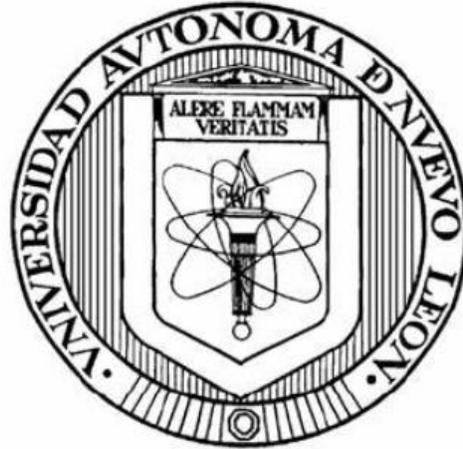


**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN**  
**FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**



**INFLUENCIA DE LA DENSIDAD DE VENADO BURA (*Odocoileus hemionus crooki*, Mearns, 1897) EN LA DEPREDACIÓN POR PUMA (*Puma concolor stanleyana* Goldman, 1938) EN UNA POBLACIÓN REINTRODUCIDA DE BORREGO CIMARRÓN (*Ovis canadensis mexicana* Merriam, 1901) EN, COAHUILA, MÉXICO**

**POR**

**HUGO SOTELO GALLARDO**

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE DOCTOR EN CIENCIAS CON ACENTUACIÓN EN MANEJO DE VIDA SILVESTRE Y DESARROLLO SUSTENTABLE**

**FEBRERO, 2019**

**INFLUENCIA DE LA DENSIDAD DE VENADO BURA (*Odocoileus hemionus crooki*,  
Mearns, 1897) EN LA DEPREDACIÓN POR PUMA (*Puma concolor stanleyana*  
Goldman, 1938) EN UNA POBLACIÓN REINTRODUCIDA DE BORREGO  
CIMARRÓN (*Ovis canadensis mexicana* Merriam, 1901)  
EN, COAHUILA, MÉXICO**

**Comité de Tesis**

---

**Dr. Juan A. García Salas, Presidente**  
**Presidente**

---

**Dra. Libertad Leal Lozano, Secretario**  
**Secretaria**

---

**Dra. Susana Favela Lara, Vocal**  
**Vocal**

---

**Dr. David Lazcano Villareal, Vocal**  
**Vocal**

---

**Dr. Arturo Jiménez Guzmán, Vocal**  
**Vocal**

**INFLUENCIA DE LA DENSIDAD DE VENADO BURA (*Odocoileus hemionus crooki*,  
Mearns, 1897) EN LA DEPREDACIÓN POR PUMA (*Puma concolor stanleyana*  
Goldman, 1938) EN UNA POBLACIÓN REINTRODUCIDA DE BORREGO  
CIMARRÓN (*Ovis canadensis mexicana* Merriam, 1901)  
EN, COAHUILA, MÉXICO**

**Dirección de Tesis**

---

**Dr. Juan A. García Salas**  
**Director**

---

**Dr. Armando J. Contreras Balderas**  
**Director externo**

## **AGRADECIMIENTOS**

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento a Vicente Saiso, Alejandro Espinosa, Billy Pat y Bonnie McKinney por el apoyo de realizar el doctorado.

Al, Dr. Juan A. García Salas, Dr. Armando J. Contreras Balderas, Dra. Libertad Leal Lozano, Dra. Susana Favela Lara, Dr. David Lazcano Villareal, Dr. Arturo Jiménez Guzmán por formar parte del Comité de Tesis, por sus valiosas sugerencias e interés en la revisión del presente trabajo.

A CEMEX por el apoyo económico para la realización del presente estudio.

A Jonás A. Delgadillo y Armando Galindo por su orientación y acertados comentarios en el desarrollo del diseño del proyecto y trabajo de campo.

A mi familia por el apoyo moral que siempre me ha brindado y a todas las personas que contribuyeron de una u otra forma en la realización de este trabajo.

## **DEDICATORIA**

Este trabajo lo quiero dedicar a mis hijos Paula Sotelo Aldape, Diego Sotelo Aldape, a mi esposa Patricia Aldape Bueno, padres Dr. Rumaldo Sotelo Burruel, María Eugenia Gallardo Ávila y hermanos Ángel, Enrique y Adriana.

## TABLA DE CONTENIDO

<b>Sección</b>	<b>Página</b>
AGRADECIMIENTOS .....	iii
DEDICATORIA .....	iv
LISTA DE TABLAS .....	vii
LISTA DE FIGURAS .....	viii
RESUMEN .....	ix
ABSTRACT .....	x
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. ANTECEDENTES.....	2
2.1 Historial de la especie en la región.....	2
2.3 Depredación por puma, principal causa de muerte en borrego cimarrón.....	3
2.4 Selección de presa de puma en sistemas multi-presa.....	5
3. JUSTIFICACIÓN.....	8
4. HIPÓTESIS.....	9
5. OBJETIVOS.....	9
5.1 Objetivo general.....	9
5.2 Objetivos particulares.....	9
6. MATERIALES Y MÉTODOS.....	10
6.1 Área de estudio.....	10
6.2 Fisiografía.....	10
6.3 Ambiente geológico y suelos.....	11
6.4 Clima.....	11
6.5 Hidrología.....	12
6.6 Comunidades vegetales.....	12
6.7 Captura y monitoreo.....	13
7. RESULTADOS.....	20
7.1 Influencia de la densidad de venado bura en la depredación por puma sobre borrego cimarrón.....	20
7.2 Evaluación de depredación por puma entre borrego cimarrón y venado bura en hábitat simpátrico.....	21

8.	DISCUSIÓN.....	23
	8.1 Influencia de la densidad de venado bura en la depredación por puma sobre borrego cimarrón.....	23
	8.2 Depredación por puma en borrego cimarrón y venado bura en hábitat simpátrico.....	24
9.	CONCLUSIONES.....	28
10.	PERSPECTIVA.....	32
11.	BIBLIOGRAFÍA.....	34
12.	RESUMEN BIOGRÁFICO.....	42

## LISTA DE TABLAS

<b>Tabla</b>		<b>Página</b>
I.	Tasas de supervivencia, depredación por puma y otras causas de muerte en borrego cimarrón con radio collares en Sierra Maderas del Carmen.....	21
II.	Densidades de borrego cimarrón y de venado bura e índice de abundancia relativa de puma por año en Sierra del Carmen.....	22
III.	Tasas de supervivencia de borrego cimarrón vs venado bura en diferentes estudios.....	25

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figuras</b>	<b>Página</b>
1. Ubicación de la Sierra Maderas del Carmen.....	10
2. Captura con rifle red desde un helicóptero.....	13
3. Grupo de borrego cimarrón en corral de adaptación.....	14
4. Características de presas de puma.....	16
5. Marcas o signos de puma.....	18
6. Imagen de borrego cimarrón y venado bura.....	26
7. Añero de borrego cimarrón con marcas de ataque por puma y cría depredada por puma.....	27

## 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, la densidad del venado bura determinará la presencia y tamaño de la población del puma y esta ejercerá una presión en la población del borrego cimarrón debido a que el puma como depredador oportunista no discrimina entre especies de ungulados simpátricos generando mayor impacto a la especie de menor densidad.

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 de borrego cimarrón y 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. Por otro lado, se evaluó la tasa de depredación por puma en 12 borregos cimarrones (10 hembras, 2 machos) y de 10 hembras adultas de venado bura con radio collares a través de MICROMORTS y se comparó por medio una prueba de Wilcoxon. En el análisis de regresión múltiple se obtuvo una linealidad positiva no significativa entre las variables; probablemente por la densidad y diversidad de presas alternas para el puma, sin embargo, el aumento de la densidad de venado bura fue positivamente correlacionado con el incremento de abundancia del puma. También se encontró que la causa específica de muerte por puma y supervivencia en ambas especies fueron similares. Sin embargo, al comparar con la tasa de depredación por puma en los ungulados encontramos una diferencia significativa siendo el borrego cimarrón la presa más selecta y menos densa.

## 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 because the puma is an opportunistic predator that does not discriminate between species of sympatric ungulates generating greater impact to the species of lower density. 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. Also we evaluated and compared the rate of predation by puma in 12 bighorn sheep (10 females, two males) and 10 adult females of mule deer with radio collars through MICROMORTS and we found a significant difference between species. The bighorn sheep was the most selected and affected by the puma predation, being the species of lower density than the mule deer, plus, the density of mule deer is positively related to the index of relative abundance of puma. That is, although the number of bighorn sheep decreases the number of pumas does not decrease by the availability and density of alternate prey such as the mule deer, white-tailed deer, peccary, wapiti, etc.

## 1. INTRODUCCIÓN

En México los estudios del borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) son pocos y están enfocados a preferencias de hábitat o disponibilidad de este (López et al. 1999; Guerrero-Cárdenas et al. 2003; Álvarez-Cárdenas et al. 2009; Espinosa et al. 2009, Velázquez 2012; Escobar-Flores 2015.) Sin considerar las consecuencias de la depredación en lo demográfico y dinámica poblacional.

Reciente evidencia ha sugerido que la depredación tiene un impacto en la dinámica poblacional en plantas y animales (Courchamp et al. 1999), sin embargo, los escasos estudios de mortalidad por depredación limitan nuestro entendimiento del papel de los depredadores y el impacto que tienen sobre las poblaciones presa. La depredación por puma (*Puma concolor*) conlleva efectos relevantes en la dinámica poblacional en poblaciones silvestres y reintroducidas de borrego cimarrón (Chow 1991; Wehausen 1996; Ross et al. 1997; Haynes et al. 2000; Logan y Sweanor 2001; Kamler et al. 2002; Rominger et al. 2004; Mooring 2004; Festa-Bianchet 2006; McKinney et al. 2006a, 2006b; Janke 2015). Ya que el decline de las poblaciones de borrego cimarrón, debido a depredación por puma ha sido reportada en casi todos los estados y provincias donde estas especies coexisten (Rominger, 2018).

En estudios previos de posgrado en Sierra Maderas del Carmen se ha concluido que la depredación por puma fue la causa principal de muerte en los programas de translocación del wapití (*Cervus elaphus*; Gilbert 2007), venado bura (*Odocoileus hemionus*; Martínez 2009), borrego cimarrón (Velázquez 2012) y berrendo (*Antilocapra americana*; Sotelo 2013) sin tomar el tema de depredación dentro de sus objetivos principales.

El conocimiento de cómo la depredación por pumas afecta la supervivencia de la población de borrego cimarrón en la Sierra Maderas del Carmen es importante para entender la relación depredador-presa y el diseño de efectivas estrategias de translocación y conservación de la especie.

## 2. ANTECEDENTES

### 2.1 Historial de la especie en la región.

El borrego cimarrón es el único caprino nativo de México y en él se encuentran tres de las siete subespecies reconocidas de borrego cimarrón: *Ovis canadensis mexicana* (Merriam, 1901); *O. c. cremnobates* (Elliot, 1903) y *O. c. weemsi* (Goldman, 1937); su distribución comprendía la parte norte de México en los estados de Baja California, Baja California Sur, Sonora, Chihuahua, Coahuila y Nuevo León. Particularmente habita en las zonas escarpadas de las sierras áridas de la región norte del Desierto Chihuahuense (Baker 1956; Heffelfinger y Marquez-Muñoz 2005; Sánchez 2005; Espinosa et al. 2006; Lerich 2014). Espinosa et al. (2006) reportaron al borrego cimarrón en 12 Sierras de Coahuila, incluyendo Sierra Maderas del Carmen. En 1949 se dio por extinta la presencia de borregos cimarrones en la Sierra Maderas del Carmen (Baker, 1956). El último reporte de borregos en la Sierra del Carmen fue en el Cañón de Boquilla, Coahuila en 1981 (Hall 1981). Debido a su situación actual el borrego cimarrón está sujeto a protección especial según la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010; Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales Terrestres). El primer hombre blanco que descubrió, y mató un borrego cimarrón fueron los exploradores españoles a principios del siglo VX en Sierra del Diablo, Texas. Al descubrir un valioso depósito de sal en medio del hábitat del borrego, en Sierra del Diablo, Texas, lo que ocasiono la primer depredación del borrego (Carson 1941; Hailey 1974). Otros factores como, competencia con borregos doméstico (*Ovis aries*) y cabras (*Capra ssp.*), fauna exótica Berberisco (*Ammotragus lervia*), enfermedades, cacería furtiva, cercos borregueros, sequía, competencia interespecífica y depredación son reportadas como causas de reducción o extinción de las poblaciones del borrego cimarrón (Carson 1941; Baker 1956, 1958; Leopold 1959; Findley y Caire 1974; Berger 1990; Sánchez 2005; McKinney 2006).

La primer translocación en la región norte del desierto Chihuahuense inicio en 1954 con un acuerdo entre Fish and Wildlife Service, Wildlife Management Institute, Boone & Crockett Club y the Game and Fish Commissions of Arizona y Texas donde la captura empezó en 1956 en Kofa Game Range in Arizona y termino en 1959, donde translocaron 9 borregos cimarrones (4 machos y 5 hembras) a Black Gap Wildlife Management Area en Texas (Moore 1958; Hailey 1974; Lehrinch 2014). Hoy, ya existe más de 600 borregos

cimarrones en Texas en los lugares de Elephant Mountain WMA, Black gap WMA y en Sierra del Diablo (Lehrinch 2014).

En 1975, personal de New Mexico Game and Fish asistieron a agencias de gobierno Mexicano en la captura de 20 borregos cimarrón (16 hembras y 4 machos) capturados en el Estado de Sonora y posteriormente liberados en la Isla Tiburón en el mar de Cortez (Montoya y Gates 1975). Lee (2003) reportó un trasplante exitoso, con una población estimada de más de 400 individuos. Desde 1998 más de 200 borregos han sido capturados y translocados de la Isla Tiburón Sonora a Coahuila y Chihuahua con el objetivo de restablecer nuevas poblaciones. Durante 1995 y 1996; 30 borregos cimarrones (*O. c. weemsi*) fueron capturados en Punta El Mechudo, Baja California Sur. 26 borregos (22 hembras y 4 machos) sobrevivieron a la captura y fueron liberados en la Isla del Carmen, localizada en el mar de Cortez (Jiménez et al. 1997). Espinosa et al. (2001) reportó esta translocación como exitosa.

En el año 2000 Cementos Mexicanos (CEMEX) inició un programa de reintroducción del borrego cimarrón 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 translocalos 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 y Villalobos 2005).

## **2.2 Depredación por puma, principal causa de muerte en borrego cimarrón.**

Las reubicaciones 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 (Singer et al. 2000; Romiger et al. 2004; Mooring et al. 2004). Sin embargo, en todas las reintroducciones los borregos son depredados por puma poco

tiempo después de la translocación (Wehausen 1996) debido a que después de una reubicación un borrego cimarrón tarda en aclimatarse un promedio de 30 días con rangos individuales de 0 a 70 días, según Clapp et al. (2014) y aunado a que, las reubicaciones inducen al estrés crónico aumentando la vulnerabilidad en los individuos, y como resultado, disminuye 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 y Sweanor 2001).

Unos de los puntos que puede afectar el éxito de las translocaciones es la presencia de depredadores naturales de la especie, los principales en el sitio son: puma (*Puma concolor stanleyana*), oso negro (*Ursus americanus erimecus*), águila real (*Aquila chrysaetos*), gato de monte (*Lynx rufus*) y coyote (*Canis latrans*).

Los borregos cimarrones viven y se alimentan en conjunto como comportamiento anti-depredador y habita lugares escarpados y escasa vegetación donde limita la habilidad del puma de ser depredados (Ross et al. 1997; Logan y Sweanor 2001; Shaw et al. 2007), pero después de una liberación el estrés crónico generado por el efecto de la translocación altera importantes estímulos en el comportamiento anti-depredador a su nuevo entorno convirtiéndolos en presas vulnerables (Dickens et al. 2000). Mientras que el tamaño del grupo se asocia con un menor riesgo de depredación (Mooring et al. 2004).

El efecto Allee describe un hábitat en cual la población en bajos números es afectada por una positiva relación entre tasas de crecimiento poblacional y densidad, cual incrementa la probabilidad de extinción (Courchamp et al. 1999), donde la supervivencia y el éxito reproductor disminuye por reducción en la defensa contra depredadores, 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 2004; Bourbeau-Lemieux et al. 2011). Muchas poblaciones de borregos cimarrones están declinando, y la depredación por puma es, en muchos casos, el factor principal (Mooring 2004).

El puma es uno de los pocos mamíferos que habitan en todo México; desde los desiertos en las partes bajas hasta en los pinares en lo alto de las montañas. El puma es común en Coahuila, específicamente en Sierra Maderas del Carmen (Baker 1956). Leopold (1959) menciona que en Sierra Maderas del Carmen fue uno de los lugares en que los pumas eran

especialmente abundantes. Por otro lado, Logan y Sweanor (2001) estiman densidades de puma de 2.01 a 3.91 individuos por km<sup>2</sup> en Sierra de San Andrés, Nuevo México y mencionan que el puma habita mayormente en la montaña y pie de montaña que es donde pueden cazar presas grandes como el venado bura, borrego cimarrón, venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), pecarí, wapití y una diversidad de pequeñas presas, como lagomorfos y mustélidos, mismos que habitan en Sierra Maderas del Carmen.

En diferentes sitios con translocaciones de borregos cimarrón los pumas representan uno de los principales factores de decesos; un programa de reintroducción en California se reubicaron 27 borregos cimarrones en 1986 de Baxter Mountain, Sierra Nevada a Lee Vining Canyon, Yosemite Mountain y suplementado con 11 borregos más en marzo de 1988, Chow (1991) encontró que 28 de las muertes de borregos con collares de telemetría, 9 ocurrieron 3 semanas después de la liberación y 6 fueron por depredación por puma; Rominger *et al.* (2004) reporta 75% (12/16) de mortalidad debido a puma en el primer año de la translocación en Sierra Ladron New Mexico; McKinney *et al.* (2006b) analizó 422 sin marcar y 369 borregos cimarrones con radio collares reubicados a su hábitat histórico en Arizona entre los años 1975 y 1995, y encontró que el 75% de la mortalidades a causas de puma fue en el primer año después de la liberación. En Texas fueron capturados 141 borregos (31 machos, 110 hembras) en diciembre del 2010 y diciembre del 2011 de Elephant Mountain (n=46) y Sierra del Diablo (n=95) respectivamente y translocados en Bofecillos Mountain, Janke (2015) reportó un 83% (15/18) mortalidades de borrego cimarrón debido a puma ocurrieron a menos de un año después de la liberación. Rominger (2018) sugiere que la conversión de los ecosistemas de pastizal a matorral por la supresión de fuego llevó al venado 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*) 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.

### **2.3 Selección de presa de puma en sistemas multi-presa.**

En un estudio realizado por Schaefer *et al.* (2000) donde evaluaron la causa específica de muerte y supervivencia en una población simpátrica de borrego cimarrón y venado bura. En donde 26 (10 machos, 16 hembras) borrego cimarrón y 34 (9 machos, 25 hembras)

venado bura fueron dotados de radio collares en San Bernardino, California, reportaron un 75% (9/12) de muertes de borrego por puma con una tasa de supervivencia de 0.80, y para los venados buras encontró un 55% (5/9) de mortalidad debido a depredación por puma con una tasa de supervivencia de 0.81.

Elbroch y Wittmer (2013) monitorearon 9 pumas en la Patagonia, Chile, encontrando que 7 de 9 pumas se especializan en guanacos (*Lama guanicoe*) dieta principal. Un puma se especializo en oveja doméstica (*Ovis aries*) y otro en liebres (*Lepus europaeus*) en términos de número de presas muertas. Dos puma seleccionaron hemul (*Hippocamelus bisulcus*) especie en peligro y dos individuos seleccionaron ovejas doméstica, y la influencia de estos dos pumas fue suficientemente sustancial como para resultar en un efecto a nivel población.

Logan y Sweanor (2001) estudiaron una población de venado bura y población remanente de borrego cimarrón en San Andres, Nuevo México, monitorearon 175 venados con radio collares (91 machos, 84 hembras) durante los años 1987 a 1994 y a 43 borregos con radio collares de telemetría (16 machos, 27 hembras) entre los años de 1985 a 1995, registrando para venado bura 62 muertes por puma (35 machos, 27 hembras) y para borrego cimarrón 10 bajas a causa de puma (4 machos, 6 hembra), concluyendo que la depredación por puma fue el mayor causa de muerte.

Kamler et al. (2002) estimaron la supervivencia y causa específica de muerte de 395 borregos cimarrones translocados en Arizona, encontraron que la depredación por puma como el factor más importante (66%), sugiriendo que la reciente declinación en las poblaciones de venado bura, la principal presa del puma, tal vez sea responsable del reciente incremento de depredación por puma en las poblaciones de borrego cimarrón de Arizona y otras áreas del oeste de Estados Unidos.

Cashman et al. (1992) estudiaron la dieta del puma en cinco cerros: Harcuvar, Harquahala, Vulture, Big Horn, y Belmont al suroeste de Arizona en un área con las siguientes densidades: < de 100 borregos cimarrones, < de 1 venado/km<sup>2</sup>, encontraron al venado bura como primer alimento con 39% de frecuencia, seguido de pecarí con 25% de frecuencia y al borrego cimarrón con un 7% de frecuencia, en 159 excretas de puma

Rosas et al. (2003) determinaron los hábitos alimenticios del puma en el noroeste de Sonora, México. Analizaron 60 heces fecales de puma en septiembre de 1996 y noviembre

de 1998 encontraron como presa principal al borrego cimarrón con 40% y 45% respectivamente y al venado en un 17% y 17% respectivamente. Sugiriendo que el alto porcentaje del borrego cimarrón en la dieta del puma, probablemente sea debido a un decline de la población del venado bura durante el estudio.

Holl et al. (2004) analizaron la población de borrego cimarrón con datos de 1967 al 2002 en San Gabriel Mountains, California, donde encontraron que debido a la baja de las poblaciones de venado bura el puma empezó a cazar más frecuentemente al borrego cimarrón, el cual dejó un dramático declive en la población de borregos después de 1989. Villeque et al. (2011) Determinaron la dieta del puma en Sierra Nevada, California después de una disminución en la población de venado bura. La población de venado bura bajo 84% de 1984 a 1991, en el mismo periodo que ocurrió el decline de la población de borrego cimarrón. El índice de pumas también se redujo, aproximadamente 50% después del decaimiento en la población de borrego y venado, en los años 1992-1996. Analizaron muestras fecales de puma colectadas durante los años 1991-1995, cuando la población de bura fue menos del 25% del año anterior, encontraron 79% de restos de venado bura en 178 heces de puma que colectaron en invierno y 58% de 74 muestras fecales en verano, localizadas a <5 km dentro del 25% de la distribución invernal del borrego cimarrón, ninguna contuvo evidencia de borrego cimarrón. Una muestra fecal recolectada en verano tuvo restos de borrego cimarrón, lo que indica que el borrego cimarrón no fue un componente importante en la dieta del puma durante el estudio.

### 3. JUSTIFICACIÓN

La depredación de puma sobre borrego cimarrón se ha considerado como la causa principal de muerte en esta especie en los últimos 40 años, este fenómeno se presenta en todas las provincias y estados donde coexisten (Rominger 2018) desde Canadá, E.U.A. y ahora en reportada en México. La depredación por puma sobre borrego cimarrón 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 y 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*) 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*) en Peninsular Ranges, California (Schaefer et al. 2000), así como a la declaratoria de biológicamente extirpada a la población de borrego cimarrón (*O. c. mexicana*) en la Sierra de San Andrés, Nuevo Mexico (Logan y Sweanor, 2001).

El conocimiento de cómo la depredación por pumas afecta la supervivencia de la población de borrego cimarrón en la Sierra Maderas 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 y el afecto de esta interacción.

## **4. HIPÓTESIS**

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 debido a que el puma es un depredador oportunista que no discrimina entre especies de ungulados simpátricos generando mayor impacto a la especie de menor densidad.

## **5. OBJETIVO.**

### **5.1 Objetivo general.**

Evaluar el impacto de la depredación por puma en los borregos cimarrones liberada en la Sierra Maderas del Carmen.

### **5.2 Objetivo particulares.**

- 1.- Analizar el índice de abundancia relativa de puma con las variables de depredación por puma en borrego cimarrón y densidad de venado bura.
- 2.- Evaluar la causa específica de muerte por puma sobre el borrego cimarrón y compararla con la del venado bura, para conocer la selección de presa del puma en un mismo hábitat y el impacto en las poblaciones.

## 6. Materiales y métodos

### 6.1 Área de estudio.

Sierra Maderas del Carmen se ubica en el extremo noroeste del estado de Coahuila (en la frontera con Texas, E.U.A.), entre las coordenadas ( $28^{\circ}42'$ -  $29^{\circ}21'$  N y  $102^{\circ}22'$ -  $102^{\circ}55'$ O). 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  $22^{\circ}\text{C}$ , con inviernos por debajo de los  $0^{\circ}\text{C}$ . La precipitación varía de 100-200 mm en las colinas bajas hasta 200-300 mm en las partes más altas. La vegetación es 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; figura 1).



Figura 1. Ubicación de la Sierra Maderas del Carmen, en el Estado de Coahuila, México (SEMARNAT, 2013).

### 6.2 Fisiografía

El área se encuentra ubicada dentro de la provincia de la Sierra Madre Oriental y forma parte de la subprovincia de las Sierras y Llanuras Coahuilenses. Ésta subprovincia abarca desde el Río Bravo, entre la ciudad de Ojinaga, Chihuahua, y Ciudad Acuña, Coahuila y

se extiende hacia el Sureste hasta llegar a la ciudad de Monclova, Coahuila. La constituyen sierras de calizas, plegadas y orientadas de Noroeste a Sureste, en su mayoría escarpadas. Sus ejes estructurales están bien definidos y se presentan (especialmente en el Sur) anticlinales alargados con los lomos erosionados. La mayoría de las sierras se elevan a altitudes entre 1000 y 2000 msnm; sólo la Sierra Maderas del Carmen tiene cumbres superiores a 2000 msnm. El Norte de la subprovincia muestra una serie de fallas normales, orientadas en conformidad con las estructuras (NNW-SSE). Hay cierto número de afloramientos de rocas ígneas en las proximidades del Río Bravo y en la Sierra Maderas del Carmen. Entre estas sierras se extienden amplias bajadas, lomeríos y llanuras de materiales aluviales (SEMARNAT 2013).

### **6.3 Ambiente geológico y suelos.**

En este distrito las formaciones rocosas que se encuentran son básicamente sedimentarias mesozoicas y pertenecen a los periodos Cretácico Superior e Inferior, en la parte basal al Noroeste del área protegida se encuentran rocas metamórficas paleozoicas. La secuencia sedimentaria se encuentra intrusionada por rocas ígneas graníticas y en la parte alta de la secuencia existe un sill riolítico. En el oeste se limita por una gran falla conocida como falla de La Noria (SEMARNAT 2013).

Para las sierras complejas con lomeríos, los cuales abarcan las porciones de bajadas y pie de monte, se presentan principalmente suelos xerosoles háplicos y cálcicos de color pardo claro, textura media y generalmente profundos: planosoles mólicos, y feozems háplicos, suelos oscuros de textura media limitados por una fase lítica. Sin embargo, también se encuentran los regosoles calcáricos asociados con regosoles eútricos, suelos con un horizonte A ócrico superficial de textura media, generalmente asociados con litosoles de textura media (con fase lítica), xerosoles háplicos y castañozems, en menor proporción (SEMARNAT 2013).

### **6.4 Clima.**

De acuerdo a la clasificación climática de Köppen modificada por García (1978), se consideran básicamente tres tipos climáticos, los cuales están determinados de acuerdo a un gradiente altitudinal. El Tipo muy seco, subtipo muy seco semi-cálido con escasas lluvias todo el año, que comprende las áreas más bajas y tendidas de las sierras, en altitudes menores a los 1000 m. Las temperaturas se caracterizan por tener una fuerte

variación de hasta 14°C entre los meses más cálidos y el mes más frío; siendo sus temperaturas medias de 20°C a 22°C, con una frecuencia de heladas de 0 a 20 días al año. Las escasas precipitaciones pluviales que se promedian anualmente son de 100 a 200 mm para las partes más bajas, localizadas al Oeste de la Sierra Maderas del Carmen. El clima tipo seco y el semiseco se ubican en altitudes superiores a 1000 m y son de manera general menos extremos (SEMARNAT 2013).

### **6.5 Hidrología**

El área se encuentra dentro de la Región Hidrológica RH24 Bravo-Conchos, que abarca una extensa zona del Estado de Coahuila. Incluye las Cuencas Río Bravo-Ojinaga, Río Bravo-Presa La Amistad, Presa Falcón-Río Salado.

La red hidrológica superficial del área protegida se encuentra formada por un gran número de pequeños arroyos intermitentes, sólo algunos en las partes más altas mantienen agua durante todo el año; los escurrimientos promedio, debido a la escasa precipitación, son en general para las tres cuencas anteriormente citadas, de 10 a 20 mm al año.

### **6.6 Comunidades vegetales**

Las comunidades vegetales presentes son matorral desértico Chihuahuense (micrófilo, rosetófilo, halófilo y gypsófilo), matorral submontano, zacatal y bosque de montaña (pino, encino y oyamel) que se presentan de acuerdo al gradiente altitudinal (Villarreal y Valdés, 1992, citado por SEMARNAT 2013).

Dentro del Matorral desértico chihuahuense destaca el Matorral microfilo, que se compone principalmente de plantas de menos de dos metros de altura, perennes y anuales. La especie más característica es la gobernadora (*Larrea tridentata*), asociadas con: *Flourensia cernua*, *Acacia vernicosa*, *Fouquieria splendens*, y *Prosopis velutina*. El Matorral rosetófilo (Figura 7) está constituido principalmente por plantas suculentas, incluyendo: *Euphorbia antisiphilitica*, *Jatropha dioica*, *Agave lechuguilla*, *Hechtia sp*, *Opuntia spp*, así como especies de los géneros *Echinocactus*, *Echinocereus*, y *Mamillaria*, entre otras. En los Matorrales halófilo y gypsófilo la vegetación se caracteriza por la abundancia de *Flourensia cernua*, la cual puede sustituir a *Larrea tridentata*, además de *Prosopis sp*, *Koeberlinia sp*, *Condalia spathulata* y *Parthenium sp*. (SEMARNAT 2013). El matorral submontano se caracteriza por una mayor densidad de arbustos espinosos y especies arbóreas conforme aumenta la altitud. Algunas de las especies más características

son: *Quercus fusiformis*, *Q. invaginata*, *Q. sinuata*, *Q. mohriana*, *Diospyros texana*, *Bumelia lanuginosa*, *Sophora secundiflora*, *Bauhinia lunaroides*, y *Rhus virens* (SEMARNAT 2013).

La vegetación de zacatal no es abundante en Maderas del Carmen. Las especies que pueden estar presentes son: *Bouteloua gracilis*, *B. curtipendula*, *Botriochloa saccharoides*, *Lycurus phleoides*, *Stipa eminens*, *Aristida divaricata*, *Buchloe dactyloides* y *Muhlenbergia monticola*, que se encuentran comúnmente asociadas a las familias: *Compositae*, *Asclepiadaceae* y *Scrophulariaceae* y en las prominencias rocosas se pueden ver junto con plantas de los géneros *Quercus*, *Juniperus*, *Dasylyrion*, *Nolina* y *Yucca*. En las partes más altas de la sierra se ubican bosques mezclados de *Quercus*, *Pinus* y *Abies*.

### 6.7 Materiales y métodos

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 (figura 2).



Figura 2. Captura con rifle red desde un helicóptero.

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, des-inflamatorios, 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 (figura 3), cada grupo de borregos se confinó y se suplementó con agua y alfalfa previo a la liberación.



Figura 3. Grupo de borrego cimarrón en el corral de adaptación.

Las translocaciones se realizaron en 3 diferentes fechas:

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 (figura 4): 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 y Ables 1981; McKinney 1996; Rominger et al. 2004).



Figura 4. Características de presas de puma: columna izquierda corresponden a borrego cimarrón y lado derecho a venado bura.

Se calculó la tasa de supervivencia y la tasa de mortalidad por puma en un período anual por medio de MICROMORT (Heisey y Fuller, 1985; Haynes et al. 2000; Logan y 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 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  $i$ .

El censo de borrego cimarrón se realizó a través de conteo físico (Simmons y Hansen, 1980; Ross et al. 1997). Se fijaron ocho estaciones de observación en áreas representativas para el borrego cimarrón, los cuales se recorrieron con una cuatrimoto por la mañana (07:00 h-10:00 h) y por la tarde (16:00 h-19:00 h), localizando a los individuos por medio de telemetría y observación directa con ayuda de unos binoculares Zeiss© 8x42 y monocular Sawarovski© modelo ATX 20-60x85, se contó el total de borregos observados y se dividió entre el máximo ámbito hogareño (59.05 km<sup>2</sup>, Velázquez 2012). La densidad de venado bura (individuos/km<sup>2</sup>) 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 y 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 km<sup>2</sup> (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 (figura 5).

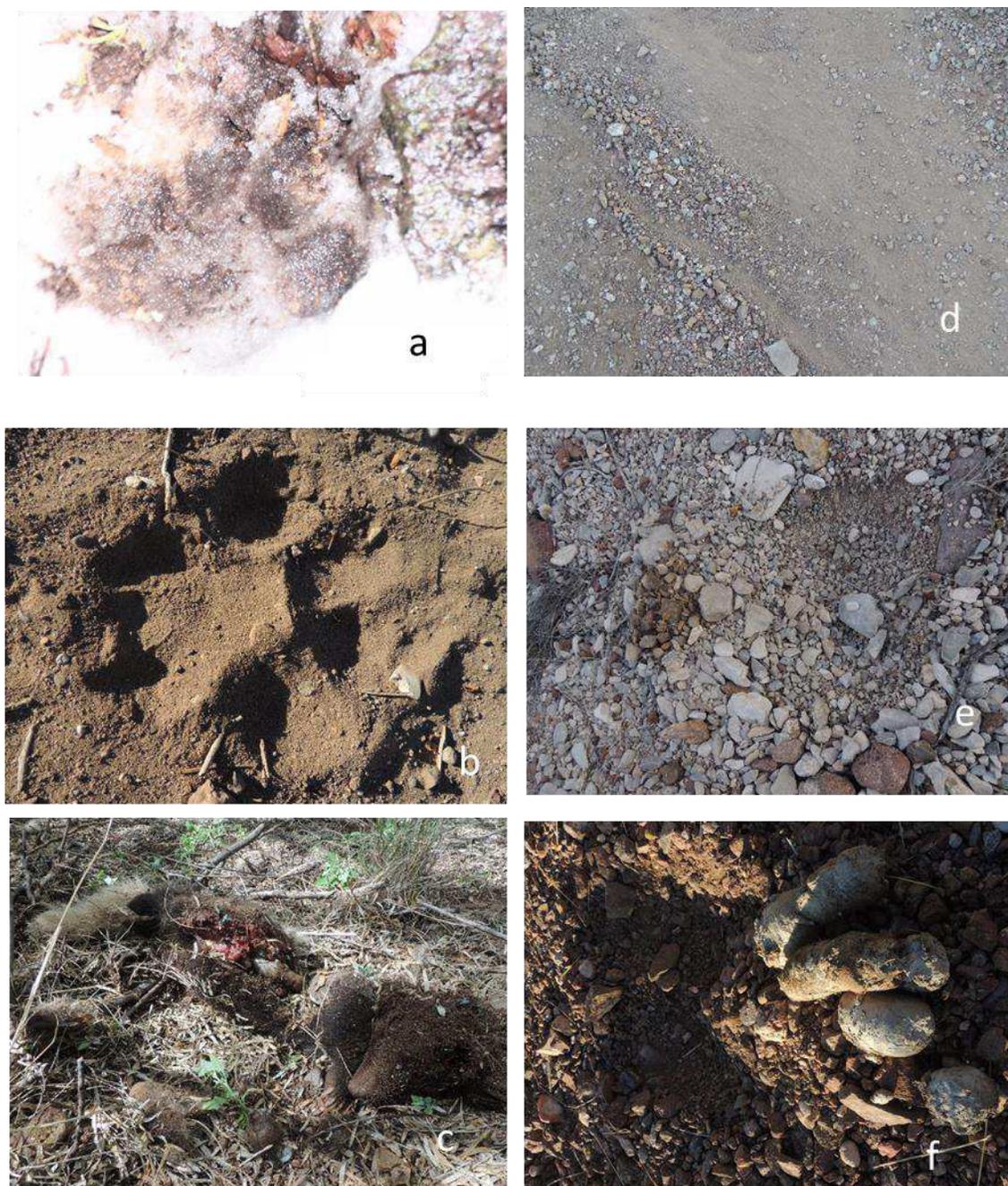


Figura 5. Marcas o signos de puma: (a) huella sobre nieve, (b) huella sobre arena, (c) zorrillo (*Conepatus mesoleucus*) depredado por puma, (d) Marca de arrastre de presa, venado cola blanca (*Odocoileus virginianus carminis*), (e) marca territorial con orina y (f) marca territorial y excreta.

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 y Cunningham 1996) y se calculó el número de huellas sobre kilómetro lineal para obtener el índice de abundancia relativa:

$$\text{Índice de abundancia relativa de puma} = \frac{\text{Huellas}}{\text{Km}}$$

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.

También usamos MICROMORTS para la evaluación y comparación de la selección de presa del puma en un hábitat simpátrico entre el borrego cimarrón y venado bura en los primeros seis meses después de la liberación del 2014.

Una vez obtenido el cálculo de la tasa de supervivencia y depredación por puma y en base a la prueba de normalidad Kolmogorov-Smirnov se utilizó una prueba no paramétrica de Wilcoxon 95% I.C. en el programa estadístico PAST, donde Ho=no hay diferencia en selección de presa y Ha= si hay diferencia en selección de presa.

## 7. RESULTADOS

### 7.1 Influencia de la densidad de venado bura en la depredación por puma sobre borrego cimarrón.

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 (tabla 1). La mortalidad por depredación del puma en borrego cimarrón correspondió a un 77% (24 de 31 borregos) del total de los casos analizados.

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

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

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/km<sup>2</sup>. 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 (tabla 2.), correlacionado positivamente ( $r = 0.87$ ) con el crecimiento en la población de venado bura.

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.

Año	Densidad de borrego cimarrón (individuo/km <sup>2</sup> )	Densidad de venado buras (individuo/km <sup>2</sup> )	Índice de relativa abundancia de puma (huella/km)	95% C.I.
2009	0.13	3	0.46	0.01-0.94
2010	0.71	4	0.39	0.02-0.76
2011	0.38	4.2	0.28	0.03-0.60
2012	0.45	6	0.34	0.01-0.67
2013	0.79	6	0.48	0.11-1.0
2014	0.71	7	0.44	0.17-0.71
2015	0.96	7	0.50	0.16-0.84
2016	0.27	7.6	0.59	0.04-1.1

Tabla 2. Densidades de borrego cimarrón y de venado bura e índice de abundancia relativa de puma por año en Sierra del Carmen.

## 7.2 Evaluación de depredación por puma entre borrego cimarrón y venado bura en hábitat simpátrico.

Para la evaluación y comparación de las tasas de supervivencia y depredación por puma entre ambas especies registramos durante noviembre del 2014 a abril del 2015, 1241 días transmitidos en los 12 borregos y 1328 días transmitidos en las 10 venadas buras. Registramos nueve mortalidades en borrego cimarrón 75% y seis en venado bura 60%. 88% (8/9) muertes debido a depredación por puma en borrego cimarrón y 11% (1/9) mortalidad por otras causas. La tasa promedio diaria de supervivencia en borrego cimarrón fue de  $0.9914 \pm 0.0016$  SD, la tasa promedio mensual de supervivencia fue de 0.79 y en la tasa mensual por depredación por puma tuvo rangos de 0.17 a 0.30 (tabla 3.). En venado bura la causa específica de muerte por puma fue 83% (5/6). La tasa media de supervivencia diaria en venado bura fue de  $0.9944 \pm 0.0043$  SD, la tasa media mensual de supervivencia fue de 0.86 y la tasa de depredación mensual por puma tuvo rangos de 0.10 a 0.17 (tabla 3.). En las densidades se estimó 0.77 borrego/km<sup>2</sup> y 7.0 venado/km<sup>2</sup>. En el análisis de comparación entre las tasas de depredación por puma usando la prueba de Wilcoxon 95% I.C., encontramos una diferencia significativa ( $t = 1.826, 6 \text{ df} = 6 P = 0.05$ ) siendo el borrego cimarrón la presa más selecta y de menor densidad.

Mes/año	Días transmitidos		Tasas diarias en <i>Ovis canadensis</i> y <i>Odocoileus hemionus</i>						Tasas mensuales en <i>Ovis canadensis</i> y <i>Odocoileus hemionus</i>					
			Supervivencia		Depredación por puma		Otra causa de muerte		Supervivencia		Depredación por puma		Otra causa de muerte	
Nov/2014	360	300	0.994	0.996	0.005	0.0034	0	0	.83	.90	.17	.10	0	0
Dic/2014	310	279	0.990	0.996	0.009	0.0034	0	0	.70	.88	.30	.12	0	0
Ene/2015	217	248	0.990	0.991	0.009	0.0080	0	0	.71	.75	.29	.25	0	.0
Feb/2015	140	196	0.992	0.988	0.007	0.006	0	0.006	.80	.66	.20	.17	0	.17
Mar/2015	124	155	0.991	1	0	0	0.008	0	.75	1	0	0	.25	0
Abr/2015	90	150	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0

Tabla 3. Tasas de supervivencia y mortalidad en borrego cimarrón con radio collares en Sierra Maderas del Carmen.

## 8. DISCUSIÓN

### 8.1 Influencia de la densidad de venado bura en la depredación por puma sobre borrego cimarrón.

A pesar de que trabajos previos (Wehausen, 1996; Schaefer *et al.*, 2000; Logan y 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 Maderas 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/km<sup>2</sup> 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 2018). 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 2018). 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). La liberación de adaptación cumplió el objetivo de mantener al grupo unido ya que el tamaño del grupo se asocia con un menor riesgo de depredación (Mooring, 2004) debido a que los borregos cimarrones viven y se alimentan en conjunto como comportamiento anti-depredador

(Festa-Bianchet 1991; Ross et al. 1997; Logan y Sweanor 2001). Sin embargo, no redujo la depredación por puma; Dickens et al. (2010) mencionan que después de una captura, manejo y transportación el siguiente proceso es frecuentemente el cautiverio previo a la liberación y esta última fase en algunos animales silvestres puede causar estrés crónico afectando significativamente la habilidad de escapar del depredador en los siguientes días de la liberación. 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 y Sweanor (2001) consideran a la extrema sequía como un factor que afecta las poblaciones de borrego cimarrón.

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/km<sup>2</sup> (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).

## **8.2 Depredación por puma en borrego cimarrón y venado bura en hábitat simpátrico.**

Las tasas de supervivencia y causa específica de muerte tienen valores parecidos pero al comparar la depredación por puma entre especies encontramos una diferencia significativa, siendo el borrego cimarrón la especie más depredada (probablemente debido a que la estrategia anti-depredador de borrego es más efectiva al acoso por lobos que al asecho por puma; Rominger 2018) e impactada al ser la especie 9x menos abundante. Resultados similares fueron reportados por Schaefer et al. (2000) donde encontraron que las tasas de supervivencia y mortalidad por puma de borrego cimarrón y venado bura fueron cercanamente idénticas y que la depredación por puma ha disminuido poblaciones

de borrego cimarrón al ser menos abundantes en diferentes partes de California, áreas donde los borregos cimarrones y los venados buras son simpátricos. En la Patagonia Chilena, Elbroch y Wittmer (2013) identificaron pumas que seleccionan especies raras y de menor abundancia en un sistema multi-presa impactando la recuperación de la población de las presas menos abundantes. Logan y Sweanor (2001) concluyeron que la principal causa de muerte en borrego cimarrón y venado bura es la depredación por puma y que el impacto fue mayor en la población de borrego cimarrón al grado que en 1997 fue declarado biológicamente extinta por causas de depredación por puma (tabla 8).

Locación	Año	Autor	Tasa de supervivencia borrego y duración del monitoreo	Tasa de supervivencia venado y duración del monitoreo	Método
Maderas del Carmen, Coahuila.	2014-2015	Sotelo	0.88 1,241 días/ borrego	0.83 1,328 días/ venado	Micromorts
San Andres, Nuevo Mexico.	1987-1994	Logan y Sweanor	.83 22,240 días/borrego	.78 153,137días/venado	Micromorts
San Berdanino, California.	1993-1996	Schaefer <i>et al.</i>	.80 40 mese	.83 40 meses	Kaplan-Meier

Tabla 8. Tasas de supervivencia de borrego cimarrón y venado bura en diferentes estudios.

Nuestros resultados demuestran que el puma no discrimina entre especies de ungulados de un mismo hábitat y las depreda en proporciones similares.

En contraste con Holl et al. (2004), Kamler et al. (2002), Leopold y Krausman (1986), McKinney et al. (2006a) y Rosas-Rosas et al. (2003), donde ellos sugieren, que el puma cambia a presa alternativa (borrego cimarrón) cuando su presa principal (venado bura) disminuye en abundancia. En el caso de este estudio la población de venado bura es 9x > que la población de borrego cimarrón, en el período de esta evaluación, y demostramos que las tasas de supervivencia y depredación por puma son cercanamente similares, por lo que el puma no necesita una disminución de su presa principal para cambiar a presa alternativa, sino que, las caza como presa indistinta en un hábitat simpátrico impactando a la especie de menor densidad.

En el primer día de la liberación del 2014 se observó al grupo de borregos liberado unirse con algunos individuos de liberaciones pasadas en su rango de invierno que es de baja elevación o pie de montaña (Wehausen 1996) hábitat que comparten con los venados bura en Sierra Maderas del Carmen (figura 14).



Figura 14. Imagen de ungulados simpátricos, venado bura (izq.) y borrego cimarrón (der.)

En particular, en los primeros cuatro meses después 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) más dos hembras con radio collares de la liberación 2009 y otra del 2012. Otro evento multi-presa se registró en lomas de Vista Hermosa donde se encontraron 2 hembras con collar depredadas por puma con 50 metros separación, a una de estas hembras le sobrevivió una cría de un año de edad al ataque del puma (figura 15) al día siguiente se ubicó otra hembra con collar (H08) que adoptó a la cría, sin embargo, dos días después fue encontrada la hembra (H08) depredada por puma en el cañón continuo sin indicios de la cría. Resultados semejantes fueron encontrados en Sierra Catalina, Arizona donde una primer translocación de borrego cimarrón en el 2013 se reportaron 30 mortalidades de las cuales 15 fueron a causa de depredación por puma, en los primeros cuatro meses de la liberación (Rominger 2018). Por la intensidad y el área donde sucedieron los ataques se sugiere que fue un solo puma

que aprendió el comportamiento del borrego cimarrón. Registros de pumas especialistas también han sido reportados por Hoban (1990) donde ella encontró en dos ocasiones, que un solo puma, mostro preferencia de presa en borregos donde una hembra mato cinco borregos de collar en cuatro meses y un macho depredó tres borregos en 11.5 semanas en San Andres National Wildlife Refuge, en Nuevo Mexico, E.U.A.; encontraron que una puma hembra mató 9% de la población y 26% de las crías en un invierno en Front Ranges en Rocky Mountain al suroeste de Alberta, Canadá; Logan y Sweanor (2001) identificaron a un puma que depredó a un borrego y dos hembras en San Andres, Nuevo Mexico. Comportamiento semejante es reportado por Ernest et al. (2002) donde se identificó a través del análisis fecal por ADN, 2 genotipos de pumas en múltiples ataque de borrego cimarrón y la especialidad en desplazarse entre subpoblaciones de borregos cimarrón distancias de 50 km en tiempo de un mes para cazarlos en Peninsular Range al sur de California, E.U.A.



Figura 15. Añero de borrego cimarrón con marcas de ataque de puma en cuello, nuca y pecho

Rominger (2018) menciona que la recuperación de las poblaciones de puma precedidas por la expansión de la presa principal, venado bura, en hábitat de borrego cimarrón ha resultado en una insostenible relación puma-borrego cimarrón, aunado a la expansión de

los pumas debido a la extirpación del lobo ha resultado en una trampa ecológica para los borregos donde los cambios abruptos inducidos por el hombre sobrepasan el tiempo de adaptación evolutiva de la especie, lo que ha llevado a decaimiento de las poblaciones de borrego cimarrón donde son simpátricos; McKinney et al. (2006b) mencionan que la abundancia de venado bura se debe considerar como un factor potencial en la influencia de depredación por puma en los borregos cimarrones, bajo estas circunstancias más la evidencia de Cashman et al. (1992) quienes estudiaron la dieta del puma en el Suroeste de Arizona en un área con las siguientes densidades: < de 100 borregos cimarrones, < de 1 venado/km<sup>2</sup> encontrando al venado bura como primer alimento con 39% de frecuencia, seguido de pecarí con 25% de frecuencia y al borrego cimarrón con un 7% de frecuencia, en 159 excretas de puma; Villeque et al. (2011) también analizaron muestras fecales de puma colectadas durante los años 1991-1995 en Sierra Nevada, California, cuando la población de bura fue menos del 25% del año anterior, encontrando 79% de restos de venado bura en 178 heces de puma que colectaron en invierno y 58% de 74 muestras fecales en verano, localizadas a <5 km dentro del 25% de la distribución invernal del borrego cimarrón, ninguna contuvo evidencia de borrego cimarrón. Debido a que las poblaciones de puma no persisten en lugares donde las densidades de venado son menores a 1 venado/km<sup>2</sup> (Shaw et al. 1988; Cashman 1992).

## 9. CONCLUSIONES

En base a los resultados se recomienda intensificar el monitoreo en los primeros tres meses de la liberación, ya que son críticos para el establecimiento del grupo en su nuevo territorio, y que la depredación por puma puede generar el efecto Allee afectando la dinámica de la población haciendo a la grupo susceptible al 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). Realizar reubicaciones de grupos mayores de 50 individuos ya que según Berger (1990) un grupo de 50 borregos cimarrones no representa un tamaño de población mínima viable y suplementar en períodos igual o menor a un año con grupos de igual proporción para minimizar el período de aclimatación, ya que liberaciones de escala menor en áreas de alta

actividad de depredadores no es rentable ya que un pequeño grupo estará en un alto riesgo de depredación.

Para esta especie bajo estas condiciones la liberación de adaptación no fue eficiente en el establecimiento de la misma en las primeras semanas, por lo que se recomienda seguir investigando en métodos o estrategias adaptación; ya se ha demostrado que después de la liberación el riesgo de mortalidad por depredación se incrementa.

Con los resultados de este estudio, más la sugerencia McKinney et al. (2006b) y las evidencias de Andrew *et al.* (1997), Cashman et al. (1992) y Villeque et al. (2011) se sugiere realizar translocaciones de borrego cimarrón en áreas de densidades bajas de venado bura (<1 venado/km<sup>2</sup>). Esto podrían dar una posible solución a la hora de seleccionar el hábitat potencial para futuras translocaciones de borrego cimarrón, incluyendo hábitat histórico, calidad de hábitat y terreno de escape, ya que la abundancia de venado bura en rangos de montaña es un atrayente para los pumas (Wakeling et al. 2009; Rominger 2018) y puede permanecer permanentemente en áreas donde el borrego cimarrón es simpátricos con el venado bura en densidades abundantes (Schaefer et al. 2000; Wakeling et al. 2009).

El control de depredadores es recomendado como una herramienta de manejo de vida silvestre para proteger especies raras o amenazadas (Rominger 2004, 2018; McKinney et al. 2006a). La remoción letal de un puma en los siguientes tres inviernos mitigo la amenaza de depredación en el grupo translocado en Lee Vining Canyon (Chow, 1991) por otro lado Ernest et al. (2002) sugieren que la remoción letal de puma en períodos cortos de tiempo puede ser la opción más viable en poblaciones de borregos cimarrón en inmediato peligro de extinción debido a depredación por puma, implementando la extracción de uno a dos pumas por año para reducir los riesgos de extinción en una población de 15 a 30 borregas, mientras que en grupos < 15 hembras fue más intenso el control (de 3 a 4 pumas por año). Por lo contrario Hoban (1990) reportó que la remoción de 20 pumas en San Andres Mountain, no redujo el número de mortalidades de borregos relacionadas a pumas, debido a la dificultad de identificar y capturar el puma “problema”, esto es parte del porque el indiscriminado control de pumas no fue exitoso. Hoban (1990); Haynes et al. (2000), Schaefer et al. (2000) Kamler et al. (2002), Holl et al. (2002), Rominger et al. (2004, 2018), Mooring et al. (2004) y McKinney et al. (2006a, b) sugieren que bajo ciertas

circunstancias la remoción de puma “problema”, provee beneficios en pequeñas y aisladas poblaciones de borrego cimarrón. El decaimiento de las poblaciones de borrego cimarrón, debido a depredación por puma ha sido reportada en casi en todos los estados y provincias donde habita. Existe poca evidencia de la recuperación de las poblaciones de borrego cimarrón sin el uso de control de depredadores. Solo hay una excepción de la recuperación de una población de borrego cimarrón si control de depredadores en Peninsular Range, California, y es debido a que esta población de borrego cimarrón tiene un nicho separado del hábitat del venado bura (Rominger 2018).

En una síntesis basada en literatura de los últimos 60 años Rominger (2018) sugiere tres nuevas hipótesis por las que la depredación en borrego cimarrón por puma es un fenómeno que ha afectado las poblaciones de borrego cimarrón en más de 40 años. La primera razón es el incremento de pumas en hábitats donde era ausente o raro debido a la expansión del venado bura seguido por la conversión de pastizales a matorrales por la supresión de incendios. La segunda, el incremento del número de puma y la expansión a otros hábitats en respuesta a la desaparición del lobo y oso plateado. Finalmente, la explosión demográfica del puma en respuesta al cese al intenso control de depredadores por más de 70 años resulto en una insostenible relación puma:borrego cimarrón.

En referencia a las hipótesis sugeridas por Rominger (2018), para la región del Sierra Maderas del Carmen se tienen estos argumentos que lo colaboran.

#### 1ª. Cambio de pastizales a matorral por la supresión de fuego

Antes de la llegada de la ganadería en la región de Sierra Maderas del Carmen se tiene evidencia de los extensos pastizales en los valles, como lo describe el capitán de caballería Blas María Flores, en 1881, donde él relata en su diario que el Valle de La Babia con abundantes y diversos pastos apropiados para la cría del ganado. También menciona que a la vertiente occidental de la Sierra Maderas del Carmen donde se ubica el Valle de San José de las Piedras tan inmenso y abundante en pastos como el de La Babia (Turpin y Eling 2003); sin embargo, a lo largo de 140 años de sobre pastoreo se ha reducido la biomasa herbácea y por consecuente la cantidad y continuidad de combustibles lo que ha suprimido la frecuencia de los incendios favoreciendo la invasión plantas de arbustivas debido a que el Desierto Chihuahuense es un ecosistema dependiente al fuego con

frecuencias de 10 a 20 años, el cual mantiene un mecanismo de control con las plantas leñosas y suculentas. (Richardson 2003).

2ª. Incremento en la abundancia del puma en respuesta a la eliminación de carnívoros dominantes.

Ernest Marsh (1937:32) en Baker (1956) reportó un incremento de lobos en Sierra Maderas del Carmen, tan solo en el rancho Santo Domingo depredaron 200 bóvidos. Sin embargo Dr. Walter P. Taylor *et al.* (1945:25 y 1946:21; en Baker 1956) reportaron que los lobos ya no eran comunes en Sierra Maderas del Carmen, solo uno fue observado en Agua Chile en abril de 1945. En 1953 Leopold recorrió en Maderas del Carmen por un mes sin encontrar lobos (Leopold, 1959). Las trampas y pistolas de cianuro fueron usadas como medida de control por los rancheros en el norte de Coahuila (Baker, 1956).

Baker (1956) reportó como extinto en Coahuila al oso plateado (*Ursus horribilis texensis*), sin embargo residentes del lugar ocasionalmente hacían referencia a un “oso grande” en Sierra Maderas del Carmen, haciendo referencia a la especie.

Leopold (1959) menciona que en Sierra Maderas del Carmen el puma era especialmente abundante (probablemente por la eliminación del lobo y oso plateado; antes mencionada) y que Rollin Baker, quien realizó un registro exhaustivo de mamíferos en Coahuila solo observo tres o cuatro restos de borrego cimarrón, siendo que, Ernest Marsh (1937:42-43; en Baker 1956) cita presencia del borrego cimarrón en Sierra Maderas del Carmen. Estas referencias dan sustento a la nueva hipótesis planteada por Rominger y podría explicar otra causa de la desaparición del borrego cimarrón en Sierra Maderas del Carmen.

3ª. Más de 70 años de control de depredadores.

Baker (1958) menciona la notable reducción de fauna silvestre desde 1920 fue el resultado de un constante aumento de la población humana, específicamente en el municipio de Ocampo y Cuatro Ciénegas, donde su población creció 39% de 1930 a 1950, la ganadería 44%, crianza de borrego doméstico y cabras 50% y por ende una presión en la fauna local especialmente en predadores que amenazaban a su ganado. Hasta 1994 que el gobierno la declaró a la Sierra Maderas del Carmen como Área de Protección de Flora y Fauna (SEMARNAT 2013) y en 2009 se declaró Área de Protección de Flora y Fauna Ocampo

(SERMANAT 2015) después de más de 70 años de la disminución de vida silvestre especialmente depredadores reportada por Baker.

## **10. PERSPECTIVA**

Los programas de reintroducción generan diversos retos para el establecimiento de la especie en su hábitat histórico, tan solo el 41% de las poblaciones reintroducidas en Estados Unidos son consideradas exitosas. Pérdida de hábitat por sobre pastoreo e introducción de especies exóticas, enfermedades, sequía y depredación son algunos de los factores limitantes para el establecimiento del borrego cimarrón.

En el caso particular de esta reintroducción identificamos la depredación por puma como el principal factor de mortalidad. Ya se ha demostrado que la depredación por puma puede generar el efecto Allee por la rápida depresión en los números de la población afectando la dinámica poblacional con riesgo de extinción.

Al analizar la selección de presa del puma entre el borrego cimarrón y venado bura encontramos una diferencia significativa siendo el borrego cimarrón la presa selecta por el puma, impactando la población de borrego cimarrón al ser la especie de menor densidad que el venado bura, y el índice de abundancia relativa de puma está relacionada con la densidad de venado bura. Es decir, aunque el número de borrego cimarrón disminuya el número de puma no disminuye por la disponibilidad y densidades de presas alternas como el vedado bura, venado cola blanca, etc.

Sin lugar a la duda, con la introducción de la ganadería a la región altero los ciclos del fuego por la discontinuidad de combustibles convirtiendo los pastizales a vegetación arbustiva afectando la matriz de hábitats necesarios para mantener la fauna que habita en ellos, como ejemplo, el berrendo y el borrego cimarrón ambas con categoría de conservación y favoreciendo la cobertura para el asecho del puma; la erradicación del lobo mexicano, posiblemente a influenciado a la distribución, comportamiento y densidades de puma.

El futuro del borrego cimarrón en Coahuila va depender de nuevas y contundentes liberaciones, seleccionar áreas con potencial para borrego cimarrón y de baja densidad de venado bura, monitoreo intensivo e investigación, monitoreo y control de puma, manejo del fuego y quemas pre-escritas, reintroducción de lobo con programas permanente de educación ambiental y sobre todo, el éxito se dará a medida que se involucre a los

propietarios de predios de la región, en donde habita la especie y se sigan haciendo esfuerzos coordinados entre dependencias de gobierno, iniciativa privada, sectores académicos, ONG de conservación y público en general.

## 11. BIBLIOGRAFÍA

- Alvares-Cárdenas SP, Galina-Tessaro S, Díaz-Castro I, Guerrero-Cárdenas A, 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 and Conservation Science* 2:189-203.
- Ackerman B, Lindzey F, Hemker T. 1986. Cougar food habits in southern Utah. *Journal of Wildlife Management* 48(1):147-155.
- Andrew NG, Bleich VC, August PV, Torres SG. (1997). Demography of mountain lion sheep in the East Chocolate Mountain, California. *California Fish and Game*. 83: 289-296.
- Baker R. 1956. *Mammals of Coahuila Mexico*. University of Kansas Publications: Museum of Natural History, pp. 327-329.
- Baker R. 1958. The future of wildlife in northern Mexico a problem in conservation education, Michigan State University, East Lansing, 23th North American Wildlife Conference, published by Wildlife Management Institute, Washinton D. C. pp. 571-572.
- Beier P., Cunningham SC. 1996. Power of track surveys to detected changes in cougar populations. *Wildlife Society Bulletin* 24(3):540-546.
- Berger J. 1990. Persistence of different-sized populations: an empirical assessment of rapid extinctions in bighorn sheep. *Conservation Biology* 4:91-98.
- Bourbean-Lemieux A, Festa-Bianchet M, Gillard JM, Pelletier F. 2011. Predator-driven component Allee effects in a wild ungulate. *Ecology Letters* 14:358-363.
- Carson B. 1941. Man the great enemy of desert bighorn mountain sheep. A History of a Game Animal Rapidly Disappearing From Its Native Habitat in the Mountains of West Texas. Texas Game, Fish and Oyster Commission. Bulletin No. 21, pp. 5, 21.
- Cashman JL, Peirce M, Krausman PR. 1992. Diets of mountain lions in southwestern Arizona. *The Southwestern Naturalist* 37(3)324-326.
- Chow L. 1991. Population dynamics and movement patterns of bighorn sheep reintroduced to Sierra Nevada, California. M.C. Tesis, Universidad de California. pp. 58y 59.

- Clapp JG, Beck JL, Gerow K. 2014. Post-release acclimation of translocated low-elevation, non-migratory bighorn sheep. *Wildlife Society Bulletin* 38(3): 657-663.
- Courchamp F, Clutton-Brock T y Grenfell B. (1999). Inverse density dependence and the Allee effect *Tree* 14: 405-410.
- Dickens MJ, Delehanty DJ, Romero LM. 2000. Stress: an inevitable component of animal translocation. *Biological Conservation* 143: 1329-1341.
- Ernest HB, Rubin ES, Boyce WM. 2002. Fecal DNA analysis and risk assessment of mountain lion predation of bighorn sheep. *Journal of Wildlife Management* 66(1): 75-85.
- Elbroch LM, Wittmer HU. 2013. The effects of prey selection and specialization on less abundant prey in Patagonia. *Journal of Mammalogy* 94(2): 259-268.
- Elbroch LM, Wittmer HU. 2013. The effects of prey selection and specialization on less abundant prey in Patagonia. *Journal of Mammalogy* 94(2): 259-268.
- Escobar-Flores J, Álvarez-Cárdenaz S, Valdez R, Torres-Rodríguez J, Díaz-Castro S, Castellanos-Vera A, Martínez-Gallardo R. 2015. Detección de las preferencias de hábitat del borrego cimarrón (*Ovis canadensis cremnobates*) en Baja California, mediante técnicas de teledetección satelital. *Theyra* 6(3): 519-534.
- Espinosa-Treviño A, Contreras-Balderas AJ, Sandoval AV, Garcia MA. 2009. Selection of desert bighorn (*Ovis canadensis*) transplant sites Sierra Maderas del Carmen and Sierra San Marcos y el Pino, Coahuila, Mexico. *Texas Journal of Science* 61(1):15-30.
- Espinosa-Treviño A, Sandoval V, Contreras-Balderas AJ. 2006. Historical distribution of desert sheep (*Ovis canadensis mexicana*) in Coahuila, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 51(1): 282-288.
- Espinosa-Treviño A, Tarango LA, Jimenez S, Valdez R. 2001. Habitat use by the desert bighorn sheep (*Ovis canadensis weemsi*) on El Carmen Island, Baja California Sur. *Desert Bighorn Sheep Council* 45:77-83.
- Epps C, McCullough D, Wehausen J, Bleich V, Rechels J. 2004. Effects of climate on populations persistence of desert-dwelling mountain sheep in California. *Conservation Biology* 18 (1): 102-113.

- Findley JS, Caire W. 1974. The status of mammals in the northern region of the Chihuahua desert In: Symposium on the biological resources of the Chihuahua desert region United States and Mexico. Wauer R. y Riskind D. (eds). Sul Ross State University. Alpine, Texas, pp. 128.
- Festa-Bianchet M. 1991. The social system of bighorn sheep: grouping patterns, kinship and female dominance rank. *Animal Behavior* 42, 71 -82.
- Festa-Bianchet M, Coulson T, Gaillard JM, Hogg J, Palletier F. 2006. Stochastic predation events and population persistence in big horn sheep. *Proceedings Royal Society Biological* 2733, 1537-1543.
- Gascoigne J, Lipcius R. 2004. Alle effects by predation. *Journal of Applied Ecology* 41,801-810.
- Germaine SS, Bristow KD, Haynes LA. 2000. Distribution and population status of mountain lion in southwestern Arizona. *The Southwester Naturalist* 45(3):333-338.
- Gibert S. 2007. Dinámica poblacional y preferencia de hábitat de un grupo de wapitíes (*Cervus elaphus*) reintroducido en la Sierra Maderas del Carmen. *Tesis: Maestría en Ciencias Forestales. Facultad de Ciencias Forestales Universidad Autónoma de Nuevo León.*
- Guerrero-Cárdenas I, Tovar-Zamora I, Álvarez- Cárdenas S. 2003. Factores que afectan distribución espacial del borrego cimarrón (*Ovis canadensis cremnobates*) en la Sierra del Mechudo, B.C.S., México. *Anales del Instituto de Biología, U.N.A.M. Serie de Zoología* 74(1):83-98.
- Hailey TL. 1974. Past, Present and Future Status of the Desert Big Horn in the Chihuahua Desert Region. Symposium on the biological resources of the Chihuahua desert region United States and Mexico. Wauer R y Riskind D (eds). Sul Ross State University. Alpine, Texas, pp. 217.
- Hall ER. 1981. The mammals of North America, second editions. John Wiley and Sons: New York. p. 1117.

- Harveson LA, Route B, Armstrong F, Silvy NJ, Tewes ME. 1999. Trends in population on mountain lion in Carlsbad Caverns and Guadalupe Mountains National Parks. *The Southwestern Naturalist* 44(4):490-494.
- Haynes CL. 2000. Mountain lion predation of bighorn sheep in the Peninsular Ranges, California. *Journal of Wildlife Management* 64(4):954-956.
- Heffelfinger J, Marquez-Muñoz E. 2005. Historical occurrence and distributions of desert bighorn sheep in Chihuahua, Mexico. In: Wakeling BF (eds). *Desert bighorn council transactions*. April 6-9, Alpine, Texas. Volumen 48. pp 28-35.
- Heisey DM, Fuller TK. 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 SA, Bleich VC, Torres SG. 2004. Population dynamics of bighorn sheep in the San Gabriel Mountains, California, 1967-2002. *Wildlife Society Bulletin* 32:412-426.
- Janke TS. 2015. Movements and survival of translocate desert bighorn sheep in the Bofecillos Mountains Transpecos, Texas. Tesis. Universidad Estatal de Sul Ross. P. 80
- Jimenez S, Hernandez C, DeForge JR, Valdez R. 1997. Update on the conservation plan for Weems desert Bighorn On Carmen Island, Baja California Sur, Mexico. *Desert Bighorn Council Transactions* 40:8-12.
- Kamler JK, Lee RL, de Vos JC, Balard WB, Whitlaw HA 2002. Survival and cougar predation of translocated bighorn sheep in Arizona. *The Journal of Wildlife Management* 66 (4):1267-1227.
- Krausman PR, Ables ED. 1981. Ecology of the Carmen mountain white-tailed deer. U. S. Department of Interior National Park Service; Washington, D. C. Scientific Monograph Series No. 15. pp. 65-73.
- Lancia RA, Kendall WL, Pollock KH, Nichols JD. 2005. Techniques for wildlife investigations and management. In estimating the number of animals in wildlife populations, Braun C. E. (eds). *The Wildlife Society*: Bethesda, Maryland, pp 117-118.

- Lee RM. 2003. A 10 years review of wild sheep management in Sonora, Mexico. *Desert Bighorn Council Transactions* 40:35-39.
- Leopold A. 1959. Fauna silvestre de México aves y mamíferos de caza. Instituto Mexicano de Recursos Renovables. México D.F, pp. 597-600.
- Leopold BD, Krausman PR. 1986. Diets of 3 predators in Big Bend National Park, Texas. *Journal of Wildlife Management* 50(2):290-295.
- Lerich SP. 2014. Status of desert bighorn in the Chihuahua desert region. In: Hoyt C and Karges J (eds). *Sixty symposium on the natural resources of the Chihuahua desert región*. October 14-17. Chihuahua Desert Institute, Fort Davis, pp. 260-268.
- Logan K, Sweanor L. 2001. Desert puma: evolutionary ecology and conservation of an enduring carnivore: Island press: Washinton DC, pp. 355.
- López E, Lee R, de Vos JC, Schweinsburg R, Luna Salazar G. 1999. Relación uso-disponibilidad de componentes topográficos y un modelo de calidad del hábitat para borrego cimarrón en Sonora, México. *Acta Zoológica Mexicana* 76:17-34.
- Martínez L. 2009. Site fidelity and post release movements of translocated mule deer in northern Coahuila, México. Thesis: Master of Science. Sul Ross State University.
- McKinney BP. 1996. A field guide to Texas mountain lion. Texas Park and Wildlife, Wildlife Division: Austin, Texas, pp. 11-18.
- McKinney T, Smith T, de Vos JC. 2006a. Evaluation of factors potentially influencing a desert bighorn sheep population. *Wildlife Monographs* 164:1-36.
- McKinney T, de Vos JC, Ballard WB, Boe SR. 2006b. Mountain lion predation of translocated desert bighorn sheep in Arizona. *Wildlife Society Bulletin* 34(5):1255-1263.
- McKinney T, Smith T, Hanna J. 2001. Precipitation and desert big horn sheep in the Mazatzal mountains, Arizona. *The Southwestern Naturalist* 46(3):345-353.
- McKinney B, Villalobos J. 2005. Desert bighorn sheep reintroduction in Maderas del Carmen, Coahuila, México. *Desert Bighorn Council Transactions* 48:46-49.
- Moore TD. 1958. Immigrant on trial, trapping and transplanting the bighorn sheep will boost the small native herb if the new arrivals can adjust to their Texas home. *Texas Game and Fish: Austin*, pp. 16-18.

- Mooring MS. 2004. Vigilance, predation risk, and the Allee effect in desert bighorn sheep. *Journal of Wildlife Management* 68(3):519-532.
- Montoya B, Gates G. 1975. Bighorn capture and transplant in Mexico. *Desert Bighorn Council Transactions* 19:28-32.
- Peirce y Cashman. 1993. En Schaefer RJ, Torres SG, Bleich VC. 2000. Survivorship and cause-specific mortality in sympatric population of mountain sheep and mule deer. *California Fish and Game* 86(2):127-135.
- Rominger EM. 2018. The Gordian knot of mountain lion predation and bighorn sheep. *The Journal of Wildlife Management* 82(1), 19-81.
- Rominger EM, Whitlaw HA, Weybright DL, Dunn WC, Ballard WB. 2004. The influence of mountain lion predation on bighorn sheep translocation. *The Journal of Wildlife Management* 68(4):993-999.
- Rosas-Rosas OC, Valdez R, Bender LC, 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.
- Sánchez O. 2005. Los Mamíferos silvestres de México. In Orden Artiodactila, Ceballos G y Gissell O. (eds) Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio): México, pp. 507-509.
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales Terrestres). 2013. Programa de manejo área de protección de flora y fauna Maderas del Carmen: Tlalpan, México D.F., pp 3.
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales Terrestres). 2015. Programa de manejo área de protección de flora y fauna Ocampo: Miguel Hidalgo, México D.F., pp12.
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales Terrestres). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 Diario Oficial de la Federación. Recuperado de [http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/435/1/NOM\\_059\\_SEMARNAT\\_2010.pdf](http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/435/1/NOM_059_SEMARNAT_2010.pdf)

- Schaefer RJ, Torres SG, Bleich VC. 2000. Survivorship and cause-specific mortality in sympatric population of mountain sheep and mule deer. *California Fish and Game* 86(2):127-135.
- Shaw HG, Beier P, Culver M, Grigione M. 2007. Puma field guide. The cougar network. p 23.
- Singer FJ, Papouchis CM, Symonds KK. 2000. Translocations as a tool for restoring populations of bighorn sheep. *Restoration Ecology* 8(4):6-13.
- Simmons NM, Hansen CG. 1980. Population survey methods. In: Monson, G. & Summer, L. (Eds.). *The Desert Sheep*. The University of Arizona press: Tucson, Arizona, pp. 270-271.
- Smallwood KS. 1994. Trends in California mountain populations. *The Southwestern Naturalist* 39(1):67-72.
- Sotelo H. 2013. Dinámica poblacional y uso de hábitat del berrendo *Antilocapra americana mexicana* (Merriam, 1901), reintroducido en Maderas del Carmen, Coahuila, México. *Tesis: Maestría en Ciencias con Acentuación en Manejo de Vida Silvestre y Desarrollo Sustentable*. Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Truett JC. 2008. en Wakeling BF, Lee D Brown R, Thompson M, Tluczek y 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.
- 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*. Facultad de Ciencias Forestales Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Villarreal JG. 1999. Venado Cola Blanca; manejo y aprovechamiento cinegético. Unión Ganadera Regional: Monterrey Nuevo León, pp. 226-239.
- 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. *The Southwestern Naturalist* 56(2): 187-192.

Wakeling BF, Lee D, Brown R, Thompson 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 JD. 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.

## RESUMEN BIOGRÁFICO

Hugo Sotelo Gallardo

Candidato para el grado de

Doctor en Ciencias con Especialidad de Manejo en Vida Silvestre y Desarrollo  
Sustentable

Tesis: EVALUACIÓN DEL EFECTO DE DEPREDACIÓN POR *Puma concolor stanleyana* GOLDMAN, 1938 EN UNA POBLACIÓN REINTRODUCIDA DE *Ovis canadensis mexicana* MERRIAM, 1901; EN SIERRA DEL CARMEN COAHUILA, MÉXICO

Campo de Estudio: Ciencias Naturales

Datos Personales: En México, México el 19 de abril de 1977, hijo de Rumaldo Sotelo Burruel y María Eugenia Gallardo Ávila.

Educación: Egresado de la Facultad de Ciencias Forestales Universidad Autónoma de Nuevo León, grado obtenido Ingeniero Forestal en 2001 y en la Facultad de Ciencias Biológicas el grado de Maestro en Ciencias con Acentuación en Manejo de Vida Silvestre y Desarrollo Sustentable en 2013.

Experiencia profesional: Manejador de Vida Silvestre en La Reserva Natural El Carmen-CEMEX, durante 14 años en los programas de reintroducción de especies como el berrendo, borrego cimarrón, manejo y conservación de venado bura, venado cola blanca y oso negro. 21 años de experiencia en programas de conservación y manejo de vida silvestre en México y Estados Unidos, donde destaca su participación en la recuperación del Cóndor en la Sierra de San Pedro Martir, Baja California, San Diego ZooSociety, operaciones forestales en Wuichita National Forest en Arkansas y Oklahoma, prácticas profesionales en Forest Service U.S.D.A., Idaho Fish and Game en estudio poblacional de oso negro y águila calva en Priest Lake al norte de Idaho y en Texas Park and Wildlife y Bordelands Institute donde ha participado en capturas de wapití, venado bura, borrego cimarrón y mejoras de hábitat para borrego cimarrón con Texas Bighorn Society en el oeste de Texas.