



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

PROGRAMA DE DOCTORADO EN CIENCIAS DE LA PRODUCCIÓN Y DE
LA SALUD ANIMAL

**Efecto del suplemento de presas sobre la dieta
de pumas y jaguares en desierto de matorral
xerófilo.**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE
DOCTORA EN CIENCIAS

PRESENTA:

Ivonne Cassaigne Guasco

Tutor Principal: Rodrigo Medellín Legorreta, Instituto de Ecología, UNAM

Comité Tutoral: Gerardo Suzán Azpiri, FMVZ, UNAM

Rurik Hermann List Sánchez, UAM, Lerma

Ciudad Universitaria, Cd.Mx. Agosto, 2016



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Dedicatoria

A mis hijos, Ian y Johanna, por iluminar mi vida, contagiarme su optimismo y por su gran paciencia durante este proyecto.

A mis padres, por su amor, su apoyo y por haberme dado las herramientas para seguir mis sueños.

A mi hermana, mi amiga incondicional, por tu guía, apoyo y ejemplo.

A mis primos hermanos que son mis segundos hermanos, sobrinos y familia por estar siempre conmigo.

A William, por tu amor, tu paciencia, tu apoyo y todo tu trabajo para la realización de este proyecto.

A mis amigos, Karla, Karyna, Juan, Horte, Raúl y Bob, por seguir regalándome su gran amistad.

A los que partieron antes, Mana, por tu amor y enseñanzas, Mauro, por tu gran amistad, Susan, por toda tu ayuda y amistad.

A todos los biólogos, veterinarios, abogados, rancheros, etc. que trabajan para conservar la biodiversidad en nuestro planeta, respetando la vida de todas las especies.

A mis hermanos los animales.

“Si piensas que la solución para conservar ciertas especies, es el control letal de determinados individuos, entonces no estas pensando suficientemente.”

“Mientras los hombres sigan masacrando a sus hermanos los animales, reinará en la tierra la guerra y el sufrimiento y se matarán unos a otros, pues aquel que siembra dolor y muerte, no podrá cosechar ni la alegría, ni la paz, ni el amor.”

Pitágoras

Agradecimientos

Primeramente a mi asesor y amigo Dr. Rodrigo Medellín, por creer en mí, empujarme a mejorar y sobre todo por ser un gran ejemplo para mí y todos sus estudiantes.

A Manuel Galaz (Memo), gracias por todo tu trabajo, tu dedicación, honestidad y experiencia aportados en este trabajo, y sobre todo gracias por tu amistad.

No tengo palabras suficientes para agradecer a Melanie Culvert, Alex Ochoa y Karla Vargas, por todas las horas de arduo trabajo que pusieron de forma voluntaria en el laboratorio de análisis genético para la realización de este proyecto.

A las siguientes fundaciones: The Rufford Foundation, The Summerlee Foundation, Primero Conservation, Pope and Young Club, Safari Club International, The Small Wild Cat Conservation Foundation, Sea World y Busch Gardens Conservation Fund, por todo el apoyo financiero aportado.

A todos los que su genuino interés en la conservación de pumas y jaguares los llevó a donar su tiempo, conocimientos y trabajo a este proyecto. Gracias Ron Thompson, Nick Smith, Antonio de la Torre, Dana Milani, Bert Geary, Kyle Thompson, Kristi Drake, Susan Dieterich, Berenice Portillo, Azucena Legorreta, Raul Valdez, Jack Childs, Jim Sanderson, Leonora Torres Knoop, Alberto Tinoco, Ulices Cisneros, Gaspar Rabadan, Alexandro Sanchez.

A Fernando Sánchez, Benjamin Brisuelas y Cristina Meléndez por todo su apoyo para los permisos otorgados por la SEMARNAT y la CEDES, pero principalmente gracias por su amistad y ayuda desinteresada en la conservación e investigación de fauna silvestre.

Al Dr. Armando Torres por su tiempo y apoyo en asesoría estadística.

Mi sincero agradecimiento al Lic. Jesus Moreno Martinez por todo su apoyo y facilidades brindadas en sus propiedades para la realización de este estudio. Gracias por su interés en conservar al jaguar y en apoyar los esfuerzos de conservación de esta especie.

Agradezco también a los rancheros que hoy han confiado en nuestro equipo de trabajo y que han decidido empezar a hacer el cambio para mejorar el manejo de su ganado a la par de conservar a los depredadores y sus presas.

RESUMEN

En México, los jaguares (*Panthera onca*) y pumas (*Puma concolor*) son matados ilegalmente debido a la depredación real o percibida del ganado. Según observaciones empíricas, se presenta mayor depredación de ganado cuando existe menor abundancia de presas nativas. En este estudio realizamos un tratamiento que consistió en suplementar presas nativas (pecaríes y venados) en un rancho ganadero con presencia de pumas y jaguares. Cuantificamos y comparamos las presas consumidas en dos periodos, antes (15 de octubre 2012- 14 de junio 2013) y después (15 de junio 2013- 14 de febrero 2014) del tratamiento, mediante investigación de sitios de caza, análisis de ADN en muestras de heces, y hallazgos de restos de animales recientemente cazados. Calculamos la abundancia relativa de especies por medio de fototrampeo y estimamos el uso de presas con base en su disponibilidad en cada periodo.

Después del tratamiento, en los sitios de caza, observamos un aumento significativo en la frecuencia de consumo de pecaríes (714%). El aumento observado en consumo de venados (22%) y la disminución en el consumo de becerros (65%), no fueron significativas. En el análisis de frecuencia de ocurrencia de presas en heces, observamos que después del tratamiento se obtuvo una disminución significativa en el consumo de bovino (73%) y un aumento significativo en el consumo de pecaríes (aprox. 1150%). En el análisis de uso de presas con base en su disponibilidad, observamos que los depredadores consumían a los pecaríes y becerros en mayor proporción a su disponibilidad, y que después del tratamiento se disminuyó dicho consumo en relación a la disponibilidad, principalmente para los becerros. Finalmente calculamos que existe una probabilidad de 68% de lograr una reducción de 50% de la depredación de becerros mediante el incremento de presas nativas. Las aplicaciones de estos resultados pueden influir en la disminución de depredación de ganado.

Palabras claves: Dieta, puma, jaguar, depredación, ganado.

ABSTRACT

In Mexico, the jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) are illegally killed due to real or perceived livestock predation. According to empirical observations, there is higher livestock depredation when fewer native prey abundance. In this study we performed a treatment consisting of native prey supplementation (peccaries and deer) in a cattle ranch with presence of puma and jaguar. We quantified and compared consumed prey in two periods, before (October 15, 2012- June 14, 2013) and after (June 15, 2013 – February 14, 2014) treatment, through investigation of kill sites, DNA analyses from scat and findings of recently killed animals. We calculated the relative abundance of species through camera traps and estimated the use of prey based on their availability in each period.

After treatment, kill sites showed an increase (714%) in the frequency of consumption of peccaries. The increase observed in deer consumption (22%) and the decrease in calf consumption (66%) was not significant. In the frequency of occurrence analyses from scat, we observed that after treatment we obtained a significant reduction in the consumption of bovid and a significant increase in the consumption of peccaries (approx. 1150%). In the analysis of prey use in relation to its availability, we noted that predators consumed peccaries and calves in greater proportion than their availability, and after treatment such use decreased principally for calves. Finally we calculated that it exists a probability of 68% of reducing predation of calves by 50% when increasing native prey. The applications of these results can contribute to the decrease of livestock depredation.

Key words: Diet, puma, jaguar, depredation, livestock.

Índice

Introducción	1
Hipótesis y preguntas de investigación	3
Objetivo	3
Marco de referencia	4
Estudios sobre la relación depredador – presa	
Hipótesis de presa alternativa	
Estudios sobre el uso de presas de pumas y jaguares	
Conflicto ganadero	
Disponibilidad de presas naturales y la depredación de ganado	
Estructura de la tesis	12
Capítulo 1: Diet of pumas (<i>Puma concolor</i>) in Sonora, Mexico as determined by GPS kill sites and molecular identified scat, with comments on jaguar (<i>Panthera onca</i>) diet.	14
Capítulo 2: Abundancia y uso de presas de puma (<i>Puma concolor</i>) y jaguar (<i>Panthera onca</i>) en el Rancho Ganadero Pueblo Viejo, sitio de estudio en Sonora, México.	28
Capítulo 3: Suplemento de pecaríes (<i>Pecari tajacu</i>) y venados (<i>Odocoileus virginianus</i>) sobre la dieta de pumas y jaguares en el sitio de estudio.	45
Capítulo 4: Resultados	64
Comparación entre consumo de presas y su uso en relación a su disponibilidad antes y después del tratamiento	
Capítulo 5: Discusión	82
Literatura citada	91
Anexos	104

Lista de Cuadros

Cuadro 1.- Abundancia relativa de especies durante el periodo del 15 de octubre 2012 a 14 de junio 2013 en el sitio de estudio.	35
Cuadro 2.- Ajuste a la abundancia relativa utilizando el índice de detección.	37
Cuadro 3.- Número de especies consumidas y su porcentaje de ocurrencia en los sitios de caza de puma y jaguar.	39
Cuadro 4.- Porcentaje de ocurrencia, biomasa consumida estimada y número estimado de individuos consumidos por depredadores (pumas y jaguares) en el sitio de estudio, calculados a partir de los contenidos de muestras de heces (n=58).	41
Cuadro 5.- Uso de presas con base en su disponibilidad por depredadores (puma y jaguar) en el sitio de estudio, según el índice de Jacobs.	43
Cuadro 6.- Uso de presas >15 kg con base en su disponibilidad por depredadores (puma y jaguar) en el sitio de estudio, según el Índice de Jacobs, incorporando el índice de detección a los valores de abundancia relativa.	44
Cuadro 7: Comparación de abundancias relativas (IAR) por fototrampeo en Arizona y Sonora.	46
Cuadro 8.- Abundancia relativa de especies durante el periodo de postratamiento.	55
Cuadro 9.- Ajuste a la abundancia relativa utilizando el índice de detección.	56
Cuadro 10.- Especies consumidas y porcentaje de ocurrencia en los sitios de caza de puma y jaguar durante el periodo postratamiento (15 de junio 2013-14 de febrero 2014).	58
Cuadro 11.- Porcentaje de ocurrencia, biomasa consumida estimada y número estimado de individuos consumidos por depredadores (pumas y jaguares) en el sitio de estudio, calculados a partir de los contenidos de muestras de heces (n=24).	60
Cuadro 12.- Uso de presas por depredadores tope (puma y jaguar) con base en su disponibilidad en el sitio de estudio, según el índice de Jacobs.	62
Cuadro 13.- Uso de presas por depredadores tope (puma y jaguar) con base en su disponibilidad en el sitio de estudio, según el índice de Jacobs con ajuste de índice de detección.	63

Cuadro 14.- Abundancias relativas obtenidas mediante fototrampeo de presas antes y después del tratamiento de aumento de pecaríes y venados.	65
Cuadro 15.- Porcentaje de ocurrencia de venado, bovino y pecarí en sitios de caza y heces de depredadores (puma y jaguar) y uso de éstas con base en su disponibilidad (índice de Jacobs con ajuste de la detección-ID utilizando sitios de caza).	78
Cuadro 16.- Probabilidad de reducir 50% la depredación sobre becerros (n=2) sin incrementar presas nativas.	80
Cuadro 17.- Probabilidad de reducir 50% la depredación sobre becerros (n=2) al incrementar presas nativas (pecaríes y venados en el periodo postratamiento).	81

Lista de Figuras

Figura 1.- Área de dispersión de pecaríes liberados en el sitio de estudio.	51
Figura 2.- Uso de comederos por pecaríes en el sitio de estudio.	53
Figura 3.- Uso de comederos por venados en el sitio de estudio.	53
Figura 4.- Frecuencia de detección de pecarí (número de fotografías/número de días cámara*100) por mes, antes (15 de octubre 2012 a 14 de junio 2013) y después (15 de junio 2013-14 de febrero 2014) de la liberación de pecaríes.	66
Figura 5.- Porcentaje de sitios de co-ocurrencia entre depredadores (puma y jaguar) y presas >15kg (venado, pecarí y becerro) en los periodos de pretratamiento y postratamiento	68
Figura 6.- Diferencia entre medias del consumo de pecaríes en sitios de caza por pumas y jaguares antes y después del tratamiento	70
Figura 7.- Diferencia entre medias del consumo de venados en sitios de caza por pumas y jaguares antes y después del tratamiento.	71
Figura 8.- Diferencia entre medias del consumo de becerros en sitios de caza por pumas y jaguares antes y después del tratamiento.	72
Figura 9.- Frecuencia de depredación de especies antes y después del tratamiento	73
Figura 10.- Porcentaje de ocurrencia de especies identificadas en heces de depredadores (pumas y jaguares) antes (n=58) y después (n=24) del tratamiento .	75
Figura 11.- Porcentaje de número relativo de individuos consumidos obtenido mediante ecuación de Ackerman a partir de especies identificadas en heces antes (n= 58) y después del tratamiento (n=24).	76

INTRODUCCIÓN

Debido al impacto directo o indirecto de las actividades humanas, la conservación de los ecosistemas requiere, en muchas ocasiones, del manejo directo de ciertas especies que lo componen. Para poder tomar decisiones adecuadas sobre este manejo es necesario conocer las dinámicas que existen entre las comunidades, las poblaciones y las especies.

En las últimas décadas ha tomado gran importancia la relación ecológica que existe entre depredadores y sus presas, aunque principalmente por un interés sesgado sobre las especies de valor social o económico (Graham *y col.* 2005). En el caso de los carnívoros, el estudio sobre la dinámica de estos y sus presas ha tomado especial interés debido al impacto económico real o percibido sobre las actividades pecuarias y a las respuestas ejercidas por los ganaderos que aparentemente están siendo afectados por los depredadores (Polisar 2003, Hoogestejn y Hoogestein 2005, Woodroffe *y col.* 2005). La matanza directa de carnívoros tope alrededor del mundo debido al conflicto por depredación, es una de las principales causas de la disminución poblacional de éstos, al grado de encontrarse muchos de ellos en peligro de extinción (Treves y Karanth 2003). Los jaguares (*Panthera onca*) y pumas (*Puma concolor*) no son la excepción, puesto que se les mata ilegalmente debido a la percepción –cierta o no- que hay sobre ellos como depredadores de ganado en diferentes países a lo largo de su distribución (Hoogesteijn y Hoogesteijn 2005). El puma también es cazado de forma legal en algunos países debido no sólo a permisos de cacería deportiva, sino a programas de control establecidos por leyes con las que se desea favorecer a las poblaciones de algunas de sus presas naturales como son el venado y el borrego cimarrón. Algunos ejemplos de esto son los programas de manejo de fauna en diferentes estados de los Estados Unidos como el de Arizona “Kofa Mountains Complex Predation Management Plan” (AGFD, 2007), el de Nuevo Mexico “Management Strategy for Cougar Control to Protect Desert Bighorn Sheep” (NMDGF,

2010) y el programa de exención de impuestos del gobierno de Texas, en el cual se favorecen ciertas especies para aprovechamiento humano como los venados y se requiere el control de depredadores (Texas Tax Code Section 23.51 subchapter D. Appraisal of agricultural land). Sin embargo, desde el año 2000, muchos investigadores (Andersen y col. 2006, Yoakum, 2008, Peebles y col. 2013) han reportado que el principal factor limitante en las poblaciones de herbívoros, no son los depredadores, sino la calidad y cantidad de forraje, así como la escasez de cobertura vegetal y que la matanza directa de depredadores no disminuye las pérdidas por depredación.

En México, el oso grizzly o pardo (*Ursus arctos nelsoni*) y el lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) fueron exterminados en vida libre, debido al conflicto por la depredación de ganado (Brown y Murray 1988). Actualmente, aunque el jaguar y el puma se encuentran protegidos por la ley (el control o cacería de puma solo se puede realizar con un permiso expedido por la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales cuando la población de origen permite la extracción de cierto número de ejemplares, esta situación no aplica para el jaguar, ya que sus poblaciones se encuentran clasificadas como “en peligro de extinción” -NOM-ECOL-059-SEMARNAT-2010), se les mata de forma ilegal principalmente como método preventivo de la depredación del ganado. Aunque el puma no se encuentra clasificado en alguna categoría de riesgo en México, la función ecológica de depredador tope que desempeña junto con el jaguar, así como el hecho de compartir el hábitat, implica que las acciones de conservación o de manejo de la fauna que se aplique a uno, afectarán por igual a ambos felinos. Es por lo tanto de suma importancia que los ganaderos e investigadores busquen alternativas de manejo no letales que permitan asegurar la conservación de estas especies a la vez que se continúan las actividades agropecuarias.

Hipótesis

Los pumas y jaguares consumen pecarí, venado y ganado de forma diferente a lo esperado en relación a su disponibilidad.

H₀: Los pumas y jaguares consumen pecarí, venado y ganado en relación a su disponibilidad.

Predicción

Cuando se presenta un incremento en la disponibilidad de pecarí y venado, se presenta un aumento del consumo de los mismos por pumas y jaguares, disminuyendo el consumo de presas secundarias como los becerros.

Preguntas de investigación:

- ¿Puede el aumento de abundancia de una presa cambiar el consumo de presas en la dieta de pumas y jaguares?
- ¿Al incrementar la abundancia relativa de presas naturales principales puede disminuirse el uso de presas secundarias?
- ¿Es posible reducir la depredación de ganado aumentando la abundancia de las presas naturales principales de pumas y jaguares?

Objetivo

- Determinar el efecto del aumento en la abundancia relativa de pecarí (*Pecari tajacu*) y venado (*Odocoileus virginianus*) sobre la dieta de pumas (*Puma concolor*) y jaguares (*Panthera onca*) en un matorral xerófilo semi-tropical del este de Sonora.

MARCO DE REFERENCIA

Estudios sobre la relación depredador-presa

En la década de los 1970, los estudios de depredadores y sus presas se basaban en el modelo de Lotka y Volterra que sugiere que las oscilaciones en el tamaño poblacional de sus presas ocasionan las mismas oscilaciones en el tamaño poblacional de depredadores (Begon y col. 1990). Los estudios contemplaban sólo una relación dicotómica, donde los números de presas regulaban los números de depredadores (llamada regulación de abajo hacia arriba o *bottom-up*) o bien, el número de depredadores regulaba los de las presas (llamada regulación de arriba hacia abajo o *top-down*), de tal manera que cuando había un aumento en el número de presas correspondía un aumento en el número de depredadores, y a este aumento de depredadores correspondía a su vez una disminución del número de presas (o bien, a la disminución de depredadores correspondía un aumento en las presas) (Begon y col. 1990). En la actualidad, muchos de los programas que se implementan para favorecer a una especie (por ejemplo, el venado cola blanca que es presa del puma, pero también es una especie cinegética), incluyen la erradicación local o control de los depredadores y están basados en estudios limitados a una sola relación observada entre la presa y el depredador (ej. San Andrés Desert Bighorn Sheep Helicopter Survey-Rominger 2012). Esta misma acción es aplicada por los dueños de ganado, quienes consideran que el problema de depredación se puede eliminar mediante la erradicación directa del depredador. Sin embargo, actualmente se reconoce que la relación ecológica de depredador-presa es compleja y multifactorial (Logan y Sweanor 2001), por lo cual deben considerarse otras hipótesis cuando se plantean los programas de manejo de fauna.

En principio se han descrito las siguientes hipótesis respecto a la relación depredador-presa, sin embargo, no son las únicas y cada día se genera mayor conocimiento, favoreciendo las propuestas más adecuadas en los programas de manejo de fauna silvestre.

a) Depredador como limitante

Esta hipótesis propone que los depredadores son el factor que limita el crecimiento y por ende regula las densidades de las presas. Se habla de un mecanismo denso-independiente en el cual la población de la presa no alcanza de nuevo el equilibrio (Boutin, 1992).

Existen varias publicaciones que apoyan esta hipótesis principalmente en estudios realizados con lobos y sus presas, como el de Bergerud *y col.* (1983), Bergerud y Ballard (1988), Seip (1992), Dale *y col.* (1994), en los que mencionan cómo las densidades de la presa disminuyen debido a la depredación por lobos y que ésta continúa independientemente de las disminuciones de la densidad poblacional de la presa, cuando existe una reducción en el número de lobos, el número de crías que sobrevive es más alta. Sin embargo, la mayor parte de estos estudios no se continúa en un largo plazo, lo cual podría resultar en otro tipo de procesos. Boutin (1992) ha sugerido que, aunque casi no existe duda de que la depredación es un factor limitante, en los casos en que ha sido estudiada su magnitud, no es mayor a la de otros factores, como puede ser la cacería.

b) Depredador como regulador

En esta hipótesis se plantea que la depredación es denso-dependiente, es decir, cuando las densidades de la presa son bajas o medias y denso-independientes cuando las densidades de la presa son altas, encajando así en un modelo de equilibrio (Messier, 1991). Haciendo un análisis de 27 estudios, Messier (1994) publicó que la depredación de alces por lobos podía ser denso-dependiente cuando la densidad de alces era baja.

c) Foso del depredador (“Predator pit”)

Esta hipótesis describe una situación en la que disminuye la densidad poblacional de la presa a niveles en los que no puede recuperarse y hasta podría extinguirse, a menos

que exista un factor externo que disminuya las densidades de los depredadores (Messier, 1994). Algunos autores contemplan en esta hipótesis un modelo de equilibrio múltiple (Bowyer 2005), en el que el depredador regula a la presa cuando está en densidades bajas, pero cuando estas aumentan su densidad más de un determinado nivel, entonces son otros factores los que regulan las densidades de la presa, como la competencia o disponibilidad de los alimentos.

d) Ciclo de límite estable

En esta hipótesis se considera que la vulnerabilidad de una presa a la depredación depende de las condiciones del medio ambiente pasadas (Boutin, 1992). Esto sugiere que si un animal está en desarrollo y se enfrenta a una etapa de escasez de alimento, será más débil y vulnerable en su fase adulta.

Este modelo produciría desfases de tiempo entre el aumento de densidad del depredador y las poblaciones de presas, generando un efecto de ciclos recurrentes (por ejemplo de unos 30 o 40 años, Bowyer 2005). Así lo reportó Laundré (2010), quien en su estudio observó disminuciones en las poblaciones de venado bura, que correspondieron de forma tardía a disminuciones en la población de pumas.

Es importante considerar que no necesariamente una sola hipótesis puede explicar las relaciones de un depredador y sus presas. Como se mencionó anteriormente, en la actualidad se reconoce que muchos sistemas son múltiples y no sólo lineales. Smout (2010), menciona que la hipótesis de “predator pit” solo sucede cuando las densidades de otras presas se encuentran también bajas y no es posible darse cuenta de esto si se está estudiando a una sola de las presas y su depredador. Por otro lado, ninguna de las hipótesis ha incorporado los efectos del número de presas acercándose o alejándose de una k (capacidad de carga) potencialmente cambiante (Bowyer 2005). A esto también debe incorporarse lo sugerido por Person y col. (2001), que se debe dar el enfoque en comprender como se da el crecimiento de la población de presas de acuerdo a la calidad del hábitat y en relación al comportamiento de depredación de los

carnívoros. Si la presa no tiene cobertura adecuada, puede ser más vulnerable al ataque de depredadores que cazan agazapándose.

Gracias al avance tecnológico, como el desarrollo de collares satelitales, las cámaras de fototrampeo y los estudios genéticos que permiten estimar densidades a partir de la identificación de individuos mediante muestras de heces, se está generando mayor conocimiento que integra el uso de múltiples presas en relación a su abundancia, uso del hábitat por parte de estas y sus depredadores, así como se pueden hacer estimaciones más sólidas de las densidades de depredadores y presas; todo esto está dejando atrás las inferencias unifactoriales sobre las relaciones de depredador-presa. Características como: 1) la capacidad que tiene el depredador para alternar a otra presa cuando la principal escasea (Hornfeldt 1986, Begon 1990, Salek 2004, Kjellander 2003), 2) la cantidad de alimento disponible para las presas (Bowyer 2005), 3) los cambios en el medio ambiente como reguladores de las poblaciones, 4) la vulnerabilidad de las especies en relación a la calidad del hábitat y a la conducta del depredador (Person et. al 2001, Knopff 2010)) y 5) la relación espacial entre diferentes especies de depredadores (Iriarte 1990), son factores que deben considerarse al estudiar y proponer programas de conservación y/o manejo de las especies, sobre todo las que se encuentran en peligro de extinción.

Hipótesis de presa alternativa

Como ya se mencionó en el tema anterior existen diversos factores que hacen que la relación de depredador-presa sea compleja. La hipótesis de “presa alternativa” explica un sistema multi-presa, planteando que un depredador generalista puede alternar a una presa secundaria o alternativa cuando su presa principal escasea (Lack 1954, Hornfeldt 1986, Small 1993, Kjellander 2003).

Confirmar esta hipótesis permitiría que en lugares donde existen conflictos por la depredación de ciertas especies como el ganado, se pudieran realizar determinados manejos de poblaciones de presas que permitieran beneficiar la especie que se desea

proteger. Para esto debemos conocer primero cuáles son las principales presas de los depredadores y su posible selección con base en su disponibilidad.

Estudios sobre el uso de presas de pumas y jaguares

El uso de presas por los pumas y jaguares es muy variado y se relaciona con el tipo de presa que exista en el área (Anexos 1 y 2). En el caso del puma, se han realizado diversos estudios acerca de su dieta y uso de presas con respecto a su disponibilidad. Para la realización de este estudio, se revisaron 35 publicaciones (Anexo 3), en las cuales se encontró un mínimo de 69 especies diferentes utilizadas en su dieta y 12.6 especies en promedio en su dieta local, siendo 14 diferentes especies la cantidad más repetida en los estudios revisados. Respecto a la frecuencia de ocurrencia, el venado fue la presa con más apariciones en la dieta del puma (65%), y se encontró entre las primeras tres presas en el 87% de los estudios, principalmente en hábitats de bosque o matorral xerófilo. En ecosistemas de selva tropical, la mayor frecuencia de ocurrencia de especies se encuentra dividida entre coatí (*Nasua narica*), tepezcuintle (*Cuniculus paca*) agutí (*Dasyprocta punctata*) armadillo (*Dasypus novemcinctus*) y diferentes especies de venado (*Mazama temama*, *M. americana*, *M. pandora*, *M. rufina*, *Odocoileus virginianus*, *Pudu puda*, *P. mephistophiles*).

De los artículos revisados donde se realizaron estudios de uso de presas con respecto a su abundancia (n=9), el venado fue la presa seleccionada con mayor frecuencia (n=5, 62%) en los ecosistemas donde estos se encontraban presentes (n=8). También es importante mencionar la presencia de ganado en la dieta de los pumas, como se mencionó en cinco estudios sobre uso de presas y disponibilidad donde se encontraba presente el ganado, en dos se encontró un uso de ganado mayor a su disponibilidad (40%), siendo un caso de ganado bovino y uno de ovinos (Anexo 3). En Estados Unidos y Canadá, Carbone *y col.* (1999) describieron preferencias del puma hacia presas de entre 70 y 165 kg, siendo en su mayoría venado y wapití, mientras que en su distribución en selva tropical, la mayor parte del uso mayor a su disponibilidad fue de

presas medianas y pequeñas (Iriarte 1990) que se encuentran por debajo de los 6 kg (Monroy-Vilchis 2009).

Para el caso del jaguar, Hayward y col. (2016) mencionaron que en su dieta se han encontrado hasta 109 diferentes especies. Para el estudio de esta tesis se revisaron 25 publicaciones y se encontraron 14 especies en promedio en su dieta local (Anexo 4). Con respecto a la frecuencia de ocurrencia, el pecarí (*Pecari tajacu* y *Tayassu pecari*) se encontró dentro de las primeras tres presas en el 72% de los estudios y como la presa con mayor frecuencia de ocurrencia en 32%. Otras presas reportadas como las de mayor frecuencia de ocurrencia fueron el armadillo (*Dasypus novemcinctus*), coatí (*Nasua narica*) y capibara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) (Anexo 4). Dentro de los estudios realizados sobre la dieta de jaguar que consideran el uso con base en la disponibilidad de presas (n=6), en 4 de ellos (66%) se encontró que los jaguares seleccionaron pecarí (*P. tajacu* y/o *T. pecari*) más de lo esperado (Anexo 4). En cuanto al ganado, en 32% de los estudios revisados encontraron restos de éste como una de las tres principales presas respecto a la frecuencia de ocurrencia, pero en ninguno se le encontró como presa utilizada en mayor proporción a su disponibilidad.

Estos resultados sugieren que una de las presas principales del puma es el venado (diversas especies) y que el pecarí forma parte importante de la dieta del jaguar, siendo por lo tanto el venado y el pecarí presas primarias respectivamente, cuando se encuentran disponibles en el ecosistema. El ganado es consumido por ambas especies, sin embargo en la mayor parte de los estudios de selección, no se encontró una preferencia hacia éste, indicando un posible uso como presa secundaria. Se ha mencionado que tanto los pumas y los jaguares son depredadores que pueden alternar hacia presas secundarias (Cavalcanti y col. 2010) y en muchos casos el ganado puede servir como una de esas presas alternativas (Shaw 1977, Cunningham y col. 1999).

Es importante mencionar que la mayoría de los estudios ha basado la identificación de las heces de puma o jaguar a partir de la observación de huellas asociadas al área donde se colectan las heces y por el tamaño de las excretas, con lo cual en áreas donde son simpátricos pueden existir errores en las dietas descritas, ya que sólo mediante análisis bioquímicos o de ADN puede confirmarse la procedencia de la excreta. En un estudio realizado por Rueda *y col.* (2013) encontraron que las muestras de heces colectadas mediante técnicas de observación de características físicas y rastros asociados resultaron en un error de 36% en las asignadas a puma y 64% en las asignadas a jaguar cuando fueron clasificadas con base en estudios moleculares por ADN, asignándose a jaguar varias que resultaron ser de puma.

Dada la diversidad de especies presentes en la dieta del puma y jaguar, se les considera como generalistas. Localmente presentan una dieta en la cual ciertas especies son las que aparecen con mayor frecuencia y, considerando los resultados de los estudios mencionados de uso en proporción a disponibilidad de presas, se ha encontrado que son selectivos con algunas especies. Cuando estas especies, consideradas primarias por encontrarse con mayor frecuencia en su dieta, disminuyen su abundancia, el puma y el jaguar pueden alternar a presas secundarias de forma oportunista, (no necesariamente siendo estas más vulnerables, pero si más abundantes) (Murdoch 1969, Novaro y Walker 2005). El ganado puede entonces convertirse en dicha presa secundaria para el puma y el jaguar (Hornfeldt *y col.* 1986, Moss *y col.* 2001, Rominger *y col.* 2004). El confirmar este suceso es de gran importancia cuando consideramos que el factor de mayor amenaza para la supervivencia de los grandes depredadores a nivel mundial es el conflicto con el humano por depredación de las especies domésticas (Treves y Karanth 2003, Rodney y Rinchen 2004, Woodroffe *y col.* 2005, Røskft *y col.* 2007).

Conflicto ganadero

Debido a la invasión de hábitats con la producción de especies domésticas y posiblemente a la reducción de presas naturales debido a la cacería de subsistencia

y/o enfermedades, los jaguares y pumas depredan las domésticas, ocasionando que los dueños del ganado maten a estos felinos (Hoogesteijn y Hoogesteijn 2005). Estos conflictos humano-jaguar/puma por depredación (real o percibida) de ganado es una de las principales causas de mortalidad de puma y jaguar en el Norte de México (Rosas-Rosas y col. 2008), a pesar de que ambas especies están protegidas por la ley.

Son muchos los factores que pueden contribuir a la depredación del ganado, pero los principales son dos: la baja disponibilidad de presas naturales y las malas prácticas de manejo del ganado (Polisar y col. 2003, Hoogesteijn y Hoogesteijn 2005, Rosas-Rosas y col. 2010), que facilitan la disponibilidad y vulnerabilidad del ganado como presa. Dentro de las causas de baja disponibilidad de presas se encuentra principalmente la cacería (de subsistencia y la ilegal), las enfermedades (Noon y col. 2003, Murphy y col. 2006, Taylor y col. 2008, Shender y col. 2009) y el sobrepastoreo por ganado (Stewart y col. 2002, Barrio y col. 2006, Gutiérrez y col. 2012). En el Norte de México es común que en muchos ranchos ganaderos se realice de forma ilegal cacería de venado (*O. virginianus*) y pecarí (*P. tajacu*) (Obs. Pers.), que son de las principales presas naturales del puma y del jaguar (de la Torre y de la Riva 2009, Ávila Nájera y col. 2009, Rueda y col. 2013).

Disponibilidad de presas naturales y la depredación de ganado

Desde 1914, basado en información empírica, Roosevelt mencionó que los ranchos con mayor abundancia de presas naturales en Brasil, experimentaban menos problemas con jaguares. En 1977, basándose en diversos estudios y observaciones, Shaw publicó que el número de ganado depredado en Arizona era inversamente proporcional al tamaño de la población de venados. En un estudio realizado por De la Torre y De la Riva (2009) sobre la depredación por pumas, en dos ranchos con abundancias relativas similares de ganado, se observó que existía mayor depredación en el rancho que tenía menor base de presas nativas. Cavalcanti y colaboradores (2010) mencionaron en un estudio de dieta de jaguar, que la depredación de ganado

en Brasil disminuía cuando existía mayor abundancia de pecaríes, mientras que Amador-Alcalá *y col.* (2013) asociaron la frecuencia de depredación de ganado de forma positiva con el número de ganado, y de forma negativa con el número de presas nativas, similar a los hallazgos de Burgas *y col.* (2014), quienes encontraron una correlación negativa entre la abundancia y riqueza de especies con la depredación de ganado. Rueda *y col.* (2013) mencionaron que cuando la disponibilidad de presas medianas es baja y se tiene presencia de ganado, éste se convertirá entonces en una presa principal en su dieta. Por otro lado, la simple presencia de ganado se ha relacionado a menor abundancia de mamíferos salvajes cuando se compara con áreas adyacentes que no tienen ganado (Loft 1991, Barrio 2006, Gutiérrez 2012). En un estudio de utilización de recursos, Stewart *y col.* (2002) presentaron evidencia de que la competencia entre ganado bovino, venados y wapitíes resultaba en el desplazamiento espacial del venado. En el sureste de Texas, los venados evitaban la asociación cercana con el ganado sin retirarse de su ámbito hogareño, y utilizaban los pastizales mucho más cuando el ganado era retirado o antes de que hubiera sido introducido (Adams 1978).

Existen, por lo tanto, diversos estudios donde se ha observado esta relación de disponibilidad de presas y depredación de ganado, sin embargo, estos estudios son inductivos y no han demostrado experimentalmente los efectos del número y tipos de presas sobre la dieta de los depredadores, aunque sirven como base para proponer hipótesis sobre los posibles efectos en la alternancia de presas por un depredador cuando se cambia la disponibilidad de las mismas.

Estructura de la tesis

Esta tesis se divide de la siguiente manera: el capítulo 1 se compone de un artículo donde se describe la dieta observada de pumas y jaguares en un hábitat de matorral xerófilo. Esto es la base para establecer que las presas, cuya abundancia se pretendía modificar fueran presas comunes en la dieta de los pumas y jaguares.

En el capítulo 2 se realizan estimaciones de abundancia de depredadores y presas a través de fototrampeo. Se mide el consumo y uso con base en la disponibilidad de presas a través de sitios de caza y contenido en heces en un área específica para poder realizar posteriormente incrementos de presas. En esta área de estudio se plantean los objetivos y se desarrollan los métodos para un periodo de 8 meses y se presentan los resultados preliminares. A este periodo se le nombra pretratamiento.

En el capítulo 3 se incrementan las abundancias relativas de las presas naturales que se considera pueden influir en la dieta de los pumas y jaguares. Se realizan nuevamente estimaciones de abundancia relativa y consumo y uso de las mismas con base en su disponibilidad. Se plantean los objetivos y métodos para este fin y se presentan resultados preliminares. Este periodo también es de 8 meses y se le nombra postratamiento.

En el capítulo 4 se presentan las comparaciones de los resultados preliminares de cada periodo y se realiza un análisis estadístico.

Finalmente en el capítulo 5 se presenta la discusión y se señalan los efectos y posibles aplicaciones en el conflicto de la depredación de ganado.

CAPÍTULO 1: DIET OF PUMAS (*PUMA CONCOLOR*) IN SONORA, MEXICO AS DETERMINED BY GPS KILL SITES AND MOLECULAR IDENTIFIED SCAT, WITH COMMENTS ON JAGUAR (*PANTHERA ONCA*) DIET.
Southwestern Naturalist 61(2) 2016. Accepted on 05/08/2016.

IVONNE CASSAIGNE*, RODRIGO A. MEDELLIN, RON W. THOMPSON, MELANIE CULVER,
ALEXANDER OCHOA, KARLA VARGAS, JACK L. CHILDS, JIM SANDERSON, RURIK LIST,
ARMANDO TORRES-GOMEZ

Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, UNAM, Circuito Interior, Ciudad Universitaria, D.F. Mexico (IC)

Instituto de Ecología, UNAM, Circuito Exterior s/n junto al Jardín Botánico Exterior, 04510, Ciudad Universitaria, D. F., Mexico (RAM)

Primero Conservation, Box 16106, Portal, AZ, 85632, USA (RWT)

U.S. Geological Survey, Arizona Cooperative Fish and Wildlife Survey, School of Natural Resources and the Environment, University of Arizona, 1064 East Lowell Street, Tucson, AZ 85721, USA (MC)

School of Natural Resources and the Environment, University of Arizona, 1064 East Lowell Street, Tucson, AZ 85721, USA (MC, AO, KV)

Borderland Trackers, 1165 W Hawk Way, Amado AZ 85645, USA (JC)

The Small Wild Cat Conservation Foundation, 1510 S Bascom Ave Apt 7 Campbell, CA, 95008-0618, USA (JS)

Departamento de Ciencias Ambientales, Universidad Autonoma Metropolitana-Lerma, Hidalgo Pte. 46, Col. La Estación, Lerma 52006, Estado de Mexico, Mexico (RL)

ABC Medical Center Observatorio, Consultorio 49 - C, Torre Sur, Sur 136-No. 116. Col. Las Américas, 01120, D.F., Mexico (ATG)

*Correspondent: icassaigne@yahoo.com

ABSTRACT-- We documented puma (*Puma concolor*) and jaguar (*Panthera onca*) prey consumption in northeastern Sonora, Mexico by investigating GPS cluster sites ($n = 220$), and conducting molecular analyses of scat ($n = 116$) collected between 2011 and 2013. We used camera trap data ($n = 8,976$ camera days) to estimate relative abundances of pumas and jaguars. Deer (*Odocoileus virginianus*) was the most frequent prey for puma found at kill sites (67%) and identified from scat (74%), although based on relative numbers of prey consumed, deer represented 45% and lagomorphs 20% of the proportion of all individuals eaten. A variety of small prey (weighing < 15 kg) comprised the majority (52%) of the jaguar kill sites. From prey found at kill sites, jaguars killed calves (*Bos taurus*) at a lower frequency than previously reported, whereas pumas preyed on calves at a higher frequency than previously reported in the same area. In our study area, jaguars preyed on calves at approximately the same rate as pumas (jaguars 3.7 calves per year, pumas 4.9 calves per year). Calculated predation rates were limited only to collared animals within our study area and therefore should not be considered applicable to all pumas and jaguars in Sonora.

RESUMEN-- Documentamos el consumo de presas de puma (*Puma concolor*) y jaguar (*Panthera onca*) en el noreste de Sonora, México mediante la investigación de agrupamiento de sitios de GPS ($n = 220$), y la realización de los análisis moleculares de heces colectadas ($n = 116$) entre 2011 y 2013. Utilizamos datos de trampas cámara ($n = 8.976$ días cámara) para estimar la abundancia relativa de pumas y jaguares. El venado (*Odocoileus virginianus*) fue la presa con mayor frecuencia encontrada en sitios de caza de puma (67%) e identificada en heces (74%), aunque basándose en los números relativos de presas consumidas, los venados representaron 45% y lagomorfos 20% de la proporción de todas las presas consumidas. Una variedad de presas pequeñas (peso <15 kg) conformaron la mayoría (52%) de los sitios de caza de jaguares. De las presas encontradas en sitios de caza, los jaguares mataron becerros (*Bos taurus*) a una frecuencia más baja que la reportada anteriormente, mientras que los pumas depredaron becerros a una frecuencia mayor a la reportada previamente en la misma zona. En nuestra área de estudio, los jaguares depredaron becerros aproximadamente a la misma tasa que los pumas (jaguares 3.7 becerros por año, pumas 4.9 becerros por año). Los cálculos de las tasas de depredación están limitados a los animales con collar dentro del área de estudio y por lo tanto no debe considerarse su aplicación a todos los pumas y jaguares en Sonora.

The grizzly bear (*Ursus arctos*) and wolf (*Canis lupus*), once extant throughout northern Sonora, Mexico, were extirpated because they were perceived as a threat to livestock production (Brown and Murray, 1988). Perceptions about jaguar and puma predation on livestock are the reason they are illegally killed, and is the primary cause for the declining population of jaguars in Sonora (Brown and Lopez-Gonzalez, 2001; Rosas-Rosas et al., 2010).

Although puma populations are believed to be stable in Mexico, jaguars are classified as “Endangered” (SEMARNAT, 2010). Sonora has the northernmost population of jaguars, which has been estimated at a density of 1.05-1.1/100 km² (Gutierrez-Gonzalez et al., 2012; Rosas-Rosas and Bender, 2012) and is considered to be one of the lowest reported in the literature for all jaguar distribution (Maffei et al., 2011). A few jaguars still disperse into the southwestern United States, where they are legally protected as an endangered species (Fish and Wildlife Service, Interior, 1997). International collaboration between both countries is essential for effective conservation of not only jaguars and pumas, but also a wide variety of other species (Medellin, 1998).

Determining accurate prey proportions, including livestock, in the diets of pumas and jaguars in Sonora is essential for understanding the economic impacts of predation for livestock producers and essential to managing habitat and prey of pumas and jaguars. However, studies examining the ecology and conservation needs of coexisting jaguars and pumas and their prey are limited and they typically have been carried out in tropical areas, considered as the core habitats of jaguars (Weckel et al., 2006; Cavalcanti and Gese, 2010; Foster et al., 2010). This is the first study of puma and jaguar diet composition in the Sinaloan thornscrub using GPS cluster investigations and molecular analyses of scat. The purpose of this study was to determine the diet of pumas and jaguars using GPS satellite collars to locate kill sites, to conduct molecular analyses of scat, and to estimate annual predation rates on cattle by both apex predators.

MATERIALS AND METHODS--Study Area--The study area is approximately 700 km² (Fig. 1) and partially overlapped that of a previous diet study by Rosas-Rosas et al. (2008). It was located in the Sierra Madre Occidental, in northeastern Sonora, approximately 250 km south of the United States-Mexico border. Boundaries were defined by confirmed kill site locations of our study animals within the neighboring municipalities of Los Granados, Divisaderos, and Nacori Chico, inclusive of portions of the Rio Bonito, Rio Bavispe, and Rio Aros. The entire study area was within the Rio Yaqui watershed. Elevation ranged from 500 m to 1,500 m, and the average annual precipitation was 480 mm (National Meteorological Service, Base de datos climáticos del Noroeste de México, <http://peac-bc.cicese.mx/datosclim/dcbc.php#>). The study area has a large diversity of vegetation including Sinaloan thornscrub, Sinaloan tropical deciduous forest, and Madrean evergreen woodland (Brown, 1982). Dominant vegetation includes zamota (*Corsetia glandulosa*), mauto (*Lysiloma divaricata*), mesquite (*Prosopis juliflora*), torote (*Bursera* spp.), tarachique (*Dononaea viscosa*), palo blanco (*Piscidia mollis*), catclaw (*Mimosa* spp.), organ pipe cactus (*Lemaireocereus thurberi*), and quelite (*Amaranthus palmeri*).

Livestock operations in the region consist of year-round cow-calf production without synchronized breeding. Cattle were documented previously as prey for both pumas and jaguars in the study area (Rosas-Rosas et al., 2008). Other potential prey species included white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*), collared peccary (*Pecari tajacu*), white-nosed coati (*Nasua narica*), opossum (*Didelphis virginiana*), and three species each of lagomorphs and skunks as determined from our camera traps.

Captures--Between February 2011-February 2013 we captured or recaptured two jaguars and seven pumas. We used modified Aldrich foot snares (Logan et al., 1999) approximately 1 m in length staked to the ground with in-line double swivels and heavy duty springs. We monitored active snare sites every four hours using VHF trap site transmitters and a VHF receiver (Telonics® Inc. Mesa, Arizona). Study animals were immobilized with either a combination of ketamine (5 mg/kg, Ketanil®, Wildlife Pharmaceuticals Mexico, Mexico; 200 mg/ml) and medetomidine (0.08 mg/kg, Wildlife Pharmaceuticals Inc., Fort Collins, Colorado; 20 mg/ml), antagonized with atipamezole (0.35 mg/kg, Wildlife Pharmaceuticals Inc., 20 mg/ml); or a mix of butorphanol (0.4 mg/kg, Wildlife Pharmaceuticals Inc., 30 mg/ml) combined with medetomidine (0.08 mg/kg) and azaperone (0.15 mg/kg, Wildlife Pharmaceuticals Inc., 50 mg/ml), antagonized with atipamezole (0.35 mg/kg) and naltrexone (3 mg/mg of butorphanol used, Trexonil®, Wildlife Pharmaceuticals Mexico; 50 mg/ml). All captured adult animals were fitted with up-linking Iridium (Advanced Telemetry Systems, Isanti, Minnesota; collars $n = 8$) or Global Star (North Star, King George, Virginia; collars $n = 4$) satellite GPS collars programmed to download locations six times during each 24-hour period (1200 h, 1800 h, 2100 h, 0100 h, 0400 h, and 0600 h).

Camera Traps--We placed 42 camera traps over approximately 100 km² to estimate relative abundances of pumas and jaguars. The size of the area sampled was limited by the number of cameras available; however, cameras were stratified between the major vegetation types on animal trails (70-250 cm in width) and secondary roads (approximately 400 cm wide). We placed 22 cameras within approximately 50 km² from February 2011-March 2012 and 20 cameras within the remaining 50 km² from April 2012-June 2013. Minimum distance between cameras was 0.32 km and maximum distance was 12.58 km,

which corresponded to the distance between two different non-contiguous grazing ranches in our study area (mean = 4.97 km). Photos were collected at least every six weeks, relabeled with their date and time, sorted by species, and analyzed monthly to establish frequency of occurrence and abundance of predators using the camera trap analysis program “ReNamer” (Harris et al. 2010). Any two-camera site stations were considered independent from each other due to the distance and/or different stratification placement. The program assumes independent pictures of a species at a site after each 60-minute period and uses the maximum number of individuals photographed in subsequent sequential pictures. A Relative Abundance Index (RAI) (O’Brien et al., 2003; Monroy-Vilchis et al., 2011) also was calculated with the program.

Kill Site Investigations--Between February 2011 – June 2013 we identified potential kill sites as two or more consecutive GPS locations < 200 m apart occurring between 1800 h and 0600 h to avoid day-bedding activity (Anderson and Lindzey, 2003), and to save costly field time. Potential kill sites were investigated within a two-week period after the animal had departed. At sites where prey remains were found, we searched for evidence of a large felid responsible for the kill, such as bite marks by large canines, drag marks, signs of struggle (broken branches, turned over rocks), and blood stains. When such evidence was found we classified the site as a kill site. If the prey remains were fed upon, but no evidence associated with the act of killing was observed, the site was classified as a scavenging site. Potential kill sites with no prey item located were described as possible bedding or ambush hunting sites (sites in close proximity to water, game trails, peccary bedding grounds, and fence crossings). At kill sites, we confirmed the predator species as either a puma (evisceration and caching of the carcass) or jaguar (canine bites to the skull, no evisceration, and non-caching of the carcass) (Childs, 1988). For prey items we recorded species and age class (cattle less than one year of age were considered as calves).

Molecular Analysis of Scats--DNA Extraction--We opportunistically collected scat samples from felids throughout the study area from October 2012-June 2013. Predator DNA was extracted by obtaining sloughed epithelial cells from the scat, and prey DNA was extracted from bones and hair found in the scat. DNA extractions were performed in a dedicated ancient-DNA facility located in a separate building from the post-PCR laboratory to avoid contamination. Depositor DNA was extracted by swabbing the surface of the scats with cotton-tipped applicators saturated with 10x PBS buffer (Thermo Fisher Scientific Inc., Waltham, Massachusetts). Applicators were placed in 2.0 ml microcentrifuge tubes with 300 µl of ATL buffer (Qiagen Inc., Valencia, California) and 30 µl of Proteinase K (Qiagen Inc.) and incubated at 70°C for 24 hours. After incubation, we used a Qiagen DNeasy® Blood and Tissue extraction kit (Qiagen Inc.) and followed the manufacturer’s protocol for DNA extraction and purification from animal tissue.

A major bone was selected from each scat and pulverized in a freezer mill (Spex 6770 freezer mill from Spex SamplePrep, Metuchen, NJ). Up to 50 mg of bone powder was decalcified for five days with 400 µl of 0.5 M EDTA (Promega Corporation, Madison, Wisconsin) at 4°C with agitation. In order to remove ions accumulated during decalcification, bone pellets were washed four times with 1.5 ml of sterile deionized water prior to DNA extraction. After the wash steps, 300 µl of ATL buffer and 30 µl of Proteinase K were added and samples were incubated at 55°C for 24 hours on a rocking platform. After incubation, we used a Qiagen DNeasy® Blood and Tissue extraction kit and followed

the manufacturer's protocol for animal tissue DNA extraction and purification.

Hair shafts were cut into fragments of approximately 2 mm and placed in 2.0 ml microcentrifuge tubes with 200 μ l of lysis buffer X1 [10 mM Tris-Cl pH 8.0 (Teknova, Hollister, California), 10 mM EDTA, 100 mM NaCl (Promega Corporation), 40 mM DTT (Amresco, Solon, OH), 2% SDS (Amresco), and 250 μ g/ml Proteinase K (Qiagen Inc.)]. Samples were incubated overnight at 55°C with agitation. Following incubation, we used a Qiagen DNeasy® Blood and Tissue extraction kit and followed the manufacturer's protocol for animal tissue DNA extraction and purification.

PCR Amplification--A segment of approximately 470 base pairs of the mitochondrial cytochrome-*b* (*Cytb*) gene region was amplified using the primers mcb398 and mcb869, designed by Verma and Singh (2003) for mammalian species. PCR amplifications were performed in a total volume of 20 μ l containing 1X PCR Buffer (Qiagen Inc.), 1 mM MgCl₂ (Qiagen Inc.), 0.2 mM dNTPs (Qiagen Inc.), 0.05 % BSA (Sigma-Aldrich, St. Louis, MO), 1U of Taq DNA Polymerase (Qiagen Inc.), 0.5 μ M of each forward and reverse primer, and 6 μ l of template DNA. PCR conditions consisted of initial denaturation at 95°C for 10 min, followed by 40 cycles of denaturation at 95°C for 45 sec, annealing at 51°C for 1 min, extension at 72°C for 2 min, and a final extension at 72°C for 10 min. A Mastercycler machine (Eppendorf, Westbury, New York) was used for PCR. To remove excess primers and dNTPs prior to sequencing, PCR products were purified following the ExoSAP-IT (Thermo Fisher Scientific Inc.) protocol according to manufacturer's recommendations.

DNA Sequencing and Species Identification--PCR products were submitted for sequencing to the University of Arizona Genetics Core (UAGC) (<http://uagc.arl.arizona.edu/>), where a 3730 Automated DNA Analyzer (Applied Biosystems, Foster City, California) was used to generate sequences. PCR products were sequenced in forward and reverse directions using primers mcb398 and mcb869. Forward and reverse sequences were scored and aligned using the software Sequencher V5.2 (Gene Codes Corporation, Ann Arbor, MI). The online algorithm BLAST (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov>; Altschul et al., 1990) was used to compare all sequences generated in this study to reference sequences in the National Center for Biotechnology Information (NCBI) GenBank database (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov>). Species identification was based on best matches obtained in BLAST. High confidence of species ID was based on an e-value cut-off of 0.0 and maximum identity ($\geq 95\%$).

Prey Composition in Scat--Results of the prey composition analyses were expressed in frequency of occurrence (F.O.), which is the percentage of scats in which an item was found. Since proportionately more collectible scats are produced when pumas consume smaller prey (Ackerman et al., 1984), we used the correction factor developed by Ackerman et al. (1984): $Y = 1.98 + 0.035X$, where Y is the mass of prey consumed per scat and X is prey body mass. This regression was used to convert prey occurrence to an estimate of the relative biomass and relative number of prey consumed.

Statistical Methods--Continuous variables were tested for normality (Shapiro-Wilk), resulting in a parametric distribution (SPSS, version 16.0). These variables are reported as mean \pm SD. Categorical variables are described in absolute and relative frequencies. We calculated the annual rate of cattle and deer predation for individual pumas and jaguars

using the total number of GPS collar days, which were compared using a Student's *t*-test (SPSS version 16.0).

RESULTS--Camera data--A total of 8,476 photos were obtained with a camera trap effort of 8,976 camera days, which is considered adequate sampling for establishing inferences at a community level (Cusack et al., 2015). From these, we obtained 5,560 independent pictures. Comparing the RAI between puma (2.67) and jaguar (0.67; Table 1), we detected a ratio of one jaguar per 4.5 pumas in our study area.

Kill Site Investigations--We captured and radio collared seven adult pumas (four males, three females) and two adult jaguars (one male, one female). The radio collars of three pumas failed shortly after release for unknown reasons and therefore provided limited data. One female puma was killed and eaten by a non-collared male puma prior to providing any prey data. We obtained 231 GPS clusters meeting our definition of a potential kill site. Eleven of these sites were not investigated due to personal safety reasons or lack of permission to access the area. From the remaining 220 potential kill sites, we discovered prey remains at 107 (46%), 84 of which were for pumas (Table 2) and 23 for jaguars (Table 3). Of the 107 sites with prey remains, six were determined to be scavenging sites. Based on the GPS data, three of the scavenging sites were solely fed on by puma, two only by jaguar, and one by both puma and jaguar. Feeding activity at the shared site was temporally separated, with puma feeding prior to the arrival and feeding by jaguar as shown by the GPS data.

Scat Analyses--We collected 116 scats and determined the predator species by molecular analysis for 85 (73%); 75 (88%) deposited by pumas and 10 (12%) deposited by jaguars. Using molecular methods as previously described, we identified the prey species in 71 scats (84%); 66 from puma (Table 2) and five from jaguar (Table 3). The age classes of cattle could not be determined from scat analyses, nor could we determine if the animal was killed or scavenged.

Predation--Puma Kill Sites--Puma diet included at least 12 species (Table 2). White-tailed deer was the most frequent prey killed (67%) by pumas as determined by the investigations of GPS clusters, followed by calves (16%), and peccaries (6%). The majority of prey killed by our collared pumas (89%) were species weighing >15 kg. We calculated that collared pumas in our study area killed approximately 4.9 calves per year and approximately 20.9 white-tailed deer per year. Male pumas killed 5.2 calves per year, whereas females killed calves at a lower rate of 1.6 calves per year. Collar-days were 163 ± 138.5 ($P = 0.752$).

Puma Scat Analyses--We identified white-tailed deer to be 74% of the puma diet, followed by cattle at 12%. However, applying the Ackerman's correction factor, white-tailed deer accounted for 43% of the diet and calves for 4%. Prey weighing <15 kg represented 48% of the diet while the majority of the diet (52%) was comprised of species weighing >15 kg.

Jaguar Kill Sites--We identified a minimum of nine prey species at jaguar kill sites. The majority (52%) of prey killed by jaguars in the study area were species weighing <15 kg (bird, coati, skunk, opossum, grey fox, and bobcat). Scavenging represented 13% of the sites inspected (Table 3). Although calves were the single most frequent prey species found at jaguar kill sites (17%), the frequency of occurrence was similar to that of calves in the

diet of pumas (16%) as determined from the investigation of kill sites. Collared jaguars in our study area killed 3.7 calves per year and 2.8 white-tailed deer per year. Collar-days were 197.5 ± 45.9 ($P = 0.752$).

Jaguar Scat Analyses--Since a minimal sample size of 40 scats has been shown to adequately characterize jaguar diet (Nuñez et al., 2000), we did not consider our jaguar scat sample size ($n = 5$) as adequate to establish any conclusions.

DISCUSSION--During a previous scat-based diet study of jaguars and pumas in the same study area (Rosas-Rosas et al., 2008), cattle accounted for 58% of the total biomass consumed by jaguars and 9% by pumas (in contrast to 20% by pumas in our study). The assignment of scat to either a jaguar or a puma was based on observations of associated tracks and scrapes, and on the size, color, and shape of the scat, rather than DNA analyses. Scat diet studies unsupported by modern molecular techniques present three problems: 1) the possibility of misidentification of the species depositing the scat, as described by Farrel et al. (2000) and Rueda et al. (2013). Rueda et al. (2013) found that only 64% and 36% of the scat assigned to puma and jaguar, respectively, were accurate; 2) scat collected could be from a few or even a single unknown jaguar or puma, as described by Cavalcanti and Gese (2010), who noted that three of their 10 collared jaguars accounted for most of the predation of livestock in their study area; and 3) diet cannot be differentiated as either prey killed or food obtained by scavenging (Bauer et al., 2005). The consequence of not determining actual scavenging frequencies could assign higher frequencies of depredation of livestock to puma or jaguar than are actually occurring. In our study, we estimated 13% of the diet of jaguars and 4% of the diet of pumas to be from scavenging. If we had used only scat analyses, these scavenging percentages would have been added into their diets and, thus, wrongly assumed that jaguars and pumas were killing more livestock than they actually were.

This study, however, brings together two scientific methods for detecting and quantifying prey use by apex carnivores. The prey killed most frequently by pumas in this study was white-tailed deer (67%), a finding similar to long-term puma diet studies based on kill sites by Shaw (1981), Anderson and Lindzey (2003), and Knopff et al. (2010). Scat analyses however, when applying the Ackerman's correction factor, can show a better numerical estimation of the different species in the diet. Although white-tailed deer remained as the most frequent prey killed by pumas, species weighing <15 kg represented 48% of the diet as determined by scat analysis compared to 11% as determined from our kill site investigations. These results suggest there is a bias towards finding larger prey items at potential kill sites. Despite the difficulty of finding prey weighing <15 kg, 52% of our kill sites for jaguar ($n = 12$) had medium prey species. Unfortunately, due to the low density of jaguars in the area and the difficulty in finding jaguar scat, we could not thoroughly describe jaguar diet. We acknowledge that jaguar scat was under-sampled based on the results of our opportunistic collection of scats, followed by molecular identification of the depositing predator. Jaguar scats are, for unknown reasons, difficult to detect on a landscape with a low density of jaguars. Our kill site results however, suggest that prey species weighing <15 kg might be of great importance in the maintenance or growth of a population of Sonoran jaguars.

Although our sample size of two jaguars with GPS collars was too low to adequately

describe jaguar diet in the Sinaloan thornscrub, it is an important sample when considering the low density of jaguars known currently to be extant in Sonora. In 2005, Rosas-Rosas and Bender (2012) estimated a density of 1.1/100 km² in a location near our study area. However, since then, the jaguar population might have decreased. From 1999-2004, Rosas-Rosas et al. (2010) documented “>11 jaguars” known to have been killed, or approximately 0.6 jaguars killed per year/100 km². In a portion of our study area of approximately 200 km², we documented the killing of three jaguars in a three-year period (2011-2013; 0.5 jaguars killed per year/100 km²). In a parallel ongoing camera trap study in our research area we documented a decrease in the detection rates for jaguars from 0.95 to 0.28 jaguars/100 camera days from the beginning to the end of the period (2009-2014). Therefore, this jaguar subpopulation in Sonora might not only be one of the lowest densities recorded, but could now be a subpopulation sink (i.e., annual mortality exceeds recruitment; Logan and Sweanor, 2001).

To a rancher, the most important information about a predator’s diet is to know how many calves are killed and what can be done to reduce or eliminate predation. Despite being vulnerable, calves were consumed at a lower frequency than white-tailed deer by pumas or small mammals by jaguars. Frequency of peccaries found at kill sites from both jaguars and pumas was less than 7%. Peccaries are an important prey for jaguar, as determined in several diet studies of jaguars in Mexico (Nuñez et al., 2000; Lopez-Gonzalez and Miller, 2002; Rueda et al., 2013). Peccaries existed in low numbers in our study area due to illegal poaching or disease die-offs, as described by ranchers; hence, the only animals of similar size available as prey for jaguars were white-tailed deer and calves. Calves were clearly more vulnerable than deer or peccary. If white-tailed deer and peccaries were more abundant, livestock predation might be reduced. Prey switching could be tested experimentally as an alternative adaptive wildlife management option in an effort to reduce livestock losses from pumas and jaguars by translocating peccaries captured in areas where their population is stable and they are considered a problem.

When managing both livestock and wildlife in a multi-prey system for economic and conservation/management reasons, it is important to understand predation as “offtake” (Murphy et al., 2011) of prey. This occurs at a constant minimum rate that rises and falls with climate and subsequent responding seasonal and annual numbers of prey and predators as well as their composition and population sizes (Logan and Sweanor, 2001). In order to calculate prey offtake, biologists and livestock owners must work together to determine or designate what kind and how much prey are available within their area of management responsibility for a known population of predators. Attempting to manage livestock where there is a constant unregulated illegal removal of preferred wild prey likely results in costly unintended consequences for ranchers.

This study provided additional management tools to consider for improving wildlife management programs. Wildlife professionals must be precise in working with local communities that are dependent on livestock and ultimately responsible for the fate of both predator and prey. This is truer now than before, as cattle prices exceed the highest values ever recorded (USDA, <http://www.ers.usda.gov/topics/animal-products/cattle-beef/statistics-information.aspx>). The wolf and grizzly were extirpated in response to past real or perceived impacts of apex carnivores on the ranching industry (Brown, 1982), yet livestock husbandry practices have not substantially changed in the Sierra Madre

Occidental. Predators are still preying on cattle and predators are still killed in retaliation by ranchers. At the end of our study, both our collared jaguars were poisoned or shot, despite this being a crime in Mexico.

Recommendations--Our study shows that pumas and jaguars kill and consume cattle at rates that might be mitigated with synchronized calving concurrent with the fawning season and/or by maintaining healthy populations of native prey species. In our study both predators consumed a majority of native wildlife species. Therefore, a sustainable and healthy native prey population, combined with the management of cattle within proper range carrying capacities that also considers wildlife habitat and forage needs, may decrease livestock depredation. Maintaining white-tail deer and peccary populations at levels that mitigate predation on cattle by pumas and jaguars might be warranted. We hope this study will provide the incentive for future change in the perceptions by, and practices of, ranchers; and such changes have the potential for positive landscape and economic impacts.

Funding was provided by The Rufford Foundation, The Summerlee Foundation, Primero Conservation, Pope and Young Club, Safari Club International, The Small Wild Cat Conservation Foundation, and Sea World & Busch Gardens Conservation Fund. We want to first and foremost thank our field technician M. Galaz Galaz for all his hard work, knowledge and skills in reading wildlife sign, and ability to collaborate with all landowners and local citizens. Our appreciation of S. Dieterich cannot be expressed for all her work with grant tracking and coordination during long fieldwork sessions. We could not have completed this project without the invaluable voluntary assistance and support in the field given by N. Smith, D. Milani, B. Geary, K. Thompson, K. Drake, A. de la Torre, B. Portillo Lopez, A. Legorreta, L. and P. Harveson, R. Valdez, L. Torres Knoop and the Televisa team during this project. We are especially grateful to J. Moreno Martinez for his continuous support and use of his ranches, horses, mules, and lodging for the duration of the study. We thank T. Waddell for his helpful review of our paper and Greater Good for their funding support to apply a model generated from this study to resolve wildlife conflicts with ranchers in the study area. Finally, we want to thank all the study area ranchers that allowed us access to their properties to check kill sites and for their understanding and patience of our study's purpose even when they were notified that our study animals had killed one of their calves. Vertebrates were captured by personnel working for this study under their live capture permit number SGPA/DGVS/00214/13. Any use of trade, firm, or product names is for descriptive purposes only and does not imply endorsement by the U.S. Government.

LITERATURE CITED

- ACKERMAN, B. B., F. G. LINDZEY, AND T. P. HEMKER. 1984. Cougar feed habits in Southern Utah. *The Journal of Wildlife Management* 48:147-155.
- ALTSCHUL, S. F., W. GISH, W. MILLER, E. W. MYERS, AND D. J. LIPMAN. 1990. Basic local alignment search tool. *Journal of Molecular Biology* 215:403-410.
- ANDERSON, C. R., AND F. G. LINDZEY. 2003. Estimating cougar predation rates from GPS location clusters. *Journal of Wildlife Management* 67:307-316.

- BAUER, J. W., K. A. LOGAN, L. L. SWEANOR, AND W. M. BOYCE. 2005. Scavenging behavior in puma. *Southwestern Naturalist* 50:466-471.
- BROWN, D. E. 1982. Biotic communities of the American southwest-United States and Mexico. *Desert Plants* 4:1-4.
- BROWN, D. E., AND J. A. MURRAY. 1988. The last grizzly and other southwestern bear stories. University of Arizona Press, Arizona.
- BROWN, D. E., AND C. A. LOPEZ-GONZALEZ. 2001. Borderlands jaguars (Tigres de la frontera). University of Utah Press. Salt Lake City, Utah.
- CAVALCANTI, S. M., AND E. M. GESE. 2010. Kill rates and predation patterns of jaguars (*Panthera onca*) in the southern Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy* 91:722-736.
- CHILDS, J. L. 1988. Tracking the felids of the borderlands. Printing Corner Press. El Paso, Texas.
- CUSACK, J. J., A. J. DICKMAN, J. M. ROWCLIFFE, C. CARBONE, AND D. W. MACDONALD. 2015. Random versus game trail-based camera trap placement strategy for monitoring terrestrial mammal communities. *PloS One* 10:1-14. e0126373.
- FARREL, L. E., J. ROMAN, AND M. E. SUNQUIST. 2000. Dietary separation of sympatric carnivores identified by molecular analysis of scats. *Molecular Ecology* 9:1583-1590.
- FISH AND WILDLIFE SERVICE, INTERIOR. 1997. Endangered and threatened wildlife and plants; final rule to extend endangered status for the jaguar in the United States. *Federal Register* 73:39147-39157.
- FOSTER, R. J., B. J. HARMSSEN, B. VALDES, C. POMILLA, AND C. P. DONCASTER. 2010. Food habits of sympatric jaguars and pumas across a gradient of human disturbance. *Journal of Zoology* 280:309-318.
- GUTIERREZ-GONZALEZ, C. E., M. A. GOMEZ-RAMIREZ, AND C. A. LOPEZ-GONZALEZ. 2012. Estimation of the density of the near threatened jaguar *Panthera onca* in Sonora, Mexico, using camera trapping and an open population model. *Oryx* 46:431-437.
- HARRIS, G., R. THOMPSON, J. L. CHILDS, AND J. G. SANDERSON. 2010. Automatic storage and analysis of camera trap data. *Bulletin of the Ecological Society of America* 91:352-360.
- KNOPFF, K. H., A. A. KNOPFF, A. KORTELLO, AND M. S. BOYCE. 2010. Cougar kill rate and prey composition in a multiprey system. *Journal of Wildlife Management* 74:1435-1447.
- LOGAN, K. A., L. L. SWEANOR, J. F. SMITH, AND M. G. HORNOCKER. 1999. Capturing pumas with foot-hold snares. *Wildlife Society Bulletin* 27:201-208.
- LOGAN, K. A., AND L. L. SWEANOR. 2001. Desert Puma: Evolutionary ecology and conservation of an enduring carnivore. Island Press. Washington, D.C.
- LOPEZ-GONZALEZ, C., AND B. MILLER. 2002. Do jaguars (*Panthera onca*) depend on large prey? *Western North American Naturalist* 62:218-222.
- MAFFEI, L., A. J. NOSS, S. C. SILVER, AND M. J. KELLY. 2011. Abundance/density case study: Jaguars in the Americas. Pages 119-144 in *Camera traps in animal ecology: Methods and analyses* (A. F. O'Connell et al., editors). Springer, Japan.
- MEDELLIN, R. A. 1998. True international collaboration: Now or never. *Conservation Biology* 12:939-940.

- MONROY-VILCHIS, O., M. M. ZARCO-GONZÁLEZ, C. RODRÍGUEZ-SOTO, L. SORIA-DÍAZ, AND V. URIOS. 2011. Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. *Revista de Biología Tropical* 59:373-383.
- MURPHY, K. M., M. S. NADEAU, AND T. K. RUTH. 2011. Cougar-prey relationships. Pages 41-70 in *Managing cougars in North America* (J. A. Jenks, editor). Jack H. Berryman Institute, Utah State University, Logan, USA.
- NUÑEZ, R., B. MILLER, AND F. LINDZEY. 2000. Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. *Journal of Zoology* 252:373-379.
- O'BRIEN, T., M. KINNAIRD, AND H. WIBISONO. 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical landscape. *Animal Conservation* 6:131-139.
- ROSAS-ROSAS, O. C., L. C. BENDER, AND R. VALDEZ. 2008. Jaguar and puma predation on cattle calves in Northeastern Sonora, Mexico. *Journal of Rangeland Ecology and Management* 61:554-560.
- ROSAS-ROSAS, O. C., L. C. BENDER, AND R. VALDEZ. 2010. Habitat correlates of jaguar kill sites of cattle in Northeastern Sonora, Mexico. *Human-Wildlife Conflicts* 1:103-111.
- ROSAS-ROSAS, O. C., AND L. C. BENDER. 2012. Population status of jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in northeastern Sonora, Mexico. *Acta Zoologica Mexicana* 28:86-101.
- RUEDA, P., G. D. MENDOZA, D. MARTINEZ, AND O. C. ROSAS-ROSAS. 2013. Determination of the jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) diet in a tropical forest in San Luis Potosi, Mexico. *Journal of Applied Animal Research* 41:484-489.
- SEMARNAT (SECRETARIA DE MANEJO Y APROVECHAMIENTO DE RECURSOS NATURALES). 2010. Norma Oficial Mexicana. NOM-059-SEMARNAT-2010.
- SHAW, H. G. 1981. Comparison of mountain lion predation on cattle on two study areas in Arizona. Pages 306-318 in *Proceedings of the Wildlife Livestock Relationships Symposium*. Moscow, PA, USA (L. Nelson and J.M. Peek, editors). University of Idaho Forest, Wildlife, and Range Experiment Station.
- VERMA, S. K., AND L. SINGH. 2003. Novel universal primers establish identity of an enormous number of animal species for forensic application. *Molecular Ecology Notes* 3:28-31.
- WECKEL, M., W. GIULIANO, AND S. SILVER. 2006. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology* 270:25-30.

TABLE 1--Number and proportion of independent pictures for jaguar and puma detected by camera traps from February 2011 - June 2013 and the relative abundance index (RAI) in the study area in Sonora, Mexico,

Species	# Pictures	%	RAI
Puma (<i>Puma concolor</i>)	240	4.32	2.67
Jaguar (<i>Panthera onca</i>)	54	0.97	0.60
Other species	5,266	94.7	---
Total	5,560	100	---

TABLE 2--Frequency (percentage) of species identified at 84 kill/scavenging GPS cluster sites from six pumas (*Puma concolor*), and frequency of occurrence, relative biomass, and relative number of individuals consumed of species identified by DNA analysis of 66 scat of pumas in the study area in Sonora, Mexico, between October 2012 - June 2013.

Prey Species	Frequency (%)	Frequency of occurrence (%)	Relative biomass consumed (%)	Relative number of individuals consumed (%)
> 15 kg				
<i>Odocoileus virginianus</i>	67	74	72	45
<i>Bos taurus</i> ^a	16	12	20	4
<i>Pecari tajacu</i>	6	3	2	4
<i>Canis latrans</i>	1	0	0	0
<i>Equus asinus</i>	1	0	0	0
< 15 kg				
Mephitidae	1	0	0	0
Birds (Catharidae, <i>Melleagris gallopavo</i> , <i>Corvus</i> spp.)	1	0	0	0
<i>Nasua narica</i>	2	0	0	0
Lagomorph (<i>Sylvilagus</i> spp., <i>Lepus</i> spp.)	1	3 ^b	1	20
Tortoise (<i>Gopherus agassizii</i>)	0	6	4	17
Squirrel (<i>Otospermophilus variegatus</i>)	0	2	1	10
Scavenge sites (cow or deer carcass)	4	---	---	---

^a*Bos taurus* was identified as calf at all kill sites but age could not be established through scat analysis.

^b*Sylvilagus floridanus* identified by DNA analysis.

TABLE 3--Frequency (percentage) of species identified at 23 kill/scavenging GPS cluster sites from two jaguars (*Panthera onca*), and prey items identified by DNA analysis of five jaguar scats, in study area in Sonora, Mexico, between February 2011 – June 2013.

Prey Species	Frequency (%)	Number of scats with prey item
<hr/>		
> 15 kg		
<i>Odocoileus virginianus</i>	13	0
<i>Bos taurus</i> ^a	17	3
<i>Pecari tajacu</i>	4	0
<hr/>		
< 15 kg		
Mephitidae	9	1
Birds (Cathartidae, <i>Melleagris gallopavo</i> , <i>Corvus</i> spp.)	13	0
<i>Nasua narica</i>	4	0
<i>Lynx rufus</i>	4	0
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	4	0
<i>Didelphis virginiana</i>	9	1
Scavenge sites (cow or deer carcass)	13	---

^a*Bos taurus* was identified as calf at all kill sites but age could not be established through scat analysis.

CAPÍTULO 2: Abundancia y uso de presas de puma (*Puma concolor*) y jaguar (*Panthera onca*) en el Rancho Ganadero Pueblo Viejo, sitio de estudio en Sonora, México.

Antecedentes

Una vez identificadas las presas comunes para el puma y jaguar en un área de aproximadamente 700 km² (capítulo 1), se identificó un área más pequeña donde se pudiera realizar un cambio en la densidad de presas y comparar los efectos sobre la dieta de pumas y jaguares en ese sitio. Dado que el enfoque del estudio sería conocer dichos efectos para generar propuestas que reduzcan el conflicto con los intereses humanos por la depredación de ganado, en este capítulo y el siguiente, combinamos los resultados de consumo de presas de ambos depredadores, puma y jaguar, a fin de evaluar los resultados sobre un rancho ganadero.

Objetivos específicos

- 1) Estimar abundancia relativa de mamíferos medianos y grandes (mayores a 15 kg), así como su co-ocurrencia con depredadores tope (puma y jaguar).
- 2) Estimar consumo de presas a través de análisis de heces, hallazgos de restos e inspección de sitios de caza en el área de estudio.
- 3) Calcular el uso de presas por ambos depredadores (pumas y jaguares) considerando la abundancia relativa de las mismas.

Área de estudio

El sitio de estudio se encuentra manejado bajo el esquema de UMA (Unidad de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre), denominada “Refugio Privado de Jaguares Silvestres”, ubicada en el municipio de Divisaderos, Sonora, México, a los 29° 36' N, 109° 28' O. Tiene una superficie de 72km². Las elevaciones van de 500 a 1,500 msnm.

La precipitación pluvial anual media es de 490 mm llegando a 1,000 mm en las zonas de mayor altitud (Sistema Meteorológico Nacional 2013). El clima es semi-seco, semi-cálido con una temperatura media máxima mensual de 28.7 °C en junio y julio, y con una temperatura media mínima mensual de 11.7 °C de diciembre a febrero; la temperatura media anual es de 20.3 °C, el período de lluvias se presenta en el verano en los meses de julio y agosto; la precipitación pluvial media anual es de 490.8 milímetros. La vegetación predominante es de matorral xerófilo semi-tropical y se considera que forma parte del desierto sonorense. En el sitio de estudio cruza el río Bavispe y se encuentra también la intersección con el río Aros.

La UMA mantiene ganado de forma extensiva con nacimientos de becerros todo el año. Se realizan dos colectas de becerros al año para su venta.

Métodos

El periodo de estudio comprendió del 15 de octubre del 2012 al 14 de junio de 2013 (8 meses). A este periodo lo nombramos pretratamiento.

1.1) Abundancia relativa: Por medio del programa ReNamer (Kozlov *y col.* 2009, Harris *y col.* 2010) se calculó la abundancia relativa de las especies a través de 20 cámaras que estuvieron distribuidas en un área de 39 km² como estaciones simples, con una distancia promedio de 4.6 km entre ellas. El diseño de muestreo fue dirigido a maximizar la representación de fotografías de puma y jaguar en el área, el cual forma parte de otro estudio que inició en el 2008 (Moreno *y col.* 2012), y se ha mantenido hasta la fecha. Las detecciones de animales se consideraron independientes cuando el tiempo entre fotografías consecutivas de la misma especie era mayor a 60 minutos. Cada fotografía se contó como un evento, sin considerar el número de animales de la misma especie que aparecían en la imagen. Se calculó un índice de abundancia relativa (IAR) de mamíferos medianos y grandes, incluyendo ganado adulto y becerros con base en las fotografías independientes y el esfuerzo de captura mediante la siguiente ecuación (O'Brien *y col.* 2003, Monroy-Vilchis *y col.* 2011).

$$\text{IAR} = \text{No. fotografías individuales} / \text{No. días trampa} * 100$$

Ajuste a la estimación de abundancia de presas

Aunque la técnica de fototrampeo se ha utilizado ampliamente para estimar abundancias relativas de especies, en los últimos años varios autores (McKenzie *y col.* 2002, Rowcliffe *y col.* 2008, Harmsen *y col.* 2010, Sollman *y col.* 2013, Mann *y col.* 2015) han cuestionado la validez de los resultados obtenidos debido a las diferencias en las probabilidades de detección de las diferentes especies. Diferencias en el equipo utilizado como flash blanco o infrarrojo (Damm *y col.* 2010), la rapidez de disparo de la cámara, así como la distribución de las cámaras y el tipo de hábitat (Srbek-Araujo y Garcia Chiarello, 2013, Mann *y col.* 2015), pueden afectar de forma considerable la detección de las especies en un área determinada. Harmsen et al (2010) realizaron un estudio donde comprobaron que la detección variaba de acuerdo a la utilización de los senderos por cada especie y que las que tendían a caminar más tiempo sobre los senderos tenían mayor probabilidad de detección.

Considerando dichos estudios, realizamos un ajuste mediante la estimación de un índice de detección (ID) para adecuar el número de fotografías independientes. Este índice se calculó únicamente para pecaríes, becerros y venados, de los cuales se contaba con una estimación de su densidad en el sitio de estudio (el número de pecaríes liberados en el sitio de estudio, el número estimado de becerros proporcionado por el dueño del rancho y el número estimado de venados, calculado a partir de los conteos de rastros en transectos llevados a cabo para el aprovechamiento de venados en la UMA). De tal forma, dividiendo el número estimado de densidad, entre el número de fotografías obtenido durante ese periodo, obtuvimos un índice que nos permite ajustar la abundancia relativa de estas tres especies para su posterior uso en el análisis de selectividad (índice de Jacobs).

$$ID=d/f$$

Donde:

ID= Índice de detección

d= densidad conocida o estimada de la población de la especie en el sitio de estudio

f= número de fotografías independientes obtenido para la especie, por medio de fototrampeo

Este Índice de detección es únicamente para su utilización en este estudio, ya que el uso de diferente metodología del fototrampeo podría causar una variación de otro tipo en la detección de las especies.

1.2) Co-ocurrencia de depredadores y presas potenciales

La co-ocurrencia de pumas y jaguares con presas potenciales mayores a 15 kg se realizó mediante los análisis de presencia de ambos depredadores y la presa en cada estación de fototrampeo (n=20).

2) Consumo de presas

a) Sitios de caza: mediante un esfuerzo de 455 noches-trampa, se colocaron collares satelitales (marca ATS y North Star, programados para mandar seis localizaciones al día, cuatro de ellas nocturnas) en dos jaguares (un macho y una hembra) y cinco pumas (dos hembras y tres machos). De los collares colocados en pumas, un collar presentó fallas de funcionamiento antes de comenzar el periodo de estudio, otro collar presentó fallas durante el estudio y una hembra adulta fue depredada por un puma macho, con lo cual solo se incluyeron los sitios de caza de los dos jaguares y de dos pumas (un macho y una hembra), teniendo sólo un sitio de caza de uno de estos pumas en el tiempo determinado para este estudio. Los sitios de caza potenciales se identificaron a partir de la observación en un mapa satelital de un agrupamiento de coordenadas: dos o más localizaciones con distancia máxima de 200 m entre sí, en un

periodo nocturno (9 pm a 6 am), a fin de evitar los sitios de descanso diurnos (Anderson y Lindzey 2003). Estos sitios de caza potenciales fueron investigados después de un periodo de dos semanas para asegurar que el depredador no se encontrara aún en el lugar. En los sitios en que se encontraron restos de presas buscamos evidencia de depredación por parte de un felino: marca de caninos, sangre, marcas de arrastre del cuerpo, signos de lucha (ramas rotas, piedras volteadas); cuando este tipo de evidencia estaba presente, clasificamos el sitio como sitio de caza. Los sitios potenciales de caza en los que se encontraron restos, pero sin alguna de las evidencias mencionadas como prueba de depredación, se les clasificó como sitio de carroña.

Adicionalmente, en los sitios de caza encontrados a través de los animales con collar satelital, se registró cualquier hallazgo de presa cazada por algún felino dentro del periodo descrito en el sitio de estudio. Los hallazgos se relacionaron con el tipo de huellas asociadas al depredador y se diferenció entre caza o carroña.

b) Análisis de heces: Se colectaron muestras de heces de grandes felinos en los recorridos diarios en el sitio de estudio. Primero las muestras de heces se analizaron primeramente para comprobar, por medio de ADN, si pertenecían a un jaguar o a un puma (en caso de tratarse de otra especie fueron desechadas). Posteriormente, mediante estudios de ADN, se determinó la especie consumida, estableciendo así la frecuencia de ocurrencia en la dieta del felino. Con la finalidad de corregir la sobreestimación de presas pequeñas que se tendría si solo se calcula la frecuencia de ocurrencia, se utilizó la ecuación de Ackerman (Ackerman *et al.* 1984). Finalmente se obtuvo la biomasa consumida y un estimado del número de individuos depredados (Andheria *et al.* 2007). Este factor de corrección no se aplica para presas con peso <2kg.

$$\text{Ecuación de Ackerman: } Y = 1.980 + 0.035 X$$

Donde:

Y = Factor de corrección.

X = Peso estimado de la presa.

$$D = (A \times Y) / \text{Sumatoria } (A \times Y) \times 100.$$

$$E = (D/X) / \text{Sumatoria } (D/X) \times 100.$$

Donde:

D = Biomasa relativa (proporción de carne de una presa específica, consumida, que aparece en una muestra de heces)

E = Número relativo de una especie de presa consumida (proporción del número de una de las presas consumidas respecto al total expresado en porcentaje).

3) Uso de presas con base en su disponibilidad

El uso de las presas en relación a su disponibilidad se calculó mediante el índice de Jacobs (Jacobs 1974) en dos grupos de datos; el primer grupo, considerando todas las especies detectadas en el fototrampeo con la abundancia relativa obtenida a partir de las fotografías; el segundo grupo, considerando las especies mayores a 15 kg con la densidad estimada a partir del índice de detección (ID).

Índice de Jacobs

$$D = (r-p) / r + p - 2 r \cdot p$$

Donde:

D = Índice de Jacobs

r = Proporción de especies entre los sitios de caza totales en un sitio

p = Proporción de especies en las presas disponibles en una comunidad

Los resultados se obtienen en un rango de +1 (máxima preferencia) a -1 (máxima evasión). La máxima preferencia se refiere a un consumo mayor a lo estimado con base en la abundancia relativa y por lo tanto la disponibilidad de la presa en el medio. La máxima evasión se refiere a un consumo menor a lo esperado, con base en la disponibilidad que hay de la presa en el medio.

Este índice ha sido utilizado en muchos estudios para establecer preferencia de un depredador hacia una presa (Cunningham 1999, Hayward 2006, Hayward 2012, Nowak 2011, Lyngdoh 2014).

Los eventos de consumo de animal muerto y las presas consumidas, de las cuales no existía registro fotográfico fueron excluidos de este análisis de uso de presas.

Resultados periodo pretratamiento

1.1) Abundancia relativa de presas

A través del análisis de 1,947 fotografías independientes obtenidas en 3,387 días de cámara trampa, se encontró que el ganado fue la especie predominante con un 40% de abundancia relativa. Sin embargo, por medio de la observación de sitios de caza y de los comentarios de rancheros, se determinó que el ganado adulto no suele ser cazado por pumas y jaguares, sino casi exclusivamente los becerros menores de 8 meses de edad. Debido a esto, se consideró tomar como presa potencial sólo a los becerros, mismos que se encontraron con una abundancia relativa del 6.7% y un índice de abundancia relativa (IAR) de 3.84. El venado fue la presa potencial más abundante, ocupando el 18.3% y un IAR de 10.5, mientras que los pecaríes fueron de las presas potenciales menos frecuentes representando el 0.1% y un IAR de 0.06 (Cuadro 1).

Cuadro 1.- Abundancia relativa de especies durante el periodo del 15 de octubre 2012 a 14 de junio 2013 en el sitio de estudio.

Especie	Fotografías independientes	Abundancia relativa (%)	Índice de abundancia relativa (IAR)
Vaca/toro adulto (<i>Bos taurus</i>)	787	40.2	23.24
Venado (<i>Odocoileus virginianus</i>)	356	18.3	10.51
Becerro (<i>Bos taurus</i>)	130	6.7	3.84
Zorra gris (<i>Urocyon cinereoargenteus</i>)	122	6.3	3.60
Ardillas (Sciuridae)	93	4.8	2.75
Puma (<i>Puma concolor</i>)	87	4.5	2.57
Lince (<i>Lynx rufus</i>)	71	3.6	2.10
Liebre (<i>Lepus spp.</i>)	70	3.6	2.07
Conejo (<i>Sylvilagus floridanus</i>)	42	2.2	1.24
Cacomixtle (<i>Bassariscus astutus</i>)	42	2.2	1.24
Coatí (<i>Nasua narica</i>)	40	2.1	1.18
Ocelote (<i>Leopardus pardalis</i>)	40	2.1	1.18
Guajalote gallipavo (<i>Meleagris gallopavo</i>)	31	1.6	0.92
Jaguar (<i>Panthera onca</i>)	20	1	0.59
Coyote (<i>Canis latrans</i>)	6	0.3	0.18
Zorrillo (Mephitidae)	4	0.2	0.12
Mapache (<i>Procyon lotor</i>)	2	0.1	0.06
Tlacuache (<i>Didelphis virginiana</i>)	2	0.1	0.06
Pecarí (<i>Pecari tajacu</i>)	2	0.1	0.06

Ajuste a la estimación de abundancia de presas >15kg

Con datos obtenidos en el capítulo 3 sobre la densidad estimada y/o conocida de venados, pecaríes y becerros (ver sección “resultados”, capítulo 3), se obtuvieron los índices de detección y se ajustó la abundancia relativa de estas tres especies (Cuadro 2).

Cuadro 2.- Ajuste a la abundancia relativa utilizando el índice de detección.

Especie	Índice de Detección	Abundancia relativa (%)
<i>Odocoileus virginianus</i>	1.3	15
<i>Bos taurus</i> (becerro)	1.94	3.7
<i>Pecari tajacu</i>	0.57	0.2

1.2) Co-ocurrencia de depredadores y presas potenciales

Los depredadores ocuparon los mismos sitios de fototrampeo que los becerros en un 60%, pecaríes 5% y venados 75%.

2) Consumo de presas

a) Sitios de caza

Con las coordenadas proporcionadas por los collares, se determinaron 114 sitios potenciales de caza en toda el área de actividad de los pumas y jaguares. De estos, se identificaron 45 sitios de caza y cinco sitios de carroña, de los cuales, 15 sitios de caza y dos sitios de carroña estaban dentro del área de estudio (Cuadro 3). Adicionalmente, dentro del área de estudio, se identificó un becerro cazado por un puma sin collar y una puma hembra atacada y consumida por un puma macho sin collar, teniendo un total de 17 sitios de caza y dos sitios de carroña dentro del sitio de estudio. Las presas consumidas con mayor frecuencia fueron los venados (26%) y los becerros (21%), seguido de los coatíes (11%) y tlacuaches (11%). El consumo de carroña representó un 11%.

Cuadro 3.- Número de especies consumidas y su porcentaje de ocurrencia en los sitios de caza de puma y jaguar.

Especie	Número hallazgos	Ocurrencia (%)
Venado (<i>Odocoileus virginianus</i>)	5	26
Becerro (<i>Bos taurus</i>)	4	21
Puma (<i>Puma concolor</i>)	1	5
Lagomorfos (<i>Lepus</i> spp. o <i>Sylvilagus</i> spp.)	1	5
Coatí (<i>Nasua narica</i>)	2	11
Coyote (<i>Canis latrans</i>)	1	5
Tlacuache (<i>Didelphis virginiana</i>)	2	11
Pecarí (<i>Pecari tajacu</i>)	1	5
Animal muerto- Carroña	2	11
Total	19	100

b) Análisis de heces

Se colectaron 91 heces de grandes felinos dentro del área de estudio. Por medio de ADN se logró identificar la especie de origen en el 77% de las muestras (n=70),, siendo 65 de puma (93%) y cinco de jaguar (7%). Posteriormente, por medio de ADN, se identificó la especie consumida en 58 de las 70 muestras (83%). Para el análisis de depredación se obtuvo -a través de la corrección de Ackerman- la biomasa relativa consumida y el número relativo de individuos consumidos por ambos felinos (Cuadro 4). Considerando el número relativo de individuos consumidos, el mayor porcentaje lo ocuparon los venados (38%), mientras que el menor porcentaje fue el de los becerros (4%). Las presas medianas y pequeñas conformaron la mayor parte del porcentaje relativo de individuos consumidos (58.2 %).

Cuadro 4.- Porcentaje de ocurrencia, estimaciones de biomasa consumida y número de individuos consumidos por depredadores (pumas y jaguares) en el sitio de estudio, calculados a partir de los contenidos de muestras de heces (n=58). Especies identificadas a través de ADN.

Especie	Porcentaje de ocurrencia ^(A)	Peso ^(X) (kg)	Factor de corrección ^(Y)	Biomasa relativa (%) ^(B)	Núm. relativo de individuos consumidos (%) ^(C)
<i>Odocoileus virginianus</i> (venado cola blanca)	74.13	38	3.31	73.1	38
<i>Bos taurus</i> (bovino)	12.06	100	5.48	19.7	3.9
<i>Gopherus agassizii</i> (tortuga del desierto)	6.89	5	2.15	4.4	17.5
<i>Sylvilagus floridanus</i> (conejo cola de algodón)	3.44	1.5	1.50*	1.5	20.2
<i>Mephitis mephitis</i> (zorrillo rayado)	1.72	2	2.05	1	10.4
<i>Otospermophilus variegatus</i> (ardilla de roca)	1.72	0.5	0.5*	0.3	10.1

$$(Y) = 1.980 + 0.035 X$$

$$(B) = (A \times Y) / \text{Sumatoria } (A \times Y) \times 100$$

$$(C) = (B/X) / \text{Sumatoria } (B/X) \times 100$$

* No se hace corrección

3) Uso de presas en relación a su disponibilidad

Utilizando el índice de Jacobs y los resultados de sitios de caza, obtuvimos que los depredadores tope (puma y jaguar) utilizaron tlacuache, pecarí, coyote, coatí, lagomorfos y becerros en mayor proporción a su disponibilidad, y el venado aproximadamente en relación a su disponibilidad (Cuadro 5).

Ajuste al índice de Jacobs incorporando el índice de detección para venado, pecarí y becerro.

Al aplicar el ajuste a la abundancia relativa estimada, se obtuvo para becerro y pecarí un uso mayor a su disponibilidad, al igual que en los resultados anteriores; y en el caso del venado, obtuvimos un uso mayor a su disponibilidad, pero en menor grado que para el pecarí y el becerro (Cuadro 6).

Cuadro 5.- Uso de presas con base en su disponibilidad por depredadores (puma y jaguar) en el sitio de estudio, según el Índice de Jacobs.

Especie	Frecuencia	Abundancia relativa	Índice de Jacobs (D)
Venado (<i>Odocoileus virginianus</i>)	0.294	0.183	0.13
Becerro (<i>Bos taurus</i>)	0.235	0.067	0.53 (++)
Puma (<i>Puma concolor</i>)	0.058	0.045	0.13
Lagomorfos (<i>Lepus</i> spp. o <i>Sylvilagus</i> spp.)	0.058	0.022	0.46 (+)
Coatí (<i>Nasua narica</i>)	0.117	0.021	0.70 (+++)
Coyote (<i>Canis latrans</i>)	0.058	0.003	0.90 (++++)
Tlacuache (<i>Didelphis virginiana</i>)	0.117	0.001	0.98 (++++)
Pecarí (<i>Pecari tajacu</i>)	0.058	0.001	0.97 (++++)

Cuadro 6.- Uso de presas >15 kg con base en su disponibilidad por depredadores (puma y jaguar) en el sitio de estudio, según el Índice de Jacobs, incorporando el Índice de detección a los valores de abundancia relativa.

	Frecuencia depredación	Abundancia relativa	Índice de Jacobs (D)
<i>Odocoileus virginianus</i>	0.29	0.15	0.23
<i>Bos taurus</i> (becerro)	0.23	0.03	0.70 (+++)
<i>Pecari tajacu</i>	0.05	0.002	0.94 (++++)

CAPÍTULO 3: Suplemento de pecaríes (*Pecari tajacu*) y venados (*Odocoileus virginianus*) sobre la dieta de pumas y jaguares en el sitio de estudio.

ANTECEDENTES

Abundancia de presas en el sitio de estudio

Los datos obtenidos de abundancia relativa en el área de estudio (capítulo 2) no se pueden comparar de forma directa con otros estudios, sin embargo, el índice de abundancia relativa (IAR) detectado en estudios por fototrampeo en hábitats similares y con una técnica similar, puede ayudar a tener un panorama general de la escasez o abundancia de las especies.

En un estudio de fototrampeo realizado por Thompson K. (2014), donde se utilizó la misma técnica y equipo de cámaras en la franja fronteriza entre México, Arizona y Nuevo México, a unos 194 km de nuestro sitio de estudio, con un hábitat de bosque de pino-encino (Brown 1980), se encontró una abundancia de pecarí y venado mayor a la detectada en nuestro estudio. En el estudio de Thompson no había ganado y el IAR para puma fue similar al de nuestro estudio. Tanto los pecaríes como los venados en nuestra área de estudio se encuentran en abundancias menores (Cuadro 7).

Cuadro 7: Comparación de los índices de abundancias relativas (IAR) por fototrampeo en Arizona y Sonora.

	IAR Arizona	IAR Sonora (este estudio)
Pecarí	13.4	0.06
Venado	96.7	10.5
Puma	3	2.6
Ganado bovino	0	23.2

Por otro lado, aunque no se tienen publicaciones sobre el número estimado de pecaríes en el área de estudio, algunos propietarios de tierras en la zona nos describieron que en los últimos 15 años (del 2000 al 2015), las poblaciones silvestre de pecaríes habían disminuido y que en algunas ocasiones habían observado ejemplares deambulando en círculos antes de morir. Mortalidades semejantes se presentaron en pecaríes en Arizona, a principios del 2000, las cuales se atribuyeron a moquillo (distemper) canino (Noon *y col.* 2003). En el mes de marzo del 2012, como parte de acciones preventivas, se colectaron muestras de los perros (n=6) de vaqueros que cruzaban el área de estudio. Obtuvimos niveles de anticuerpos relacionados con prevalencia del virus en el medio ambiente en dos casos (33%) ($n_1=1:8$; $n_2=1:1024$).

Considerando dichas observaciones, y que en nuestro estudio de consumo de presas, los pumas y jaguares consumían pecaríes en mayor proporción a su disponibilidad y que los venados son la presa mayormente consumida, en este capítulo de nuestro estudio incrementamos la densidad de pecaríes coincidiendo con la época de parición de venados (julio a septiembre) a fin de medir y posteriormente comparar el consumo de presas antes y después de realizar este tratamiento.

Con la finalidad de evitar que los pecaríes liberados pudieran contagiarse de moquillo canino, los ejemplares donados por el estado de Arizona para este proyecto fueron vacunados contra moquillo (Purevax® Ferret Distemper Merial). La vacuna utilizada aunque fue diseñada para hurones, puede utilizarse de forma segura en otras especies ya que sólo contiene las glicoproteínas HA y F del virus del distemper canino.

Objetivos específicos

- 1) Incrementar la abundancia relativa de pecaríes y de venados en el sitio de estudio en una estimación mínima de 20% en relación a la observada mediante fototrampeo al inicio del estudio.
- 2) Estimar la abundancia relativa de mamíferos medianos y grandes (mayores a 15 kg) así como su co-ocurrencia con depredadores tope (puma y jaguar).
- 3) Estimar el consumo de presas a través de análisis de heces, hallazgos de restos e inspección de sitios de caza después del incremento de pecaríes y venados.
- 4) Calcular el uso de presas por ambos depredadores (pumas y jaguares) considerando la abundancia relativa de las mismas.

Métodos

El periodo de estudio comprendió del día 15 de junio del 2013 al 14 de febrero 2014 (8 meses). A este periodo lo nombramos postratamiento.

1) Incremento de densidad de pecaríes

En el mismo sitio de estudio del capítulo anterior, entre el 12 y el 15 de junio del 2014, se liberaron 36 pecaríes (18 hembras, 11 machos y 7 crías) donados previamente por el estado de Arizona, Estados Unidos. Previa a su liberación, los pecaríes se mantuvieron en encierros temporales durante 8 meses donde se observó un 86% de fecundidad con 2 crías por hembra. Considerando diferentes posibilidades de mortalidad posteriores a la liberación, utilizando los parámetros de fecundidad obtenidos, mediante el programa GROWTH (Sanderson J. programa no publicado), se estimó que esta población podría establecerse con una expectativa de crecimiento de un factor de 1.24 (supervivencia crías a los 6 meses, 30%; crías 12 meses, 85%, hembra adulta 95%) o bien una disminución de un factor de 0.78 anual (supervivencia crías a los 6 meses, 30%; crías 12 meses 80%, hembra adulta 90%), es

decir, la población podría aumentar a 44 individuos o disminuir a 28 un año después de la liberación de los 36 ejemplares.

2) Incremento de densidad de venados

Se colocaron 4 comederos para venados con cerco de exclusión para evitar la entrada de ganado al comedero. Los comederos se ubicaron en sitios donde previamente, mediante los collares satelitales de los felinos, se había identificado el movimiento de los pumas y jaguares, y se había observado presencia de venados. Se consideró también que la época de nacimientos de venados coincidiera con este periodo a fin de incrementar así la densidad de venados.

3) Abundancia relativa de presas

Para estimar la abundancia relativa de presas se utilizó la misma metodología que en el Capítulo 2.

4) Consumo de presas

Para el análisis del consumo de presas por sitios de caza se continuó con la información proporcionada por pumas (n=1) y jaguares (n=2) cuyos collares satelitales se mantenían funcionando. Se utilizó la misma metodología que en el Capítulo 2.

5) Uso de presas con base en su disponibilidad

Se aplicó el Índice de Jacobs descrito en el capítulo 2.

Resultados periodo postratamiento

1) Incremento de pecaríes

Los pecaríes fueron liberados con collares VHF y tres collares satelitales marca North Star con el fin de conocer la extensión en donde se ubicarían. Por medio de los registros de localización emitidos por los collares de los pecaríes, se calculó el polígono del área de actividad en 7.63 km² (Figura 1) en los primeros tres meses posteriores a su liberación (posteriormente los pecaríes rompieron los collares). Esta área de actividad es mayor a lo reportado por Ellisor *y col.* (1969) y Taylor y Synatzske (2008) de 2.21 km² y 3.64 km² respectivamente, en el sur de Texas (bosque de encino) pero coincide con lo reportado por Naranjo (2002) (7.3 km²) para pecarí de collar en Chiapas (selva alta perennifolia).

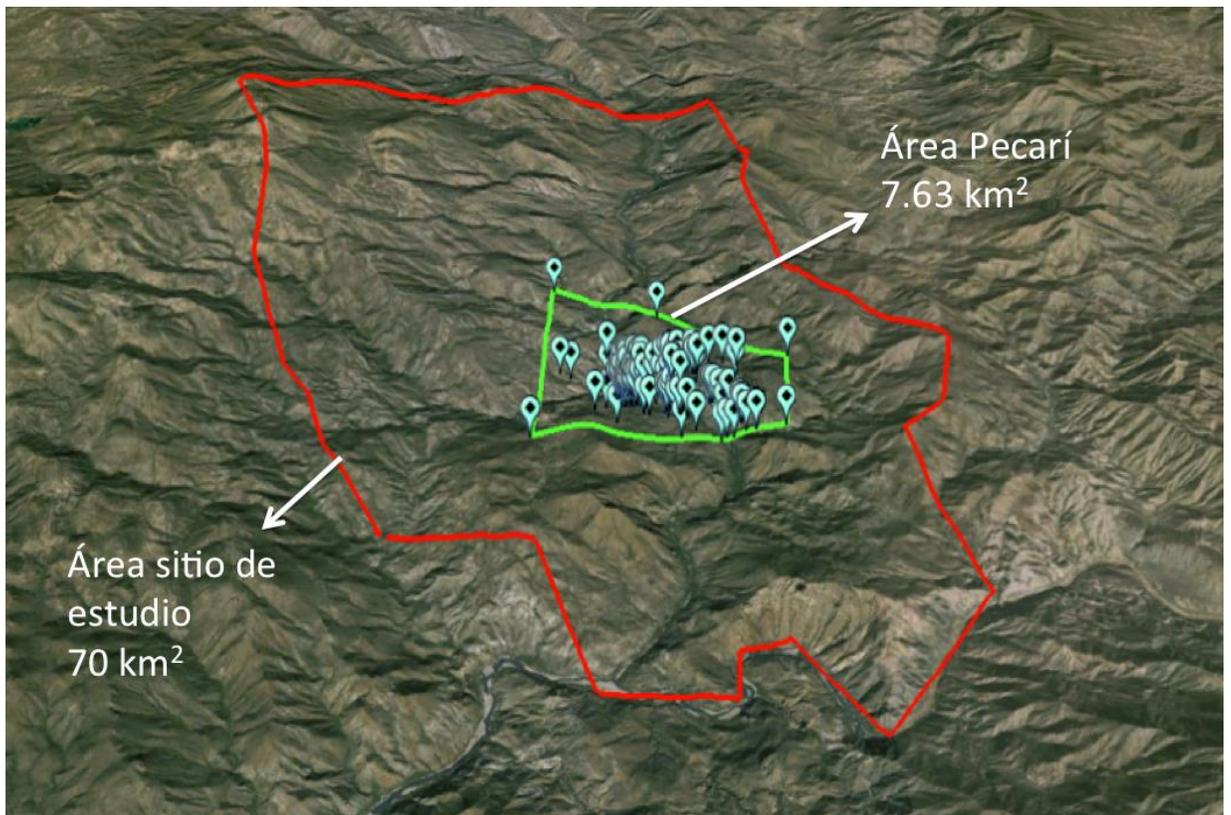


Figura 1.- Área de dispersión de pecaríes liberados en el sitio de estudio.

2) Incremento densidad de venados

Los comederos fueron visitados principalmente por los pecaríes y de forma esporádica por los venados quienes se alimentaron dentro del comedero exclusivamente del forraje verde que no podía ser consumido por el ganado bovino debido al cerco de exclusión(Figuras 2 y 3). Se observaron cervatos en los recorridos en campo, coincidente con la época de nacimientos esperada.



Covert 08.16.2013 07:14:44

Figura 2.- Uso de comederos por pecaríes en el sitio de estudio.



Covert 08.09.2013 11:51:34

Figura 3.- Uso de comederos por venados en el sitio de estudio.

3.1) Abundancia relativa de presas

Se obtuvieron 1,543 fotografías independientes en un esfuerzo total de muestreo de 3,188 días de cámara trampa. El venado fue la presa potencial más abundante (26%), seguido de zorra gris (11%) y becerro (6.28%) (Cuadro 8).

Ajuste a la estimación de abundancia de presas >15 kg

Pecarí: Se consideraron las fotografías obtenidas en las trampas cámara ubicadas en el área donde se liberaron y mantuvieron los pecaríes en el periodo postratamiento. Se cuantificaron por mes el número de pecaríes restantes a la mortalidad mensual observada y posteriormente se promedió para dividir entre el número de fotografías obtenidas. De esta forma se obtuvo un índice de detección de 0.57.

Becerro: El estimado de becerros en el rancho con base en el número de vacas y becerros a la venta semestral fue de 50 becerros para el periodo postratamiento. Se obtuvo un índice de detección de 1.94.

Venado: El estimado de venados adultos para la UMA anualmente ha sido de 231. De estos se consideran 154 hembras y 77 machos. Considerando un 50% de crías nacidas entre julio y septiembre (n=77), se estimó un total de 308 venados para el periodo postratamiento, obteniendo entonces un índice de detección de 1.3.

Con los datos obtenidos mediante el índice de detección se ajustó la abundancia relativa de las tres especies (Cuadro 9).

Cuadro 8.- Abundancia relativa de especies durante el periodo de postratamiento.

	Fotografías Independientes	Abundancia (%)	IAR
<i>Bos taurus</i>	500	32.404	15.68
<i>Odocoileus virginianus</i>	403	26.118	12.64
<i>Bos taurus (becerro)</i>	97	6.286	3.04
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	173	11.212	5.42
Sciuridae	16	1.037	0.5
<i>Puma concolor</i>	64	4.148	2
<i>Lynx rufus</i>	56	3.629	1.75
<i>Lepus spp.</i>	10	0.648	0.31
<i>Sylvilagus spp.</i>	24	1.555	0.75
<i>Bassariscus astutus</i>	16	1.037	0.5
<i>Nasua narica</i>	44	2.852	1.38
<i>Leopardus pardalis</i>	11	0.713	0.34
<i>Meleagris gallopavo</i>	20	1.296	0.62
<i>Panthera onca</i>	9	0.583	0.28
<i>Canis latrans</i>	50	3.240	1.56
Mephitidae	22	1.426	0.69
<i>Procyon lotor</i>	4	0.259	0.12
<i>Didelphis virginiana</i>	4	0.259	0.12
<i>Pecari tajacu</i>	20	1.296	0.62

Cuadro 9.- Ajuste a la abundancia relativa utilizando el índice de detección.

	Índice de Detección	Abundancia relativa (%)
<i>Odocoileus virginianus</i>	1.3	21
<i>Bos taurus</i> (becerro)	2.42	3.5
<i>Pecari tajacu</i>	0.61	2.4

3.2) Co-ocurrencia de depredadores y presas potenciales

Los depredadores ocuparon los mismos sitios de fototrampeo que los becerros en un 55%, pecaríes 30% y venados 80%.

4) Consumo de presas

a) Sitios de caza:

Se investigaron 160 sitios potenciales de caza, encontrándose 63 sitios de caza (39.3%) (30 de caza del puma macho, 14 del jaguar macho y 19 de la hembra jaguar) y dos sitios de carroña. De estos, 23 sitios de caza y un sitio de carroña fueron dentro del área de estudio. Adicionalmente se encontraron los restos de cinco pecaríes y un perro depredados por puma y/o jaguar sumando 28 sitios de caza. La presa más frecuentemente consumida fue el pecarí (43%), seguido del venado (32%) y posteriormente becerro (7%) como (Cuadro 10).

Cuadro 10.- Especies consumidas y porcentaje de ocurrencia en los sitios de caza de puma y jaguar durante el periodo postratamiento (15 de junio 2013-14 de febrero 2014).

Espece	Número hallazgos	Ocurrencia (%)
Pecarí (<i>Pecari tajacu</i>)	12	43
Venado (<i>Odocoileus virginianus</i>)	9	32
Becerro (<i>Bos taurus</i>)	2	7
Zorra gris (<i>Urocyon cinereoargenteus</i>)	1	3.6
Zorrillo (Mephitidae)	1	3.6
Pez	1	3.6
Perro (<i>Canis familiaris</i>)	1	3.6
Animal muerto	1	3.6
Total	28	100

b) Análisis de heces

Se colectaron 43 heces de grandes felinos dentro del área de estudio. De dichas muestras, por medio de ADN se logró identificar la especie de origen en 81.4% (n=35) siendo 26 de puma (74%), 7 de jaguar (20%) y dos de lince. Posteriormente se identificó por medio de ADN la presa contenida en las heces, descartando las heces que fueron de lince. En 24 de las 33 muestras (73%) se identificó la especie consumida. Para el análisis de depredación se obtuvieron a través de la corrección de Ackerman la biomasa relativa consumida y el número relativo de individuos consumidos (Cuadro 11) por ambos felinos.

Considerando el número relativo de individuos consumidos, el mayor porcentaje lo ocuparon los venados (72.63%) mientras que el menor porcentaje fue el de los becerros (2.4%). El hallazgo de borrego doméstico en las heces provino de un solo borrego doméstico que se encontraba suelto en uno de los ranchos. El número relativo de individuos consumidos de borrego doméstico obtenido (siete de 100 presas consumidas) se muestra mayor a la realidad debido al bajo número de muestras.

Cuadro 11.- Porcentaje de ocurrencia, biomasa consumida estimada y número estimado de individuos consumidos por depredadores (pumas y jaguares) en el sitio de estudio, calculados a partir de los contenidos de muestras de heces (n=24).

Especies identificadas a través de ADN.

Especie	Porcentaje de ocurrencia ^(A)	Peso ^(x) (kg)	Factor de corrección ^(Y)	Biomasa relativa (%) ^(B)	Núm. relativo de individuos consumidos (%) ^(C)
<i>Odocoileus virginianus</i> (venado cola blanca)	79.17	38	3.31	79.71	72.63
<i>Bos taurus</i> (bovino)	4.16	100	5.48	6.93	2.40
<i>Pecari tajacu</i> (pecarí de collar)	12.5	20	2.68	10.19	17.64
<i>Ovis aries</i> (borrego doméstico)	4.16	15	2.50	3.17	7.32

$$(Y) = 1.980 + 0.035 X$$

$$(B) = (A \times Y) / \text{Sumatoria } (A \times Y) \times 100$$

$$(C) = (B/X) / \text{Sumatoria } (B/X) \times 100$$

3) Uso de presas en con base en su disponibilidad

Mediante el índice de Jacobs obtuvimos un uso mayor a su disponibilidad de pecarí, un uso aproximado a la disponibilidad para becerro y un uso igual a la disponibilidad para venado (Cuadro 12).

Ajuste al índice de Jacobs incorporando índice de detección para venado, pecarí y becerro

Aplicando el índice de detección en las presas mayores a 15 kg, se obtiene el siguiente ajuste para el índice de Jacobs, donde sigue observándose un uso mayor a su disponibilidad para pecarí y un uso en proporción a su disponibilidad para venado con valores similares. La diferencia se presenta en becerros en los cuales se observa un mayor uso a su disponibilidad con respecto al uso del índice de Jacobs sin ajustar la detección, aunque mucho menor que el uso de pecaríes (Cuadro 13).

Cuadro 12.- Uso de presas por depredadores tope (puma y jaguar) con base en su disponibilidad en el sitio de estudio, según el índice de Jacobs.

	Frecuencia depredación	Abundancia relativa	Índice de Jacobs (D)
<i>Pecari tajacu</i>	0.48	0.013	0.93 (++++)
<i>Odocoileus virginianus</i>	0.36	0.261	-0.03
<i>Bos taurus</i> (becerro)	0.08	0.063	0.11
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	0.04	0.112	-0.48
Mephitidae	0.04	0.014	0.47 (+)

Cuadro 13.- Uso de presas por depredadores tope (puma y jaguar) con base en su disponibilidad en el sitio de estudio, según el índice de Jacobs con ajuste de índice de detección.

	Frecuencia depredación	Abundancia relativa	Índice de Jacobs (D)
<i>Odocoileus virginianus</i>	0.36	0.220	0.09
<i>Bos taurus</i> (becerro)	0.08	0.028	0.38 (++)
<i>Pecari tajacu</i>	0.48	0.023	0.87 (++++)

CAPÍTULO 4: Resultados

1.1) Abundancia relativa de presas

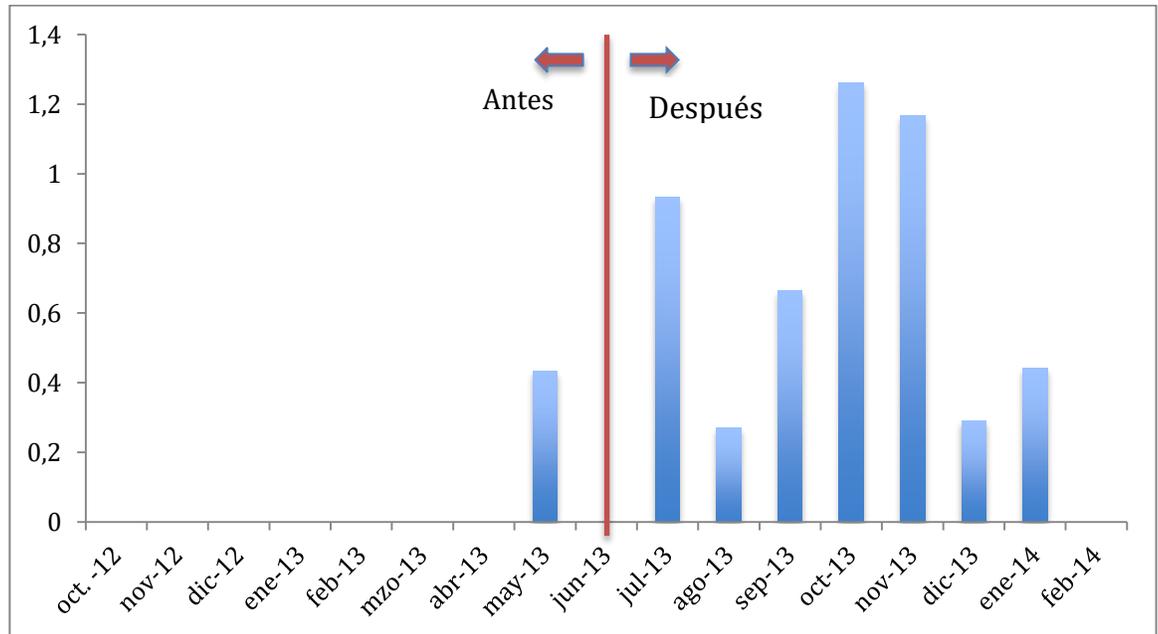
Posterior al incremento de pecaríes y venados, a través del análisis de fototrampeo se confirmó un aumento en la abundancia relativa de los mismos (Cuadro 14). Se utilizó una prueba de T pareada para determinar si existía una diferencia significativa considerando el IAR de cada mes de sitio de fototrampeo. Los venados aumentaron en un 42% ($P < 0.05$, $t = 2.21$; $\bar{X} = 17.06$; $EEM = 5.8$) con respecto a su abundancia relativa inicial y los pecaríes en un 1200% ($P > 0.05$; $t = 1.51$; $\bar{X} = 0.04$; $EEM = 0.04$). La diferencia en la abundancia relativa de pecaríes no fue estadísticamente significativa probablemente debido al bajo número de detecciones en ambos periodos. Los becerros disminuyeron en un 6% con respecto a su abundancia inicial debido al manejo propio del rancho. Esta diferencia no fue significativa ($P > 0.05$, $t = 0.25$; $\bar{X} = 6.48$; $EEM = 1.79$).

La permanencia de los pecaríes se mantuvo a lo largo del periodo de tratamiento con excepción del último mes en que no se registraron fotografías, a diferencia del periodo antes del tratamiento en que sólo se detectaron pecaríes en el mes de mayo (Figura 4).

Cuadro 14.- Abundancias relativas obtenidas mediante fototrampeo de presas antes y después del tratamiento de aumento de pecaríes y venados.

	(%) Abundancia Pretratamiento	(%) Abundancia Postratamiento
<i>Bos taurus</i>	40.4	32.4
<i>Odocoileus virginianus</i>	18.3	26.1
<i>Bos taurus (becerro)</i>	6.7	6.3
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	6.3	11.2
<i>Sciuridae spp.</i>	4.8	1.0
<i>Lynx rufus</i>	3.6	3.6
<i>Lepus spp.</i>	3.6	0.6
<i>Sylvilagus spp</i>	2.2	1.6
<i>Bassariscus astutus</i>	2.2	1.0
<i>Nasua narica</i>	2.1	2.9
<i>Leopardus pardalis</i>	2.1	0.7
<i>Meleagris gallopavo</i>	1.6	1.3
<i>Canis latrans</i>	0.3	3.2
Mephitidae	0.2	1.4
<i>Procyon lotor</i>	0.1	0.3
<i>Didelphis virginiana</i>	0.1	0.3
<i>Pecari tajacu</i>	0.1	1.3

Figura 4.- Frecuencia de detección de pecarí (número de fotografías/número de días cámara*100) por mes, antes (15 de octubre 2012 a 14 de junio 2013) y después (15 de junio 2013-14 de febrero 2014) de la liberación de pecaríes.



1.2) Co-ocurrencia de depredadores y presas potenciales

Utilizamos la prueba de McNemar para comparar la co-ocurrencia obtenida en cada sitio de fototrampeo (n=20) en ambos periodos del estudio. Los pumas y jaguares ocuparon los mismos sitios de fototrampeo que los becerros, venados y pecaríes de forma similar antes y después del tratamiento ($P>0.05$) (Figura 5).

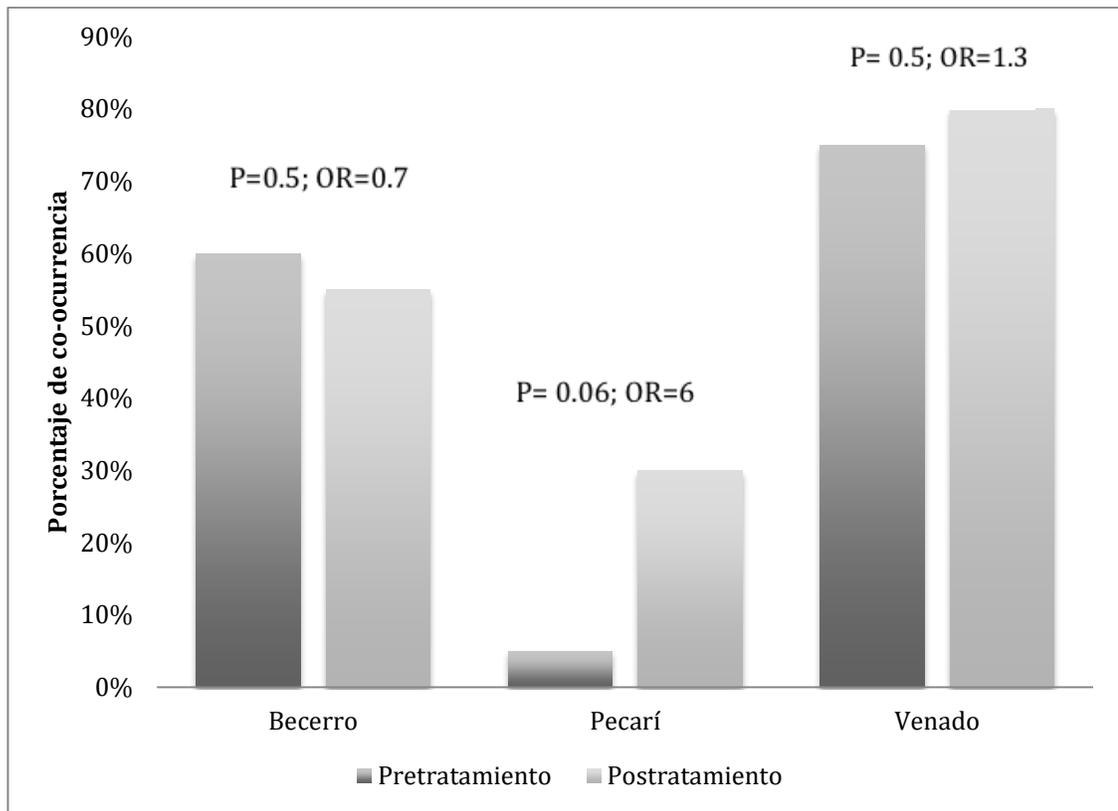


Figura 5.- Porcentaje de sitios de co-ocurrencia entre depredadores (puma y jaguar) y presas >15kg (venado, pecarí y becerro) en los periodos de pretratamiento y postratamiento.

*El valor OR (Odds Ratio) se traduce como “Razon de posibilidades” de los depredadores para ocupar mas sitios de ocurrencia con las presas después del tratamiento.

2) Consumo de presas

a) Sitios de caza

Utilizamos una prueba de T-pareada para determinar si se presentó una diferencia significativa en el consumo de presas mayores a 15 kg por parte de cada individuo con collar en cada mes entre ambos periodos del estudio. La frecuencia de depredación de pecaríes mostró un aumento significativo de 714% ($P < 0.05$; $\bar{X} = 0.11$; $EEM = 0.11$; $t = 2.62$). No se observó un aumento significativo en la frecuencia de depredación de venados (22%) ($P > 0.05$; $\bar{X} = 0.44$; $EEM = 0.24$; $t = 1.25$) (Figuras 6 y 7). La disminución en la frecuencia de depredación de becerros (65%) no fue significativa ($P > 0.05$; $\bar{X} = 0.44$; $EEM = 0.24$; $t = 0.8$) (Figura 8).

El número absoluto de becerros cazados en el sitio de estudio durante el periodo de postratamiento disminuyó 50% con respecto al periodo antes del tratamiento.

En la figura 9 se muestra la frecuencia de depredación de las diferentes especies en ambos periodos del estudio.

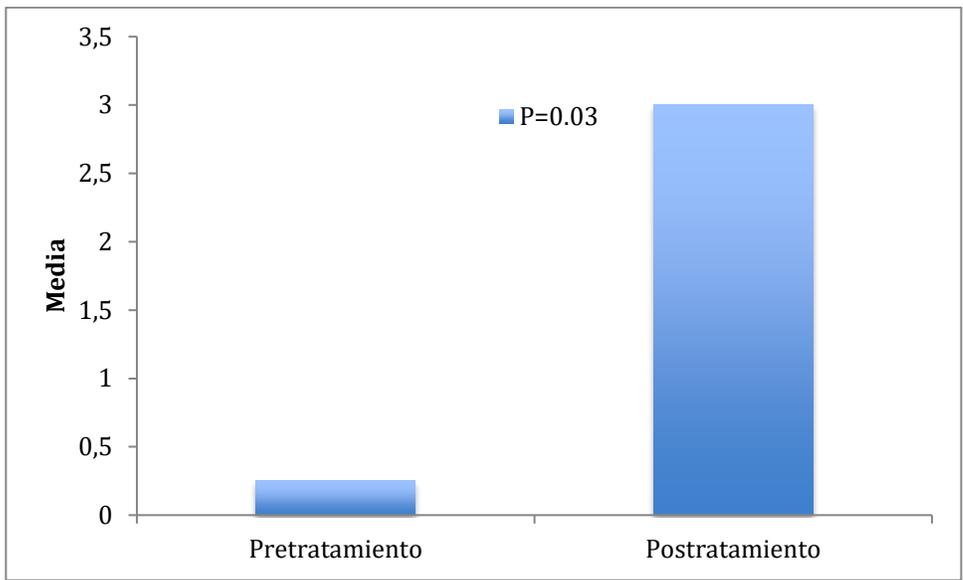


Figura 6.- Diferencia entre medias del consumo de pecaríes en sitios de caza por pumas y jaguares antes y después del tratamiento.

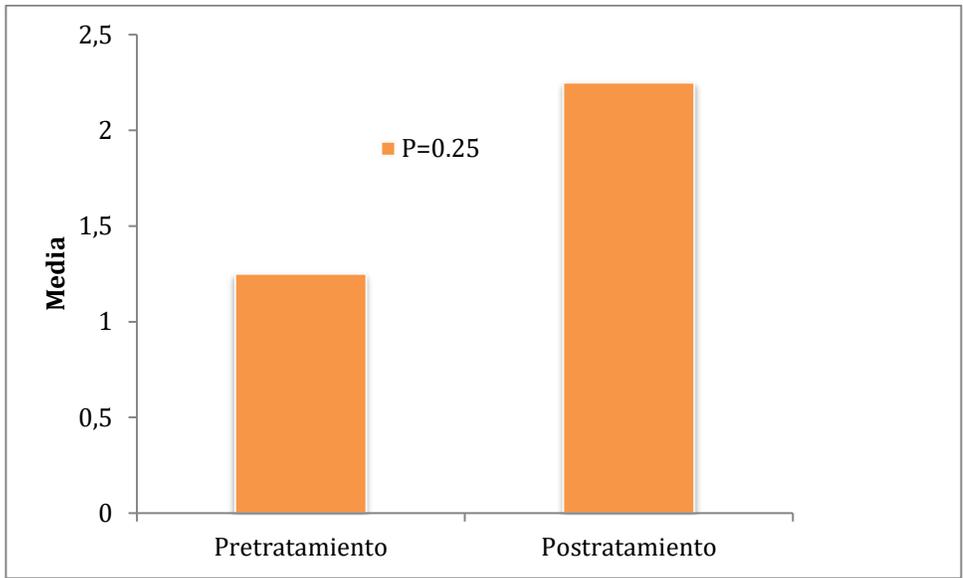


Figura 7.- Diferencia entre medias del consumo de venados en sitios de caza por pumas y jaguares antes y después del tratamiento.

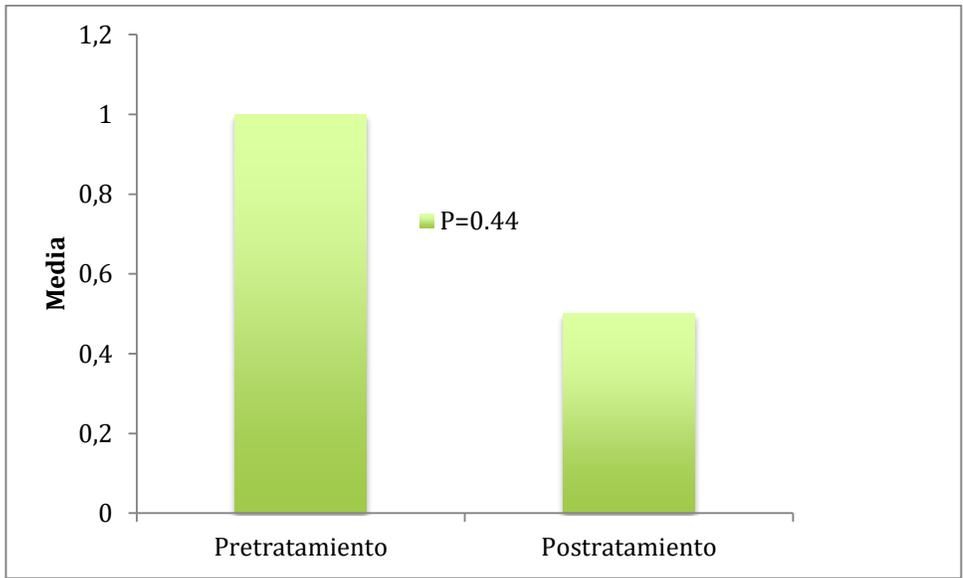


Figura 8.- Diferencia entre medias del consumo de becerros en sitios de caza por pumas y jaguares antes y después del tratamiento.

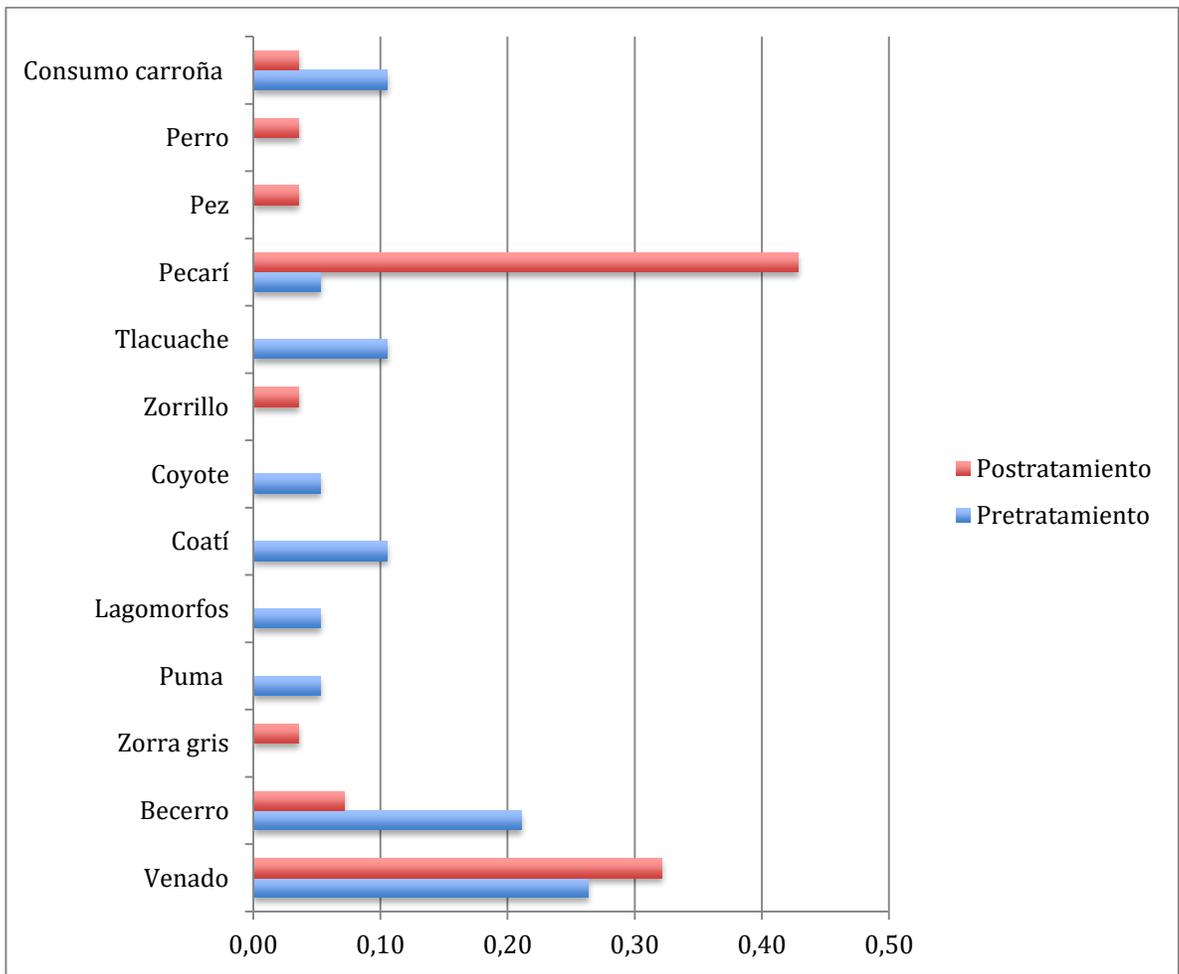


Figura 9.- Frecuencia de depredación de especies antes y después del tratamiento

b) Análisis de heces

Utilizamos la prueba exacta de Fisher para comparar los resultados en heces de jaguares y de pumas entre ambos periodos. La frecuencia de ocurrencia de bovino en heces disminuyó en 73% (Figura 10) y estadísticamente se obtuvo una diferencia entre ambos periodos ($P > 0.05$). La frecuencia de ocurrencia de venado en heces aumentó en 10% (Figura 10) siendo estadísticamente similares ambos periodos ($P < 0.05$). En el caso de pecaríes, realizamos una aproximación a fin de no obtener un número infinito ya que durante el periodo de pretratamiento la frecuencia fue de cero. La aproximación la hicimos suponiendo un 1% en lugar del cero. Usando estos datos, la frecuencia de ocurrencia para pecaríes aumento en 1150% (Figura 10). Mediante la prueba exacta de Fisher no se encontró similitud entre ambos periodos ($P > 0.05$) con lo cual se obtuvo una diferencia significativa.

Con la misma prueba encontramos una relación significativa entre el aumento del consumo de pecaríes y la disminución de consumo de becerros entre ambos periodos (dependencia entre variables $P < 0.05$).

Considerando la biomasa y el número relativo de individuos mediante la aplicación de la ecuación de Ackerman se observaron las mismas tendencias (Figura 11).

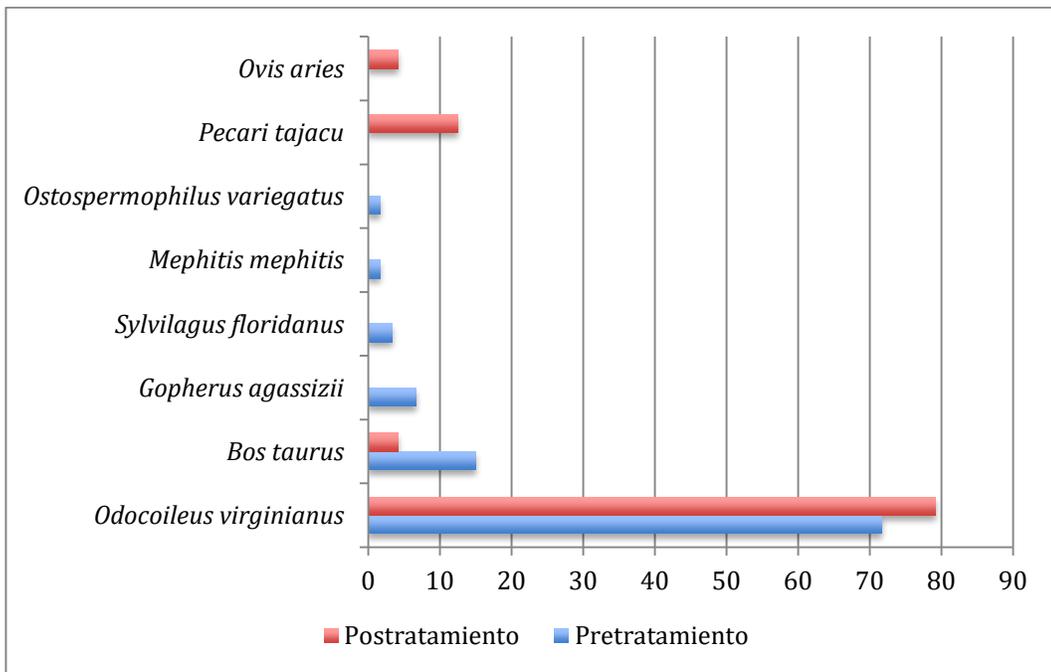


Figura 10.- Porcentaje de ocurrencia de especies identificadas en heces de depredadores (pumas y jaguares) antes (n=58) y después (n=24) del tratamiento.

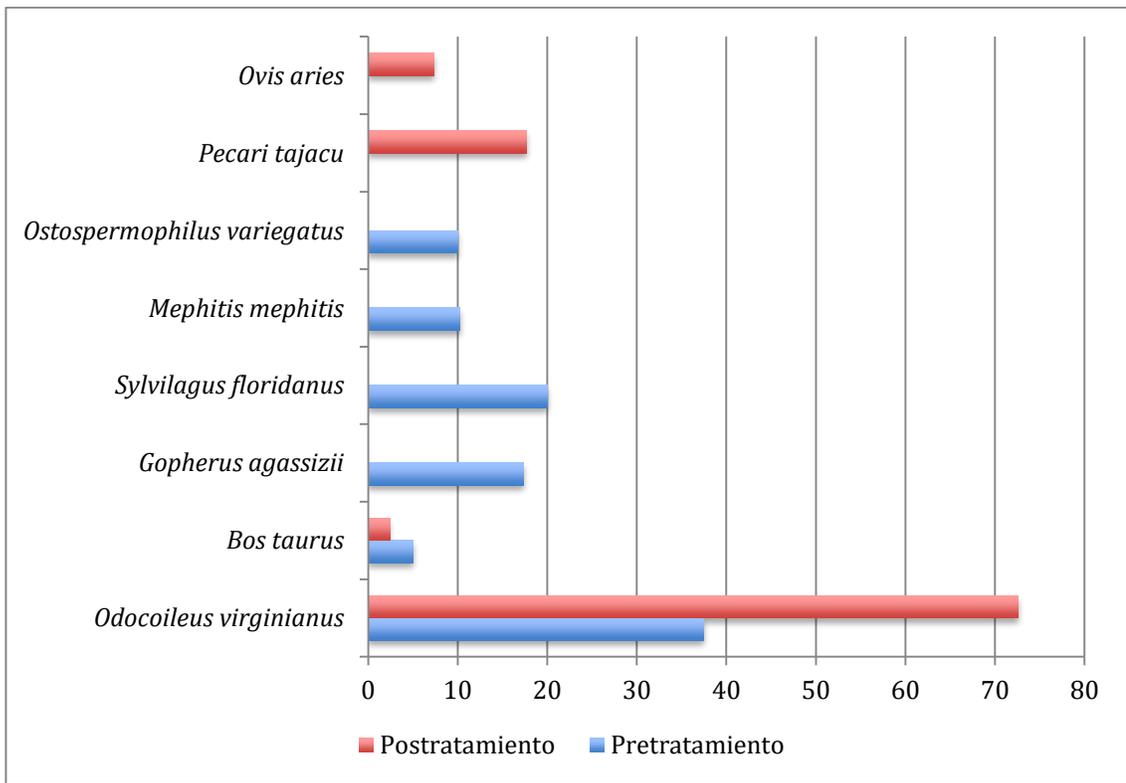


Figura 11.- Porcentaje de número relativo de individuos consumidos obtenido mediante ecuación de Ackerman a partir de especies identificadas en heces antes (n= 58) y después del tratamiento (n=24).

3) Uso de presas con base en su disponibilidad

Posterior al tratamiento, en el índice de Jacobs se observa una disminución en el uso en base a su disponibilidad en todas las presas mayores a 15 kg, siendo la mayor disminución para los becerros. El uso sin embargo permaneció siendo mayor a su disponibilidad para becerros y pecaríes, aunque en mayor grado para los pecaríes (Cuadro 15).

Cuadro 15.- Porcentaje de ocurrencia de venado, bovino y pecarí en sitios de caza y heces de depredadores (puma y jaguar) y uso de éstas con base en su disponibilidad (Índice de Jacobs con ajuste de la detección-ID utilizando sitios de caza).

	Porcentaje Ocurrencia (%)		Índice de Jacobs con ID	
	Pretratamiento	Postratamiento	Pretratamiento	Postratamiento
<i>Bos taurus</i> *	Cazas: 23.5	8	0.70 (+++)	0.38 (++)
	Heces: 12	4	-	-
<i>O. virginianus</i>	Cazas: 29	36	0.23 (+)	0.09
	Heces: 74	79	-	-
<i>P. tajacu</i>	Cazas: 6	48	0.94 (++++)	0.87 (++++)
	Heces: 0	12.5	-	-

*En el caso de análisis de heces no se puede distinguir la edad del bovino pero en los sitios de caza los restos se identificaron como de becerro.

4) Probabilidad de reducir depredación de ganado

Calculamos la probabilidad de reducir la depredación de ganado debido al aumento de presas nativas utilizando la Probabilidad de Poisson.

Durante el periodo de incremento de presas obtuvimos una reducción de 50% de mortalidad en becerros con respecto al periodo de pretratamiento. Por lo tanto la probabilidad de obtener esta reducción (hasta 50%), sin incrementar presas sería de 23.8%. La probabilidad de obtener hasta 50% menor depredación al incrementar presas sería de 67.7% (Cuadros 16 y 17).

Cuadro 16.- Probabilidad de reducir 50% la depredación sobre becerros (n=2) sin incrementar presas nativas.

Número de eventos	Probabilidad exacta	Probabilidad acumulada
0	0.18	0.018
1	0.073	0.092
2	0.147	0.238

Cuadro 17.- Probabilidad de reducir 50% la depredación sobre becerros (n=2) al incrementar presas nativas (pecaríes y venados en el periodo postratamiento).

Número de eventos	Probabilidad exacta	Probabilidad acumulada
0	0.135	0.135
1	0.271	0.406
2	0.271	0.677

Capítulo 5: Discusión

La dieta de pumas y jaguares ha sido estudiada en varios tipos de hábitats (Cuadros 1 y 2). Sin embargo a la fecha de este estudio, solo se encontró en la revisión literaria, un solo estudio (Rosas-Rosas y *col.* 2008) realizado en matorral xerófilo sobre ambas especies y su impacto sobre actividades ganaderas. Los estudios que manipulan la abundancia de las presas son muy raros, por lo general en especies marinas bajo circunstancias controladas (Welch y Epifanio 1995; Wellenreuther y Collen 2002) y este estudio, hasta donde puedo vislumbrar, es el primero en México que logra hacerlo y estudiar la respuesta de dos especies de depredadores. De hecho esto nunca se había hecho con jaguares en ningún país. Este estudio también es el primero en México en utilizar sitios de caza obtenidos por localizaciones de GPS, en identificar especie depredador y presa por análisis moleculares de ADN y en realizar un análisis de uso de especies por depredadores con base en su disponibilidad considerando además un índice de detección. Es también el primer estudio en identificar, describir y modelar las implicaciones que la manipulación de las presas tiene para el manejo de la ganadería en áreas donde habitan jaguares y pumas.

Actualmente cuando se trabaja con heces para establecer componentes de la dieta de una especie, es necesario identificar a la especie depredadora por métodos químicos o moleculares. A la fecha de este estudio, existen sólo tres publicaciones (Rosas-Rolsas y *col.* 2003 y 2008, Luna-Soria y López González 2005) en revistas de arbitraje sobre la dieta de pumas y/o jaguares en Sonora y en ninguno de estos casos se utilizaron técnicas moleculares o químicas para diferenciar la especie depredadora ni la especie consumida. Las heces fueron atribuidas a la especie depredadora con base en características de asociación como tamaño, forma y huellas en el sitio. El no realizar una identificación con técnicas moleculares o químicas presenta tres problemas: 1) Posibilidad de identificar erróneamente a la especie que deposita las heces, como lo han descrito Farrel y *col.* (2000) , Rueda y *col.* (2013) y Martínez-Gutiérrez y *col.* (2015) llegando por lo tanto a conclusiones erróneas sobre la dieta del depredador. 2)

Las heces colectadas pueden ser de pocos o hasta de un sólo individuo, provocando resultados sesgados al no representar la variación natural en la dieta de todos los individuos presentes. 3) No se puede diferenciar entre consumo de una presa ya muerta y una presa cazada (Bauer *y col.* 2005) asignando erróneamente números más altos de depredación sobre determinadas especies como puede ser el ganado. En el primer capítulo de esta tesis, encontramos en los sitios de caza un 13% de consumo de animales muertos por jaguares y 4% por pumas, lo cual, de haber sido obtenida por análisis de heces, se hubiera reportado como ganado en la dieta, asumiendo erróneamente depredación.

En nuestro estudio conjuntamos la información obtenida por sitios de caza y heces e identificamos la especie depredadora y la presa a través de estudios moleculares para identificar el ADN. Sin embargo, en los sitios de caza se dificulta la detección de presas pequeñas porque su consumo puede suceder de forma rápida sin ocasionar un típico agrupamiento de coordenadas las cuales se utilizan para la localización de las cazas. Por eso, si se pretende establecer una dieta de puma o jaguar, es importante considerar los resultados de ambos métodos.

En el primer capítulo realizamos un análisis sobre la dieta de los pumas y jaguares en un área de aproximadamente 700 km². El número de muestras de heces provenientes de jaguares fue muy bajo para llegar a algún tipo de conclusión, sin embargo, considerando los sitios de caza, a pesar de la dificultad o la parcialización al registrar pequeñas presas consumidas, la mayor parte de la dieta (52%) del jaguar fueron presas menores a 15 kg, de las cuales el 44% fueron presas menores a 5 kg. Debido al bajo número de jaguares (n=2) de los cuales se obtuvieron los sitios de caza, no podemos generalizar que la dieta de jaguares en matorral xerófilo este compuesta por presas medianas y pequeñas en estas proporciones, sin embargo, para estos dos jaguares en el periodo de 8 meses que correspondió a la parte de ese estudio, las presas menores a 15 kg aportaron gran parte de los requerimientos energéticos de su dieta. Una composición similar fue observada por Rueda *y col.* (2013) quienes

encontraron que la dieta del jaguar en San Luis Potosí estudiada a través de heces identificadas por ADN, se compuso 60% de la misma por presas pequeñas (<5 kg). La composición de la dieta de los pumas y jaguares puede estar influenciada por diferentes niveles de detección de presas que pueden resultar en diferentes esfuerzos de búsqueda (Scognamillo *y col.* 2003). Sin embargo, para complementar los requerimientos energéticos, considerando que las especies que producen mayor ganancia energética para un depredador son aquellas de mayor tamaño y que implican menor riesgo (Sunquist y Sunquist 1989), las principales presas mayores a 15 kg disponibles para el jaguar serían pecarí, venado y becerros. Si los pecaríes son cazados o por alguna otra razón se encuentran en densidades bajas, los jaguares pueden alternar a consumir becerros. Si este fuera el caso, entonces al restaurar las poblaciones de pecaríes, mis resultados sugieren que los depredadores modificarían sus hábitos de alimentación, formulando un cambio hacia la presa principal, disminuyendo el consumo de la presa alternativa. Con esta hipótesis desarrollamos el periodo experimental de este estudio.

Para poder determinar si el cambio en la densidad de presas provocaba cambios en la dieta de pumas y jaguares, restringimos nuestra área de estudio a una extensión manejable de 70km². Esta reducción es necesaria, y aunque el número de muestras se redujo, se compensó esta reducción combinando la dieta de ambos depredadores, sin afectar los resultados, ya que el objetivo principal al determinar los efectos en los cambios de las presas, era generar estrategias que permitan reducir las pérdidas de ganado por depredación de grandes felinos.

Los resultados obtenidos mostraron que la depredación no es aleatoria y que existe un uso de determinadas especies mayor a lo esperado en relación a su abundancia. Es decir, los depredadores están seleccionando ciertas especies y evitando otras. Para determinar si una especie es seleccionada, se ha utilizado en diversas ocasiones la abundancia relativa obtenida a través del fototrampeo (Weckel *y col.* 2006; Cavalcanti

y Gese, 2010; Gómez-Ortiz *y col.* 2013, Hernández-Saint Martin *y col.* 2015). Sin embargo, como ya se mencionó anteriormente, varios autores han señalado el riesgo de usar estas estimaciones para realizar otros cálculos o tomas de decisiones debido a que no todas las especies son detectadas con la misma frecuencia por las cámaras de fototrampeo. Nuestros resultados mostraron que, cuando las trampas cámara se colocan de una forma homogénea en el sitio, la abundancia relativa sí varía cuando se inserta un índice de detección, aunque las proporciones de selección de las presas mayores a 15 kg, fueron similares y los índices de Jacobs mantuvieron a los pecaríes como la especie seleccionada, seguida de los becerros. Sin embargo, si la distribución de trampas cámara no es homogénea, y si la especie depredadora no es identificada por técnicas químicas o moleculares, los resultados de la dieta y uso de presas pueden resultar en implicaciones lejos de la realidad (Martínez-Gutierrez *y col.* 2015). No deberían por lo tanto, tomarse estos estudios para construir generalizaciones de la dieta de estos depredadores como es el caso del reciente estudio de Hayward *y col.* (2016) donde determina las preferencias de la dieta de jaguar, basándose en estudios de autores que utilizaron información en su mayoría obtenida por colecta de heces que no fueron molecularmente o químicamente identificadas. Adicionalmente Hayward *y col.* estimaron selectividad (consumo de presas en mayor proporción a su disponibilidad) sin tener datos de abundancia relativa de especies de todos los sitios de donde extrae los datos de consumo de presas. Tomando en cuenta las limitaciones que he señalado anteriormente con respecto al uso de heces y el fototrampeo, se puede concluir que la dieta del jaguar es muy variada y que aun no existe la información necesaria y correcta para poder determinar si los jaguares cazan de forma preferente o en proporción a su disponibilidad.

Posterior a la introducción de pecaríes y aumento natural de venados, según los sitios de caza observados y la frecuencia de ocurrencia de presas en heces, se logró una reducción en el consumo de becerros y se obtuvo un incremento en el consumo de venados y pecaríes. En los sitios de caza se observó una reducción de 50% en la

depredación neta de becerros. Aunque esta disminución no fue significativa, la menor depredación implicó menor pérdida económica para el ganadero, promoviendo de esta forma, mayor tolerancia a los depredadores. Sin embargo, para obtener resultados mas confiables sería necesario incrementar el número de sitios de caza, ya sea colocando collares satelitales a un mayor número de ejemplares o bien prolongando el tiempo del estudio. Es importante mencionar que los individuos que mantuvieron el collar satelital durante los dos periodos (un puma y dos jaguares), permanecieron mas tiempo en el sitio de estudio durante el periodo postratamiento (pretratamiento 98 días, postratamiento 149 días), generando más sitios de caza (pretratamiento 19 sitios, postratamiento 28 sitios). Esto implica que la reducción en la depredación de becerros (significativa en la frecuencia de ocurrencia en heces) fue consecuencia del cambio en la disponibilidad de presas y no debido a menor tiempo de los depredadores en el sitio de estudio.

Se demostró que cuando la abundancia de los pecaríes y venados se incrementó, el consumo de becerros con base en su disponibilidad (selección) disminuyó, mientras que la selección por pecaríes se mantuvo. Esto sugiere que los pecaríes son una presa que los jaguares y pumas usan en mayor proporción a su disponibilidad y que posiblemente a mayor densidad de estos, se podría reducir mas el consumo de becerros. Debido a la limitante de presupuesto y tiempo para este estudio, no se pudo obtener suficiente información para dividir de forma confiable los resultados de jaguar y de puma, con lo cual no podemos establecer si la selección de pecari es principalmente de jaguar, o de puma, o de igual forma para ambos.

En términos de biomasa consumida, en el periodo postratamiento, los pumas y jaguares consumieron 16% más de venados y pecaríes y 13% menos de bovino. Claramente podemos notar una sustitución de presas para aportar la biomasa necesaria, es decir un cambio en la dieta del consumo de becerros por mayor consumo

de venados y pecaríes cuando se incrementó la abundancia de estos (aun cuando la abundancia relativa de pecaríes siguió siendo menor a la de becerros).

Otro resultado importante es que el cambio en la dieta observado a partir de la frecuencia de ocurrencia en las heces, pudiera provenir de varios individuos, mientras que el cambio observado a través de los sitios de caza reflejó un cambio en la selección de presa por el mismo animal. Es decir, los mismos individuos, con excepción de una puma hembra de la cual solo se registró un sitio de caza, fueron seguidos durante los dos periodos de estudio y los cambios se lograron en la selección individual, confirmando que de tener una adecuada abundancia de presas nativas, los pumas y jaguares pueden regresar a consumir su presa o presas principales. Cavalcanti y Gese (2010) observaron de forma similar, que un mismo individuo con collar (jaguar hembra) cambió su depredación de ganado de 43% a 7% de un año al otro, sugiriendo como posible causa la variación en disponibilidad o vulnerabilidad del ganado y de las presas nativas.

Esto implica que si los ganaderos mantienen buenas poblaciones de pecaríes y venados, es muy posible (68% de probabilidad) que podrán reducir los niveles de depredación sobre su ganado (por lo menos en un 50%). Por otro lado, una menor abundancia de estas presas puede provocar que los pumas y jaguares depreden con mayor frecuencia becerros que satisfagan sus requerimientos nutricionales.

En la actualidad el crecimiento de población humana en el mundo no sólo va restando hábitat a las especies de fauna silvestre sino que ejerce también una mayor demanda de consumo de proteína animal (México: Producción ganado bovino en miles de toneladas, año 1995: 2,624; año 2005: 2,900; año 2014: 3,382, INEGI 2015).

Para poder conservar a los jaguares y pumas en las zonas ganaderas de México, es necesario realizar actividades concretas, no letales, que promuevan la coexistencia de

estos depredadores y sus presas naturales con los humanos, y disminuyan la depredación sobre ganado. Como habíamos mencionado en un principio, en la relación depredador-presa los depredadores dependen no sólo de la abundancia de una sola especie presa (bottom-up) sino de varias especies, y el número de presas depende no sólo del número de depredadores (top-bottom) sino de los recursos alimenticios (Bowyer 2005), que en muchas ocasiones comparten con el ganado y de la calidad de hábitat que afecte el éxito de la depredación (Person *y col.* 2001) entre otros factores. De tal forma que para lograr una co-existencia de las especies, se debe tomar en cuenta la presencia de poblaciones estables de presas nativas así como la capacidad de carga de ganado considerando las necesidades de las otras especies en un medio ambiente compartido. La estrategia de eliminar depredadores para favorecer la abundancia de determinadas especies como bovinos o venados, es costosa continua e inefectiva a largo plazo (Littauer *y col.* 1986, Berger 2005, Peebles *y col.* 2013, Wielgus *y Peebles* 2014) y se utiliza debido al desconocimiento de las relaciones intrínsecas entre las especies de depredadores y presas en un ecosistema. Mantener poblaciones adecuadas de presas nativas en combinación con otras estrategias de manejo de la especie que se quiera favorecer, como el ganado (Woodroffe *y col.* 2005), promueve la adecuada conservación no sólo de la especie de interés sino de todas las especies que conforman los ecosistemas (Vijayan 2012).

Recomendaciones

La ganadería en México está poco tecnificada y con ello la producción obtenida es relativamente baja en comparación con otros países productores de ganado. En el estado de Sonora en el año 2007, el 75% de los ranchos ganaderos eran de sistema extensivo, y en general de toda la ganadería del estado, solo el 17.6% llevaba a cabo una monta controlada (INEGI, 2007). La producción de becerros destetados en México se estima entre 35 a 50% para ejidos y tierras comunales y 40 a 75% para el sector privado (Ibarra-Fores *y col.* 2011). Esto tiene relación con el nivel de tecnificación y, de acuerdo a lo comentado anteriormente, en Sonora el 75% de los

ranchos son extensivos no tecnificados, por lo que la producción de becerros al destete suele encontrarse entre el 48 y 52% (ASERCA 1995, Zorrilla y Palma 2010). La producción de becerros al destete en Estados Unidos se encuentra en promedio en 93% (APHIS, 2010). En gran medida, este nivel de producción se relaciona con un sistema de sincronización de partos, vacunación y adecuada alimentación. Esto es importante cuando se considera que un ganadero puede perder 10% de su producción debido a depredación, pero en la realidad el ganadero está perdiendo aproximadamente un 40% debido a malas prácticas de manejo de ganado.

Debido a esto las siguientes recomendaciones pueden promover la co-existencia de la actividad ganadera con los depredadores:

1.- La sincronización de partos en las actividades ganaderas debe ser uno de los principales objetivos de la SAGARPA en México. La sincronización de partos permite mejorar la producción de bovinos y aplicando la información obtenida en este estudio, si los nacimientos de los becerros se programan para coincidir en la época de nacimiento de las crías de venados y pecaríes, la abundancia de presas nativas vulnerables podrá reducir de forma significativa la depredación sobre los becerros, disminuyendo el conflicto con los depredadores.

2.- LA SAGARPA debe revisar y actualizar anualmente la capacidad de carga (índice de agostadero) del ganado en los diferentes tipos de hábitat considerando las necesidades de alimento de otras especies del ecosistema como el venado. Menor cantidad de vientres puede traducirse en mejor estado nutricional del ganado por lo tanto mejores pesos al destete al mismo tiempo de conservar el hábitat y la fauna nativa.

3.- LA SEMARNAT y otras dependencias relacionadas con el medio ambiente, deben promover la restauración de presas naturales, y en áreas donde habita el jaguar, deben enfocarse en restaurar las poblaciones de pecaríes y venados, y de ser posible otras presas nativas, a fin de disminuir la depredación sobre el ganado por falta de presas naturales. Estas acciones deben ir de la mano de un programa de

concienciación sobre la relación entre la disponibilidad de especies presa naturales y la depredación de ganado por felinos.

4.- Los ganaderos deben ser informados de la importancia de las presas nativas para proteger a su ganado de la depredación y evitar la cacería ilegal o de subsistencia en sus ranchos. También deben ser informados de la importancia ecológica de los depredadores incluyendo su papel como controladores de enfermedades y de otros depredadores, a fin de que si implementan mejoras ganaderas y su producción se incrementa, exista de forma paralela un aumento de la tolerancia hacia los depredadores.

Literatura citada

- Ackerman, B. B., F. G. Lindzey y T. P. Hernker. 1984. Cougar food habits in southern Utah. *J. Wildl. Mgmt.* 48: 147-155.
- Adams, N. E. 1978. The effects of cattle on white-tailed deer distribution. MS thesis. Texas A & I University, Kingsville.
- Amador-Alcalá S., E. J. Naranjo y G. Jiménez-Ferrer. 2013. Wildlife predation on livestock and poultry: implications for predator conservation in the rainforest of south-east México. *Oryx*. 47 (2): 243-250.
- Andersen R., J. Linnell y E. J. Solberg. 2006. The future role of large carnivores in terrestrial trophic interactions: the northern temperate view. Capítulo 14. En: *Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation*. Edit K. Danell, P. Duncan, R. Bergstrom, J. Pastor. Cambridge University Press. P. 413-441 (479 pp).
- Anderson C. R., F. G. Lindzey. 2003. Estimating cougar predation rates from GPS location clusters. *Journal of Wildlife Management*. 67(2): 307-316.
- Andheria, A. P., Karanth, K. U. y N. S. Kumar. 2007. Diet and prey profiles of three sympatric large carnivores in Bandipur Tiger Reserve, India. *Journal of Zoology*, 273: 169-175.
- APHIS, Veterinary Services. Centers for Epidemiology and Animal Health. USDA. 2010. Mortality of Calves and Cattle on U.S. Beef Cow-calf Operations. Infosheet.
- Aranda, J. M. 1994. Importancia de los pecaríes (*Tayassu sp.*) en la alimentación del jaguar (*Panthera onca*). *Acta Zoológica Mexicana* 62:11-22.
- Aranda, M., y V. Sánchez-Cordero. 1996. Prey spectra of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in tropical forests of México. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 31: 65-67.
- AGFD. Arizona Game and Fish Department. 2007. Kofa Mountains Complex Predation Management Plan.
- ASERCA, 1995. El ganado vacuno en México. Claridades Agropecuarias de Apoyos y Servicios a la Comercialización Agropecuaria. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural. Revista de Publicación Mensual. Número 23. Pág. 4-19. México.
- Ávila Najera D., 2009. Abundancia del Jaguar (*Panthera onca*) y de sus presas en el Municipio de Tamasopo, San Luis Potosí. Tesis Maestría. Colegio de Postgraduados.

Montecillo, Texcoco, Edo de México.

Barrio J. 2006. Manejo no intencional de dos especies de cérvidos por exclusión de ganado en la parte alta del Parque Nacional Río Abiseo, Perú. *Revista Electrónica Manejo de Fauna Silvestre en Latinoamérica* 1: 1-10.

Begon M., J.L. Harper y C.R. Townsend. 1990. *Ecology: individuals, populations and communities*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Bergerud, A. T., W. Wyett y B. Snider. 1983. The role of wolf predation in limiting a moose population. *Journal of Wildlife Management*. 47(4): 977-988.

Bergerud, A. T. y W. B. Ballard. 1988. Wolf predation on caribou: the Nelchina herd case history, a different interpretation. *Journal of Wildlife Management*. 52(2): 344-357.

Boutin, S. 1992. Predation and moose population dynamics: a critique. *Journal of Wildlife Management*. 56(1): 116-127.

Bowyer, T. B., D. K. Person y B. M. Pierce. 2005. Detecting top-down versus bottom-up regulation of ungulates by large carnivores: implication for conservation of biodiversity. Pp. 342-361 en J. C. Ray, K. H. Redford, R. S. Steneck, and J. Berger, editores. *Large carnivores and the conservation of biodiversity*. Island Press, Washington D.C., USA.

Brown, D. E. y C. H. Lowe. 1980. *Biotic communities of the southwest*. USDA Forest Service General Technical Report RM-78. Fort Collins, Colorado: Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.

Brown, D. E. y J. A. Murray. 1988. *The last grizzly and other southwestern bear stories*. University of Arizona Press, Arizona

Burgas A., R. Amit y B. López. 2014. Do attacks by jaguars *Panthera onca* and pumas *Puma concolor* (Carnivora: Felidae) on livestock correlate with species richness and relative abundance of wild prey? *Rev. Biol. Trop.* Vol. 62 (4): 1459-1467.

Carbone, C., G. M. Mace, S. C Roberts y D. W. Macdonald. 1999. Energetic constraints on the diet of terrestrial carnivores. *Nature* 402: 286-8.

Carrillo E., T. K. Fuller y J. C. Saenz. 2009. Jaguar (*Panthera onca*) hunting activity: effects of prey distribution and availability. Short Communication. *Journal of Tropical Ecology* 25: 563-567

- Cashman, J. L., M. Pierce y P. L. Krausman. 1992. Diets of mountain lions in southwestern Arizona. *Southwestern Naturalist* 37: 324–26.
- Cavalcanti S. M. y Eric M. Gese. 2010. Kill rates and predation patterns of jaguars (*Panthera onca*) in the southern Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy*, 91(3): 722–736.
- Caselli De Azevedo F. C. 2008. Food Habits and Livestock Depredation of Sympatric Jaguars and Pumas in the Iguaçu National Park Area, South Brazil. *Biotropica*. Vol 40: 494–500.
- Caselli de Azevedo F. C., D. L. Murray. 2007. Spatial organization and food habits of jaguars (*Panthera onca*) in a floodplain forest. *Biological Conservation* 137: 391-402.
- Chávez Tovar J. C. 2010. Ecología y Conservación del Jaguar (*Panthera onca*) y Puma (*Puma concolor*) en la región de Calakmul y sus implicaciones para la conservación de la península de Yucatán. Tesis Doctoral. Granada, España.
- Chesson, J. 1978. Measuring preference in selective predation. *Ecology*. 59: 211–215.
- Chinchilla, F. A. 1997. La dieta del jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Felis concolor*) y el manigordo (*Felis pardalis*) (Carnivora: Felidae) en el Parque Nacional Corcovado Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*. 45: 1223-1229.
- Ciucci, P. y L. Boitani. 1998. Wolf and dog depredation on livestock in central Italy. *Wildlife Society Bulletin*. 26: 504-514.
- Cooley Hilary S., H. S. Robinson, R. B. Wielgus y C. S. Lambert. 2007. Cougar Prey Selection in a White-Tailed Deer and Mule Deer Community. *The Journal of Wildlife Management*. 72(1): 99-106.
- Crawshaw, P. G. y H. B. Quigley. 2002. Jaguar and puma feeding habits in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil, with implications for their management and conservation. En *El Jaguar en el Nuevo Milenio*. 223-235.
- Cunningham S., C. Gustavson y W. Ballard. 1999. Diet selection of mountain lions in southeastern Arizona. *Range Manage*. 52: 202–207.
- Dale, B. W., L. G. Adams y R. T. Bowyer. 1994. Functional response of wolves preying on barren-ground caribou in a multiple prey ecosystem. *Journal of Animal Ecology*. 63: 644- 652.
- Dalponte J. C. 2002. Dieta del jaguar y depredación de ganado en el Norte del Pantanal, Brasil. Pp. 209-221. en *El Jaguar en el Nuevo Milenio* (Medellín, R., C. Equihua, C.

Chetkiewics, P. Crawshaw, A. Robinowitz, K. Redford, J. Robinson, E. Sanderson y A. Taber, eds.). Fondo de Cultura Económica-Wildlife Conservation Society-UNAM. Distrito Federal, México.

Damm P. E., J.B. Grand y S. W. Barnett. 2010. Variation in detection among passive infrared triggered-cameras used in wildlife research. Proc. Annu. Conf. Southeast Assoc. Fish and Wildl. Agencies. 64: 125–130.

De la Torre, J. A. y G. de la Riva. 2009. Food habits of pumas (*Puma concolor*) in a semiarid region of central Mexico. Mastozoología Neotropical. 16 (1): 211-216.

Dixon J. 1925. Food predilections of predatory and fur-bearing mammals. Journ. Mammal. 6(1): 34-46: 40-41. Citado en Young S. y Goldman E. 1946. Food habits. Economic Status in The Puma, Mysterious American Cat. The American Wildlife Institute. Washington, D.C. First Edition. Pp 123-132.

Elbroch L.M. y H. U. Wittmer. 2013. The effects of puma prey selection and specialization on less abundant prey in Patagonia. 94(2): 259-268.

Ellisor J.E. y W.F. Harwell. 1969. Mobility and Home Range of Collared Peccary in Southern Texas. The Journal of Wildlife Management. 33(2): 425-427

Emmons, L. H. 1987. Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. Beh Ecol Soc. 20: 271–83.

Esterci-Ramalho E. 2012. Jaguar (*Panthera onca*) population dynamics feeding ecology human induced mortality and conservation in the Varzea floodplain forests of Amazonia. Tesis Doctoral. University of Florida. 166-167.

Estrada-Hernández C. G. 2008. Dieta, Uso de Hábitat y Patrones de Actividad del Puma (*Puma concolor*) y el Jaguar (*Panthera onca*) en la Selva Maya, Centroamérica. Revista Mexicana de Mastozoología. 12: 113-130.

Farrel, L. E., J. Roman y M. E. Sunquist. 2000. Dietary separation of sympatric carnivores identified by molecular analysis of scats. Molecular Ecology. 9: 1583-1590.

Foster R. J., B. J. Harmsen, B. Valdes, C. Pomilla y C. P. Doncaster. 2010. Food habits of sympatric jaguars and pumas across a gradient of human disturbance. Journal of Zoology. 280 (3): 309-318.

Gómez-Ortiz Y. y O. Monroy-Vilchis. 2013. Feeding ecology of puma *Puma concolor* in Mexican montane forests with comments about jaguar *Panthera onca*. Wildl. Biol. 19: 179-187.

García D., Gutiérrez González C. y López González C. 2012. Mammalian community comparisons related to cattle presence. In Merging Science and Management in a Rapidly Changing World. Biodiversity and Management of the Madrean Archipelago III and 7th Conference on Research and Resource Management in the Southwestern Deserts. May 1-5, 2012. Tucson, Arizona. P. 52.

Graham K., A. P. Beckerman y S. Thirgood. 2005. Human–predator–prey conflicts: ecological correlates, prey losses and patterns of management. *Biological Conservation*. 122: 159–171.

Gutierrez-González C. E., Gomez-Ramirez M. A. y Lopez-Gonzalez C. A. 2012. Estimation of the density of the near threatened jaguar, *Panthera onca*, in Sonora, Mexico, using camera trapping and an open population model. *Oryx* .46 (03): 1-7.

Harmsen B. J., R. J. Foster, S. Silver, L. Ostro y P. Doncaster. 2010. Differential Use of Trails by Forest Mammals and the Implications for Camera-Trap Studies: A Case Study from Belize. *Biotropica*. 42(1): 126–133.

Harris G., R. Thompson, J. Childs y J. Sanderson. 2010. Automatic Storage and Analysis of Camera Trap Data. *Emerging Technologies. Bulletin of the Ecological Society of America*. 352-359.

Harveson L. A., M. Tewes, N. J. Silvy y J. Rutledge 2000. Prey use by mountain lions in Southern Texas. *The Southwestern Naturalist*. 45: 472-476.

Hayward M., P. Henschel, J. O'Brien, M. Hofmeyr, G. Balme y G. I. H. Kerley. 2006. Prey preferences of the leopard (*Panthera pardus*) *Journal of Zoology*. 270: 298–313.

Hayward M. W., W. Jedrzejewski y B. Jêdrzejewska. 2012. Prey preferences of the tiger *Panthera tigris*, *Journal of Zoology* 286: 221–231.

Hayward M. W., J. F. Kamler, R. A. Montgomery, A. Newlove, S. Rostro-García, L. P. Sales y B. Van Valkenburgh. 2016. Prey preferences of the jaguar *Panthera onca* reflect the Post-Pleistocene demise of large prey. *Frontiers in Ecology and Evolution*. 3 (148):1-19.

Hernández-Guzmán A., E. Payán y O. Monroy-Vilchis. 2011. Hábitos alimentarios del Puma concolor (Carnivora: Felidae) en el Parque Nacional Natural Puracé, Colombia. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol.)* 59 (3): 1285-1294.

Hernández-SaintMartín A. D., O. C. Rosas-Rosas, J. Palacio-Núñez, L. A. Tarango-Arambula, F. Clemente-Sánchez y A. L. Hoogesteijn. 2015. Food habits of jaguar and puma in a protected area and adjacent fragmented landscape of northeastern Mexico. *Natural Areas Journal*. 35: 308-317.

- Hoogesteijn, R. y A. Hoogesteijn. 2005. Manual sobre problemas de depredación causados por grandes felinos en hatos ganaderos. Programa de Extensión para Ganaderos. Programa de Conservación del Jaguar. Wildlife Conservation Society. Campo Grande, Brasil, 48 pp.
- Hornfeldt B., O. Lofgren y B. G. Carlsson. 1986. Cycles in voles and small game in relation to variations in plant production indices in Northern Sweden. *Oecologia*. 68: 496–502.
- Hornocker, M. G. 1970. An analysis of mountain lion predation upon mule deer and elk in the Idaho primitive area. *Wildlife Monographs*. 21:1-39.
- Ibarra Flores, F. A., C. Y. Moreno Álvarez, M. H. Martín Rivera, S. Moreno Medina,, F. Denogean Ballesteros, A. Baldenegro Campa y F. L. León Montijo. 2011. El destete precoz como una herramienta para incrementar la rentabilidad en los ranchos ganaderos de Sonora, México. *Revista Mexicana de Agronegocios*. 15 (28): 531-542.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (México). 2007. El ganado bovino en Sonora: Censo Agropecuario 2007. Pp. 65-66.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (México). 2015. Anuario estadístico y geográfico de los Estados Unidos Mexicanos. P.465.
- Iriarte, J. A., W. L. Franklin, W. E. Johnson y K. H. Redford. 1990. Biogeographic variation of food habits and body size of the America puma. *Oecologia*. 85: 185-190.
- IUCN. 2014. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>. Descargado en 02 Diciembre 2014.
- Jacobss J. 1974. Quantitative Measurement of Food Selection. A Modification of the Forage Ratio and Ivlev's Electivity Index. *Oecologia*.14: 413-417.
- Kjellander P. y J. Nordstrom. 2003. Cyclic voles, prey switching in red fox, and roe deer dynamics – a test of the alternative prey hypothesis. *Oikos*. 101: 338–344.
- Knopff K.H., A. A. Knopff, A. Kortello y M. S. Boyce. 2010. Cougar Kill Rate and Prey Composition in a Multiprey System. *Journal of Wildlife Management* 74(7): 1435–1447.
- Kozlov, D. 2009. ReNamer's user manual. <http://www.snapfiles.com/downloads/denReNamer/dldenReNamer.html>

- Kuroiwa, A. y C. Ascorra. 2002. Dieta y densidad de posibles presas de jaguar (*Panthera onca*) en las inmediaciones del Tambopata Research Centre (Zona Reserva Tambopata-Candamo, Madre de Dios). En: El Jaguar en el Nuevo Milenio. Pp. 199-207.
- Lack, D. 1954. The natural regulation of animal numbers. –Oxford Univ. Press.
- Laundré J., L. Hernández y S.G. Clark. 2010. Numerical and Demographic Responses of Pumas to Changes in Prey Abundance: Testing Current Predictions Journal of Wildlife Management 71(2): 345 – 355.
- Littauer G. A., R. J. White y D. C. Hall. 1986. Private costs of predator control in New Mexico in 1983. Proceedings of the Twelfth Vertebrate Pest Conference.
- Loft E. R., J. W. Menke y Kie J.G. 1991. Habitat Shifts by Mule Deer: The Influence of Cattle Grazing. The Journal of Wildlife Management. 55 (1): 16-26.
- Logan y Sweanor. 2001. Predator-prey relations en: Desert puma: evolutionary ecology and conservation of an enduring carnivore. Edit. Logan y Sweanor. Washington. D.C. Island Press. 301-309.
- Luna-Soria H. y C. A. López González. 2005. Abundance and Food Habits of Cougars and Bobcats in the Sierra San Luis, Sonora, Mexico. USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-36. Pp 416-420.
- Lyngdoh S., S.Shrotriya, S. P. Goyal, H. Clements, M. W. Hayward y B. Habib. 2014. Prey Preferences of the Snow Leopard (*Panthera uncia*): Regional Diet Specificity Holds Global Significance for Conservation. Plos One. 9: 1-11.
- Martínez-Gutiérrez P. G., F. Palomares y N. Fernández. 2015. Predator identification methods in diet studies: uncertain assignment produces biased results? Ecography. 38: 1–8.
- Mann G. K. H., J. O’Riain y D. Parker. 2015. The road less travelled: assessing variation in mammal detection probabilities with camera traps in a semi-arid biodiversity hotspot. Biodiversity and Conservation. 24 (3): 531-545.
- McBride R.T. 1976. The status and ecology of the mountain lion (*Felis concolor stanleyana*) of the Texas-Mexico border. Thesis. Master of Science. Sul Ross State University.
- McKenzie, D.I., J. D. Nichols, G.B. Lachman, S. Droege, J.A. Royle, J.A. y C.A. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. Ecology. 83: 2248–2255.

- Messier, F. 1991. The significance of limiting and regulating factors on the demography of moose and white-tailed deer. *Journal of Animal Ecology* 60: 377-393.
- Messier F. 1994. Ungulate population models with predation: a case study with the North American moose. *Ecology*. 75: 478- 488.
- Monroy-Vilchis O., Y. Gómez, M. Janczur, V. Urios. 2009. Food Niche of Puma concolor in Central Mexico. *Wildlife Biology*. 15: 97-105.
- Monroy-Vilchis O., M. M. Zarco-González, C. Rodríguez-Soto, L. Soria-Díaz y V. Urios. 2011. Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad *Revista de Biología Tropical*. 59 (1): 373-383.
- Moreno, J., R. A. Medellín, I. Cassaigne, R. Valdez, O. Alcumbrac, M. Galaz, R. Thompson, J. L. Childs, N. Smith, S. Dieterich, K. Shallcross, M. Culver y J. G. Sanderson. 2012. Coexistence of four felids in the Sierra Madre Mountains of northeastern Sonora, Mexico. *The Wild Felid Monitor*. 6 (1): 19-20.
- Moreno R. S., R. W. Kays y R. Samudio. 2006. Competitive release in diets of ocelot (*Leopardus pardalis*) and puma (*Puma concolor*) after jaguar (*Panthera onca*) decline. *Journal of Mammalogy*. 87(4): 808–816,
- Moss R. y A. Watson. 2001: Population cycles in birds of the grouse family (Tetraonidae). *Advances in Ecological Research*. 32: 53–111.
- Murdoch, W. W. 1969. Switching in general predators: experiments on predator specificity and stability of prey populations. *Ecological Monographs*. 39: 335–354.
- Murphy M. D., B. A. Hanson, E. W. Howerth y D. E. Stallknecht. 2006. Molecular characterization of Epizootic Hemorrhagic Disease virus serotype 1 associated with a 1999 epizootic in white tail deer in the United States. *Journal of Wildlife Diseases*, 42(3): 616–624.
- Naranjo, E. J. 2002. Population ecology and conservation of ungulates in the Lacandon forest, México. Tesis Doctoral. The University of Florida, Gainesville, FL., EU
- NMDGF. 2010. Management Strategy for Cougar Control to Protect Desert Bighorn Sheep. New Mexico Department of Game and Fish.
- Noon T., J. R. Heffelfinger, R. J. Olding, S. Lynn Wesche y C. Reggiardo. 2003. Serologic Survey for Antibodies to Canine Distemper Virus in Collared Peccary (*Tayassu tajacu*) Populations in Arizona. *Journal of Wildlife Disease*. 39(1): 221–223.
- Novack, A. J., 2003. Impacts of subsistence hunting on the foraging ecology of jaguar

and puma on the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. Tesis Maestría. University of Florida.

Novaro, A. J., y R. S. Walker. 2005. Human-induced changes in the effect of top carnivores on biodiversity in the Patagonian Steppe. En: Large carnivores and the conservation of biodiversity , ed. J. C. Ray, K. H. Redford, R. S. Steneck, and J. Berger, 268–288. Washington, D.C.: Island Press.

Nowak S., Robert W. Mysłajek, A. Kłosińska y G. Gabryś. 2011. Diet and prey selection of wolves (*Canis lupus*) recolonising Western and Central Poland Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde. 76 (6): 709-715.

Núñez, R., B. Miller y F. Lindzey. 2000. Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. Journal of Zoology. 252(3): 373-379.

Núñez R., B. Miller, y F. Lindzey. 2002. Ecología del jaguar en la reserva de la biosfera Chamela Cuixmala, Jalisco, México. Pp.107-126 en El Jaguar en el Nuevo Milenio (Medellín, R., C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Robinowitz, K. Redford, J. Robinson, E. Sanderson y A. Taber, eds.). Fondo de Cultura Económica-Wildlife Conservation Society-UNAM. Distrito Federal, México.

O'Brien, T., M. Kinnaird y H. Wibisono. 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical landscape. Anim. Conserv. 6:131-139

Oliveira T.G. 2002. Ecología comparativa de la alimentación del jaguar y del puma en el neotrópico en El jaguar en el nuevo milenio. R. A. Medellín, C. Equihua, C. L. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. W. Sanderson, A. Taber, eds. Fondo de Cultura Económica/Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society, México, D.F. Pp. 265-288

Peebles K. A., R. B. Wielgus, B. T. Maletzke y M. E. Swanson. 2013. Effects of Remedial Sport Hunting on Cougar Complaints and Livestock Depredations. Plos one. 8 (11): 1-8

Peirce M.F. 1996. Movements and Diets of Mountain Lions in Southwestern Arizona. Proceedings of the Fifth Mountain Lion Workshop. 27 February – 1 March. San Diego, California p. 90

Perovic P.G. 2002. Conservación del jaguar en el noreste de Argentina en El Jaguar en el Nuevo Milenio. R. A. Medellín, C. Equihua, C. L. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. W. Sanderson, A. Taber, eds. Fondo de Cultura Económica/Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society, México, D.F. Pp. 465-475.

- Person, D. K., R. T. Bowyer y V. Van Ballenberghe. 2001. Density dependence of ungulates and functional responses of wolves: Effects of predator-prey ratios. *Alces* 37(2): 253-273.
- Polisar, J., I. Maxit, D. Sconagmillo, L. Farrel, M. E. Sunquist y J. F. Eisenberg. 2003. Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. *Biological Conservation*. 109: 297–310.
- Rabinowitz, A. R. y B. G. Nottingham, Jr. 1986. Ecology and behavior of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *Journal of Zoology* 210:149-159.
- Rodney, M. J. y Rinchen, W., 2004. A community-based approach to mitigating livestock depredation by snow leopards. *Human Dimensions of Wildlife*. 9: 307-315.
- Rominger E., H. A. Whitlaw, D. L. Weybright, W. C. Dunn y A. B. Ballard. 2004. The influence of mountain lion predation on bighorn sheep translocations. *Journal of Wildlife Management* 68: 993-999.
- Rominger E. 2012. San Andrés Desert Bighorn Sheep Helicopter Survey, NMDGF Report.
- Roosevelt, T. 1914. *Through the Brazilian wilderness*. Charles Scribner's Presses, New York.
- Rosas-Rosas, O. C., R. Valdez, L. C. Bender y D. Daniel. 2003. Food habits of pumas in northwestern Sonora, Mexico. *Wildlife Society Bulletin*. 31: 528–535.
- Rosas-Rosas, O.C., L. C. Bender y R. Valdez. 2008. Jaguar and puma predation on cattle calves in Northeastern Sonora, Mexico. *Rangeland Ecology and Management*. 61: 554–560.
- Rosas Rosas O., Louis C. Bender y Raul Valdez. 2010. Habitat Correlates of jaguar kill sites of cattle in Northeastern Sonora, Mexico. *Human-Wildlife Conflicts*. 1: 103-111.
- Røskft, E., Händel, B., Bjerke, T. y Kaltenborn, B. J., 2007. Human attitudes towards large carnivores in Norway. *Wildlife Biology*. 13: 1-14
- Rowcliffe J. M., J. Field, S. T. Turvey y C. Carbone. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*. 45: 1228-1236.
- Rueda P., G. D. Mendoza, D. Martínez y O.C. Rosas-Rosas. 2013. Determination of the jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) diet in a tropical forest in San Luis Potosi, Mexico. *Journal of Applied Animal Research*. 41: 484-489.

- Salek M., J. Svobodova, V. Bejcek, T. Albrecht. 2004. Predation on artificial nests in relation to the numbers of small mammals in the Krušné hory Mts, the Czech Republic *Folia Zool.* 53(3): 312–318.
- Scognamillo D., I. E. Maxit, M. Sunkuist y J. Polisar, 2003. Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. *J. Zool., Lond.* 259: 269–279.
- Seymour K. L. 1989. *Panthera onca*. *Mammalian species.* 340: 1–9.
- Shaw, H. 1977. Impact of mountain lion on mule deer and cattle in northwestern Arizona. Pp. 17-31 en: R. L. Phillips, and C. Jonkel, editores. *Proceedings of the 1975 predator symposium.* Montana Forest and Conservation Experimental Station, Missoula.
- Shaw, H. G. 1981. Comparison of mountain lion predation on cattle on two study areas in Arizona. *Proceedings of the wildlife-livestock relationships symposium.* 306-318. Idaho Forest, Wildlife and Range Experiment Station, University of Idaho, Moscow.
- Shender L., R. D. Glock y T. R. Spraker. 2009. Salmonellosis in a free-ranging population of javelinas (*Pecari tajacu*) in South Central Arizona. *Journal of Wildlife Diseases.* 45(4): 941–951.
- Sistema Meteorologico Nacional. 2010. Accesado en enero 2015.
http://smn.conagua.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=170&tmpl=component
- Small, R. J., Y. Marcstrom y T. Willebrand. 1993. Synchronous and nonsynchronous population fluctuations of some predators and their prey in central Sweden. *Ecography.* 16: 360–364.
- Smout S., C. Aseburg, J. Matthiopoulos, C. Fernández, S. Redpath, S. Thirgood y J. Harwood. 2010. The Functional Response of a Generalist Predator. *Plos.* 5(5). e10761: 1-7.
- Sollmann R., J. Betsch, M. Malzoni- Furtado, H. Hofer, A. T. A. Jácomo, F. Palomares, S. Roques, N. Mundim-Tôrres, C. Vynne y L. Silveira. 2013. Note on the diet of the jaguar in central Brazil. *European Journal of Wildlife Research.* 59 (3): 445-448.

Stewart Kelly, R. Terry Bowyer, John G. Kie, Norman J. Cimon y Bruce K. Johnson. 2002. Temporospatial Distributions of Elk, Mule Deer, and Cattle: Resource Partitioning and Competitive Displacement. *Journal of Mammalogy*. 83 (1): 229-244.

Srbek-Araujo A. C. y A. G. Chiarello. 2013. Influence of camera-trap sampling design on mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil. *Biota Neotrop.* 13 (2): 51-62.

Sunquist, M. E. y Sunquist, F. 1989. Ecological constraints on predation by large felids. En: *Carnivore behavior, ecology and evolution*: 283–301. Gittleman, J. L. (Ed.). Ithaca, NY: Cornell University Press.

Taber, A. B., A. J. Novaro, N. Neris y F. H. Colman. 1997. The food habits of sympatric jaguar and puma in the Paraguayan Chaco. *Biotropica*. 29: 204-213.

Taylor R. y D. R. Synatzske. 2008. The Javelina in Texas. Texas Parks and Wildlife Department.

Texas Parks and Wildlife. 2010. Wildlife Management Activities and Practices. Comprehensive Wildlife Management Planning Guidelines for the Trans-Pecos Ecological Region.

Thompson R., P. M. Harveson, L. A. Harveson, D. Milani y K. Dennison. 2012. Ecology of mountain lions in the Davis Mountains: Assessing impacts on prey populations. Mountain Lion Report. Borderlands Research Institute. Sul Ross State University.

Thompson, K. W. 2014. Factors affecting the distribution of wildlife along the United States-Mexico border. Poster session presented at the 21st Annual Conference of The Wildlife Society.

Treves A. y K. U. Karanth. 2003. Human–carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. *Conservation Biology*. 17: 1491–1499.

Vijayan S. 2012. Predator mediated indirect effects of livestock in native prey. Tesis Doctoral. Lakehead University. Canada.

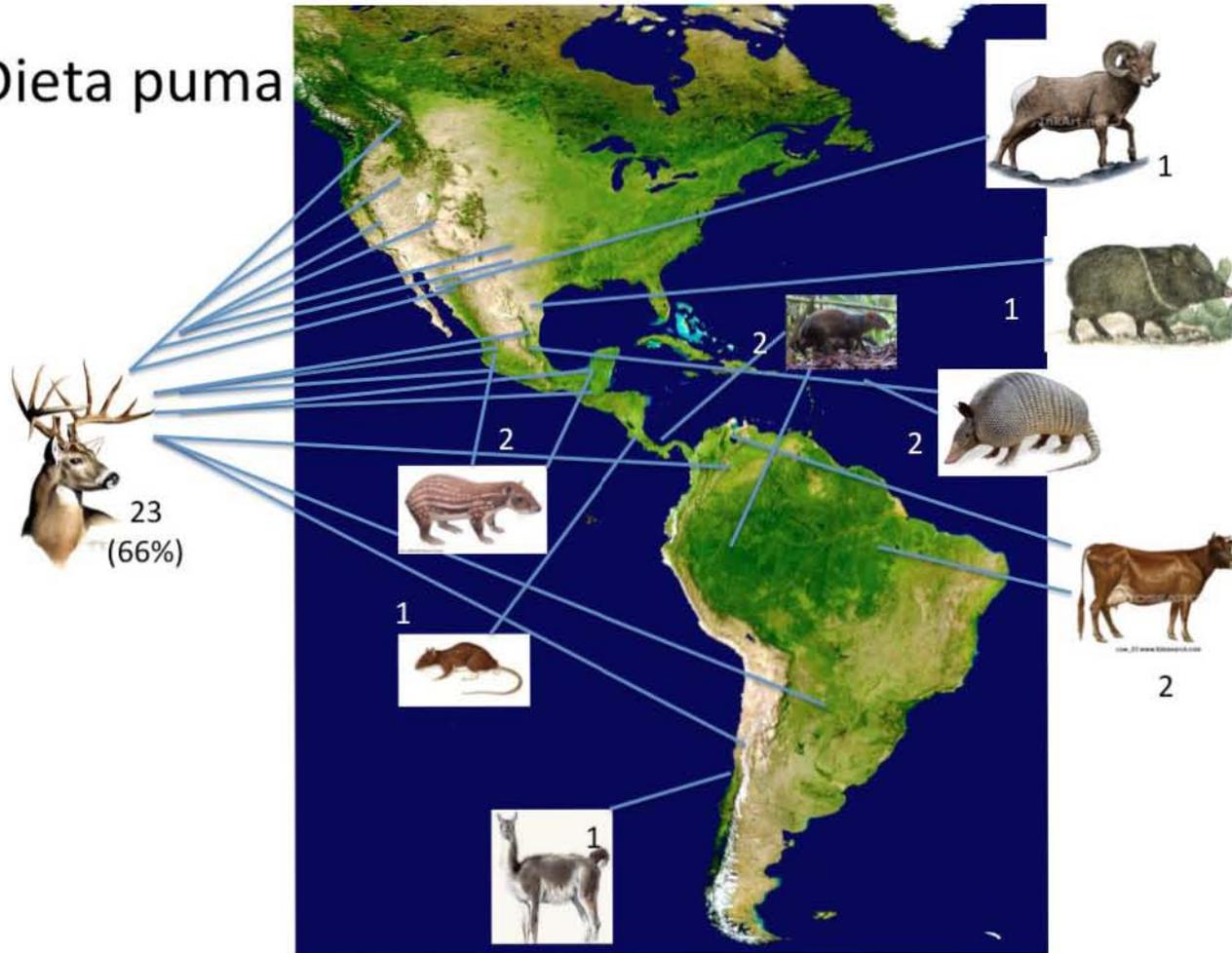
Villepique, Jeffrey T., Pierce, Becky M., Bleich, Vernon C., Bowyer y R. Terry. 2011. Diet of cougars (*Puma concolor*) following a decline in a population of mule deer (*Odocoileus hemionus*): lack of evidence for switching prey. *Southwestern Naturalist*. 56 (2): 187-192.

Weckel M., W. Giuliano y S. Silver. 2006. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology*. 270: 25–30

- Welch James M. y C. E. Epifanio. 1995. Effect of variations in prey abundance on growth and development of crab larvae reared in the laboratory and in large field-deployed enclosures. *Marine Ecology Progress Series*. 116: 55-64.
- Wellenreuther M. y S. D. Connell. 2002. Response of predators to prey abundance: separating the effects of prey density and patch size. *Journal of experimental marine biology and ecology*. 273: 61-71
- White K., G. M. Koehler, B. T. Maletzke y R. B. Wielgus. 2011. Differential Prey Use by Male and Female Cougars in Washington. *The Journal of Wildlife Management* 75(5): 1115-1120.
- Wielgus R. B. Y K. A. Peebles. 2014. Effects of Wolf Mortality on Livestock Depredations. *PLoS ONE* 9(12): e113505. 1-16.
- Woodroffe, R., Lindsey, P., Romanach, S., Stein, A., S. M. K. Ole Ranah. 2005. Livestock predation by endangered African wild dogs (*Lycaon pictus*) in northern Kenya. *Biological Conservation*. 124: 225-234.
- Yoakum J. 2008. The use of science-based literatura for predator control to enhance bighorn sheep, mule deer and pronghorn in Nevada. *Trans. West. Sect. Wildl. Soc.* 44: 30-36.
- Young S. y Goldman E. 1946. Food habits. Economic Status in The Puma, Mysterious American Cat. The American Wildlife Institute. Washington, D.C. First Edition. Pp 123-132.
- Zorrilla, J. M.1 y Palma, J. M. 2010. La cadena alimentaria "carne de bovino" en México: Factores a considerar en la integración de los eslabones criador y finalizador. *Avances en investigación agropecuaria*. 14(2): 3-28.

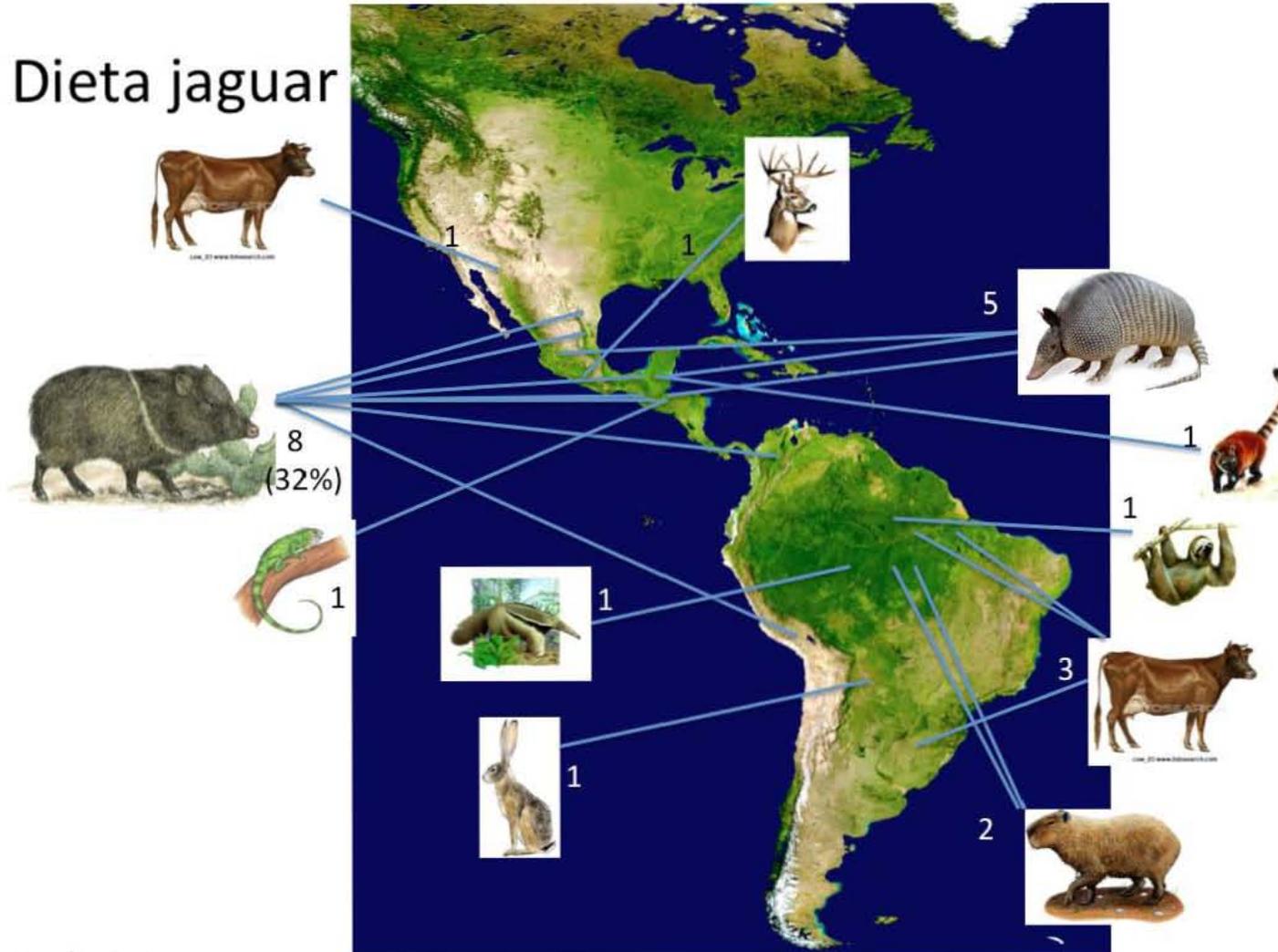
Anexo 1: Mapa dieta de pumas. Ubicación y especie encontrada con mayor frecuencia de ocurrencia en la dieta de puma en 35 estudios revisados. Se muestra en números arábigos el número de estudios en que la especie mostrada fue la de mayor frecuencia.

Dieta puma



Anexo 2: Mapa dieta de jaguares. Ubicación y especie encontrada con mayor frecuencia de ocurrencia en la dieta de jaguar en 25 estudios revisados. Se muestra en números arábigos el número de estudios en que la especie mostrada fue la de mayor frecuencia.

Dieta jaguar



Anexo 3: Frecuencia de ocurrencia de presas reportadas en la dieta de pumas en 35 estudios.

	Autor, año	Localización	Tipo de muestra (heces, sitios de caza, cont. estomacal)	Método de Identificación procedencia de muestra	Tamaño muestra (N)	Núm. especies identificadas en la dieta	Principales presas Cuando se realizó índice de selección: S= Selecciona, E = Evita, (=) Igual a su disponibilidad	Frecuencia Ocurrencia (%) *Biomasa cuando no se reporta frecuencia
Bosque y Taiga	Anderson, 2003	Wyoming, EU	Sitios de caza	Seguimiento GPS	75	11	Venado (<i>O. hemionus</i> y <i>O. virginianus</i>) Wapiti (<i>Cervus elaphus</i>) Berrendo (<i>Antilocapra americana</i>)	60 20 8
	Knopff, 2010	Alberta, Canadá	Sitios caza	Seguimiento GPS	1428 sitios caza	23	Venado (<i>O. hemionus</i> y <i>O. virginianus</i>) Borrego cimarrón (<i>O. canadensis</i>)	64 4.7
Bosque y Matorral Xerófilo	Young and Goldman 1946	Noroeste de E.U.	Cont. estomacal	Animales cazados	40	4	Venado (<i>Odocoileus spp</i>) Puerco Espín (<i>Erethizon dorsatum</i>)	90 7
	Young and Goldman 1946	Suroeste de E.U. y Texas	Cont. estomacal	Animales cazados	73	15	Venado (<i>Odocoileus spp</i>) Puerco Espín (<i>Erethizon dorsatum</i>) Ganado (<i>Bos taurus</i>)	54.5 15 9.3
	Dixon, 1925	California, EU	Cont. Estomacal	Animales cazados	43	-	Venado (<i>Odocoileus spp</i>) Ganado (<i>Bos taurus</i>)	79 4.6
	Shaw, 1981	Arizona, EU Rancho Spider-Cross U	Sitios de caza	Hallazgos por vuelos, observación características y/o rastros	82	-	Venado (<i>O. hemionus</i>) S Ganado (<i>Bos taurus</i>)	58 37

Shaw, 1981	Arizona, E.U. Rancho Kaibab	Heces	Observación características y/o rastros	74	-	Venado (<i>O. hemionus</i>) S Ganado (<i>Bos taurus</i>) E	93 7
Pierce, 1996	Arizona, EU	heces	Observación características y/o rastros	159	15	Venado (<i>O. hemionus</i> y <i>O. virginianus</i>) Pecari (<i>Pecari tajacu</i>) Ganado (<i>Bos taurus</i>)	36 21 10
Cunningham 1999	Arizona, EU	heces	Observación características y/o rastros	370	8	Venado (<i>O. hemionus</i> y <i>O. virginianus</i>) E Ganado (<i>Bos taurus</i>) S Pecarí (<i>Pecari tajacu</i>) =	48 34 17
Harveson, 2000	Texas, EU	Sitios de caza y heces	Sitios caza: Seguimiento GPS Heces: Observación características y/o rastros	25 heces 75 sitios de caza	10	Sitios de caza: Venado (<i>O. virginianus</i>) S Pecari (<i>Pecari tajacu</i>) = Cerdo feral (<i>Sus scrofa</i>) E Heces: Venado S Cerdo feral E Lagomorfos	37 18 7 28 28 20
Thompson, 2012	Texas, EU	Sitios de caza	Seguimiento GPS	104	11	Venado (<i>O. virginianus</i> y <i>O. hemionus</i>) Cerdo feral (<i>Sus scrofa</i>) Pecarí (<i>P. tajacu</i>)	46 15 11
Villepique, 2011	California	heces	Observación características y/o rastros	252	-	Venado (<i>Odocoileus spp.</i>)	68.5
Rosas-Rosas, 2003	Sonora, México	heces	Observación características y/o rastros	60	-	Borrego cimarrón (<i>O. canadensis</i>) Lagomorfos Venado (<i>O. hemionus</i>)	40 33 17

Bosque templado	Luna-Soria, 2005	Sonora, México	heces	Observación características y/o rastros	20	8	Venado (<i>O. virginianus</i>) Pecari (<i>Pecari tajacu</i>) Coati (<i>Nasua narica</i>) Ganado (<i>Bos taurus</i>)	36 23 13 6.6
	Rosas-Rosas, 2008	Sonora, México	heces	Observación características y/o rastros	88	14	Venado (<i>O. virginianus</i>) Pecarí (<i>Pecari tajacu</i>) Coati (<i>Nasua narica</i>) Lagomorfos Ganado (<i>Bos taurus</i>)	46.6 13.6 8 6.8 6.8
	McBride, 1976	Tamaulipas	heces	Observación	86	15	Venado (<i>O. virginianus/O. hemionus</i>) Burro (<i>Equus africanus</i>) Cerdo feral (<i>Sus srofa</i>)	20.9 12.8 6.9
	Nuñez, 2000	Jalisco, México	heces	Observación características y/o rastros	65	11	Venado (<i>O. virginianus</i>) Armadillo (<i>Dasypus novemcinctus</i>) Pecarí (<i>Pecari tajacu</i>)	37 9 7
	De la Torre, 2009	Aguascalientes, México	heces	Observación características y/o rastros	38	14	Venado (<i>O. virginianus</i>) Pecarí (<i>Tayassu tajacu</i>) Mapache (<i>Procyon lotor</i>)	42 15.7 15.7
	Monroy-Vilchis, 2009	Edo. México, México	heces	Observación y cámaras foto trampeo	104	18	Armadillo (<i>Dasypus novemcinctus</i>) Coati (<i>Nasua narica</i>) Venado (<i>O. virginianus</i>) Ganado (<i>Bos taurus</i>)	59 26 14 5
	Rueda, 2013	San Luis Potosí	DNA	Heces	30	12	Pecarí (<i>P. tajacu</i>) Tlacuache (<i>Didelphis virginianus</i>) Venado (<i>M. temama</i> y <i>O. virginianus</i>)	40 13.3 13.3
	Gómez-Ortiz 2013	Edo. México, México	heces	Observación características y estudio de ac. biliares	209	27	Armadillo (<i>Dasypus novemcinctus</i>) S Coati (<i>Nasua narica</i>) S Venado (<i>O. virginianus</i>) S	44 13 6

Selva Tropical y sub-tropical	Aranda, 1996	Campeche, México	heces	Observación características y/o rastros	-	7	Venado (<i>M.americana</i> y <i>O. virginianus</i>) Coati (<i>Nasua narica</i>) Pecarí (<i>P. tajacu</i>)	50 20 10
	Chávez, 2010	Campeche, México	heces	Técnica de ácidos biliares	-	17	Tepezcuintle (<i>Cuniculus paca</i>) S Coati (<i>Nasua narica</i>) = Pecarí (<i>Pecari tajacu</i>) =	*Biomasa 32 14 10
	Chinchilla, 1997	Costa Rica	heces	Observación características y/o rastros	11	9	Ratón espinoso (<i>Proechimys semispinosus</i>) Mono (<i>Alouatta palliata</i>) Iguana (<i>Iguana iguana</i>) Venado (<i>Mazama americana</i>)	26.8 19.6 19.6 12.5
	Emmons, 1987	Perú	heces	Observación características y/o rastros	7	12	Aguti (<i>Dasyprocta punctata</i>) Tepezcuintle (<i>Cuniculus paca</i>) Serpientes	33 27 16
	Scognamillo, 2003	Venezuela	Heces y sitios de caza	Observación características y/o rastros	42 heces 50 sitios caza	12	Heces: Ganado (<i>Bos taurus</i>) Pecarí (<i>Pecari tajacu</i>) S Venado (<i>O. virginianus</i>) = Caiman (<i>C. Crocodilus</i>) E Sitios de caza: Ganado (<i>Bos taurus</i>) Capibara (<i>H. Hydrochaeris</i>) Venado (<i>O. virginianus</i>)	24 12 10 10 58 30 8
	Crawshaw 2002	Brasil	Sitios de caza	GPS y hallazgos	31	6	Ganado (<i>Bos taurus</i>) Capibara (<i>H. Hydrochaeris</i>) Venado (<i>M. gouazoubira</i> y <i>M. americana</i>)	42 29 12
	Taber 1997	Paraguay	heces	Análisis bioquímico	95	12	Venado (<i>Mazama gouazoubira</i>) Armadillo (<i>Dasyopus novemcinctus</i>) Cuyo (<i>Galea musteloides</i>) Pecarí (<i>P. tajacu</i> y <i>T.pecari</i>)	10.8 10 9.1 5

	Hernández-Guzmán 2011	Colombia	heces	Observación características y/o rastros	60	5	Venado (<i>Pudu mephistophiles</i> y <i>M. rufina</i>) Coati andino (<i>Nasuella olivacea</i>)	61.7 31
	Estrada Hernández, 2008	Guatemala y Campeche, México	heces	Observación características y/o rastros y DNA	292	17	Venado (<i>Odocoileus virginianus</i> , <i>M. temama</i> y <i>M. Pandora</i>) S Tepezcuintle (<i>Cuniculus paca</i>) S Aguti (<i>Dasyprocta punctata</i>) S	38 14 13.5
	Novack, 2003	Guatemala	heces	DNA	145	14	Venado (<i>Mazama sp.</i>) Tepezcuintle (<i>Cuniculus paca</i>) Venado (<i>O. virginianus</i>)	*Biomasa 20.5 16.3 16.2
	Moreno, 2006	Panamá	heces	Observación características y/o rastros	88	18	Aguti (<i>Dasyprocta punctata</i>) Tepezcuintle (<i>Cuniculus paca</i>) Pecarí (<i>Pecari tajacu</i>) Venado (<i>Mazama temama</i>)	20.6 10.7 10.7 9.9
	Foster, 2010	Belice	heces	DNA	135	11	Tepezcuintle (<i>Cuniculus paca</i>) Venado (<i>Mazama americana</i>) Pecarí	58 9 8
Estepa	Zuñiga, 2014	Chile	heces	Observación características y/o rastros	55	10	Venado (<i>Pudu puda</i>) Lagomorfos Coipo (<i>Myocastor coypus</i>)	45 27 9
	Elbroch, 2013	Patagonia, Chile	Sitios de caza	Seguimiento GPS	423	7	Guanaco (<i>Lama guanicoe</i>) = Borrego doméstico (<i>O. aries</i>) S Lagomorfo (<i>Lepus europaeus</i>) E	88.5 8.7 1.9

Anexo 4: Frecuencia de ocurrencia de presas reportadas en la dieta de jaguares en 25 estudios.

	Autor, año	Localización	Tipo de muestra (heces, sitios de caza, cont. estomacal)	Método de Identificación procedencia de muestra	Tamaño muestra (N)	Núm. especies identificadas en la dieta	Principales presas Cuando se realizó índice de selección: S= Selecciona, E = Evita, (=) Igual a su disponibilidad	Frecuencia Ocurrencia (%) *Biomasa cuando no se reporta frecuencia
Matorral Xerófilo	Rosas-Rosas, 2008	Sonora, México	heces	Observación características y/o rastros	27	6	Ganado (<i>Bos taurus</i>) Venado (<i>O. virginianus</i>) Lagomorfos	44.4 25.9 11.1
	Mc Bride (1976) en Oliveira, 2002	Tamaulipas, México	Cont. estomacal	-	6	-	Pecarí (<i>P. tajacu</i>) Ganado (<i>Bos taurus</i>) Venado (<i>Odocoileus spp</i>)	33.3 33.3 16.7
Bosque templado	Rueda, 2013	San Luis Potosí	heces	DNA	23	9	Pecarí (<i>P. tajacu</i>) Tlacuache (<i>Didelphis virginianus</i>) Coatí (<i>Nasua narica</i>)	34.7 17.3 13
	Gómez-Ortiz 2013	Edo. De México	heces	Observación y ac. biliaries	13	9	Armadillo (<i>Dasybus novemcinctus</i>) Cabra (<i>Capra hircus</i>) Lagomorfos	29 17.6 17.6
	Núñez, 2000	Jalisco	heces	Observación características y/o rastros	50	7	Venado (<i>O. virginianus</i>) Coati (<i>Nasua narica</i>) Pecari (<i>P. tajacu</i>)	41 17 16

Selva Tropical y sub-tropical	Chávez, 2010	Campeche, México	heces	Técnica de ácidos biliares	-	20	Coati (<i>Nasua narica</i>) Tepezcuintle (<i>Cuniculus paca</i>) S Pecari (<i>T.pecari</i> y <i>P. Tajacu</i>) E	24.7 15 12.7
	Aranda, 1996	Campeche, México	Heces	Observación características y/o rastros	37	10	Pecari (<i>P. tajacu</i>) Coati (<i>Nasua narica</i>) Armadillo (<i>Dasyopus novemcinctus</i>)	42 18 12
	Estrada Hernández, 2008	Guatemala y Campeche México	heces	Observación características y/o rastros y DNA	206	17	Pecarí (<i>P. tajacu</i>) S Armadillo (<i>Dasyopus novemcinctus</i>) S Coati (<i>Nasua narica</i>) S	26.7 24.7 20.3
	Foster, 2009	Belice	heces	DNA	362	20	Armadillo (<i>Dasyopus novemcinctus</i>) Pecari (<i>P. Tajacu</i> y <i>T. pecari</i>) Coati (<i>Nasua narica</i>)	46.4 14.8 11
	Rabinowitz 1986	Belice	heces	Observación características y/o rastros	185	17	Armadillo (<i>Dasyopus novemcinctus</i>) Tepezcuintle (<i>Agouti paca</i>) Oso hormiguero(<i>Tamandua mexicana</i>)	54 9.3 9.3
	Weckel 2006	Belice	heces	DNA	23	14	Armadillo (<i>Dasyopus novemcinctus</i>) = Pecari (<i>P. tajacu</i>) S Tepezcuintle (<i>Cuniculus paca</i>) =	33.3 23.3 23.3
	Novack, 2003	Guatemala	heces	DNA	76	14	Armadillo (<i>Dasyopus novemcinctus</i>) Coati (<i>Nasua nasua</i>) Pecarí (<i>P. Tajacu</i>)	*Biomasa 31.7 20.5 15.7
	Chinchilla, 1997	Costa Rica	heces	Observación características y/o rastros	22	11	Iguana (<i>I. Iguana</i>) Pecari (<i>Tayassu pecari</i>) Perezoso (<i>Choloepus hoffmani</i>)	25.9 18 16.9

Carrillo, 2009	Costa Rica (costa Océano Pacífico)	Heces y sitios de caza	Observación características y/o rastros y collar VHF	Heces: 18 Sitios de caza: 20	Heces: 8 Sitios de caza: 3	Heces: Pecarí (<i>Tayassu pecari</i> y <i>Pecari tajacu</i>) Tortuga marina (<i>Lepidochelys olivácea</i>) Sitios de caza: Tortuga marina Pecarí (<i>Tayassu pecari</i>) Tortuga verde (<i>Chelonia mydas</i>)	65.7 11.4 70 20 10
Scognamillo, 2003	Venezuela	Heces y sitios de caza	Observación características y/o rastros	42 heces 50 sitios caza	12	Heces: Pecarí (<i>P. tajacu</i> y <i>T. pecari</i>) S Capibara (<i>H. hydrochaeris</i>) S Ganado (<i>Bos taurus</i>) Sitios de caza: Ganado (<i>Bos taurus</i>) Capibara (<i>H. Hydrochaeris</i>) S Pecarí (<i>P. tajacu</i> y <i>T. pecari</i>) S	40 21 7 33 20 16
Kuroiwa, 2002	Perú	heces	Observación características y/o rastros	13	12	Pecarí (<i>Tayassu spp.</i>) Tepezcuintle (<i>Cuniculus paca</i>) Aves	14.4 9.6 23.9
Emmons, 1987	Perú	heces	Observación características y/o rastros	25	40	Pecarí (<i>P. tajacu</i>) Tortuga (<i>Geochelone denticulata</i>) Aguti (<i>Dasyprocta variegata</i>)	15 15 10
Crawshaw 2002	Brasil	Sitios de caza	GPS y hallazgos	59	9	Ganado (<i>Bos taurus</i>) Pecarí (<i>P. tajacu</i> y <i>Tayassu pecari</i>) Capibara (<i>H. hydrochaeris</i>)	47 31 14
Azevedo, 2007	Brasil	Heces y sitios de caza	Observación características y/o rastros	149 heces 114 sitios de caza	19	Heces: Capibara (<i>H. hydrochaeris</i>) S Venado (<i>Mazama spp.</i>) S Ganado (<i>Bos taurus</i>) Sitios caza: Capibara (<i>H. hydrochaeris</i>) Ganado (<i>Bos taurus</i>) Caimán (<i>Caiman yacare</i>)	20.8 19.2 11.2 31.6 28 20.2

	Cavalcanti, 2010	Brasil (Pantanal)	Sitios de caza	GPS	415	23	Ganado (<i>Bos Taurus</i>) E Caimán (<i>Caiman crocodilus</i>) Pecarí (<i>Tayassu pecari</i> y <i>P. tajacu</i>) S	31.7 24.4 21
	Dalponde, 2002	Brasil	heces	Observación características y/o rastros	35	8	Capibara (<i>H. hydrochaeris</i>) Ganado (<i>Bos taurus</i>) Coati (<i>Nasua narica</i>)	60 34 17
	Esterci-Ramalho, 2012	Brasil	heces	Observación características y/o rastros y cámaras	78	13	Perezoso (<i>Bradypus variegatus</i>) Caimán (<i>Caiman crocodilus</i>)	30 24
	Sollman, 2013	Brasil	heces	DNA	35	9	Oso Hormiguero gigante (<i>Myrmecophaga tridactyla</i>) Tapir (<i>Tapirus terrestres</i>) Pecarí (<i>P. tajacu</i> y <i>Tayassu pecari</i>)	74 6 6
	Taber 1997	Paraguay	heces	Análisis bioquímico	106	19	Lagomorfos Venado (<i>Mazama gouazoubira</i>) Armadillo (<i>Dasyopus novemcinctus</i>)	28.8 22.9 7.6
Estepa	Perovic, 2002	Argentina	heces	Observación características y/o rastros	246	23	Ganado (<i>Bos taurus</i>) Aguti (<i>Dasyprocta punctata</i>) Pecarí (<i>Tayassu sp.</i>) Venado (<i>Mazama sp.</i>)	22.3 9.3 8.5 7

Anexo 5.- Producción de ganado bovino en pie y carne en canal en México (INEGI 2015).

