa corporal en comparación a los borregos residentes (Poirier & Festa-Bianchet, 2018).

Se propone realizar translocaciones de grupos mayores de 50 individuos ya que un grupo de menor cantidad no representa una población viable (Berger, 1990; Singer *et al.*, 2000) y es necesario reforzar al grupo fundador con liberaciones en lapso de tiempo menor al año con grupos de igual proporción para minimizar el período de aclimatización (Clapp *et al.*, 2014). Aunque no se encontró una influencia significativa ($P = 0.15$) de la densidad de venado bura en la depredación por puma sobre borrego cimarrón, si se observó la correlación positiva donde la densidad de bura explicó el 87% del incremento en el índice de abundancia relativa de puma después de la sequía 2011, además de la alta depredación por puma sobre borrego cimarrón (77%). Por lo que se sugiere considerar en el futuro realizar translocaciones de borrego cimarrón en áreas de bajas densidades de presas ($<$ a un venado/km²) debido a que las poblaciones de puma no persisten en lugares donde las densidades de venado son menores a un venado/km² (Schaefer *et al.*, 2000). Esto podrían dar una posible solución a la hora de seleccionar el hábitat potencial para futuras translocaciones de borrego cimarrón, ya que liberaciones de escala menor en áreas de alta actividad de depredadores no es rentable porque un pequeño grupo estará en un alto riesgo de depredación (Mooring *et al.*, 2004).

AGRADECIMIENTOS. Agradecemos a CEMEX por el financiamiento del estudio (permiso DGVS/09/04067) que es parte del requerimiento para obtener el grado de Doctor en Ciencias en Manejo de Vida Silvestre y Desarrollo Sustentable en la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma Nuevo León (H.S.G.), también agradecemos al personal de la Reserva Natural El Carmen-CEMEX por esta iniciativa de conservación y al personal de CONANP del ANP de Maderas del Carmen por su cooperación en las actividades de conservación y a los revisores por su valiosa aportación en este documento.

LITERATURA CITADA

- Ackerman, B., Lindzey, F., Hemker, T.** (1986) Cougar food habits in southern Utah. *Journal of Wildlife Management*, 48, 147–155.
- Andrew, N. G. Bleich, V. C., August, P. V., Torres, S. G.** (1997) Demography of mountain lion sheep in the East Chocolate Mountain, California. *California Fish and Game*, 83, 289–296.
- Beier, P., Cunningham, S. C.** (1996) Power of track surveys to detect changes in cougar populations. *Wildlife Society Bulletin*, 24(3), 540–546.
- Berger, J.** (1990) Populations: an empirical assessment of rapid extinctions in bighorn sheep. *Conservation Biology*, 4(1), 91–98.
- Bourbeau-Lemieux, A., Festa-Bianchet, M., Gillard, J. M., Pelletier, F.** (2011) Predator-driven component Allee effects in a wild ungulate. *Ecology Letters*, 14, 358–363.
- Cashman, J. L., Peirce, B. M., Krausman, P. R.** (1992) Diets of mountain lions in southwestern Arizona. *The Southwestern Naturalist*, 37, 324–326.



- Chow, L.** (1991) *Population dynamics and movement patterns of bighorn sheep reintroduced to Sierra Nevada, California*. Tesis de Maestría, California University. Davis, California.
- Clapp, J. G., Beck J. L., Gerow, K. G.** (2014) Post-release acclimation of translocated low-elevation, non-migratory bighorn sheep. *Wildlife Society Bulletin*, 38(3), 657–663.
- CONAGUA.** (2011) Comisión Nacional del Agua. *Cambio climático, un gran reto para futuras generaciones; por ello los jóvenes deben involucrarse más en el tema del agua*: Luege J. L., Comunicado de prensa 165–11, México, D.F., 02 de junio de 2011.
- Courchamp, F., Clutton-Brock, T., Grenfell, B.** (1999) Inverse density dependence and the Allee effect. *Tree*, 14, 405–410.
- Dickens, M. J., Delehanty, D. J., Romero, L. M.** (2000) Stress: an inevitable component of animal translocation. *Biological Conservation*, 143, 1329–1341.
- Ernest, H. B., Rubin, E.S., Boyce, W. M.** (2002) Fecal DNA analysis and risk assessment of mountain lion predation of bighorn sheep. *Journal of Wildlife Management*, 66(1), 75–85.
- Festa-Bianchet, M., Coulson T., Gaillard, J. M., Hogg, J., Palletier, F.** (2006) Stochastic predation events and population persistence in big horn sheep. *Proceedings of the Royal Society Bulletin*, 2733, 1537–1543.
- Gibert, S.** (2007) *Dinámica poblacional y preferencia de hábitat de un grupo de wapitíes (Cervus elaphus) reintroducido en la Sierra Maderas del Carmen*. Tesis de Maestría, Ciencias Forestales. Facultad de Ciencias Forestales Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, Nuevo León.
- Harveson, L. A., Route, B., Armstrong, F., Silvy, N. J., Tewes, M. E.** (1999) Trends in population on mountain lion in Carlsbad Caverns and Guadalupe Mountains National Parks. *Southwestern Naturalist*, 44(4), 490–494.
- Haynes, C. L.** (2000) Mountain lion predation of bighorn sheep in the Peninsular Ranges, California. *Journal of Wildlife Management*, 64(4), 954–956.
- Heisey, D. M., Fuller, T. K.** (1985) Evaluation of survival and cause-specific mortality rates using telemetry data. *Journal of Wildlife Management*, 49(3), 668–674.
- Hoban, P. A.** (1990) A review of desert bighorn sheep in the San Andres Mountains, New Mexico. *Desert bighorn council transactions*, 34, 14–22.
- Holl, S. A., Bleich, V. C., Torres, S. G.** (2002) Population dynamics of bighorn sheep in the San Gabriel Mountains, California, 1967–2002. *Wildlife Society Bulletin*, 34(2): 412–426.
- Janke, T. S.** (2015) *Movements and survival of translocate desert bighorn sheep in the Bofecillos Mountains Transpecos*. Tesis de Maestría, Sul Ross University. Alpine, Texas.
- Kamler, J. K., Lee, R. L., de Vos, J. C., Balard, W. B., Whitlaw, H. A.** (2002) Survival and cougar predation of translocated bighorn sheep in Arizona. *Journal of Wildlife Management*, 66(4), 1267–1227.
- Krausman, P. R., Ables, E. D.** (1981) Ecology of the Carmen mountain white-tailed deer. U. S. Department of Interior National Park Service, Washington, D. C. *Scientific Monograph Series*, 15, 65–73.
- Lancia, R. A., Kendall, W. L., Pollock, K. H., Nichols, J. D.** (2005) Techniques for wildlife investigations and management. Pp. 117–118. In: C.E. Braun (Eds). *Estimating the number of animals in wildlife populations*. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland.
- Leopold, B. D., Krausman, P. R.** (1986) Diets of 3 predators in Big Bend National Park, Texas. *Journal of Wildlife Management*, 50, 290–295.
- Logan, K., Sweanor, L.** (2001) *Desert puma: evolutionary ecology and conservation of an enduring carnivore*. Island press, Washington D. C.
- McKinney, B. P.** (1996) *Afield guide to Texas mountain lion*. Texas Park and Wildlife, Wildlife Division, Austin, Texas.
- McKinney, B., Villalobos, J.** (2005) Desert bighorn sheep reintroduction in Maderas del Carmen, Coahuila, México. *Desert Bighorn Council Transactions*, 48, 46–49.
- McKinney, T., Smith, T., de Vos, J. C.** (2006a) Evaluation of factors potentially influencing a desert bighorn sheep population. *Wildlife Monographs*, 164, 1–36.

- McKinney, T., de Vos, J. C., Ballard, W. B., Boe, S. R.** (2006b) Mountain lion predation of translocated desert bighorn sheep in Arizona. *Wildlife Society Bulletin*, 34(5), 1255–1263.
- Mooring, M. S.** (2004) Vigilance, predation risk, and the Allee effect in desert bighorn sheep. *Journal of Wildlife Management*, 68(3), 519–532.
- Pierce, B. M., Bleich, V. B., Monteith, K. L., Bowyer, R. T.** (2012) Top-down versus bottom-up forcing: evidence from mountain lions and mule deer. *Journal of Mammalogy*, 93(4), 977–988.
- Poirier, M. A., Festa-Bianchet, M.** (2018) Social integration and acclimation of translocated bighorn sheep (*Ovis canadensis*). *Biological Conservation*, 218, 1–9.
- Reale, D., Festa-Bianchet, M.** (2003) Predator-induced natural selection on temperament in bighorn ewes. *Animal Behavior*, 65, 463–470.
- Rominger, E. M.** (2017) The Gordian knot of mountain lion predation and bighorn sheep. *The Journal of Wildlife Management*, 82(1), 19–81.
- Rominger, E. M., Whitlaw, H. A., Weybright D. L., Dunn, W. C., Ballard, W. B.** (2004) The influence of mountain lion predation on bighorn sheep translocation. *Journal of Wild life Management*, 68(4), 993–999.
- Rosas-Rosas, O. C., Valdez, R., Bender, L. C., Daniel, D.** (2003) Food habits of pumas in Northwestern Sonora, Mexico. *Wildlife Society Bulletin*, 31, 528–535.
- Ross, P., Jalkotzy, M., Festa-Bianchet, M.** (1997) Cougar predation on bighorn sheep in southwestern Alberta during winter. *Canadian Journal of Zoology*, 74, 771–775.
- Rubin, E. S., Boyce, W. M., Jorgensen, M. C., Torres, S. G., Haynes, C. L., O'Brien, C. S., Jessup, D. A.** (1998) Distribution and abundance of bighorn sheep in the Peninsular Ranges, California. *Wildlife Society Bulletin*, 26(3), 539–551.
- Schaefer, R. J., Torres, S. G., Bleich, V. C.** (2000) Survivorship and cause-specific mortality in sympatric population of mountain sheep and mule deer. *California Fish and Game*, 86(2), 127–135.
- SEMARNAT.** (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 Diario Oficial de la Federación. Disponible en: http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/435/1/NOM_059_SEMARNAT_2010.pdf (Acceso en julio de 2017)
- SEMARNAT.** (2013). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y Pesqueros. *Programa de Manejo del Área de Protección de Flora y Fauna Maderas del Carmen, Coahuila, México*. Instituto Nacional de Ecología, México, D.F.
- Simmons, N. M., Hansen, C. G.** (1980) Population survey methods. Pp. 270–271. In: G. Monson & L. Summer (Eds.). *The Desert Sheep*. The University of Arizona press, Tucson, Arizona.
- Singer, F. J., Papouchis, C. M., Symonds, K. K.** (2000) Translocation as a tool for restoring population of bighorn sheep. *Restoration Ecology*, 8(4), 6–13.
- Sinclair, A. R. E., Mduma S., Brashares J. S.** (2003) Patterns of predation in a diverse predatory-prey system. *Nature*, 425, 288–290.
- Sotelo, H.** (2013) *Dinámica poblacional y uso de hábitat del berrendo Antilocapra americana mexicana (Merriam, 1901), reintroducido en Maderas del Carmen, Coahuila, México*. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Nuevo León. San Nicolás de los Garza, Nuevo León.
- Smallwood, K. S.** (1994) Trends in California mountain populations. *Southwestern Naturalist*, 39(1), 67–72.
- Velázquez, R.** (2012) *Evaluación poblacional y del hábitat de un grupo de borregos cimarrones (Ovis canadensis mexicana Merriam, 1901), translocados en la Sierra Maderas del Carmen, Coahuila, México*. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias Forestales Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, Nuevo León.
- Villarreal, J. G.** (1999) *Venado Cola Blanca; manejo y aprovechamiento cinegético*. Unión Ganadera Regional. Monterrey, Nuevo León.



- Villepique, J., Pierce, B., Bleich, V., Bowyer, R.** (2011) Diet of cougar (*Puma concolor*) following a decline in a population of mule deer (*Odocoileus hemionus*): lack of evidence for switching prey. *Southwestern Naturalist*, 56, 187–192.
- Wakeling, B. F., Lee, R., Brown, D., Thompson, R., Tluczek, M., Weisenberger, M.** (2009) The restoration of desert big horn sheep in the Southwest, 1957-2007: factors influencing success. *Desert Big Horn Council Transactions*, 50, 1–17.
- Wehausen, J. D.** (1996) Effects of mountain lion predation on bighorn sheep in the Sierra Nevada and Granite Mountains of California. *Wildlife Society Bulletin*, 24(3), 471–479.