

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE QUERÉTARO**  
**FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES**  
**DOCTORADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**Diversidad de la comunidad de mamíferos medianos y grandes en  
las Islas del Cielo del Noreste de Sonora, México**

**TESIS**

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de

**Doctor en Ciencias Biológicas**

Presenta:

**M. en C. Helí Coronel Arellano**

Dirigido por:

Dr. Carlos A. López González

**Universidad Autónoma de Querétaro**  
**Querétaro, Querétaro. México**  
**Diciembre de 2016**



Universidad Autónoma de Querétaro  
Facultad de Ciencias Naturales  
Doctorado en Ciencias Biológicas

Diversidad de la comunidad de mamíferos medianos y grandes en las Islas del Cielo del Noreste de Sonora, México

Opción de titulación  
**Tesis**

Que como parte de los requisitos para obtener el Grado de  
Doctorado en Ciencias Biológicas

**Presenta:**

M. en C. Helí Coronel Arellano

Dirigido por:

Dr. Carlos A. López González

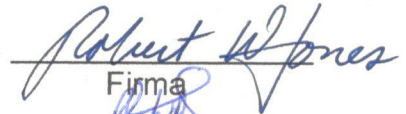
Dr. Carlos A. López González  
Presidente

  
Firma

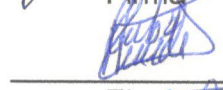
Dra. Claudia E. Moreno Ortega  
Secretario

  
Firma

Dr. Robert Wallace Jones  
Vocal

  
Firma

Dr. Rubén Pineda López  
Suplente

  
Firma

Dr. Alberto González Romero  
Suplente

  
Firma

  
Dra. Margarita Teresa de Jesús García  
Gasca  
Directora de la Facultad

  
Dra. Ma. Guadalupe Flavia Loarca Piña  
Directora de Investigación y Posgrado

Centro Universitario  
Querétaro, Qro.

Diciembre, 2016

## RESUMEN

En el planeta existen cerca de 20 ecorregiones denominadas Islas del Cielo, las cuales son secuencias de montañas rodeadas por valles y que se caracterizan por tener una alta diversidad. Las Islas del Cielo ubicadas en el sureste de Arizona y noreste de Sonora, presentan vacíos de información acerca de la mastofauna a nivel de comunidad ecológica y datos para fundamentar su manejo y conservación. Los objetivos del presente trabajo fueron presentar el primer listado sistemático de mamíferos medianos y grandes, así como comparar la riqueza y diversidad en cuatro Islas del Cielo en el estado de Sonora, México. Se comparó la riqueza y diversidad por medio de cuatro aproximaciones: 1) dentro y fuera de un Área Natural, 2) acorde al tipo de uso de la tierra (Área Natural, propiedad privada y propiedad de conservación), 3) presencia o ausencia de ganado y 4) comparando siete sitios de monitoreo. Se utilizaron trampas cámara para el registro de mamíferos, con las que se detectó 25 especies silvestres, dos especies se encuentran en la lista roja de la IUCN y cuatro en la NOM-059. No se registraron siete especies silvestres con distribución potencial en el área de estudio, probablemente porque el hábitat disponible es limitado y/o las especies han sido extirpadas. No hubo diferencias en la riqueza, diversidad y composición entre categorías y sitios de estudio, sugiriendo una homogeneidad de especies a nivel de comunidad. La homogeneidad detectada aparentemente es el resultado de la influencia histórica directa o indirecta de las actividades humanas en la región. Esto debido a la abundancia relativa alta en los sitios de estudio de seis especies generalistas, de estas, cinco especies no son consideradas una amenaza a las actividades productivas. Se registró la presencia y alta abundancia de depredadores tope (jaguar, puma y oso negro) en sitios donde se llevan a cabo actividades de recuperación de hábitat, protección de la diversidad y con bajo impacto de actividades humanas. Este trabajo genera el primer inventario de mamíferos medianos y grandes de un área pobremente estudiada y con alta diversidad, así como la primera comparación a nivel de comunidades ecológicas.

**(Palabras clave:** riqueza, diversidad, mamíferos terrestres medianos y grandes, trampas-cámara, Sonora, Islas del Cielo)

## SUMMARY

Earth has about 20 ecoregions named Sky Islands, which are sequences of mountains surrounded by valleys, characterized with containing high diversity. The Sky Islands located in southeast Arizona and northeastern Sonora has gaps of information about the mammal community lacking the support for management and conservation. This study is the first to present a systematic checklist of medium and large terrestrial mammals and to compare richness and diversity in four mountain ranges in the northeastern Sonoran Sky Islands of Mexico. Species richness and diversity was compared in the following: 1) inside and outside a protected area, 2) types of land use such as natural protected area, private property and conservation area, 3) areas with presence and absence of cattle and 4) between all the sites. Camera traps detected the presence of 25 mammal species. Two of these native species are listed in the IUCN Red List and four are classified as threatened in Mexico (NOM-059). In this study, seven mammals species with distribution in the study area were not detected. This is probably due to limited habitat availability and/or the local extirpation of these species. We found no differences in richness and diversity of species composition between study sites, suggesting homogeneity at community level. This homogeneity is apparently the result of the direct and/or indirect influence of past and present human impact in the region. This conclusion was evidenced by the high abundance of six generalist species, five of which are not considered as a threat to the productive activities in the study sites. Also, the presence and the highest abundance of top predators (jaguar, cougar, and American black bear), were at sites where human impact was lowest. Conservation activities are currently being implemented to protect these species and promote habitat recovery. This work is the first inventory of medium and large mammals of an area considered poorly studied and highly diverse with comparisons of species richness and abundance of mammals at the community level.

**(Key words:** richness, diversity, medium and large terrestrial mammals, camera traps, Sonora, Sky Islands)

*A mi familia que siempre me ha apoyado y espero algún día retribuirles algo de lo mucho que me han dado, es por ustedes que procuro dar lo mejor de mí*

*A Carlos A. López, por compartir su experiencia, gracias por orientarme y corregir mis pinochos, sobre todo, por el apoyo personal y profesional*

*A Gerardo Sánchez, por generar mi interés en los mamíferos y animarme a hacer un posgrado, porque no olvido los consejos y paciencia*

*A los cuadernos doble raya, que siempre han estado ahí para sacarme del hoyo... ¡algún día lograrán que deje de odiar al mundo!*

*A los profesores que hicieron lo posible porque aprendiera algo durante mi formación, en especial a Miguel A. Cabral, Claudia E. Moreno, Irene Goyenechea, Jesús Castillo, Alejandro Córdova, Robert Jones y Edmundo Díaz*

*A quienes se dieron el tiempo de escuchar mis innumerables quejas y compartir parte de su vida a mi lado*

I know you are taking it in the teeth, but the first guy through the wall, he always gets bloody...always!!

## AGRADECIMIENTOS

La escritura de esta tesis fue posible gracias a la beca otorgada por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT). Apoyo # 336760.

El trabajo de campo fue llevado a cabo con el apoyo económico y logístico de: Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza A. C. (FMCN), Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP)/Dirección de Especies Prioritarias, a través del Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER-Ejercicio Fiscal 2009), Naturalia A. C. y la Universidad Autónoma de Querétaro.

A los dueños de los predios donde se llevó a cabo el trabajo de campo: Cuenca Los Ojos A.C., Rancho el Tápila, y el conjunto de ranchos privados ubicados en Sierra La Madera y Sierra El Tigre.

Durante las prospecciones a campo agradezco el apoyo logístico y en campo del personal de la Reserva Forestal Nacional y Refugio de Flora y Fauna Ajos-Bavispe: Guadalupe Flores, Luís Portillo, Roberto Torres, Omar Gutiérrez, Carlos Cohen, Manuel Munguía y Mario Cirett-Galán; especialmente agradezco a Rosa E. Jiménez Maldonado, por la gestión, permisos de acceso, trabajo en campo, coordinación del personal del ANP y sobre todo la paciencia durante los monitoreos en campo.

Agradezco a Nalleli E. Lara-Díaz, Alejandro González-Bernal, Diana Zamora-Bárceñas, Eugenia Espinosa-Flores, Efrén Moreno-Arzate, Miguel Gómez-Ramírez, Carmina Gutiérrez-González, Jorge Rodríguez, Rubén Duarte, por su ayuda en campo y elaboración de las versiones preliminares de las bases de datos.

A Nalleli E. Lara-Díaz, Carlos A. López-González, Claudia E. Moreno-Ortega, Carmina E. Gutiérrez-González, Robert W. Jones, Guilherme Garbino, Rubén Pineda-López, Juan Pablo Ramírez-Herrejon, Erin E. Boydston y un revisor anónimo por los comentarios y/o sugerencias a los manuscritos.

A los doctores: Consuelo Lorenzo-Monterubio, Alberto González-Romero, David E. Brown, Julieta Vargas-Cuenca, Fernando Cervantes-Reza y Sergio T. Álvarez-Castañeda, por su amable atención, opinión y apoyo en la identificación a nivel de especie del género *Lepus*.

## TABLA DE CONTENIDOS

1.	PRÓLOGO.....	1
2.	INTRODUCCIÓN GENERAL .....	1
2.1	ARCHIPIÉLAGO MADRENSE .....	1
2.2	MECANISMOS DE ENSAMBLAJE .....	4
2.3	BIOGEOGRAFÍA DE ISLAS, PÉRDIDA Y FRAGMENTACIÓN DE HÁBITAT .....	6
2.4	GANADERÍA .....	11
2.5	JUSTIFICACIÓN.....	13
2.6	OBJETIVOS .....	14
2.7	LITERATURA CITADA .....	15
3.	CAPÍTULO 1: RIQUEZA Y ESTATUS DE CONSERVACIÓN DE MAMÍFEROS TERRESTRES MEDIANOS Y GRANDES DE CUATRO ISLAS DEL CIELO DEL NOROESTE DE MÉXICO.....	24
3.1	RESUMEN:.....	24
3.2	ABSTRACT: .....	24
3.3	INTRODUCCIÓN .....	25
3.4	MATERIALES Y MÉTODOS.....	26
3.4.1	Área de estudio .....	26
3.4.2	Trabajo de campo.....	28
3.4.3	Análisis de datos .....	29
3.5	RESULTADOS .....	31
3.6	DISCUSIÓN .....	34
3.7	LITERATURA CITADA .....	41
4.	CAPÍTULO 2: CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD EN ISLAS DEL CIELO: HOMOGENEIDAD EN LA COMUNIDAD DE MAMÍFEROS MEDIANOS Y GRANDES EN EL NOROESTE DE MÉXICO .....	51
4.1	ABSTRACT .....	51
4.2	RESUMEN .....	52
4.3	INTRODUCCIÓN .....	53
4.4	MATERIALES Y MÉTODOS .....	55
4.4.1	Área de estudio .....	55
4.4.2	Trabajo de campo.....	57
4.4.3	Análisis de datos .....	59
4.5	RESULTADOS.....	61
4.5.1	Riqueza .....	63
4.5.2	Diversidad .....	65
4.5.3	Composición y similitud .....	67
4.6	DISCUSIÓN .....	69
4.7	LITERATURA CITADA .....	73
5.	CONCLUSIONES GENERALES.....	83
5.1	LITERATURA CITADA .....	87
6.	APÉNDICE.....	92

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Localización geográfica y tipos de vegetación de siete sitios de estudio de cuatro Islas del Cielo en el noroeste de México. Dónde: (a) bosque de pino/encino, (b) bosque de encino, (c) bosque de encino/pino, (d) pastizal natural, (e) mezquital, (f) pastizal inducido, (g) bosque bajo abierto, (h) bosque de pino.....	27
Tabla 2. Trampas cámara y esfuerzo de muestreo en siete sitios de estudio en el estado de Sonora, México.....	28
Tabla 3. Listado de especies de mamíferos medianos y grandes detectados mediante trampas-cámara en el noreste de Sonora, México. Estatus de conservación acorde a la “IUCN Red List” (2014) y la norma oficial mexicana (SEMARNAT 2010). Categorías de de la IUCN: (LC) Preocupación menor, (DD) Datos Deficientes, (NT) Casi amenazada. NOM-059: (A) Amenazada, (P) Peligro. Sitios de estudio: Ajos (1), Tigre (2), Madera West (3), Madera East (4), Ojos (5), El Pinito (6), Tápila (7).....	31
Tabla 4. Trampas cámara colocadas en siete sitios de estudio en el noroeste de México.....	58
Tabla 5. Eventos fotográficos independientes de mamíferos medianos y grandes registrados en el noreste de Sonora, México. ....	63
Tabla 6. Riqueza media y acumulada de mamíferos dentro y fuera del Área Natural Protegida. ....	64
Tabla 7. Riqueza media y acumulada de mamíferos acorde al tipo y uso de la tierra, así como la presencia o ausencia de ganado. ....	64



## ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1. Ubicación geográfica en México y Estados Unidos de la ecorregión denominada Archipiélago Madreño. .... 2
- Figura 2. Representación gráfica de la teoría de la biogeografía de islas, tomada de Hunter y Gibbs (2007). Dónde: SFS, número de especies en una isla lejana y pequeña; SFL, isla lejana y grande; SNS, isla pequeña y lejana; SNL isla grande y cercana. P es el número total de especies que pueden potencialmente inmigrar... 8
- Figura 3. Cuatro procesos espaciales de cambio en el paisaje. En cada escenario, un bloque de hábitat continuo es reducido del 100% al 25% del área original a través del tiempo. La primera fila representa la contracción, en donde existe una reducción de hábitat pero no se fragmenta o subdivide. La segunda fila es la bisección, en donde el hábitat original inicialmente es dividido en dos áreas de tamaño igual que se contraen en tamaño. La tercera fila es la fragmentación, en donde el hábitat inicial es dividido en nueve parches de tamaño igual que se contraen en tamaño. La cuarta fila es la perforación, en donde el hábitat nativo es perforado por un hábitat transformado. En cada escenario, el área gris representa el hábitat nativo y el área de color blanco representa el hábitat transformado. Tomado de Collinge (2009). .... 10
- Figura 4. Localización geográfica de siete sitios de estudio en cuatro Islas del cielo en el noroeste de México. .... 27
- Figura 5. Tasa de captura fotográfica de 25 especies de mamíferos medianos y grandes (500 g) en el noreste de Sonora, México. .... 33
- Figura 6. Curva de acumulación de especies de mamíferos medianos y grandes (500 g) registrados mediante trampas cámara. .... 34
- Figura 7. Siete sitios de estudio monitoreados con trampas cámara para detectar la presencia de mamíferos terrestres medianos y grandes en el noreste de Sonora, México. .... 56
- Figura 8. Riqueza estimada por cobertura basada en rarefacción de mamíferos medianos y grandes en siete sitios de estudio del noroeste de México., la riqueza fue estandarizada con una cobertura de muestra de 0.990, las líneas representan los intervalos de confianza del 95%. .... 65
- Figura 9. Diversidad de mamíferos (exponencial del índice de Shannon) en el noroeste de México; las líneas representan los intervalos de confianza al 95%. Dónde: A = comparación entre sitios dentro y fuera de un Área Natural Protegida; B = sitios clasificados acorde al uso de la tierra, C = comparación entre sitios con y sin presencia de ganado; D = comparación entre todos los sitios. .... 66

Figura 10. Análisis de correspondencia sin tendencia, donde se ordena los siete sitios de estudio (triángulos) y el espacio que ocupan las especies (círculos negros) respecto a su identidad y eventos fotográficos independientes. Lp = *Leopardus pardalis*, Po = *Panthera onca*, Ov = *Otospermophilus variegatus*, Ba = *Bassariscus astutus*, Sa = *Sciurus arizonensis*, Tt = *Taxidea taxus*, La = *Lepus alleni*, Cl = *Canis latrans*, Sau = *Sylvilagus audubonii*, Oh = *Odocoileus hemionus*, Pl = *Procyon lotor*, Pt = *Pecari tajacu*, Pc = *Puma concolor*, Ua = *Ursus americanus*, Sf = *Sylvilagus floridanus*, Ovi = *Odocoileus virginianus*, Dv = *Didelphis virginianus*, Sg = *Spilogale gracilis*, Cle = *Conepatus leuconotus*, Lr = *Lynx rufus*, Nn = *Nasua narica*, Mm = *Mephitis macroura*, Mme = *Mephitis mephitis*, Uc = *Urocyon cinereoargenteus*, Sn = *Sciurus nayaritensis*. ..... 67

Figura 11. Similitud basada en el índice de Morisita de siete sitios de estudio acorde a su composición y abundancia de mamíferos terrestres medianos y grandes en Sonora, México. Dónde: S1 = Sierra Los Ajos, S2 = Madera oeste, S3 = Madera este, S4 = Tigre, S5 = Tapila, S6 = Los Ojos, S7 = El Pinito..... 69

## **1. PRÓLOGO**

La presente tesis se encuentra estructurada en dos capítulos, el primero fue enviado a la revista “*Check List the Journal of Biodiversity Data*” (ISSN 1809-127X) el cual fue aceptado con doi: <http://dx.doi.org/10.15560/12.1.1839>. El segundo capítulo fue enviado a la revista “*Journal of Mammalogy*”, con número de identificador: JMAMM-2016-019.

Los dos capítulos mantienen la mayoría de normas editoriales acorde a la revista a la que fueron sometidos, por lo que el formato es diferente en secciones, presentación de resultados (tablas, figuras) y literatura citada.

## **2. INTRODUCCIÓN GENERAL**

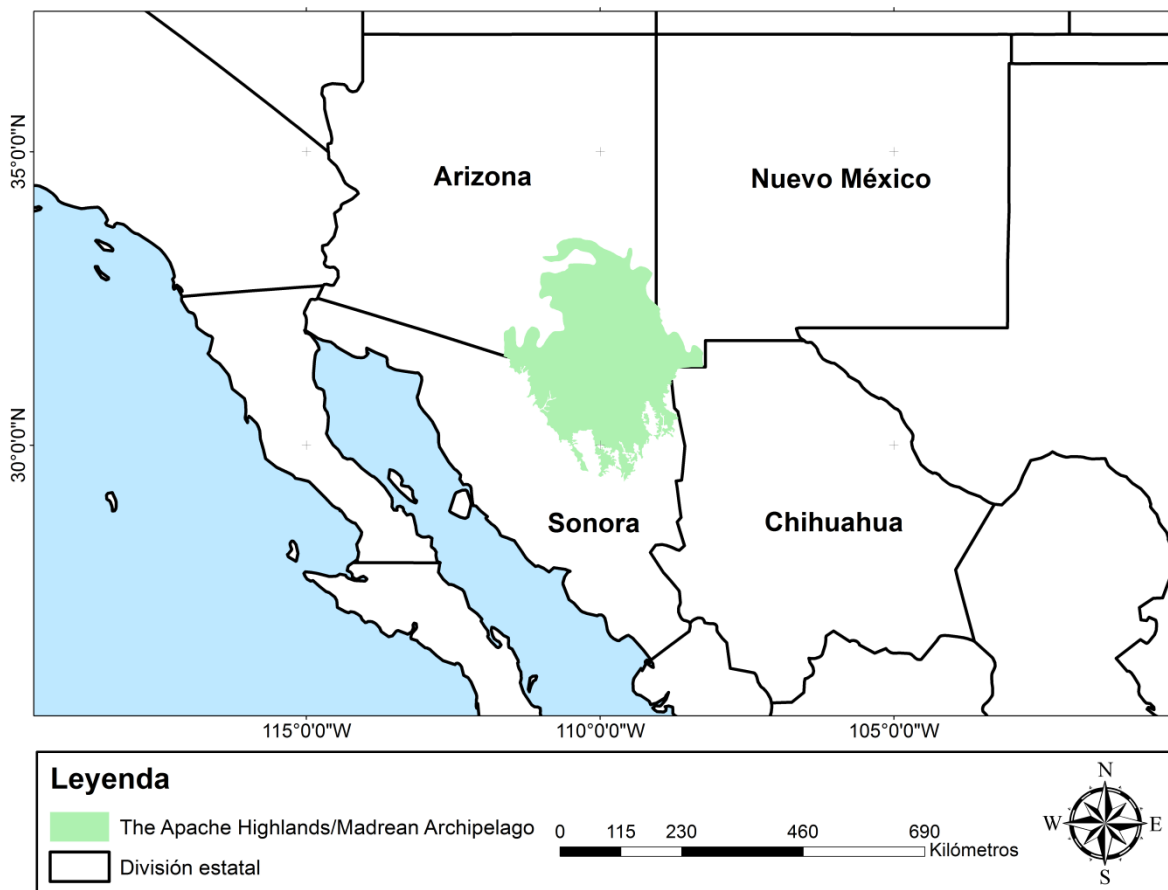
### **2.1 Archipiélago Madreño**

La ecorregión “The Apache Highlands” tiene una extensión de 12 millones de hectáreas y se encuentra ubicada en cuatro estados (Sonora, Chihuahua, Arizona y Nuevo México) de México y Estados Unidos (Figura 1). Esta ecorregión limita al norte con los complejos montañosos de “Mogollon Rim”, al oeste con los desiertos de Sonora y Mojave, al sur con la Sierra Madre Occidental y al este con el Desierto Chihuahuense (Marshall et al. 2004).

Esta ecorregión es mejor conocida como “Madrean Archipelago” (Archipiélago Madreño), alberga más de 40 complejos montañosos con bosques de pino-encino y bosques de coníferas en las zonas de mayor altitud, y conforme disminuye la elevación, se encuentran pastizales y/o matorrales (Marshall 1957; Marshall et al. 2004); por las características anteriores, se hace la analogía de que dichos complejos montañosos representan “islas” separados y rodeados por valles de matorrales y pastizales (DeBano et al. 1995; Marshall et al. 2004; Gottfried et

al. 2005). Por ello, a estos complejos montañosos se les conoce como “Islas del Cielo”.

Sin embargo, la analogía con las islas oceánicas es limitada porque las “Islas del Cielo” difieren de las áreas insulares verdaderas, en una alta diversidad de especies, pocos endemismos y pocas especies no nativas; además, un área aislada, es un área potencial para la especiación de pequeñas poblaciones, situación que no se presenta en las Islas del Cielo porque existen un número bajo de especies restringidas a la ecorregión (Van Devender et al. 2013).



**Figura 1.** Ubicación geográfica en México y Estados Unidos de la ecorregión denominada Archipiélago Madreño.

Los complejos montañosos de la ecorregión “The Apache Highlands” o Archipiélago Madreño son únicos en el planeta, debido a que en ella se

presentan latitudes templadas y subtropicales (Warshall 1995). El resultado ecológico de lo anterior, se refleja en una inusual riqueza de flora y fauna influenciada por diferentes condiciones medioambientales (Marshall et al. 2004).

Su importancia biológica se debe a la presencia de especies de afinidad neártica y neotropical, además de que algunas se encuentran bajo categorías de riesgo a nivel nacional e internacional (SEMARNAT 2010; IUCN 2014). Por ejemplo, especies como el jaguar, el borrego cimarrón y la cotorra serrana (Brown y López-González 2001; Marshall et al. 2004).

La alta diversidad de la ecorregión se refleja en la presencia de más de 4,000 especies de plantas vasculares, 580 especies de hongos, 138 especies de mamíferos, 468 especies de aves y 240 especies de mariposas (Marshall et al. 2004; Koprowski et al. 2005). El Archipiélago Madreño alberga una gran diversidad de vertebrados (DeBano et al. 1995; Spector 2002; Villarreal et al. 2013), sin embargo, se han detectado vacíos de información para la mayoría de estos grupos (Marshall 1957; DeBano et al. 1995; Marshall 2004). Como consecuencia existen pocos esfuerzos de investigación en los que se analice la presencia, riqueza y diversidad, por lo general, se tiene un enfoque hacia especies particulares, dejando a un lado estudios a nivel de comunidad ecológica.

Así mismo, el Archipiélago Madreño alberga una de las comunidades más diversas de mamíferos en Norteamérica, sin embargo, la falta de información para este grupo es evidente. Por ejemplo, el número de publicaciones para 138 especies de mamíferos tienen una moda de 0 y una mediana de 1 en los estados de Arizona y Nuevo México (Koprowski et al. 2005), por lo que el conocimiento para la mayoría es prácticamente nulo.

Para México, la información disponible es aún más precaria, a pesar de que se ha determinado que los mamíferos terrestres medianos y grandes presentes en la ecorregión son uno de los ensamblajes más representativos y completos a nivel nacional e internacional (Morrison et al. 2007). La carencia de inventarios y

trabajos en los que se compare la riqueza y diversidad del ensamblaje de mamíferos entre las Islas del Cielo del Archipiélago Madreño presentes en México, ha limitado la implementación de estrategias para su potencial manejo y conservación. Por ello, es necesario la generación de inventarios de campo actualizados y monitoreos a largo plazo que confirmen la presencia de especies y ayuden a generar las bases para determinar el estado de conservación de las comunidades de mamíferos presentes en la región, particularmente en la zona norte entre los estados de Chihuahua y Sonora (Marshall 2004; Castillo-Gómez et al. 2010).

El estado de Sonora alberga un número relativamente alto de especies de mamíferos (Burt 1938; Caire 1978; Ramírez-Pulido et al. 1986; Caire 1997; Castillo-Gómez et al. 2010), sin embargo, la información no está actualizada para la mayoría de las especies presentes en la entidad. Solo algunas especies han sido estudiadas, entre estas el ocelote (López-González et al. 2003), oso plateado (Gallo-Reynoso et al. 2008), jaguar (Brown y López-González 2001; Rosas-Rosas y Bender 2012; Gutiérrez-González et al. 2012; Gutiérrez-González et al. 2015), venado cola blanca (Coronel-Arellano et al. 2009; Lara-Díaz et al. 2011) y oso negro (Rodríguez-Martínez et al. 2008; Espinosa-Flores et al. 2012).

## **2.2 Mecanismos de ensamblaje**

El entendimiento de los mecanismos de ensamblaje en comunidades biológicas ha sido un tema controversial y fundamental en ecología (Giam y Olden 2016). La forma en que las comunidades se encuentran estructuradas y como cambian en el tiempo, ha dominado la investigación para definir los mecanismos y cómo es que estos operan (Lyons et al. 2016; Ulrich et al. 2016).

Los mecanismos de ensamblaje pueden ser divididos en deterministas (filtros bióticos y abióticos) y estocásticos. Los mecanismos deterministas asumen que a escala ecológica, los filtros bióticos (interacciones intraespecíficas y su ambiente), determinan el ensamblaje de las comunidades biológicas; ejemplos de estos son la exclusión competitiva y facilitación (Rocha-Ortega 2014; Parejo y

Avilés 2016; Ulrich et al. 2016). Los filtros abióticos asumen que las tolerancias y preferencias ambientales de las especies con su ambiente a escala evolutiva, determinan el ensamblaje de comunidades (Rocha-Ortega 2014; Comte et al. 2016; Ulrich et al. 2016).

Por otro lado, los mecanismos estocásticos asumen que la dispersión, especiación y extinción, son los principales factores que regulan el ensamblaje de las comunidades (Comte et al. 2016). Bajo este esquema, los individuos son reemplazados por la progenie de otros individuos de la comunidad local o inmigrantes del total ("pool") de especies regional, por lo que la probabilidad de que un individuo sea reemplazado, es proporcional a la abundancia de cada especie dentro de la comunidad local o regional; el balance de estos procesos mantiene constante el número de especies del pool regional (Rocha-Ortega 2014).

Las interacciones intraespecíficas son la relación entre dos o más especies en un ecosistema y pueden ser clasificadas por la dirección de su efecto como positivas, negativas o neutrales. Así, las interacciones positivas suceden cuando dos o más especies se afectan de manera positiva o al menos una; estas interacciones pueden ser de un rango de facilitación, en la cual al menos una de las especies es beneficiada y la otra no es afectada (comensalismo), o una especie es beneficiada de la interacción (mutualismo), a un rango antagonista, en donde una de las especies es beneficiada mientras que la otra es perjudicada. En contraste, las interacciones negativas o antagonistas tienen un impacto negativo en al menos una de las especies que interactúan, algunos ejemplos de estas son la depredación, competencia y parasitismo (Parejo y Avilés 2016).

La teoría ecológica y evidencia empírica sugiere que la competencia y depredación pueden limitar la concurrencia de especies (Giam y Olden 2016). Así, los ecólogos han dedicado mucho esfuerzo para entender el rol de las interacciones competitivas y como estructuran a las comunidades ecológicas, lo anterior bajo un marco teórico de exclusión competitiva, la cual se basa en una jerarquía de dominancia (especie A > especie B > especie C...) que eventualmente lleva a la definición de especies competitivamente superiores (Ulrich et al. 2016).

Sin embargo, la mayoría de comunidades están caracterizadas por un número pequeño de especies comunes (las cuáles son competitivamente dominantes) y un gran número de especies raras (las cuáles deben ser competitivamente inferiores). Bajo este sentido, los competidores inferiores pueden persistir en una comunidad mediante mecanismos como la segregación de nicho, heterogeneidad ambiental, estrés abiótico, disturbio y dispersión limitada, estos mecanismos pueden así explicar la alta diversidad y concurrencia (co-ocurrencia) de especies ecológicamente similares (Ulrich et al. 2016).

Los mecanismos de ensamblaje limitan los patrones de concurrencia entre especies (Giam y Olden 2016; Parejo y Avilés 2016) y pueden ser evaluados mediante experimentos de campo y experimentos naturales, sin embargo, a pesar de que con los experimentos naturales es posible identificar patrones, es difícil hacer inferencias (Schoener 1974; Rocha-Ortega 2014).

En general se ha determinado que los procesos clave y que definen los mecanismos de ensamblaje en una comunidad, son las interacciones bióticas, filtros ambientales y procesos evolutivos (e. g. dispersión limitada por barreras físicas) (Comte et al. 2016; Giam y Olden 2016). Los procesos anteriores se definen en una escala de tiempo y espacio.

Los filtros ambientales y los procesos históricos pueden: 1) incrementar la concurrencia de especies cuando dos o más especies están adaptadas a condiciones ambientales similares, tienen requerimientos de nicho similar o tienen historias biogeográficas similares, y 2) en contraste limitan la concurrencia de especies cuando diferentes especies están adaptadas a diferentes ambientes, tienen diferentes requerimientos de nicho o tienen diferente tipo de dispersión histórica (Giam y Olden 2016).

### **2.3 Biogeografía de islas, pérdida y fragmentación de hábitat**

La fragmentación de hábitat es una de las principales amenazas a la biodiversidad terrestre, y en la actualidad este proceso es una consecuencia principalmente de las actividades humanas. Para entender las implicaciones de la



fragmentación de hábitat en las comunidades biológicas, se requieren datos de una gran variedad de hábitats fragmentados, como islas oceánicas, remanentes de hábitat e islas de montaña (Watling y Donnelly 2006).

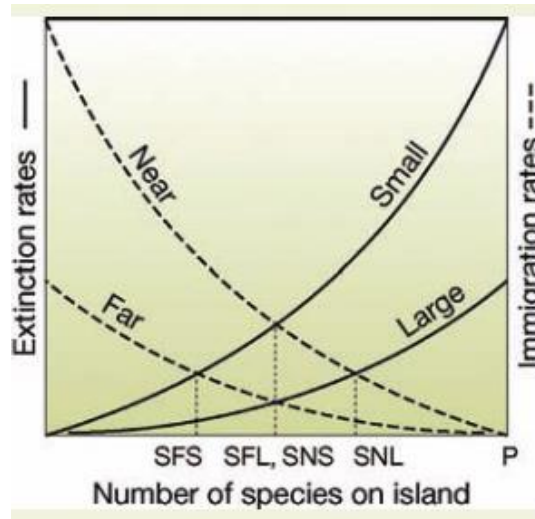
El marco teórico de la mayoría de los estudios de fragmentación es la teoría de equilibrio de biogeografía de islas (Hunter y Gibbs 2007), de la cual surgen los patrones generales sobre la distribución de la riqueza de especies (Primack et al. 2001). El modelo de biogeografía de islas fue propuesto por MacArthur y Wilson en 1967 (Primack et al. 2001; Hunter y Gibbs 2007), y surge a partir de la observación de que islas de mayor tamaño, tienen más especies que las islas pequeñas, además, de que una isla tiende a tener un menor número de especies que un área continental de la misma superficie (Primack et al. 2001).

La relación entre el número de especies y el área tiene un sentido intuitivo, islas más grandes tendrán mayor diversidad de hábitats, tipos de comunidades, mayor abundancia de individuos por población y de poblaciones por especie; esto disminuiría la probabilidad de extinciones locales y aumentaría la probabilidad de permanencia y especiación (Primack et al. 2001).

El modelo de biogeografía de islas expresa la relación entre el número de especies y área mediante la fórmula:  $S = cAz$  donde el número de especies (S) es proporcional al área de la isla (A); c y z son constantes, y sus valores dependen de los tipos de islas (e. g. tropical o templada, seca o húmeda) y los tipos de especies analizadas (Primack et al. 2001).

La teoría de equilibrio de biogeografía de islas tiene como idea fundamental que el número de especies presentes en una isla representa un balance entre la inmigración y extinción. La tasa de inmigración es determinada por el grado de asilamiento de una isla, es decir, entre más alejada se encuentra la isla del continente, esta tiene una tasa de inmigración más baja (debido a mayores dificultades de traslado y menores probabilidades de dispersión a larga distancia), mientras que la isla más cercana al continente, tiene la tasa de inmigración más alta. Por otro lado, la tasa de extinción se encuentra en función del tamaño de la

isla, es decir, la tasa de extinción para islas de mayor tamaño es menor que para islas de tamaño pequeño (Figura 2; Primack et al. 2001; Hunter y Gibbs 2007).



**Figura 2.** Representación gráfica de la teoría de la biogeografía de islas, tomada de Hunter y Gibbs (2007). Dónde: SFS, número de especies en una isla lejana y pequeña; SFL, isla lejana y grande; SNS, isla pequeña y lejana; SNL isla grande y cercana. P es el número total de especies que pueden potencialmente inmigrar.

Así, para cualquier isla hay un balance entre la tasa de inmigración y la tasa de extinción, por lo que se mantiene el número de especies relativamente constante (MacArthur y Wilson 1963; Hunter y Gibbs 2007).

Por lo anterior, es razonable asumir que los efectos del aislamiento de la biota en islas oceánicas, puede proveer un modelo para el entendimiento en el aislamiento de poblaciones y comunidades que habitan en parches de hábitat de ecosistemas terrestres, los cuales se encuentran aislados por un mar de áreas modificadas por las actividades humanas (Hunter y Gibbs 2007). Sin embargo, se ha reconocido que la aplicación de la teoría de biogeografía de islas tiene limitantes, principalmente porque las “islas” de los ecosistemas terrestres no se encuentran totalmente aisladas (existe una matriz permeable que no representa una barrera), como sucede en el caso de las islas oceánicas verdaderas (Hunter y Gibbs 2007; Maeda et al. 2016).

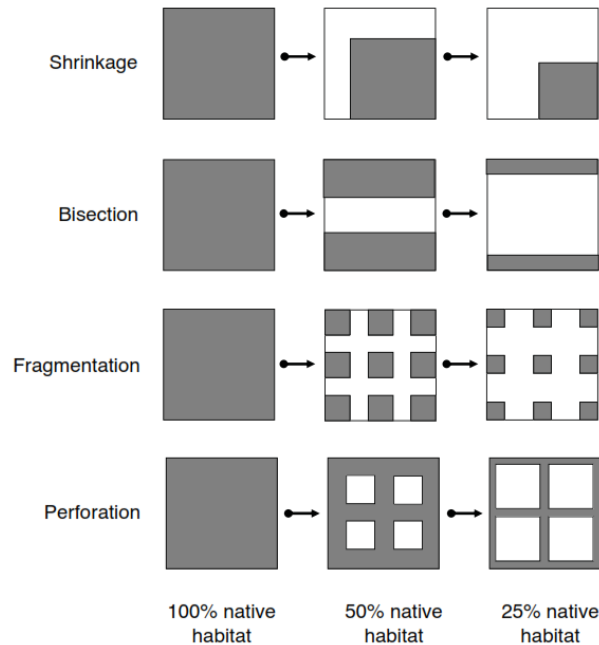
El término fragmentación de hábitat puede ser definido como un proceso a escala de paisaje, que incluye la pérdida de hábitat y el rompimiento en partes de

un hábitat núcleo. En general, se ha determinado que la tasa de pérdida de hábitat actual es acelerada y tiene un efecto negativo constante en la biodiversidad (Gaston y Spicer 2004), mientras que la fragmentación tiene efectos diferentes (positivos y negativos) sobre la biodiversidad.

Debido a que la fragmentación de hábitat es ambigua, se ha hecho pertinente clarificar la diferencia entre los procesos de pérdida y fragmentación de hábitat e idealmente deben ser analizados por separado (Fahring 2003; Collinge 2009). El problema anterior se hace más difícil de esclarecer ya que la fragmentación del paisaje, al no tener un entendimiento consistente, se ha usado como sinónimo las actividades humanas (Walz 2011).

La pérdida de hábitat ocurre en cualquier periodo y consiste en que un área de tierra es convertida de su estado original, por otro uso de tierra o tipo de cobertura (Collinge 2009). Cuando un bosque es talado para convertirlo en un desarrollo urbano, la pérdida en este sentido, se refiere al hecho de que un área promedio de hábitat nativo ha sido reducida. Por ejemplo, si se inicia con 100 ha de bosque y en la actualidad solo se tienen 10 ha, se dice que se ha perdido 90% del hábitat. En contraste la fragmentación del hábitat denota un proceso espacial, en particular de conversión de suelo; en sentido estricto la palabra fragmentación se refiere a la rotura de un núcleo en pequeñas piezas (Collinge 2009).

Para una conceptualización de las diferentes secuencias, Collinge (2009) utiliza la Figura 3, en donde todas las secuencias tienen la misma cantidad de hábitat en cada etapa. Las secuencias denominadas bisección (“bisection”) y fragmentación (“fragmentation”), se fragmentan en un sentido estricto, mientras que las secuencias de contracción (“shrinkage”) y perforación (“perforation”) no, porque las áreas siguen manteniendo zonas contiguas a pesar de la cantidad de hábitat original restante.



**Figura 3.** Cuatro procesos espaciales de cambio en el paisaje. En cada escenario, un bloque de hábitat continuo es reducido del 100% al 25% del área original a través del tiempo. La primera fila representa la contracción, en donde existe una reducción de hábitat pero no se fragmenta o subdivide. La segunda fila es la bisección, en donde el hábitat original inicialmente es dividido en dos áreas de tamaño igual que se contraen en tamaño. La tercera fila es la fragmentación, en donde el hábitat inicial es dividido en nueve parches de tamaño igual que se contraen en tamaño. La cuarta fila es la perforación, en donde el hábitat nativo es perforado por un hábitat transformado. En cada escenario, el área gris representa el hábitat nativo y el área de color blanco representa el hábitat transformado. Tomado de Collinge (2009).

La pérdida y fragmentación de hábitat son las principales amenazas de la biodiversidad a nivel mundial (Quesnelle et al. 2014; Maeda et al. 2016), por lo que existe una prioridad en investigación por entender las respuestas a nivel de comunidad en ambos procesos. En términos generales, se ha establecido que algunas especies son más sensibles (el grado en el cual las especies responden a factores estresantes externos) a la pérdida y fragmentación (Collinge 2009; Quesnelle et al. 2014; Keinath et al. 2016). Sin embargo, los efectos de la fragmentación en las especies es complejo y se encuentra relacionado con la especialización ecológica (e. g. uso de hábitat o dieta), capacidad reproductiva, distribución geográfica, densidad y tamaño corporal (Keinath et al. 2016). Por

ejemplo, a especies con ámbitos hogareños pequeños y que no permanecen en parches de hábitat menores a 100 ha, se les denomina especies sensibles al área (Hunter y Gibbs 2007).

En las comunidades de mamíferos terrestres medianos y grandes se presenta esta situación, ya que a pesar de que algunas especies llegan a beneficiarse con la pérdida y fragmentación de hábitat (Crooks 2002; Heske y Ahlers 2016; Cristie et al. 2016.), hay especies que son sensibles a ambos procesos (Crooks 2002; Sahanatien y Derocher 2012; Ripple et al. 2014).

En una evaluación realizada por la IUCN (“International Union for Conservation of Nature”) en el 2008, se estableció que la pérdida y degradación de hábitat han afectado al 40% de las especies de mamíferos del mundo; de estas, las pertenecientes al orden carnívora son particularmente vulnerables debido a su biología intrínseca (e. g. tamaño corporal grande, requerimientos de áreas de gran tamaño, crecimiento poblacional bajo; Crooks et al. 2011).

## **2.4 Ganadería**

Las condiciones ambientales, interacciones entre especies y procesos históricos simultáneamente influyen en la estructura de las comunidades, pero su contribución relativa en el entendimiento de los patrones de biodiversidad está aún sin resolver (Comte et al. 2016). Lo anterior es particularmente cierto en las comunidades actuales, en las cuáles se continúa con la introducción de especies no nativas o exóticas, las cuales modifican la estructura y composición de las comunidades al desplazar poblaciones de especies silvestres, y estar relacionadas con la reducción de la diversidad genética, transmisión de enfermedades, extinción de especies nativas y cambios en las características funcionales de las comunidades locales, con la consecuente degradación de la integridad ecológica (Stephens et al. 2001; Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras 2010).

Las especies no nativas modifican las interacciones entre las especies que coexisten y pueden provocar cambios rápidos y drásticos en la organización de una comunidad (Comte et al. 2016). Muchas especies no nativas son de uso

arraigado y son importantes para la seguridad alimentaria y económica, como es la introducción de ganado (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras 2010).

En recientes décadas la producción y el consumo de productos de origen animal, han experimentado un crecimiento rápido a nivel mundial, debido al crecimiento poblacional y la demanda que se genera (FAO 2016). Los sistemas ganaderos tradicionales contribuyen al nivel de vida del 70% de población rural pobre del mundo (FAO 2016), por lo que es importante determinar la relación entre las comunidades biológicas y la ganadería.

Así, la ganadería como sector, es considerada entre los tres problemas ambientales más serios a nivel mundial, tanto a escala local como regional, ya que esta actividad contribuye directa o indirectamente en la pérdida de biodiversidad (Steinfeld et al. 2016). El efecto de la ganadería en la biodiversidad y en el funcionamiento de los ecosistemas nativos es controversial, ya que el impacto varía ampliamente a través de los ecosistemas (Milchunas et al. 1998).

Se considera que la ganadería junto con otras actividades humanas contribuyen en la pérdida y fragmentación de hábitat, degradación ambiental, contaminación de suelo, aire y agua, decline y/o extirpación local en la riqueza de especies, disminución poblacional de especies nativas y contracción de rangos de distribución geográfica, entre otros (Stephens et al. 2001; Chaiyarat y Srikosamatara 2009; Ripple et al. 2014).

Pocos estudios han examinado el efecto de la ganadería sobre la fauna nativa y los resultados que se han encontrado varían entre las especies de fauna silvestre (Hayward et al. 1997). Así, se ha documentado que la ganadería en las comunidades de pequeños mamíferos provoca cambios en la abundancia, riqueza y estructura (Heske y Campbell 1991; Hayward et al. 1997). La respuesta de las especies ante la presencia o ausencia de ganado es variable, ya que algunas especies de múridos (e. g. *Peromyscus*, *Neotoma*, *Baiomys*) presentan una abundancia mayor en sitios sin ganado, mientras que heterómidos (e. g.

*Dypodomys*, *Chaetodipus*) presentan mayor abundancia en sitios con presencia de ganado (Hayward et al. 1997).

La ganadería en la comunidad de pequeños mamíferos, genera la destrucción de madrigueras y provoca la compactación del suelo, lo cual hace difícil la obtención de alimento e indirectamente modifica la selección de microhábitats, por el cambio en la estructura de la vegetación como consecuencia del sobrepastoreo (Hayward et al. 1997).

En otros casos con la introducción de ganado se ha observado un sobrelapamiento de dieta con herbívoros nativos, lo cual tiene un efecto negativo en la abundancia y es asociado con una interacción competitiva y otras condiciones ambientales como sequías (Du Toit y Cumming 1999; Bonnington et al. 2007; Atickem y Loe 2013). La ganadería junto con otros procesos, es considerada una de las principales amenazas para los herbívoros de tamaño corporal grande (>100 kg), debido a la competencia por forraje, reducción de recursos y agua, además de la hibridación e incremento del riesgo de transmisión de enfermedades de especies domésticas a especies silvestres (Ripple et al. 2015).

El grado de intensidad de la ganadería afecta negativamente la abundancia de carnívoros pequeños y medianos, incluso, es considerada la principal variable que causa el decline de sus poblaciones; lo anterior, debido a la reducción de sus presas por la modificación de la estructura de la vegetación, las cuáles pierden sitios de refugio y cobertura por consecuencia de la actividad (Blaum et al. 2009). También, hay un efecto negativo en la reducción y extirpación local de poblaciones de carnívoros de tamaño corporal grande (>15 kg), debido al control de depredadores (e. g. cacería, envenenamiento) que llevan a cabo los productores de ganado por ser considerados una amenaza al hato ganadero y su consecuente pérdida económica (Treves y Karanth 2003; Ripple et al. 2014).

## **2.5 Justificación**

Se han detectado vacíos de información para la comunidad de mamíferos terrestres medianos y grandes en la ecorregión denominada Archipiélago Madreño, lo cual se refleja en la falta de trabajos a nivel de comunidad biológica. Lo anterior es más evidente para México, ya que la falta de inventarios actualizados, han limitado la implementación de estrategias de manejo y conservación, por lo que es necesario generar el conocimiento básico de la ecorregión en el país.

Considerando la falta de información es prioritario comparar la riqueza y diversidad de la comunidad de mamíferos terrestres medianos y grandes, para así identificar los potenciales mecanismos de ensamblaje que influyen en la estructura de la comunidad. Particularmente se debe de dilucidar las interacciones intraespecíficas que pueden estar delimitando la estructura de la comunidad, así como la potencial influencia de las actividades humanas como del tipo de uso, tenencia de la tierra y actividades productivas como la ganadería.

Debido a que la ganadería afecta la distribución, abundancia y composición de las comunidades de mamíferos terrestres, es necesario generar el conocimiento básico de la influencia directa o indirecta, para así generar estrategias de manejo y conservación que consideren la ecología y sensibilidad de dichas especies, especialmente considerando el incremento en la demanda de los productos de origen animal como consecuencia del aumento de la población humana.

## **2.6 Objetivos**

Los objetivos de la presente trabajo son actualizar el inventario de mamíferos terrestres medianos y grandes, con base en trabajo de campo en cuatro serranías consideradas Islas del Cielo del Archipiélago Madreño en el noreste de Sonora; así como comparar la riqueza media y acumulada, diversidad y composición, por medio de cuatro análisis: dentro y fuera de un Área Natural Protegida, considerando los usos de la tierra (Área Natural Protegida, propiedad privada y área de conservación privada) y la presencia de ganado.



## 2.7 Literatura citada

- Atickmen, A. y Loe, E. L. 2013. Livestock-wildlife conflicts in the Ethiopian highlands: assessing the dietary and spatial overlap between mountain nyala and cattle. *African Journal of Ecology* 52: 343-351.
- Bezy, R. L. y Cole, C. J. 2014. Amphibians and reptiles of the Madrean Archipelago of Arizona and New Mexico. *American Museum Novitates* 3810: 1–23.
- Blaum, N., Tietjen, B. y Rossmanith, E. 2009. Impact of livestock husbandry on small and medium sized carnivores in Kalahari Savannah rangelands. *The Journal of Wildlife Management* 73: 60-67.
- Bonnington, C., Weaver, D. y Fanning, E. 2007. Livestock and large wild mammals in the Kilombero Valley, in southern Tanzania. *African Journal of Ecology* 45: 658-663.
- Brown, D.E. y López-González, C.A. 2001. *Borderland jaguars Tigres de la frontera*. Salt Lake City: The University of Utah Press. 170 pp.
- Burt, W.H. 1938. Faunal relationships and geographic distribution of mammals in Sonora, Mexico. Ann Arbor: Museum of Zoology, University of Michigan, *Miscellaneous Publications* 39: 78 pp.
- Caire, W. 1978. The distribution and zoogeography of the mammals of Sonora, México. Tesis de Doctorado. Albuquerque: The University of New Mexico. 613 pp.
- Caire, W. 1997. Annotated checklist of the recent land mammals of Sonora, Mexico; pp. 69–80, en: T.L. Yates, W.L. Gannon y D.E. Wilson (eds.). *Life among the muses: papers in honor of James S. Findle*. Special Publications of the Museum of Southwestern Biology, Albuquerque: The University of New Mexico.

- Castillo-Gómez, A.R., Gallo-Reynoso, J.P., Egido-Villarreal, J. y Caire, W. 2010. Mamíferos; pp. 421–436, en: F.E. Molina-Freaner y T. R. Van Devender (eds.). Diversidad Biológica de Sonora. D.F.: UNAM.
- Chaiyarat, R. y Srikosamatara, S. 2009. Populations of domesticated cattle and buffalo in the Western Forest Complex of Thailand and their possible impacts on the wildlife community. *Journal of Environmental Management* 90: 1448-1453.
- Christie, K. S., Jensen, F. M. y Boyce, M. S. 2016. Pronghorn resource selection and habitat fragmentation in North Dakota. *The Journal of Wildlife Management* 1-9. doi: 10.1002/jwmg.21147
- Collinge, K. S. 2009. Chapter One, Introduction: Framing the Issues; pp. 1-18, en: Collinge, K. S. (Ed.), *Ecology of Fragmented Landscapes*. Baltimore: The Johns Hopkins University Press.
- Comité Asesor Nacional sobre especies Invasoras. 2010. Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación. México.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Protegidas, Secretaría de Medio ambiente y Recursos Naturales. 91 pp.
- Comte, L., Cucherousset, J., Bouletreau, S. y Olden J. L. 2016. Resource partitioning and functional diversity of worldwide freshwater fish communities. *Ecosphere* 7(6): e01356. 10.1002/ecs2.1356.
- Coronel-Arellano, H., López-González, C. A. y Moreno-Arzate, C. N. 2009. ¿Pueden las variables de paisaje predecir la abundancia de venado cola blanca? El caso del noroeste de México. *Tropical Conservation Science* 2: 229–236.
- Crooks, R. K., 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16: 488-502.

- Crooks, R. K., Burdett, L. C., Theobald, M. D., Rondinini, C. y Boitani, L. 2011. Global patterns of fragmentation and connectivity of mammalian carnivore habitat. *Philosophical transactions of the royal society B* 366: 2642-2651.
- DeBano, L. F., Ffolliot, P. F., Ortega-Rubio, A., Gottfried, G. J., Hamre, R. H. y Edminster, C. B. 1995. Biodiversity and management of the Madrean Archipelago: the sky islands of southwestern United States and northwestern Mexico. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, General Technical Report RM-GTR-264.
- Du Toit, J. T. y Cumming, D. H. M. 1999. *Biodiversity and Conservation* 8: 1643-1661.
- Espinosa-Flores, E., N.E. Lara-Díaz y López-González, C. A. 2012. Tamaño poblacional de oso negro (*Ursus americanus*) en dos islas del cielo del noreste de Sonora, México. *Therya* 3: 403–415.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review Ecology and Systematics*. 34: 487-515.
- FAO (Food and agriculture organization of the United Nations). 2016. Animal production and health. Consultada en: [http://www.fao.org/ag/againfo/themes/en/animal\\_production.html](http://www.fao.org/ag/againfo/themes/en/animal_production.html), 06 de octubre de 2016.
- Gallo-Reynoso, J.P., Van Devender, T., Reina-Guerrero, A. L., Egado-Villarreal, J. y Pfeiler, E. 2008. Probable occurrence of a Brown Bear (*Ursus arctos*) in Sonora, Mexico, in 1976. *The Southwestern Naturalist* 53: 256–260.
- Gaston, J. K. y Spicer, J. I. 2004. What is Biodiversity?; en: *Biodiversity: an Introduction*. J. K Gaston, y J. Spicer I (eds.). Reino Unido.: Blackwell Publishing.

- Giam, X. y Olden, J. D. 2016. Environment and predation govern fish community assembly in temperate streams. *Global Ecology and Biogeography*. 25:1194-1205.
- Gottfried, G. J., Gebow, B. S., Eskew, L. G. y Edminster, C. B. 2005. Connecting mountain islands and deserts seas: biodiversity and management of the Madrean Archipelago II. En Proceedings of the RMRS-P-36. Tucson, Arizona, 11–15 May 2004 May (Gottfried, G. J., B. S. Gebow, L. G. Eskew, y C. B. Edminster eds.). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Gutiérrez-González C. E, Gómez-Ramírez, M. A., López-González, C. A., Doherty, P. F. Jr. 2015. Are Private Reserves Effective for Jaguar Conservation?. *PLoS ONE* 10(9): e0137541.
- Gutiérrez-González, C. E., Gómez-Ramírez, M. A. y López-González, 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: 431–437.
- Hayward, B., Heske, J. E. y Painter, W. C. 1997. Effects of livestock grazing on small mammals at a Desert Cienega. *The Journal of Wildlife Management* 61: 123-129.
- Heske, J. E. y Ahlers, A. A. 2016. Raccoon (*Procyon lotor*) activity is better predicted by water availability than land cover in moderately fragmented landscape. *Northeastern Naturalist* 23: 352-363.
- Heske, J. E. y Campbell, M. 1991. Effects of an 11-year livestock enclosure on rodent and ant numbers in the Chihuahuan Desert, southeastern Arizona. *The Southwestern Naturalist* 36: 89-93.
- Hunter, L. M. Jr. y Gibbs, J. P. 2007. Ecosystem Degradation and loss; pp 151-183, en: Hunter, L. M. Jr. y Gibbs, J. P. (eds.). *Fundamentals of conservation biology*. Reino Unido.: Blackwell Publishing.

- IUCN. 2014. The IUCN Red List of threatened species. Version 2014.3. International Union for Conservation of Nature. Consultada en: <http://www.iucnredlist.org>, 15 de noviembre de 2014.
- Keinath, D. A., Doak, F. D., Hodges, K. E., Prugh, R. L., Fagan, W., Sekercioglu, H. C., Burchart, H. M. S. y Kauffman, M. 2016. A global analysis of traits predicting species sensitivity to habitat fragmentation. *Global Ecology and Biogeography* 1-13. doi: 10.1111/geb.12509.
- Koprowski, L. J., Edelman, A. J., Pasch, B. S. y Buecher, D. C. 2005. A dearth of data on the mammals of the Madrean Archipelago: what we think we know and what we actually do know. En: Proceedings of the RMRS-P-36. Tucson, Arizona, 11-15 May 2004 May (Gottfried, G. J., B. S. Gebow, L. G. Eskew, y C. B. Edminster eds.). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Lara-Díaz, N.E., H. Coronel-Arellano, A. González-Bernal, C. Gutiérrez-González y López-González, C. A. 2011. Abundancia y densidad de venado cola blanca (*Odocoileus virginianus couesi*) en Sierra de San Luis, Sonora, México. *Therya* 2: 125–137.
- López-González, C. A., Brown, D.E. y Gallo-Reynoso, J. P. 2003. The ocelot *Leopardus pardalis* in north-western Mexico: ecology, distribution and conservation status. *Oryx* 37: 358–364.
- Lyons, S. K. y otros. 2016. Holocene shifts in the assembly of plant and animal communities implicate human impacts. *Nature* 529: 80-83.
- MacArthur H. R. y Wilson, O. E. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17: 373-387.
- Maeda, K., Koike, S., Murao, M., Ishigane, T., Harasawa, S., Masaki, T., Soga, T., Naganuma, T. y Sato A. 2016. Influence of matrix habitats on the occurrence

of terrestrial mammals in planted forest landscapes. *Pakistan Journal Zoology* 48: 907-911.

Marshall, J. T. 1957. The birds of the pine-oak woodlands in southern Arizona and adjacent Mexico. *Pacific Coast Avifauna* 32:1–125.

Marshall, R. M., Turner, D., Gondor, A., Gori, D., Enquist, C., Luna, G., Paredes-Aguilar R., Anderson, S., Schwartz, C., Watts, C., López, E., Comer, P. 2004. An ecological analysis of conservation priorities in the Apache Highlands ecoregion. The Nature Conservancy of Arizona and Instituto del Medio Ambiente y el Desarrollo Sustentable del Estado de Sonora, Technical Report. 1–142.

Milchunas, D. G., Lauenroth, W. K. y Burke, I. C. 1998. Livestock grazing animal and plant biodiversity of shortgrass steppe and the relationship to ecosystem function. *Oikos* 83: 65-74.

Morrison, J. C., Sechrest, W., Dinerstein, E., Wilcove, D. S. y Lamoreux, J. F. 2007. Persistence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. *Journal of Mammalogy* 88: 1363–1380.

Parejo, D y Avilés, J. M. 2016. Social information use by competitors: Resolving the enigma of species coexistence in animals?. *Ecosphere* 7(5): 1-12.

Primack, R., Rozzi, R., Dirzo, R. y Massardo, F. 2001. IV.Extinciones; pp. 133-159, en: R. Primack, R. Rozzi, R. Dirzo y F Massardo (eds.). *Fundamentos de conservación biológica perspectivas latinoamericanas*. México.: Fondo de Cultura Económica.

Quesnelle, P.E., Lindsay, K. E. y Fahring, L. 2014. Low reproductive rate predicts species sensitivity to habitat loss: a meta-analysis of wetland vertebrates. *PLoS ONE*. 9, e90926. doi:10.1371/journal.pone.0090926.

- Ramírez-Pulido, J., Britton, M.C., Perdomo, A. y Castro, A. 1986. Guía de los mamíferos de México referencias hasta 1983. D.F.: Universidad Autónoma Metropolitana. 720 pp.
- Ripple, J. W., Estes, J. A., Beschta, L. R., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, P. M., Schmitz, J. O., Smith, W. D., Wallach, D. A. y Wirsing, J. A. 2014. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science* 343: 1241484.
- Ripple, J. W., Newsome, M. T., Wolf, C., Dirzo, R., Everatt, T. K., Galetti, M., Hayward, W. M., Kerley, H. I. G., Levi, T., Lindsey, A. P., Macdonald, W. D., Malhi, Y., Painter, E. L., Sandom, J. C., Terborg, J. y Valkenburgh, V. B. 2015. Collapse of the world's largest herbivores. *Science Advances* 1: 1-12. doi: 10.1126/sciadv.1400103.
- Rocha-Ortega, M. 2014. Mecanismos de ensamblaje de las comunidades de hormigas del suelo a lo largo de un gradiente de sucesión secundaria en la región Lacandona, México. Tesis Doctoral. Xalapa: Instituto de Ecología A. C. 167 pp.
- Rodríguez-Martínez, A., Moreno-Arzate, C. N., González-Sierra R. y López-González, C. A. 2008. Uso de hábitat, hábitos alimentarios y estructura poblacional de oso negro (*Ursus americanus*) en la Sierra Madre Occidental de México; pp. 279–294 en: C. Lorenzo, E. Espinoza, y J. Ortega (eds.). Avance en el estudio de los mamíferos de México, Publicaciones Especiales, Vol II. DF: Asociación Mexicana de Mastozoología A. C.
- Rosas-Rosas, C. O. y Bender, L. C. 2012. Population status of jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in northeastern Sonora, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana* 28: 86–101.
- Sahanatien, V. y Derocher, E. A. 2012. Monitoring sea ice habitat fragmentation for polar bear conservation. *Animal Conservation* 15: 397-406.

- Schoener, W. T. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science* 185: 20-39.
- SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana, NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. Segunda Sección.
- Spector, S. 2002. Biogeographic crossroads as priority areas for biodiversity conservation. *Conservation Biology* 6:1480–1487.
- Steinfeld H., P. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales y de Haan C. 2006. *Livestock's long shadow: environmental issues and options*. FAO, Rome, Italy.
- Stephens, A. P. d'Sa, C. A., Sillero-Zubiri, C. y Leader-Williams, N. 2001. Impact of livestock and settlement on the large mammalian wildlife of Bale Mountains National Park, southern Ethiopia. *Biological Conservation* 100: 307-322.
- Treves, A. y Karanth, U. 2003. Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. *Conservation Biology* 1491-1499.
- Ulrich, W., Jabot, F. y Gotelli. 2016. Competitive interactions change the pattern of species co-occurrences under neutral dispersal. *Oikos* 1-10. doi 10.1111/oik.03392.
- Van Devender, R. T., Avila-Villegas, S., Emerson, M., Turner, D., Flesch D. A. y Deyo S. N. 2013. Biodiversity in the Madrean Archipelago of Sonora, Mexico. Pp 10-16 en *Merging science and management in a rapidly changing world: Biodiversity and management of the Madrean Archipelago III*. RMRS-P-67, Tucson, Arizona, 1-5 Mayo 2012 (G. J. Gottfried, P. F. Ffolliot, F. P., Gebow, B. S., Eskew, L. G., Collins, L. C., eds.). U.S.



Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.

Villarreal, L. M., Norman, M. L., Boykin, G. K. y Wallace, S. A. C. 2013. Biodiversity losses and conservation trade-offs: assessing future urban growth scenarios for a North American trade corridor. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management* 9: 1–14.

Walz, U. 2011. Landscape structure, landscape metrics and biodiversity. *Living Reviews in Landscape Research* 5: 1-35.

Warshall, P. 1995. The Madrean Sky Island Archipelago: a planetary overview. Pp 6-18 en *Biodiversity and management of the Madrean Archipelago: the sky islands of southwestern United States and northwestern Mexico*. In Gen. Tech. Rep. RM-GTR-264, Tucson, Arizona, 19-23 September 1995 (L. F. DeBano, P. F. Ffolliot, A. Ortega-Rubio, G. J. Gottfried, R. H. Hamre, and C. B. Edminster, eds.). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.

Watling, J. I. y Donnelly, M. A. 2006. Fragments as islands: a synthesis of faunal responses to habitat patchiness. *Conservation Biology* 20: 1016-1025.

### **3. CAPÍTULO 1: RIQUEZA Y ESTATUS DE CONSERVACIÓN DE MAMÍFEROS TERRESTRES MEDIANOS Y GRANDES DE CUATRO ISLAS DEL CIELO DEL NOROESTE DE MÉXICO**

#### **3.1 Resumen:**

Presentamos el primer listado sistemático de mamíferos medianos y grandes de cuatro Islas del Cielo, en el noreste de Sonora, México. Utilizamos trampas cámara para el registro de mamíferos, con las cuales detectamos 25 especies silvestres. Dos especies se encuentran en la lista roja de la IUCN y cuatro con estatus dentro de alguna categoría de riesgo en la lista a nivel nacional (NOM-059). Nosotros no documentamos siete especies silvestres con distribución potencial en el área de estudio, probablemente se debe a que el hábitat disponible es limitado y/o las especies han sido extirpadas localmente. La importancia de este trabajo es que generamos un inventario de mamíferos medianos y grandes de un área pobremente estudiada y con alta diversidad.

**Palabras clave:** “The Apache Highlands”; mamíferos; inventario; cameras trampa

#### **3.2 Abstract:**

We present the first systematic checklist of medium and large terrestrial mammals on four mountain ranges known as Sky Islands, in northeastern Sonora, Mexico. We used camera traps for recording mammals, with which we documented 25 wild species. Two of the native species are in the IUCN red list and four are threatened at the national level. We did not document seven wild species with potential distribution at study sites, probably due to limited availability of habitat and/or local extirpation of species. The importance of this work is that we generated an inventory of medium and large mammals in an area considered poorly studied and highly diverse.

**Key words:** The Apache Highlands; mammals; inventory; camera traps

### 3.3 INTRODUCCIÓN

El estado de Sonora se ubica en el noroeste de México, dicha entidad alberga una gran variabilidad topográfica y climatológica, así como diferentes tipos de vegetación y suelo que en conjunto permiten la ocurrencia de un número relativamente alto de especies de mamíferos (Caire 1978), ocupando el octavo lugar en cuanto a la riqueza de mamíferos terrestres en México (Castillo-Gómez et al. 2010). La riqueza de especies estimada en la entidad ha cambiado a través del tiempo debido al incremento en la colecta de ejemplares, cambios en la nomenclatura taxonómica, la inclusión o no de especies de ocurrencia potencial y especies introducidas (Burt 1938; Ramírez-Pulido et al. 1986; Caire 1997; Castillo-Gómez et al. 2010).

Uno de los primeros trabajos que reúne información acerca de la riqueza de especies de mamíferos en Sonora es elaborado por Burt (1938), en el que reporta 139 especies nativas y dos introducidas para el estado. Posteriormente, Caire (1978) realiza el trabajo más completo acerca de la mastofauna de Sonora, en el cual reporta 120 especies silvestres y dos especies introducidas para la entidad, en el cual consulta cerca de 13,000 ejemplares de colecciones científicas y realiza prospecciones a campo. Por medio de la consulta de diferentes publicaciones y colecciones, Ramírez-Pulido et al. (1986) reportan 127 especies con distribución geográfica en el estado de Sonora.

Caire (1997) resume y actualiza su trabajo previo y reporta 124 especies de mamíferos, de las cuales tres son roedores introducidos, ocho especies domésticas y considera que 28 especies pueden estar presentes en Sonora a pesar de no contar con registros verificados.

La última revisión de los mamíferos de Sonora es elaborada por Castillo-Gómez et al. (2010), en la que reportan 126 especies de mamíferos terrestres, siendo los órdenes de mayor riqueza Rodentia y Carnivora. En este listado se excluyen las especies endémicas a las islas del Golfo de California y se consideran solo aquellas especies con al menos un ejemplar depositado en alguna

colección. Los autores documentan 30 especies dentro de alguna categoría de riesgo o amenaza a nivel nacional.

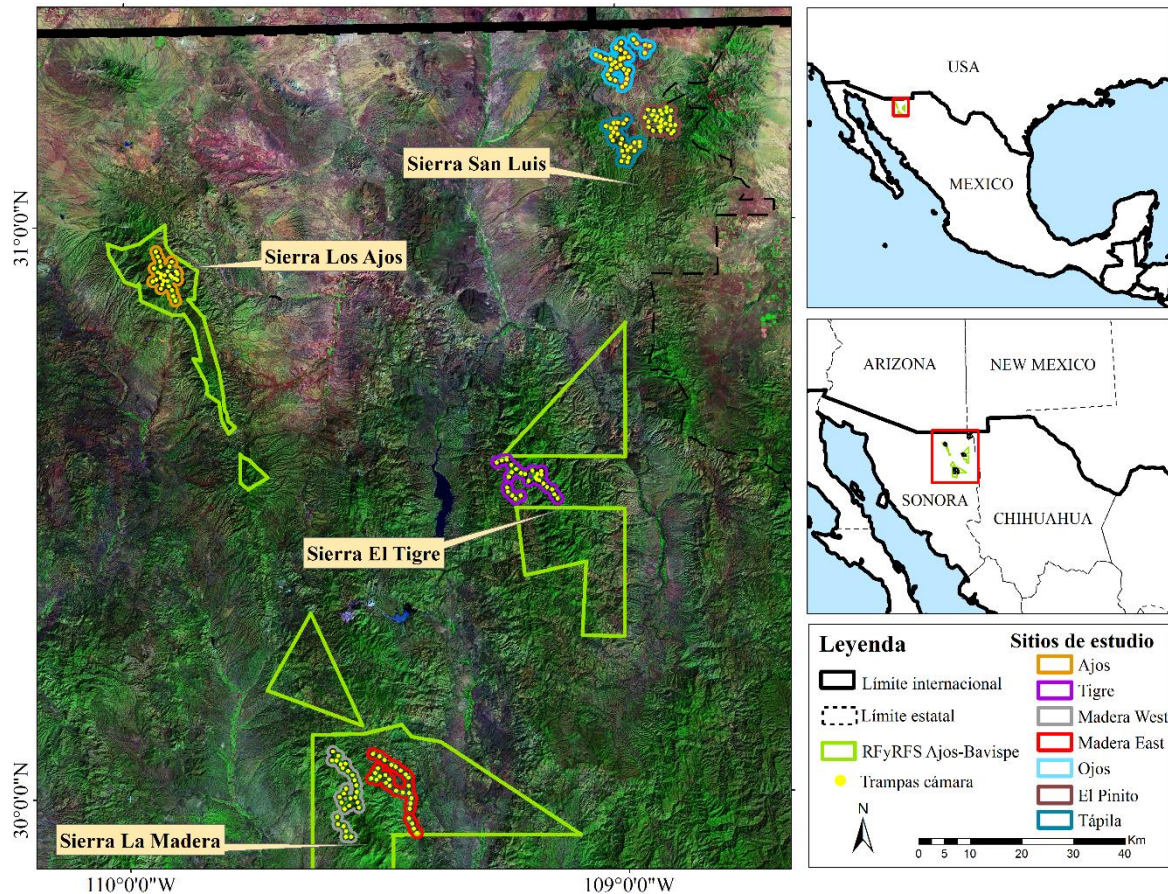
Producto del conocimiento anterior es que se considera que la región noreste de la entidad alberga la mayor riqueza de especies de mamíferos (Caire 1978) manteniendo aún uno de los ensamblajes más completos a nivel nacional e internacional con presencia de especies de tamaño corporal grande (> 20 kg; Morrison et al. 2007). Sin embargo, se ha señalado que existe una necesidad por explorar la región que comprende los límites estatales entre Sonora y Chihuahua debido a la evidente carencia de inventarios sistemáticos de las especies de mamíferos presentes (Marshall 2004; Castillo-Gómez et al. 2010).

Los vacíos de información en la región noreste del estado de Sonora incluyen presencia, distribución, ecología de poblaciones y comunidades, por lo que el estatus de conservación es incierto para la mayoría de especies (Marshall et al. 2004). Los avances de investigación acerca del ensamblaje de mamíferos se han detenido al no contar con información que pueda sustentar planes de manejo o conservación. Por lo anterior, el objetivo de este trabajo es actualizar el inventario de especies de mamíferos terrestres medianos y grandes con base en trabajo de campo en cuatro serranías consideradas Islas del Cielo en el noreste de Sonora, México.

### **3.4 MATERIALES Y MÉTODOS**

#### **3.4.1 Área de estudio**

El trabajo de campo se realizó en el noreste del estado de Sonora, México, durante el año 2009. Se muestrearon siete sitios ubicados en cuatro serranías consideradas Islas del Cielo de la región denominada “The Apache Highlands” (Marshall et al. 2004) (Figura 4, Tabla 1). Tres de los sitios de estudio se encuentran dentro de dos polígonos de la Reserva Forestal Nacional y Refugio de Fauna Silvestre Ajos-Bavispe (RFyRFS Ajos-Bavispe).



**Figura 4.** Localización geográfica de siete sitios de estudio en cuatro Islas del cielo en el noroeste de México.

**Tabla 1.** Localización geográfica y tipos de vegetación de siete sitios de estudio de cuatro Islas del Cielo en el noroeste de México. Dónde: (a) bosque de pino/encino, (b) bosque de encino, (c) bosque de encino/pino, (d) pastizal natural, (e) mezquital, (f) pastizal inducido, (g) bosque bajo abierto, (h) bosque de pino.

Sitio	Latitud (N)	Longitud (W)	Elevación (m)	Precipitación (mm)	Rango de temperatura (°C)	Tipo de vegetación
Ajos	30°56'37.67"	109°57'31.59"	1600-2000	400-600	12-14	a,b,c
Tigre	30°33'11.04"	109°10'08.51"	1200-2200	400-600	14-16	b,d
Madera West	29°59'36.21"	109°33'21.24"	1200-2001	400-600	16-20	b,c
Madera East	30°00'53.97"	109°25'42.49"	800-1200	400-600	16-20	d,e,f
Ojos	31°16'42.46"	108°59'56.15"	1400-1600	400-600	14-16	a,d
El Pinito	31°11'23.92"	108°56'06.22"	1600-1800	125-600	14-16	a,g,h
Tápila	31°08'30.19"	108°59'45.95"	1600-1800	400-600	14-16	d,c,g

### 3.4.2 Trabajo de campo

Para el registro de mamíferos terrestres utilizamos trampas cámara (Tabla 2), las cuales colocamos sobre veredas identificadas como pasos de vida silvestre (Monterroso 2013; Si et al. 2014). La separación espacial entre cada cámara fue de aproximadamente 1 km (con un rango de variación de 0.6 a 1.2) debido a la rugosidad del terreno de cada área muestreada. Con la finalidad de tener representados diferentes gremios alimenticios (omnívoros, herbívoros y carnívoros), a una distancia entre 3-5 m frente a cada trampa cámara colocamos una combinación de atrayentes (avena, maíz, sardina y esencia de vainilla).

**Tabla 2.** Trampas cámara y esfuerzo de muestreo en siete sitios de estudio en el estado de Sonora, México

Sitio	No. Cámaras trampa	Días cámara
Ajos	28	1,107
Tigre	29	805
Madera West	28	942
Madera East	28	817
Ojos	31	930
El Pinito	27	1,003
Tápila	25	1,064

Las cámaras fueron fijadas a árboles a una altura entre 50-100 cm y orientadas en dirección S-N para evitar que fueran activadas por la luz del sol (Si et al. 2014; Swan et al. 2014). Todas las cámaras fueron programadas para operar continuamente (24 h/día), en intervalos de un minuto, tomando tres fotografías continuas cuando fueran activadas. La fecha y hora fueron registradas en formato militar y se utilizaron dos modelos de cámaras digitales: Wildview Xtreme 2.0 ® y Wildview Xtreme 5.0 ® (Wildview, Grand Prairie, USA). En cada sitio en donde se colocó una cámara se registraron las coordenadas geográficas usando un GPS portátil.

La identificación de las especies se llevó a cabo con base en las guías de campo de Kays and Wilson (2002) y Reid (2006) con excepción del género *Lepus*. La combinación de posición, luz, y definición creó duda acerca de la posible especie a la que pertenecían los registros fotográficos obtenidos, por lo que las fotografías fueron enviadas a seis investigadores con experiencia en el grupo, para que identificaran la identidad de la especie. Posteriormente se elaboró un consenso entre las opiniones enviadas y se asignó la especie. Finalmente, la nomenclatura utilizada a lo largo del artículo sigue a Wilson and Reeder (2005).

### **3.4.3 Análisis de datos**

El esfuerzo de muestreo del monitoreo se calculó mediante la multiplicación del número total de cámaras colocadas ( $n = 196$ ) por el número de días que estuvieron operando ( $1d = 24$  horas; Tobler et al. 2008; Porfirio et al. 2014). Utilizamos un intervalo de 24 h entre fotografías de la misma especie para garantizar la independencia de datos (Tobler et al. 2008; Porfirio et al. 2014), y determinar las especies con el mayor y menor número de registros fotográficos independientes. De este modo calculamos una tasa de captura fotográfica (número de fotografías independientes de cada especie dividido entre el esfuerzo de muestreo en días) que usamos como una medida de abundancia relativa (Carbone et al. 2001; Porfirio et al. 2014).

Determinamos la eficiencia del muestreo para la actualización del inventario de dos maneras: mediante la comparación de la riqueza observada contra la riqueza de especies de potencial ocurrencia reportada en dos fuentes bibliográficas: Caire (1978), Hall (1981), y mediante la comparación en porcentaje de la riqueza observada contra el porcentaje de especies esperadas con respecto a un estimador de riqueza. El resultado de las comparaciones anteriores se usó para determinar cuántas especies deberíamos detectar en los sitios de monitoreo como una medida para determinar si el método y esfuerzo de muestreo invertido fue adecuado.

En ambos casos, para los análisis se incluyeron exclusivamente los registros de mamíferos silvestres, y solo se tomaron en cuenta aquellas especies con un peso corporal mayor a 500 g. Consideramos que solo los mamíferos con este peso mínimo pueden ser detectados y identificados frecuentemente por una trampa cámara.

Para la obtención de la riqueza esperada por fuentes bibliográficas se utilizaron los mapas de distribución de Caire (1978) y Hall (1981), asumiendo la presencia de una especie si su área de distribución se sobreponía con nuestra área de estudio. Debido a que los monitoreos se concentraron en bosques de coníferas, incluyendo bosque de pino, bosque de pino-encino, bosque de encino-pino, bosque bajo abierto (INEGI 2014), algunas especies se eliminaron de los análisis por considerar que no están asociadas a estos ambientes.

De los listados obtenidos, excluimos a las especies *Cynomys ludovicianus* (Ord, 1815), *Vulpes macrotis* Merriam, 1888, *Antilocapra americana* (Ord, 1815), *Bison bison* (Linnaeus, 1758), *Cervus elaphus* Linnaeus, 1758 y *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818), debido a que estas especies están ausentes en los siete sitios de monitoreo por el tipo de hábitat en el que se les encuentra (O`Gara 1978; McGrew 1979; Meagher 1986; Hoogland 1996; Oliveira 1998; Lavivière 1999; Peek 2003). *Puma yagouaroundi* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803) fue excluido debido a que no existen registros (especímenes colectados o fotografías) comprobados y/o verificables para el estado de Sonora (Brown y López-González 2000).

En la segunda comparación utilizamos el estimador Jackknife 1 debido a que ha demostrado proporcionar un mejor resultado con respecto a otros estimadores de diversidad (Tobler et al. 2008). El estimador se calculó por medio del programa EstimateS Versión 9.1.0. (Colwell 2013) a través del cual se generó una curva de acumulación de especies con 1,000 iteraciones. Para la construcción de la curva utilizamos como esfuerzo de muestreo el número máximo de días en que las trampas cámara registraron a una especie (40 d) y extrapolamos al doble de esfuerzo (80 d) como medida del número de especies que serían registradas con el incremento del esfuerzo de muestreo.



### 3.5 RESULTADOS

En los siete sitios de monitoreo colocamos una trampa cámara en 196 lugares distintos, las cámaras en conjunto permanecieron activas por 6,668 d (Tabla 2 y Figura 4). Obtuvimos un total de 8,243 fotografías de mamíferos terrestres de talla mediana y grande (Tabla 2).

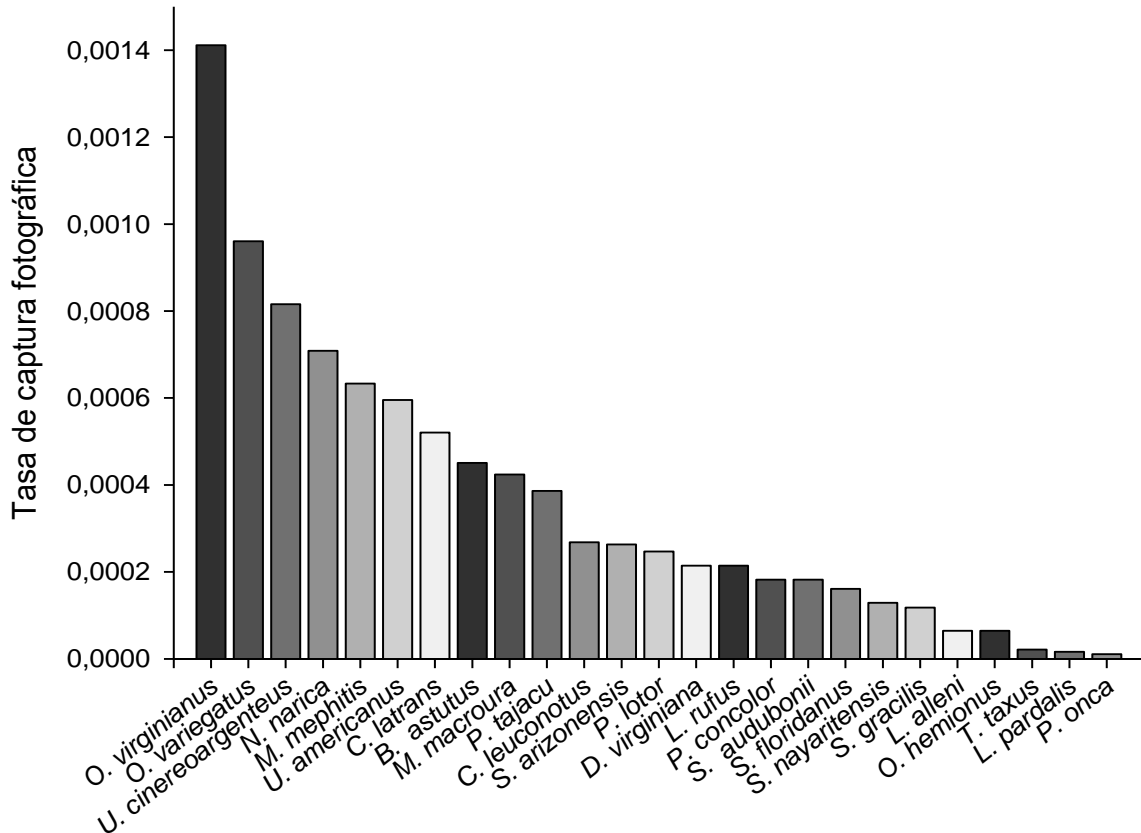
Registramos un total de 25 especies silvestres, pertenecientes a cinco órdenes, 11 familias y 21 géneros, siendo el orden Carnivora el que presentó el mayor número de especies (Tabla 3, Apéndice 1). De las especies registradas cuatro se encuentran dentro de alguna categoría de riesgo en la legislación de México (NOM-059; SEMARNAT 2010) y dos dentro de una categoría de riesgo de la IUCN (IUCN Red List 2014) (Tabla 3).

**Tabla 3.** Listado de especies de mamíferos medianos y grandes detectados mediante trampas-cámara en el noreste de Sonora, México. Estatus de conservación acorde a la “IUCN Red List” (2014) y la norma oficial mexicana (SEMARNAT 2010). Categorías de de la IUCN: (LC) Preocupación menor, (DD) Datos Deficientes, (NT) Casi amenazada. NOM-059: (A) Amenazada, (P) Peligro. Sitios de estudio: Ajos (1), Tigre (2), Madera West (3), Madera East (4), Ojos (5), El Pinito (6), Tápila (7).

Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común	IUCN	NOM-059	Sitio de estudio
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis virginiana</i> Kerr, 1792	Tlacuache	LC		2,3,4,5,6,7
Rodentia	Sciuridae	<i>Sciurus arizonensis</i> Coues, 1867	Ardilla de Arizona	DD	A	1,2,3
		<i>Sciurus nayaritensis</i> J. A. Allen, 1980	Ardilla gris mexicana	LC		2,5,6,7
		<i>Otospermophilus variegatus</i> (Erxleben, 1777)	Ardilla de roca	LC		1,2,3,4,5,6,7
Lagomorpha	Leporidae	<i>Lepus alleni</i> Mearns, 1890	Liebre	LC		4,5
		<i>Sylvilagus audubonii</i> (Baird, 1858)	Conejo de desierto	LC		2,3,4,5,7
		<i>Sylvilagus floridanus</i> (J. A. Allen, 1890)	Conejo de bosque	LC		1,2,3,5,6,7
Carnivora	Felidae	<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Ocelote	LC	P	1
		<i>Lynx rufus</i> (Schreber, 1777)	Línce	LC		1,2,3,4,5,6,7
		<i>Puma concolor</i>	Puma	LC		1,2,3,5,6,7

Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común	IUCN	NOM-059	Sitio de estudio
		(Linnaeus, 1771)				
		<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguar	NT	P	1
	Canidae	<i>Canis latrans</i> Say, 1823	Coyote	LC		2,3,4,5,7
		<i>Urocyon cinereoargenteus</i> (Schreber, 1775)	Zorra gris	LC		1,2,3,4,5,6,7
	Ursidae	<i>Ursus americanus</i> Pallas, 1780	Oso negro	LC		1,2,3,5,6,7
	Mustelidae	<i>Taxidea taxus</i> (Schreber, 1777)	Tejón	LC	A	4
	Mephitidae	<i>Conepatus leuconotus</i> (Lichtenstein, 1832)	Zorrillo	LC		1,2,3,4,5,6,7
		<i>Mephitis macroura</i> Lichtenstein, 1832	Zorrillo	LC		1,2,3,4,5,6,7
		<i>Mephitis mephitis</i> (Schreber, 1776)	Zorrillo	LC		1,2,3,4,5,6,7
		<i>Spilogale gracilis</i> Merriam, 1890	Zorrillo moteado	LC		2,3,4,5,6,7
	Procyonidae	<i>Bassariscus astutus</i> (Lichtenstein, 1830)	Cacomixtle	LC		1,2,3,5,6,7
		<i>Nasua narica</i> (Linnaeus, 1766)	Chulo, solitario, cholugo	LC		1,2,3,4,5,6,7
		<i>Procyon lotor</i> (Linnaeus, 1758)	Mapache	LC		2,4,5
Artiodactyla	Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Cochi, pecarí	LC		2,3,4,5,7
	Cervidae	<i>Odocoileus hemionus</i> (Rafinesque, 1817)	Venado bura, buro	LC		5
		<i>Odocoileus virginianus</i> (Zimmermann, 1780)	Venado cola blanca	LC		1,2,3,4,5,6,7

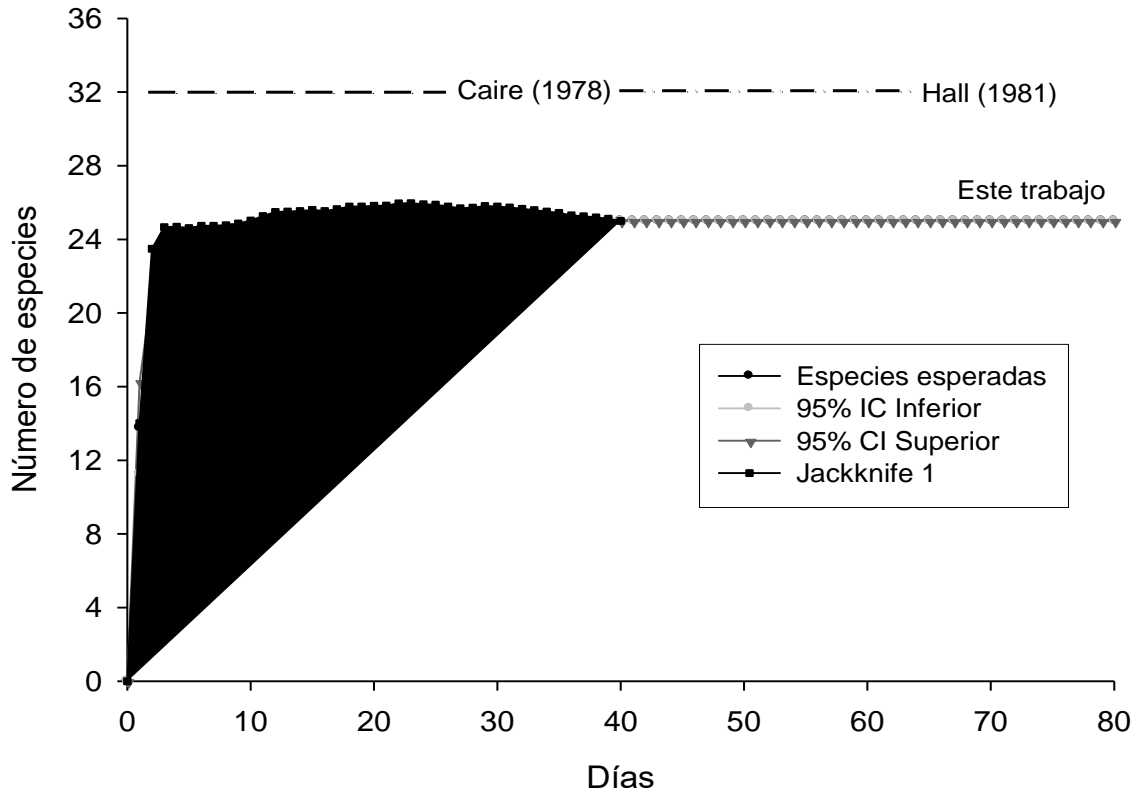
Las especies de mamíferos silvestres con el mayor número de registros fotográficos independientes fueron el venado cola blanca *Odocoileus virginianus* (Zimmermann, 1780), el ardillón *Otospermophilus variegatus* (Erxleben, 1777) y la zorra gris *Urocyon cinereoargenteus* (Schreber, 1775) (Figura 5). Las especies con el menor número de registros fueron el jaguar *Panthera onca* (Linnaeus, 1758), el ocelote *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758) y el tejón *Taxidea taxus* (Schreber, 1777) (Figura 5).



**Figura 5.** Tasa de captura fotográfica de 25 especies de mamíferos medianos y grandes (500 g) en el noreste de Sonora, México.

Con base en Caire (1978) y Hall (1981), en los sitios de estudio existe la ocurrencia potencial de 32 especies de mamíferos terrestres medianos y grandes. Al contar nosotros con el registro de 25 especies, tenemos representado el 78.12% de las especies registradas por los autores mencionados.

Por otra parte, comparando en porcentaje la riqueza de especies observada de mamíferos silvestres (25 especies) versus la riqueza esperada (Jackknife 1 = 25), nosotros con el método de muestreo empleado registramos el 100% de las especies de mamíferos esperadas en las localidades monitoreadas. Con respecto a la extrapolación del esfuerzo de muestreo (80 d) no se espera registrar más especies (Figura 6).



**Figura 6.** Curva de acumulación de especies de mamíferos medianos y grandes (500 g) registrados mediante trampas cámara.

### 3.6 DISCUSIÓN

Cinco trabajos describen exclusivamente la riqueza de especies en Sonora, con un promedio de 17.5 años entre publicaciones ( $\pm 15.15$  S.D.) con un rango entre ocho y 40 años (Burt 1938; Caire 1978; Ramírez-Pulido et al. 1986; Caire 1997; Castillo-Gómez et al. 2010), por lo que podríamos esperar que la información no esté actualizada para la mayoría de las especies de mamíferos presentes en la entidad. Los trabajos publicados se basan en datos históricos que dependiendo de los autores pueden sobreestimar la presencia, diversidad o área de distribución de las diferentes especies, enmascarando la situación actual de los mamíferos en el estado.

En Sonora pocas especies de mamíferos de talla mediana y grande han sido estudiadas, entre estas se encuentra el ocelote *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758), especie que cuenta con información de la localidad, tipo de hábitat en el que se encuentra y su distribución potencial (López-González et al. 2003). Se tiene un registro de ocurrencia relativamente reciente (mediados de los 70's) del oso plateado *Ursus arctos* Linnaeus, 1758 (Gallo-Reynoso et al. 2008), una especie de carnívoro extirpada a nivel nacional en 1959 (Brown 1996).

Al parecer el jaguar *Panthera onca* (Linnaeus, 1758) es el mamífero más estudiado en el Estado, ya que se cuenta con registros históricos (de 1900 a 2000) y recientes de la especie (Brown y López-González 2001; Rosas-Rosas y Bender 2012; Gutiérrez-González et al. 2012), medidas morfométricas de individuos cazados en diferentes localidades (Brown y López-González 2001), propuestas para disminuir el control de este depredador por parte de ganaderos (Rosas-Rosas y Valdez 2010), sitios de depredación de ganado y algunas características del hábitat en las que se ha alimentado el jaguar (Rosas-Rosas et al. 2008; Rosas-Rosas et al. 2010), identificación de individuos por medio registros fotográficos (Rosas-Rosas y Bender 2012; Gutiérrez-González et al. 2012) y estimados de densidad poblacional (Gutiérrez-González et al. 2012).

En el noreste del estado de Sonora, los estudios publicados se han centrado solo en especies como el venado cola blanca *Odocoileus virginianus* (Coronel-Arellano et al. 2009; Lara-Díaz et al. 2011) y el oso negro *Ursus americanus* Pallas, 1780 (Rodríguez-Martínez et al. 2008; Espinosa-Flores et al. 2012).

Los trabajos publicados en congresos se han enfocado en carnívoros y contienen información de jaguar (Boyston y López-González 2005; Ávila-Villegas y Lamberton-Moreno 2013), ocelote, oso negro (Lara-Díaz et al. 2013) y puma (González-Bernal et al. 2011). Otras especies como el castor *Castor canadensis* Kuhl, 1820 (Pelz-Serrano et al. 2005) y la presencia de algunas especies de mamíferos medianos y grandes (Bermúdez-Enríquez et al. 2013). En general es evidente que para el noreste de Sonora hay una carencia de información

acerca de la presencia y tendencias poblacionales para la mayoría de especies. La situación anterior resulta paradójica ya que es una de las regiones con mayor riqueza específica en Sonora (Caire 1978), además, aún mantiene especies de mamíferos de tamaño corporal grande que han desaparecido de otras regiones de México (Morrison et al. 2007).

Detectamos un vacío de información para prácticamente todas las familias registradas (i.e. Didelphidae, Sciuridae, Leporidae, Felidae, Canidae, Mustelidae, Mephitidae, Procyonidae y Tayassuidae). Las especies detectadas en este estudio tienen un estatus de conservación incierto, y es muy probable que esta situación se refleje a nivel regional, particularmente para aquellas especies que se encuentran dentro de alguna categoría de riesgo, tanto a nivel nacional (SEMARNAT 2010) como internacional (IUCN 2014). Por ejemplo, la ardilla gris de Arizona *Sciurus arizonensis* (Coues, 1867) y el tejón *Taxidea taxus*, se encuentran categorizadas como amenazadas, sin embargo no hay estudios en México que permitan una evaluación más precisa para evaluar su estatus de conservación.

Al realizar el consenso con expertos acerca de la identificación del género *Lepus*, dos participantes determinaron dos diferentes especies en la serie de registros fotográficos que les fueron enviados (i.e. *Lepus alleni* Mearns, 1890 y *Lepus californicus* Gary, 1837) mientras que cuatro identificaron solo una especie en las fotos (*L. alleni*). Los autores del presente trabajo creemos que la especie registrada en el sitio "Ojos" corresponde a *Lepus callotis* Wagler, 1830 ya que a menos de 20 km al noreste de esta localidad se han reportado más de 500 registros de esta especie (Bednarz y Cook 1984). Adicionalmente, hay dudas razonables acerca de las características morfológicas para no asignar nuestros registros como *L. californicus* o *L. alleni*. *L. callotis* puede distinguirse de *L. alleni* porque tiene un tamaño más pequeño, orejas cortas y los flancos laterales son más blancos que grises (Best y Hill 1993a). *L. californicus* puede distinguirse de *L. callotis* porque los costados laterales son más blancos que café-grisáceo y la punta de las orejas son más blancas que negras, el pelaje de *L. callotis* es más corto y escaso que el de *L. californicus*. *L. callotis* tiene el pelaje dorsal más pardo

y las extremidades posteriores gris-pálidas con parches blancos, la superficie dorsal de la cola es negra (Best y Hill 1993b). La presencia de *L. callotis* añadiría una especie dentro de una categoría de riesgo de acuerdo a la NOM 059 (SEMARNAT 2010) y la lista roja de la IUCN (IUCN 2014). De este modo, es necesario extender los monitoreos en otros tipos de vegetación, así como realizar capturas para este grupo que permitan validar o no la presencia de una o más especies.

El jaguar y ocelote se encuentran en peligro de extinción a nivel nacional (SEMARNAT 2010) e internacional (IUCN 2014) ambas especies presentan escasos registros en la región fronteriza. Los sitios de monitoreo corresponden a hábitat marginal donde no se han reportado poblaciones reproductivas (Brown y López-González 2001) y pueden ser individuos en proceso de dispersión, particularmente los jaguares. Los registros que obtuvimos en esta región indican que aún se mantiene cierta conectividad hacia el Norte del estado, la cual es importante para que se puedan establecer poblaciones.

Un caso particular se presenta con el oso negro ya que en México solo las poblaciones que se distribuyen en la Sierra Madre Oriental se encuentran dentro de alguna categoría de riesgo a nivel nacional (SEMARNAT 2010), dejando fuera a las poblaciones que aún permanecen en la Sierra Madre Occidental y que detectamos en el presente trabajo. Nuestros datos sugieren que las poblaciones de osos negros necesitan protección; ya que obtuvimos pocos registros fotográficos de hembras con crías en pocas localidades y registros de individuos solitarios y no sabemos si estos registros se encuentran en proceso de dispersión o son parte de una población local. Además, se han reportado osos negros en dos sierras (i.e. Sierra Los Ajos y Sierra San Luis) en densidades bajas en comparación con la Sierra Madre Oriental y Estados Unidos (Espinosa-Flores et al. 2012). Por lo que podemos asumir que aún existen poblaciones reproductivas, pero es probable que algunas Islas del Cielo tengan poblaciones pequeñas y aisladas. El oso negro es una especie comúnmente cazada en la región, ya que se considera que ocasiona daños ocasionales al ganado, principalmente durante

periodos de sequías prolongadas. Algunos productores de la región llegan a pagar entre \$130-200 dlls por macho y \$340 dlls en el caso de hembras (pers. obs.). Por ello recomendamos que esta especie se incluya en la Norma Oficial vigente de especies en riesgo a nivel nacional y que se genere información de densidad poblacional en otras serranías (e. g., Sierra La Madera, Sierra El Tigre).

Las especies de interés cinegético como el venado cola blanca *Odocoileus virginianus* y el venado bura *Odocoileus hemionus* (Rafinesque, 1817), son protegidas por los propietarios de la región por el potencial beneficio económico que representan, caso contrario a otras especies (e. g., grandes carnívoros). Detectamos un número considerable de registros fotográficos de venado cola blanca durante los monitoreos realizados, lo que nos hace suponer que el estatus de conservación de la especie puede ser relativamente adecuado en la región. En el caso del venado bura se obtuvieron pocos registros, probablemente porque el tipo de hábitat donde se implementaron los monitoreos es marginal para esta especie, ya que en el área de estudio los venados buras ocupan principalmente áreas abiertas (e.g. pastizal; Mackie et al. 2003), contrario a los venados cola blanca. El uso diferencial de hábitat entre los venados de la región, así como su abundancia debe ser considerado en futuros estudios para establecer un adecuado manejo cinegético de ambas especies.

La mayoría de especies detectadas son generalistas, presentan una distribución amplia (e.g., *Canis latrans*, *Mephitis macroura*) y no son incluidas en ningún listado oficial de especies en riesgo (Caire 1978; Hall 1981; SEMARNAT 2010; IUCN 2014). La carencia de estudios se refleja en el desconocimiento del estado de las poblaciones de estos mamíferos, a pesar de que los cambios poblacionales pueden indicar efectos sobre las comunidades. Por ejemplo, se ha determinado que en ausencia de grandes carnívoros se generan efectos en cascada que modifican la abundancia de mesocarnívoros, presas base y la comunidad vegetal, eventualmente desaparecen localmente algunas especies más sensibles (Prugh 2009; Ripple et al. 2014).



A través del presente esfuerzo de monitoreo registramos 25 especies silvestres de mamíferos terrestres, riqueza que no incluye a siete especies reportadas por Caire (1978) y Hall (1981). La falta de detección de estas puede deberse a los siguientes factores: a) el hábitat disponible es marginal y no favorece la presencia de estas especies, b) la calidad y cantidad de hábitat no son adecuados para su presencia, c) algunas especies han sido extirpadas localmente y d) algunas especies han sido declaradas extintas a nivel nacional. Sin embargo, este estudio no fue suficiente para determinar las razones de no detectar a estas siete especies

Una especie no detectada es el puercoespín *Erethizon dorsatum* (Linnaeus, 1758), el cual se encuentra presente en hábitats con vegetación riparia (Woods 1973). En México, se ha documentado su presencia en bosques templados, matorrales de mezquite, pastizales y matorrales espinosos (List et al. 1999). Existe una población residente en la región Janos-Nuevo Casas Grandes en el estado de Chihuahua (a 43 km al sureste de los sitios de monitoreo; List et al. 1999). Debido a que existen registros cercanos al área de estudio, no descartamos su presencia en los sitios monitoreados. A pesar de lo anterior, nosotros predecimos una probable disminución en la calidad y cantidad de hábitat adecuado para la especie en la región, que en sinergia con su sensibilidad a las actividades antropogénicas (Woods 1973) tales como la cacería (List et al. 1999), puede estar contribuyendo a su extirpación local (por lo menos en los sitios de estudio), reduciendo la probabilidad de detectarla. La falta de información y carencia de registros del puercoespín en los sitios monitoreados hace difícil determinar adecuadamente su estatus de conservación para el noreste de Sonora. Hay que considerar que el monitoreo por medio de trampas cámara puede no ser el más adecuado para detectar a la especie, por lo que es necesario utilizar otras alternativas metodológicas para detectarla y monitorearla (Griesemer et al. 1998).

Consideramos que el castor *Castor canadensis* se encuentra extirpada localmente. Nosotros esperábamos registrar a esta especie en Sierra San Luis, específicamente en el sitio Ojos, en el río Cajón Bonito, ya que en este lugar se

tiene previamente documentada su presencia (Pelz-Serrano et al. 2005). Estos autores estiman la presencia de cinco colonias en 18.5 km, por medio de rastros (huellas, excrementos y sitios de almacenaje de comida-“food caches”). Sin embargo, en ocho años de prospecciones a campo (2005-2013) en el sitio de estudio, no se han logrado detectar indicios directos o indirectos. Debido a que el castor se encuentra asociado a hábitats con presencia de cuerpos de agua y vegetación riparia (Jenkis y Busher 1979), el hábitat puede estar degradado en los diferentes sitios de monitoreo, sin embargo la disponibilidad y calidad de hábitat debe ser evaluado. En el sitio Ojos, el hábitat parece ser adecuado para la presencia de la especie. En la región de estudio, la gente local considera a los castores una plaga por el “daño” que ocasionan a los árboles que conforman la vegetación riparia (pers. comm. Mario Cirett), por lo que es probable que el exterminio directo por pobladores y aunado a la falta de ríos perennes, hayan contribuido a su extirpación local en las localidades monitoreadas.

Otra especie que no detectamos y que pensamos que el hábitat disponible es limitado, es el borrego cimarrón *Ovis canadensis* Shaw, 1804. Existe el registro de un individuo de entre 6-8 años de edad en la localidad Ojos (Pelz-Serrano et al. 2006), probablemente este avistamiento fue de un individuo que se dispersó de la población presente en las Peloncillo Mountains (McKinney et al. 2003). Cabe mencionar que durante ocho años de prospecciones en campo en el sitio de avistamiento, no se ha conseguido nuevamente algún registro la especie y en las Islas del Cielo monitoreadas no existe otro reporte de su presencia, por lo que si llegaron a existir poblaciones en el área, las consideramos extirpadas localmente.

Finalmente, el lobo mexicano *Canis lupus baileyi* Nelson y Goldman, 1929 y el oso plateado grizzly se encuentran extintos en el país desde mediados la década de los 1970s, producto de las campañas de exterminio de depredadores iniciadas en Estados Unidos y replicadas en México (Brown 1983; Brown 1996).

En México, autoridades federales (i.e. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas) han destinado recursos para determinar el estatus de

conservación de las especies en riesgo, sin embargo, es necesario que autoridades estatales y locales se integren en acciones monitoreo y protección de las especies. Un ejemplo, de la situación anterior ocurrió con el programa de reintroducción del lobo gris mexicano: en el cual se liberó un grupo familiar de cinco individuos en octubre de 2011 y otro individuo en marzo de 2012, cuatro fueron envenenados un par de meses después de su liberación, uno fue cazado y otro se declaró como desaparecido (Lara-Díaz et al. 2015).

Las Islas del Cielo son consideradas una región con una gran diversidad de mamíferos (Caire 1997; Marshall et al. 2004; Morrison et al. 2007). Nosotros recomendamos que se realicen monitoreos continuos, evaluar la distribución actual y densidad poblacional, para determinar la cantidad y calidad de hábitat disponible. También, nosotros sugerimos evaluar e identificar el estatus de conservación de cada especie, sobre todo para las que no se cuenta con información en México y que están en algún estatus de riesgo (e. g., *Sciurus arizonensis*, *Taxidea taxus*). Así mismo, se requiere ampliar los monitoreos a otras Islas del Cielo y utilizar otros métodos de detección, como trampas de caja, o el uso de armas para la colecta de ejemplares (Jones et al. 1996) para determinar la presencia de otras especies que las cámaras no pueden registrar. Idealmente, los inventarios deben incluir métodos para detectar especies de tamaño corporal pequeño, mediano y grande, a pesar de no estar en riesgo o no ser interés cinegético.

El listado que presentamos puede proporcionar un punto de inicio para elaborar una propuesta de manejo y conservación, pero aún es necesario extender los monitoreos de mamíferos medianos y grandes en otros tipos de vegetación como matorrales y pastizales, lo cual puede ayudar a identificar más especies dentro de la región y sus necesidades de conservación.

### **3.7 LITERATURA CITADA**

Ávila-Villegas, S. y J. Lamberton-Moreno. 2013. Wildlife survey and monitoring in the Sky Island Region with an emphasis on Neotropical felids. [Proceedings].

- Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 593 pp. Accessed at [http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs\\_p067/rmrs\\_p067\\_441\\_447.pdf](http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_p067/rmrs_p067_441_447.pdf), 20 October 2014.
- Bednarz, J.C. y J.A. Cook. 1984. Distribution and numbers of the White-Sided Jackrabbit (*Lepus callotis gaillardi*) in New Mexico. *The Southwestern Naturalist* 29(3): 358–360. <http://www.jstor.org/stable/3671372>.
- Bermúdez-Enríquez, E.O., R.E. Jiménez-Maldonado, G. Yanes-Arvalo, M. Montañez-Armenta y H. Silva-Kurumiya. 2013. Medium and large mammals in the Sierra La Madera, Sonora, México. [Proceedings]. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 593 pp. Accessed at [http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs\\_p067/rmrs\\_p067\\_463\\_465.pdf](http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_p067/rmrs_p067_463_465.pdf), 2 December 2014.
- Best, T.L. y T. Hill-Henry. 1993a. *Lepus alleni*. *Mammalian Species* 424: 1–8. <http://www.science.smith.edu/resources/msi/pdfs/i0076-3519-424-01-0001.pdf>.
- Best, T.L. y T. Hill-Henry. 1993b. *Lepus callotis*. *Mammalian Species* 442: 1–6. <http://www.science.smith.edu/resources/msi/pdfs/i0076-3519-442-01-0001.pdf>.
- Boyston, E.E. y C.A. López-González. 2005. Sexual differentiation in the distribution potential of northern jaguars (*Panthera onca*). [Proceedings]. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 631 pp. Accessed at [http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs\\_p036/rmrs\\_p036\\_051\\_056.pdf](http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_p036/rmrs_p036_051_056.pdf), 13 October 2014.
- Brown, D.E. 1983. *The wolf in the southwest*. Tucson: The University of Arizona Press Tucson. 195 pp.

- Brown, D.E. 1996. The grizzly in the southwest. Norman, Oklahoma: University of Oklahoma Press. 274 pp.
- Brown, D.E. y C.A. López-González. 2000. Jaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi* Geoffroy 1803) not in Arizona or Sonora. Journal of the Arizona-Nevada Academy of Science 32(2): 1–3. <http://www.jstor.org/stable/40021308>.
- Brown, D.E. y C.A. López-González. 2001. Borderland jaguars Tigres de la frontera. Salt Lake City: The University of Utah Press. 170 pp.
- Burt, W.H. 1938. Faunal relationships and geographic distribution of mammals in Sonora, Mexico. Ann Arbor: Museum of Zoology, University of Michigan, Miscellaneous Publications 39: 78 pp. <http://hdl.handle.net/2027.42/56284> .
- Caire, W. 1978. The distribution and zoogeography of the mammals of Sonora, México [Ph.D. dissertation]. Albuquerque: The University of New Mexico. 613 pp.
- Caire, W. 1997. Annotated checklist of the recent land mammals of Sonora, Mexico; pp. 69–80, in: T.L. Yates, W.L. Gannon y D.E. Wilson (eds.). Life among the muses: papers in honor of James S. Findle. Special Publications of the Museum of Southwestern Biology, Albuquerque: The University of New Mexico.
- Carbone, C., S. Christie, T. Coulson, N. Franklin, J. Ginsberg, M. Griffiths, J. Holden, K. Kawanishi, M. Kinnard, R. Laidlaw, A. Lynam, D.W. Macdonald, D. Martyr, C. Mcdougal, L. Nath, T. O'Brien, J. Seidensticker, D. Smith, M. Sunquist, R. Tilson y W.N. Wan Shahrudin. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. Animal Conservation 4(1): 75–79. doi: 10.1017/S1367943001001081
- Castillo-Gómez, A.R., J.P. Gallo-Reynoso, J. Egidio-Villarreal y W. Caire. 2010. Mamíferos; pp. 421–436, in: F.E. Molina-Freaner y T. R. Van Devender (eds.). Diversidad Biológica de Sonora. D.F.: UNAM.

- Colwell, R.K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. Accessed at <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>, 15 September 2014.
- Coronel-Arellano, H., C.A. López-González y C.N. Moreno-Arzate. 2009. ¿Pueden las variables de paisaje predecir la abundancia de venado cola blanca? El caso del noroeste de México. *Tropical Conservation Science* 2(2): 229–236. [http://tropicalconservationscience.mongabay.com/content/v2/09-05-25\\_229-236\\_arellano\\_et\\_al.pdf](http://tropicalconservationscience.mongabay.com/content/v2/09-05-25_229-236_arellano_et_al.pdf)
- Espinosa-Flores, E., N.E. Lara-Díaz y C.A. López-González. 2012. Tamaño poblacional de oso negro (*Ursus americanus*) en dos islas del cielo del noreste de Sonora, México. *Therya* 3(3): 403–415. <http://www.mastozoologiamexicana.org/doi/10.12933/therya-12-80/therya-12-80>.
- Gallo-Reynoso, J.P., T. Van Devender, A.L. Reina-Guerrero, J. Egado-Villarreal y E. Pfeiler. 2008. Probable occurrence of a Brown Bear (*Ursus arctos*) in Sonora, Mexico, in 1976. *The Southwestern Naturalist* 53(2): 256–260. <http://www.jstor.org/stable/20424924>.
- González-Bernal, A., N.E. Lara-Díaz, Coronel-Arellano, H. y C.A. López-González. 2011. Cougar (*Puma concolor*) population status, and biological corridors in Sierra San Luis, Sonora México [Proceedings of the 10th Mountain Lion Workshop]. Bozeman MT: Western Association of Fish and Wildlife Agencies.
- Griesemer, S.J., T.K. Fuller y R.M. Degraaf. 1998. Habitat use by Porcupines (*Erethizon dorsatum*) in central Massachusetts: Effects of Topography and Forest Composition. *The American Midland Naturalist* 140(2): 271–279. <http://www.jstor.org/stable/2426944>
- Gutiérrez-González, C.E., M.A. Gómez-Ramírez y C.A. López-González. 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(3): 431–437. doi: 10.1017/S003060531100041X
- Hall, E.R. 1981. *The mammals of North America*. New York: John Wiley & Sons. 1181 pp.
- Hoogland, J.L. 1996. *Cynomys ludovicianus*. *Mammalian Species* 535: 1–10. <http://www.science.smith.edu/resources/msi/pdfs/i0076-3519-535-01-0001.pdf>
- INEGI. 2014. *Uso de suelo y vegetación*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Accessed at [http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reclnat/usosuelo/inf\\_e1m.aspx](http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reclnat/usosuelo/inf_e1m.aspx), 14 October 2014.
- IUCN. 2014. *The IUCN Red List of threatened species*. Version 2014.3. International Union for Conservation of Nature. Accessed at <http://www.iucnredlist.org>, 15 November 2014.
- Jenkins, H.S. y P.E. Buser. 1979. *Castor canadensis*. *Mammalian Species* 120: 1–8. <http://www.science.smith.edu/resources/msi/pdfs/i0076-3519-120-01-0001.pdf>
- Jones, C., W.J. McShea, M.J. Conroy y T.H. Kunz. 1996. Capturing mammals; pp. 115–155, in: D.E. Wilson, F.R. Cole, J.D. Nichols, R. Rudran y M.S. Foster. *Measuring and monitoring biological diversity standard methods for mammals*, New York: Smithsonian Institution Press.
- Kays, W.R. y D.E. Wilson. 2002. *Mammals of North America*. Princetown, NJ and Oxford, UK: Princeton University Press. 240 pp.
- Lara-Díaz, N.E., C.A. López-González, D. Gutiérrez-García, M.S. Tafoya-Ávila, H. Coronel-Arellano, G. Camargo-Aguilera, A. Leal-González, y C.A. Delfín-Alfonso. 2014. *Conservación y Manejo de las Poblaciones de Oso Negro en la Sierra Madre Occidental*. [unpublished report]. Querétaro, Universidad Autónoma de Querétaro. 381 pp.

- Lara-Díaz, N.E., C.A. López-González, H. Coronel-Arellano y A. González-Bernal. 2013. Black bear population and connectivity in the sky islands of Mexico and United States. [Proceedings]. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 593 pp. Accessed at [http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs\\_p067/rmrs\\_p067\\_263\\_268.pdf](http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_p067/rmrs_p067_263_268.pdf), 20 September 2014.
- Lara-Díaz, N.E., C.A. López-González, H. Coronel-Arellano y J.L. Cruz-Romo. 2015. Nacidos libres: en el camino a la recuperación del lobo mexicano. [Magazine Biodiversitas]. D. F.: CONABIO. 119: 1–6. Accessed at <http://www.biodiversidad.gob.mx/Biodiversitas/Articulos/biodiv119art1.pdf>, 02 April 2015.
- Lara-Díaz, N.E., H. Coronel-Arellano, A. González-Bernal, C. Gutiérrez-González y C.A. López-González. 2011. Abundancia y densidad de venado cola blanca (*Odocoileus virginianus couesi*) en Sierra de San Luis, Sonora, México. *Therya* 2(2): 125–137.  
<http://132.248.10.25/therya/index.php/THERYA/article/view/139/133>
- Lavivierè, S. 1999. *Lontra longicaudis*. *Mammalian Species* 609: 1–5.  
<http://www.science.smith.edu/resources/msi/pdfs/i0076-3519-609-01-0001.pdf>
- List, R., G. Ceballos y J. Pacheco. 1999. Status of the North American Porcupine (*Erethizon dorsatum*) in Mexico. *The Southwestern Naturalist* 44(3): 400–404.  
<http://www.jstor.org/stable/30055242>
- López-González, C.A., D.E. Brown y J.P. Gallo-Reynoso. 2003. The ocelot *Leopardus pardalis* in north-western Mexico: ecology, distribution and conservation status. *Oryx* 37(3): 358–364. doi: 10.1017/S0030605303000620
- Mackie, R.J., J.G. Kie, D.F. Pack y K. Hamlin. 2003. Mule Deer *Odocoileus hemionus*; pp. 889–905, in: G. A. Feldhamer, B. C. Thompson, y J. A. Chapman (eds.). *Wild mammals of North America, biology, management, and conservation*, second edition. Baltimore: The Johns Hopkins University Press.



- Marshall, R.M., D. Turner, A. Gondor, D. Gori, C. Enquist, G. Luna, R. Paredes-Aguilar, S. Anderson, S. Schwartz, C. Watts, E. López y P. Comer. 2004. An ecological analysis of conservation priorities in the Apache Highlands Ecoregion. The Nature Conservancy of Arizona, Instituto del Medio Ambiente y el Desarrollo Sustentable del Estado Sonora, agency institutional partners. 152 pp.
- McGrew, C.J. 1979. *Vulpes macrotis*. Mammalian Species 123: 1–6. <http://www.science.smith.edu/resources/msi/pdfs/i0076-3519-123-01-0001.pdf>
- McKinney, T., Boe, R.S. y J.C. deVos. 2003. GIS-based evaluation of scape terrain and desert bighorn sheep populations in Arizona. Wildlife Society Bulletin 31(4): 1229–1236. <http://www.jstor.org/stable/3784471>
- Meagher, M. 1986. *Bison bison*. Mammalian Species 266: 1–8. <http://www.science.smith.edu/resources/msi/pdfs/i0076-3519-266-01-0001.pdf>
- Monterroso, P., L.N. Rich, A. Serronha, P. Ferreras y P.C. Alves. 2013. Efficiency of hair snares and camera traps to survey mesocarnivore populations. European Journal of Wildlife Research 60(2): 279–289. doi: 10.1007/s10344-013-0780-1 10.1126/science.1241484
- Morrison, J.C., W. Sechrest, E. Dinerstein, D.S. Wilcove y J.F. Lamoreux. 2007. Persistence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. Journal of Mammalogy 88(6): 1363–1380. doi: 10.1644/06-MAMM-A-124R2.1
- O’Gara, W.B. 1978. *Antilocapra americana*. Mammalian Species 90: 1–7. <http://www.science.smith.edu/resources/msi/pdfs/i0076-3519-090-01-0001.pdf>
- Peek, M.J. 2003. Wapiti *Cervus elaphus*; pp. 877–888, in: G.A. Feldhamer, B.C. Thompson y J.A. Chapman (eds.). Wild mammals of North America Biology, management, and conservation. Baltimore: The Johns Hopkins University Press.

- Pelz-Serrano, K., E. Ponce-Guevara y C.A. López-González. 2005. Habitat and conservation status of the beaver in the Sierra San Luis Sonora, Mexico. [Proceedings]. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 631 pp. Accessed at [http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs\\_p036/rmrs\\_p036\\_429\\_433.pdf](http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_p036/rmrs_p036_429_433.pdf), 20 November 2014.
- Pelz-Serrano, K., E. Ponce-Guevara, R. Sierra-Corona, R. List y G. Ceballos. 2006. Recent records Bighorn Sheep (*Ovis canadensis mexicana*) in eastern Sonora and northwestern Chihuahua, México. *The Southwestern Naturalist* 51(3): 430–434. doi: 10.1894/0038-4909(2006)51[430:RRODBS]2.0.CO;2
- Porfirio, G., P. Sarmiento, N. L. X. Filho, J. Cruz y C. Fonseca. 2014. Medium to large size mammals of southern Serra do Amolar, Mato Grosso do Sul, Brazilian Pantanal. *Check List* 10(3): 473–482. doi: 10.15560/10.3.473
- Prugh, R.L., C.J. Stoner, C.W. Epps, W.T. Bean, W.J. Ripple, A.S. Laliberte y J.S. Brashares. 2009. The rise of the mesopredator. *BioScience* 59(9): 779–791. 10.1525/bio.2009.59.9.9
- Ramírez-Pulido, J., M.C. Britton, A. Perdomo y A. Castro. 1986. Guía de los mamíferos de México referencias hasta 1983. D.F.: Universidad Autónoma Metropolitana. 720 pp.
- Reid, A.F. 2006. *Mammals of North America*, 4th edition. Peterson Field Guides. New York:Houghton Mifflin. 579 pp.
- Ripple, W.J., J.A. Estes, R.L. Beschta, C.C. Wilmers, E.G. Ritchie, M. Hebblewhite, J. Berger, B. Elmhagen, M. Letnic, M.P. Nelson, O.J. Schmitz, D.W. Smith, Arian D. Wallach y A.J. Wirsing. 2014. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science* 343(6167): 1241484. doi: 10.1126/science.1241484

- Rodríguez-Martínez, A., C.N. Moreno-Arzate, R. González-Sierra y C.A. López-González. 2008. Uso de hábitat, hábitos alimentarios y estructura poblacional de oso negro (*Ursus americanus*) en la Sierra Madre Occidental de México; pp. 279–294 in: C. Lorenzo, E. Espinoza, y J. Ortega (eds.). Avance en el estudio de los mamíferos de México, Publicaciones Especiales, Vol II. DF: Asociación Mexicana de Mastozoología A. C.
- Rosas-Rosas, C.O. y L.C. Bender. 2012. Population status of jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in northeastern Sonora, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana* 28(1): 86–101. [http://www1.inecol.edu.mx/azm/AZM28\(1\)-2012/07-Rosas-Rosas-y-Bender.pdf](http://www1.inecol.edu.mx/azm/AZM28(1)-2012/07-Rosas-Rosas-y-Bender.pdf)
- Rosas-Rosas, C.O. y R. Valdez. 2010. The role of landowner in jaguar conservation in Sonora, Mexico. *Conservation Biology* 24(2): 366–371. doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01441.x
- Rosas-Rosas, C.O., L.C. Bender y R. Valdez. 2008. Jaguar and puma predation on cattle calves in northeastern Sonora, Mexico. *Rangeland Ecology & Management* 61(5): 554–560. doi: 10.2111/08-038.1
- Rosas-Rosas, C.O., L.C. Bender y R. Valdez. 2010. Habitat correlates of jaguar kill-sites of cattle in northeastern Sonora, Mexico. *Human Wildlife Interaction* 4(1): 103–111. [http://www.berrymaninstitute.org/files/uploads/pdf/journal/spring2010/rosas-rosas\\_etal\\_sp10.pdf](http://www.berrymaninstitute.org/files/uploads/pdf/journal/spring2010/rosas-rosas_etal_sp10.pdf)
- SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana, NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. Segunda Sección. Accessed at [http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/435/1/NOM\\_059\\_SEMARNAT\\_2010.pdf](http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/435/1/NOM_059_SEMARNAT_2010.pdf), 15 April 2015.

- Si, X., R. Kays y P. Ding. 2014. How long is enough to detect terrestrial? Estimating the minimum trapping effort on camera traps. PeerJ 2: e374. 10.7717/peerj.374
- Swan, M., J. Di Stefano, F. Christie, E. Steel y A. York. 2014. Detecting mammals in heterogeneous landscapes: implications for biodiversity monitoring and management. Biodiversity and Conservation 23(2): 343–355. doi: 10.1007/s10531-013-0604-3
- Tobler, M.W., S.E. Carrillo-Percegué, R.L. Pitman, R. Mares y G. Powell. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large-and medium- sized terrestrial rainforest mammals. Animal Conservation 11(3): 187–189. doi: 10.1111/j.1469-1795.2008.00169.x
- Wilson, D.E. y D.M. Reeder. 2005. Mammal species of the world. A taxonomic and geographic reference (3rd edition). Accessed at <http://vertebrates.si.edu/msw/mswCFApp/msw/index.cfm>, 29 March 2015.
- Woods, A.C. 1973. *Erethizon dorsatum*. Mammalian Species 29: 1–6. <http://www.science.smith.edu/resources/msi/pdfs/i0076-3519-029-01-0001.pdf>

## **4. CAPÍTULO 2: CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD EN ISLAS DEL CIELO: HOMOGENEIDAD EN LA COMUNIDAD DE MAMÍFEROS MEDIANOS Y GRANDES EN EL NOROESTE DE MÉXICO**

### **4.1 Abstract**

The Apache Highlands of North America in southern Arizona and an adjacent Sonora harbor a great diversity of vertebrates, but information gaps exist for mammals, and a lack of study at the community level has limited the management and conservation of this group. In order to assess the biodiversity in this region, our objective was to evaluate the richness and diversity of medium and large mammals in four Sky Islands in the state of Sonora, Mexico. We compared the mean species richness, cumulative species richness and diversity following four comparative analyses: 1) within and outside a Natural Protected Area, 2) comparison according to type of land use (Natural Protected Area, private property or conservation area), 3) the presence or absence of cattle and, 4) comparing between seven sites monitored. Our prediction was that sites within Natural Protected Areas would present the greatest richness and diversity of species. We also anticipated that the presence of cattle would influence independent events, such as the abundance of species. For registration of mammals, we used camera traps. We detected 25 wild mammal species and found no differences in richness, diversity of species composition between study sites: suggesting homogeneity of the communities of mammal species. This homogeneity is apparently the result of the direct and/or indirect influence of past and present human impact in the region. This conclusion was evidenced by high abundance of six generalist species (gray fox, white-nosed coati, striped skunk, coyote, ringtail and hooded skunk), five of which are not considered as a threat to the productive activities in the study sites. Also, the presence and highest abundance of top predators (jaguar, cougar, and American black bear), which are considered a threat to livestock in the study sites, were at sites where human impact was lowest and, activities are implemented to protect these species and promote habitat recovery.

**Key words:** biotic homogenization, camera traps, diversity, Madrean Archipelago, medium and large mammals, Sonora, The Apache Highlands.

## 4.2 Resumen

Las “Apache Highlands” de Norteamérica se encuentran ubicadas en el sureste de Arizona y noreste de Sonora, esta ecorregión, alberga una gran diversidad de vertebrados, sin embargo, aún existen vacíos de información acerca de la mastofauna a nivel de comunidad, manejo y conservación. Debido a la falta de información en la diversidad de la región, nuestro objetivo fue comparar la riqueza y diversidad de mamíferos medianos y grandes de cuatro Islas del Cielo en el estado de Sonora, México. Comparamos la riqueza media, riqueza acumulada y diversidad por medio de cuatro aproximaciones: 1) dentro y fuera de un Área Natural Protegida, 2) acorde al tipo de uso de la tierra (Área Natural Protegida, propiedad privada y propiedad dedicada a la conservación), 3) presencia o ausencia de ganado y 4) comparando siete sitios de monitoreo. Nosotros predecimos que los sitios dentro de un Área Natural Protegida presentarán la mayor riqueza y diversidad de especies; también, esperamos que la presencia de ganado influya en el número de eventos independientes, los cuáles consideramos como la abundancia de las especies. Para el registro de mamíferos utilizamos trampas cámara. Detectamos 25 especies de mamíferos silvestres y no encontramos diferencias en la riqueza, diversidad y composición entre categorías y sitios de estudio, sugiriendo una homogeneidad de especies a nivel de comunidad. La homogeneidad detectada aparentemente es el resultado de la influencia histórica directa o indirecta de las actividades humanas propias en la región. Lo anterior lo consideramos debido a que obtuvimos un número alto de eventos independientes en los sitios de estudio de seis especies generalistas (zorra gris, coatí, zorrillo rayado, coyote, cacomixtle y zorrillo de espalda blanca), de estas, cinco no son consideradas una amenaza para las actividades productivas. También, la presencia y alta abundancia de depredadores tope (jaguar, puma y oso negro) fue en sitios en donde se llevan a cabo actividades de

recuperación de hábitat, se protege a la diversidad y existe un bajo impacto de actividades humanas.

**Palabras clave:** homogenización biótica, trampas cámara, diversidad, Madrean Archipelago, mamíferos medianos y grandes, Sonora, The Apache Highlands.

### 4.3 Introducción

En el planeta existen cerca de 20 ecorregiones montañosas consideradas Islas del Cielo, las cuales son áreas continentales representadas por una secuencia de montañas rodeadas por valles y se caracterizan por poseer una alta riqueza y diversidad de especies (Warshall 1995; Robin y Nandini 2012). A lo largo de su historia, los valles han actuado como barreras o puentes entre Islas en procesos de sucesión e intercambio de especies (Warshall 1995). Por ello, los cambios en la estructura y dinámica de las Islas del Cielo a través del tiempo han generado la oportunidad de estudiar cómo estas han influido en la presencia y distribución de especies (Assefa et al. 2007; Sekar y Karanth 2013; Zimkus y Gvozdík 2013).

De las diferentes Islas del Cielo en el planeta, la ecorregión denominada “The Apache Highlands” o “Madrean Archipelago” se encuentra en Norteamérica, en la región fronteriza entre México y U.S., dentro de los estados de Sonora, Chihuahua, Arizona y New Mexico (Marshall 1957, 2004). Esta ecorregión contiene más de 40 complejos montañosos en los cuales los tipos de vegetación incluyen bosques de “pine-oak woodland” y “mixed conifer forest” en las zonas de mayor altitud, y conforme ésta disminuye, se encuentran representados por “desert sea” con tipos de vegetación como “grassland” y/o “desert scrub” (Marshall 1957, 2004). Debido a la variedad de hábitats presentes en “The Apache Highlands” convergen especies de afinidad neártica y neotropical (Warshall 1995; Marshall 2004), se ha determinado que esta zona alberga una gran biodiversidad de vertebrados (DeBano et al. 1995; Spector 2002; Villarreal et al. 2013). A pesar de la gran diversidad, aún existen vacíos de información para la mayoría de los

grupos taxonómicos (Marshall 1957, 2004; DeBano et al. 1995). Existen pocos trabajos a nivel de comunidad y se han enfocado en un número limitado de especies (Gottfried et al. 2005).

En México, “The Apache Highlands” albergan una gran riqueza de mamíferos terrestres (Caire 1978), siendo los medianos y grandes uno de los ensamblajes más representativos y completos a nivel nacional e internacional (Morrison et al. 2007). El ensamblaje de mamíferos terrestres presenta especies con una distribución geográfica amplia, diferentes historias de vida, especies bajo alguna categoría de amenaza (nacional e internacional) y especies consideradas de importancia cinegética en el país (Caire 1997). La carencia de inventarios y trabajos en los que se compare la riqueza y diversidad del ensamblaje de mamíferos entre “Islas”, ha limitado la implementación de estrategias para el manejo y conservación de especies y comunidades. La situación anterior es más evidente en México, ya que incluso es necesaria la generación de inventarios de campo que confirmen la presencia de los grupos de vertebrados (Marshall et al. 2004).

En este trabajo nuestro objetivo fue comparar la riqueza, diversidad y composición de mamíferos medianos y grandes en siete sitios de estudio ubicados en cuatro Islas del Cielo del noreste de Sonora, México. Debido a que las Áreas Naturales Protegidas son consideradas como uno de los instrumentos más importantes de protección a la biodiversidad (Caro 2002; Gaston et al. 2008; Porras-Murillo et al. 2011), nosotros esperamos que dentro del (ANP) presenten una mayor riqueza y diversidad que los sitios sin protección. Así mismo, en la región existen diferentes tipos de uso y tenencia de la tierra que en algunos casos representan esquemas alternativos de conservación. Con la finalidad de incluir estos esquemas de manejo, nosotros comparamos la riqueza y diversidad entre sitios dentro de un ANP, predios privados dedicados a la conservación y predios con manejo ganadero tradicional, nosotros esperamos una mayor riqueza y diversidad dentro de predios dedicados a la conservación que en los predios



ganaderos. Adicionalmente, para probar si la presencia de ganado influye en la riqueza y diversidad de mamíferos medianos y grandes, comparamos sitios con y sin presencia de ganado, independientemente de su categoría de conservación, esperando una mayor riqueza y diversidad en los sitios sin ganado. Finalmente, comparamos la riqueza, diversidad y composición de todos los sitios de estudio, esperando nuevamente que aquellos sitios dentro del ANP para evaluar a nivel de especie su valor de conservación.

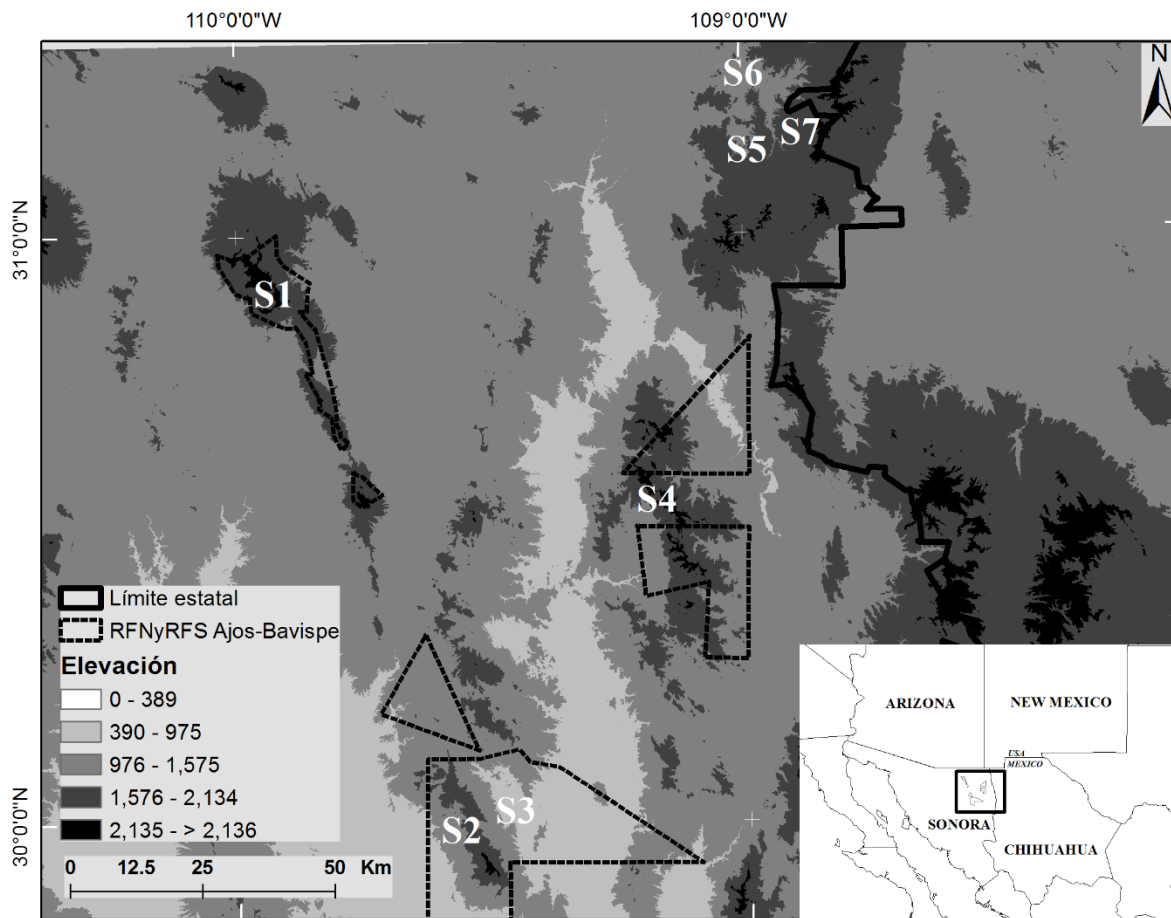
#### **4.4 Materiales y métodos**

##### *4.4.1 Área de estudio*

El trabajo de campo se llevó a cabo durante el año 2009 en el noreste del estado de Sonora, México, en siete sitios de estudio ubicados dentro de cuatro serranías consideradas Islas del Cielo: Sierra Los Ajos, Sierra La Madera, Sierra El Tigre y Sierra San Luis (Warshall 1995) (Figura 7). El rango de temperatura media anual es de 12 a 24°C, con una precipitación de 125 – 600 mm, las temperaturas y precipitaciones máximas se presentan en los meses de junio, julio y agosto (INEGI 2013, 2014).

Tres de los sitios de estudio se encuentran dentro del ANP Reserva Forestal Nacional y Refugio de Fauna Silvestre Ajos-Bavispe (RFNyRFS Ajos-Bavispe), en tres polígonos separados (Figura. 7). El sitio S1 se encuentra en la Sierra Los Ajos, presenta áreas de bosque de pino-encino, bosque de encino y bosque de encino-pino (INEGI 2014). Este sitio es un terreno nacional desde 1939 (Diario Oficial 1939), por lo que la influencia de las actividades humanas dentro del polígono y la zona monitoreada es mínima al estar protegido desde hace más de 70 años. Madera oeste (S2) y Madera este (S3) se encuentran en Sierra La Madera. Estos sitios son un conjunto de predios privados, en la mayoría de los cuales se llevan a cabo actividades productivas como la ganadería. La RFNyRFS Ajos-Bavispe regula en estos predios el cambio de uso de suelo y aprovechamiento extractivo de recursos naturales. En el sitio S2 (Madera oeste) se lleva a cabo a cacería cinegética y los tipos de vegetación son bosque de

encino y bosque de encino-pino, mientras que para el sitio S3 (Madera este) son mezquital, pastizal natural y pastizal inducido (INEGI 2014).



**Figura 7.** Siete sitios de estudio monitoreados con trampas cámara para detectar la presencia de mamíferos terrestres medianos y grandes en el noreste de Sonora, México.

Los sitios S4 (Tigre) y S5 (Tapila) son propiedades privadas fuera del ANP (Figura. 7), en los cuales la principal actividad productiva es la ganadería. El sitio S4 se encuentra dentro de la Sierra El Tigre, entre dos polígonos de la RFNyRFS Ajos Bavispe, y el sitio S5 en Sierra San Luis. En el sitio S4 los tipos de vegetación son bosque de encino y pastizal natural, y para el sitio S5 bosque bajo-abierto, bosque de encino-pino y pastizal natural (INEGI 2014).

Los sitios S6 (Los ojos) y S7 (El pinito) son predios privados ubicados en la Sierra San Luis (Figura 7). Estos predios están destinados a la conservación e

implementan constantemente obras de recuperación de hábitat (e. g. captación de agua y retención de suelo por medio de trincheras de piedra). La principal característica es que en ambos sitios desde hace más de diez años se ha prohibido la cacería de fauna silvestre y no se han llevado a cabo actividades productivas. En el sitio S6 los tipos de vegetación son el bosque de pino-encino y pastizal natural, mientras que el sitio S7 se encuentra caracterizado por bosque de pino-encino, bosque bajo-abierto y bosque de pino (INEGI 2014).

Las especies representativas de los bosques en los sitios de estudio son *Quercus arizonica*, *Q. hypoleucoides*, *Q. emoryi* y *Q. oblongifolia*; los bosques de pino-encino se encuentran representados por especies como *Pinus discolor*, *Q. arizonica* y *Q. hypoleucoides*, *Juniperus deppeana*; en el bosque de pino de elevaciones menores dominan *P. chihuahuana*, *P. engelmannii* y *P. arizonica*; mientras que en los sitios con mayor elevación están presentes *P. ayacahuite*, *P. ponderosa* y *Q. gambelli* (CONANP 2003).

En el sitio S3 las especies se encuentran representadas por *Fouquieria macdougalii*, *F. splendens*, *Lysiloma watsonii*, *Eysenhardtia orthocarpa*, *Bursera sp.*, *Stenocereus thurberi*, *Caesalpinia pumila*, *Acacia cochliacantha* y *Celtis reticulata*. En los sitios S6 y S7 existen fragmentos de bosque de galería, con especies representativas como *Acer grandidentatum*, *Alnus oblongifolia*, *Populus fremontii*, *Platanus wrightii*, *Juniperus scopulorum* (CONANP 2003).

#### 4.4.2 Trabajo de campo

Utilizamos trampas cámara para el registro de mamíferos terrestres, debido a que han demostrado ser una herramienta efectiva de monitoreo para detectar mamíferos de diferentes tamaños y pesos corporales (Tobler et al. 2008; Monterroso et al. 2013; Si et al. 2014). Durante los monitoreos utilizamos dos modelos de trampas cámara: Wildview Xtreme 2.0 y Wildview Xtreme 5.0 ® (Wildview, Grand Prairie, USA).

Colocamos las cámaras en veredas identificadas como paso de fauna silvestre, orientadas con una dirección sur a norte para evitar que se activaran por la luz del sol. Las fijamos a árboles a una altura que varió de 50 a 100 cm (Si et al. 2014; Swan et al. 2014). La separación espacial entre cada trampa cámara fue de aproximadamente un kilómetro lineal (media=0.93 km±0.53DS) y las programamos para tomar una secuencia de tres fotografías con una separación entre secuencias de un minuto, lo anterior para permitir la identificación de la mayoría de los registros fotográficos. Con la finalidad de tener representado al mayor número de especies de distintos gremios (omnívoros, herbívoros y carnívoros) de la comunidad, frente a cada cámara colocamos a una distancia entre tres y cinco metros una combinación de atrayentes (avena, maíz, sardina y esencia de vainilla). En cada sitio colocamos de 25 a 31 sitios con cámaras y permanecieron activas por un promedio de 35 días entre los meses de abril a noviembre (Tabla 4).

**Tabla 4.** Trampas cámara colocadas en siete sitios de estudio en el noroeste de México.

Sitios de monitoreo	Mes <sup>a</sup>	Trampas cámara <sup>b</sup>	Distancia <sup>c</sup> (km ± e.e.)	Área <sup>d</sup> (Km <sup>2</sup> )	Esfuerzo de muestreo
S1	Abril, Mayo, Junio	28	0.78 ± 0.03	44.307	1107
S2	Mayo, Junio	28	1.03 ± 0.02	59.089	942
S3	Junio, Julio	28	1.05 ± 0.03	61.108	817
S4	Septiembre, Octubre	29	0.80 ± 0.07	52.613	805
S5	Octubre, Noviembre	25	0.91 ± 0.01	43.205	1064
S6	Septiembre, Octubre	31	1.12 ± 0.21	57.76	930
S7	Julio, Agosto	27	0.81 ± 0.03	39.719	1003

<sup>a</sup> Meses de monitoreo por sitio.

<sup>b</sup> Numero de trampas cámara colocadas.

<sup>c</sup> Promedio de la distancia entre trampas colocadas.

<sup>d</sup> Área efectiva de muestreo con un buffer de 1 km.

El permiso para llevar a cabo el monitoreo en el sitio S1 fue concedido por el director de la ANP (RFNyRFS Ajos-Bavispe), los permisos para colocar las cámaras en los sitios S2, S3 y S4 fueron gestionados por personal de la RFNyRFS Ajos-Bavispe con los dueños de la tierra y finalmente, para entrar a los sitios S5,

S6 y S7 los permisos fueron otorgados por los dueños de los predios. Aunque nosotros no colectamos ejemplares en vida libre, contábamos con el permiso otorgado por la Dirección General de Vida Silvestre OFICIO NÚM. SGPA/DGVS/06823/08 y OFICIO NÚM. SGPA/DGVS/09258/09.

#### 4.4.3 Análisis de datos

Una vez obtenidas las fotografías, llevamos a cabo la identificación de mamíferos a nivel de especie mediante guías de campo (Kays y Wilson 2002, Reid 2006), con excepción del género *Lepus* cuyas fotografías fueron enviadas a seis investigadores con experiencia en el grupo para que identificaran la identidad de la especie. Posteriormente, elaboramos un consenso entre opiniones y asignamos la especie correspondiente a cada fotografía.

Para este estudio, consideramos como especies objetivo a los mamíferos medianos y grandes que en promedio pesan más de 500 gr. Seleccionamos estas especies debido a que los monitoreos con trampas cámara podrían no detectar eficientemente especies de menor tamaño.

Para cada especie registrada consideramos eventos fotográficos independientes (Yasuda 2004, Ramesh y Downs 2015) como una aproximación de la abundancia de cada especie. Tomamos un evento independiente como el registro de cada especie en el lugar donde se colocó una cámara en un periodo de 24 h, esto con la finalidad de disminuir la sobreestimación de las abundancias [Si et al 2014, Yasuda 2004, Ramesh y Downs 2015). En el caso de los registros fotográficos donde se detectó más de un individuo (e. g. hembras con cría, dos individuos de diferente especie), se consideró a cada individuo como un evento independiente en el periodo de 24 h.

Para cada sitio de estudio calculamos el área efectiva de muestreo donde al conjunto de coordenadas geográficas de las cámaras les generamos un “buffer” de un km. Las áreas fueron calculadas con el programa ArcMap 10.2.2. (ESRI 2011). También, calculamos el esfuerzo de muestreo para cada sitio de estudio, el

cual obtuvimos mediante la multiplicación del número de cámaras colocadas por sitio, por el número de días que éstas estuvieron activas en el sitio (1d = 24 h). Los análisis de riqueza, diversidad, composición y similitud fueron elaborados con los eventos independientes obtenidos (Tabla 2).

#### 4.4.3.1 *Riqueza y diversidad de especies.* –

Evaluamos la riqueza de los sitios para probar cuatro hipótesis: la primera es que las ANP alberga mayor diversidad de mamíferos que los sitios sin protección, en este caso comparamos dos categorías: dentro y fuera de la RFNyRFS Ajos-Bavispe (sitios S1, S2, S3 vs sitios S4, S5, S6, S7). La segunda hipótesis fue que la diversidad varía acorde al uso de la tierra; agrupamos los sitios en tres tipos: dentro del ANP (S1, S2, S3), predios privados (S4, S5) y predios privados dedicados a la conservación (S6, S7). La tercera hipótesis es que los sitios con presencia de ganado mantienen una diversidad menor de mamíferos. Lo anterior lo probamos comparando dos tipos de manejo: sitios con ganado (S2, S3, S4, S5) y sitios sin presencia de ganado (S1, S6, S7). La última hipótesis fue que la diversidad de mamíferos no depende de ninguno de las categorías anteriores y todos los sitios presentan valores distintos de riqueza y diversidad.

Los análisis para las tres primeras hipótesis los llevamos a cabo en el programa R (R Development Core Team 2011). Para la comparación entre categorías, homogenizamos el esfuerzo de muestreo de los sitios por tipo de manejo. Para probar la hipótesis uno seleccionamos al azar 75 trampas cámara de cada categoría, para las hipótesis dos y tres, seleccionamos al azar 50 trampas cámara. Todas las cámaras seleccionadas tuvieron un periodo mínimo de funcionamiento de 27 días. Para todos los casos comparamos la riqueza media y acumulada por pares acorde al tipo de manejo, mediante las funciones *c2m* y *c2cv* del paquete *rich*, utilizando 999 aleatorizaciones (Rossi 2011).

Para probar la hipótesis cuatro, comparamos los siete sitios de estudio incluyendo todas las trampas cámara con su respectivo esfuerzo de muestreo. Comparamos la riqueza con base en el número de especies estimadas mediante cobertura basada en rarefacción de la muestra (Chao y Jost 2012). Utilizamos este método ya que se compara el número de especies manteniendo el mismo nivel de completitud en las muestras, pero no se basa en su tamaño (Chao y Jost 2012). Obtuvimos los valores de cobertura basada en rarefacción utilizando el programa iNEXT (Hsieh et al. 2013) y evaluamos las diferencias entre sitios comparando sus intervalos de confianza al 95% (*IC*).

Para comparar la diversidad en los diferentes escenarios (hipótesis), calculamos el número de especies efectivas como diversidad verdadera, expresada como el exponencial del índice de entropía de Shannon (Jost 2006). Obtuvimos todos los valores de diversidad con el programa SPADE (Chao y Shen 2010). Para evaluar las posibles diferencias entre categorías, comparamos los *IC* al 95%.

#### 4.4.3.2 *Composición y similitud.* –

Evaluamos la composición de especies en los sitios de estudio, por medio de un análisis de correspondencia sin tendencia (DCA; Hill y Gauch 1980). Se comparó la similitud de especies entre los sitios mediante el índice de Morisita (Morisita 1959) en un análisis de *cluster*. Los análisis de composición y similitud se hicieron con el programa PAST 3.02 (Hammer et al. 2001). Para ambos análisis utilizamos los eventos independientes obtenidos de cada especie.

## 4.5 Resultados

Acumulamos un esfuerzo de muestreo de 6,668 días-cámara (Tabla 4) usando 196 trampas cámara en todos los sitios y cubrimos un área efectiva de muestreo promedio por sitio de  $51.11 \pm 8.65$  km<sup>2</sup>. Obtuvimos un total de 103,158 fotografías incluyendo mamíferos objetivo, aves, mamíferos domésticos (e.g. *Bos*

*taurus*, *Equus caballus*), mamíferos de tamaño corporal menor a 0.5 kg (e.g. *Neotoma leucodon*, *Peromyscus* sp.) y vegetación.

De los registros fotográficos obtenidos, 8,243 (7.99 %) pertenecieron a mamíferos objetivo con un peso corporal mayor a 0.5 kg, de los cuáles 1,689 (1.64 %) fueron considerados eventos independientes (Tabla 5). Obtuvimos el mayor número de eventos independientes en el sitio S6 que corresponde a un predio privado dedicado a la conservación en la Sierra de San Luis, seguido del sitio S2 que se encuentra dentro del ANP en Sierra La Madera, donde se llevan a cabo actividades como la ganadería y cacería cinegética. El sitio S4, que se encuentra en la Sierra El Tigre entre dos polígonos del ANP, ocupó el tercer lugar en número de eventos independientes. Los tres sitios anteriores en conjunto tienen el 58.79 % de eventos independientes (Tabla 5).

Detectamos 25 especies de mamíferos silvestres de más de 0.5 kg con el método de muestreo utilizado. Las especies pertenecieron a cinco órdenes, 11 familias y 21 géneros, siendo los sitios S4 y S6 los que presentaron la mayor riqueza observada (Tabla 5). De las especies registradas, cuatro se encuentran dentro de alguna categoría de protección a nivel nacional (*Sciurus arizonensis*, *Leopardus pardalis*, *Panthera onca* y *Taxidea taxus*) (SEMARNAT 2010) y dos dentro de la lista roja de la IUCN (*Sciurus arizonensis* y *Panthera onca*) (IUCN 2014).

Encontramos que los sitios de monitoreo comparten ocho de las 25 especies (*Otospermophilus variegatus*, *Lynx rufus*, *Urocyon cinereoargenteus*, *Conepatus leuconotus*, *Mephitis macroura*, *M. mephitis*, *Nasua narica* y *Odocoileus virginianus*). Cuatro especies (*Sylvilagus floridanus*, *Puma concolor*, *Ursus americanus*, *Spilogale gracilis*) fueron detectadas en seis sitios y cinco especies (*Didelphis virginiana*, *Sylvilagus audubonii*, *Canis latrans*, *Bassariscus astutus* y *Pecari tajacu*) fueron detectadas en cinco sitios de estudio. El resto de las especies ( $n = 8$ ) fueron detectadas en menos de cuatro (Tabla 5).



**Tabla 5.** Eventos fotográficos independientes de mamíferos medianos y grandes registrados en el noreste de Sonora, México.

<b>Especie/sitio de estudio</b>	<b>S1</b>	<b>S2</b>	<b>S3</b>	<b>S4</b>	<b>S5</b>	<b>S6</b>	<b>S7</b>
<i>Didelphis virginiana</i>	0	1	1	5	18	15	0
<i>Sciurus arizonensis</i>	25	16	0	8	0	0	0
<i>Sciurus nayaritensis</i>	0	0	0	18	1	4	1
<i>Otospermophilus variegatus</i>	74	15	2	26	33	17	12
<i>Lepus alleni</i>	0	0	11	0	0	1	0
<i>Sylvilagus audubonii</i>	0	18	7	1	1	7	0
<i>Sylvilagus floridanus</i>	3	4	0	1	5	4	13
<i>Leopardus pardalis</i>	3	0	0	0	0	0	0
<i>Lynx rufus</i>	4	7	6	6	11	4	2
<i>Puma concolor</i>	9	1	0	1	6	10	7
<i>Panthera onca</i>	2	0	0	0	0	0	0
<i>Canis latrans</i>	0	30	44	14	4	5	0
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	11	50	19	44	11	4	13
<i>Ursus americanus</i>	5	18	0	15	2	35	36
<i>Taxidea taxus</i>	0	0	4	0	0	0	0
<i>Conepatus leuconotus</i>	1	18	4	5	8	12	2
<i>Mephitis macroura</i>	1	24	2	6	12	31	3
<i>Mephitis mephitis</i>	1	38	1	22	29	23	4
<i>Spilogale gracilis</i>	0	4	1	6	3	7	1
<i>Bassariscus astutus</i>	45	6	0	15	10	8	0
<i>Nasua narica</i>	6	34	15	27	12	35	3
<i>Procyon lotor</i>	0	0	1	1	0	44	0
<i>Pecari tajacu</i>	0	27	6	1	1	37	0
<i>Odocoileus hemionus</i>	0	0	0	0	0	12	0
<i>Odocoileus virginianus</i>	17	51	32	46	22	48	47
Eventos independientes	207	362	156	268	189	363	144
Especies Observadas	15	18	16	20	18	21	13
Riqueza <sup>a</sup>	16.26	17.26	18.4	24.65	22.45	19.93	13.38

<sup>a</sup>Riqueza estimada por cobertura basada en rarefacción (Chao y Jost 2012).

#### 4.5.1 Riqueza

Al agrupar los sitios de acuerdo a los distintos tratamientos, para probar la primera hipótesis observamos 22 especies de mamíferos dentro de la ANP y 21 fuera de ésta. No se encontró diferencias en la riqueza media y acumulada (Tabla 6).

**Tabla 6.** Riqueza media y acumulada de mamíferos dentro y fuera del Área Natural Protegida.

Método Estadístico	ANP	Fuera de ANP	Diferencia	Valor de P
Riqueza Media de Especies	3.26	3.88	-0.62	0.06
Riqueza Acumulada de Especies	22	21	1	0.346

Para probar la segunda hipótesis, se comparó 22 especies en el ANP, 19 en los predios privados y 21 en los predios dedicados conservación. No se encontró diferencias en la riqueza media y acumulada entre tratamientos. Para la tercera hipótesis, comparamos 22 especies en el tratamiento con ganado y 23 especies para el tratamiento sin ganado. No se encontró diferencias significativas entre las categorías del uso de la tierra (Tabla 7).

**Tabla 7.** Riqueza media y acumulada de mamíferos acorde al tipo y uso de la tierra, así como la presencia o ausencia de ganado.

Método estadístico	Categoría 1	Categoría 2	Diferencia	Valor de P
<b>Riqueza Media de Especies</b>				
ANP <sup>a</sup> vs Conservación <sup>b</sup>	3.56	3.64	-0.08	0.43
ANP <sup>a</sup> vs Privado <sup>c</sup>	3.56	3.8	-0.24	0.33
Conservación <sup>b</sup> vs Privado <sup>c</sup>	3.64	3.8	-0.16	0.37
Ganado vs Sin ganado	3.84	3.16	0.68	0.054
<b>Riqueza Acumulada de Especies</b>				
ANP <sup>a</sup> vs Conservación <sup>b</sup>	22	21	1	0.46
ANP <sup>a</sup> vs Privado <sup>c</sup>	22	19	3	0.11
Conservación <sup>b</sup> vs Privado <sup>c</sup>	21	19	-2	0.21
Ganado vs Sin ganado	22	23	-1	0.486

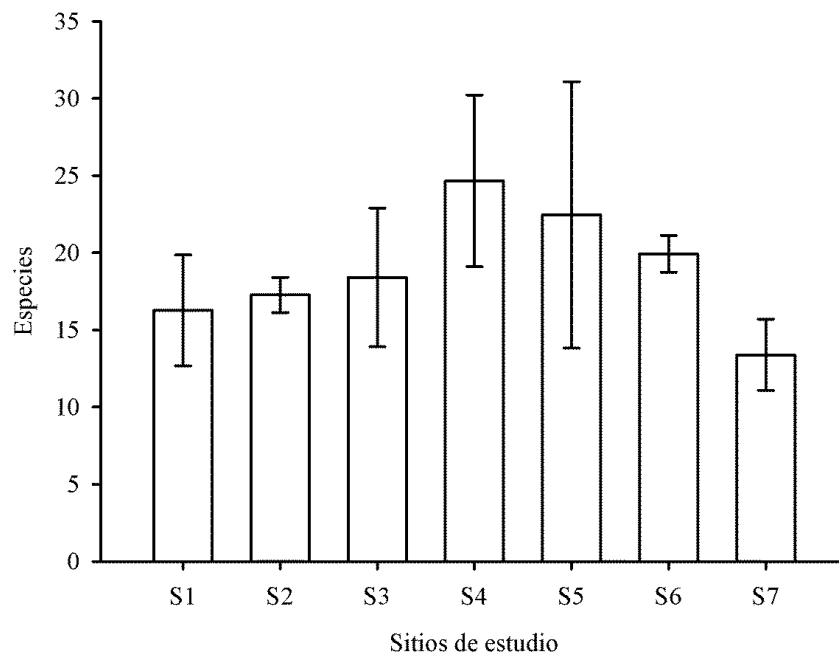
<sup>a</sup>Área Natural Protegida.

<sup>b</sup>Propiedad privada dedicada a la conservación.

<sup>c</sup>Propiedad Privada.

Para la tercera hipótesis, encontramos 22 especies en los sitios con ganado y 23 especies en los sitios sin ganado. No se encontró una diferencia significativa en la riqueza media y acumulada en las estrategias de manejo (Tabla 7).

Estandarizando la riqueza de especies de los siete estudios de estudio con un nivel de completitud del 0.99 (cobertura de la muestra), la mayor riqueza estimada por cobertura basada en rarefacción la detectamos en los sitios S4 y S5, en la Sierra El Tigre y la Sierra de San Luis respectivamente (hipótesis 4). Se encontró diferencias entre el sitio S2 (en Sierra La Madera) con respecto a los sitios S4 (Tigre) y S6 (Los Ojos), también, entre el sitio S6 con respecto al S7, ambos sitios en Sierra de San Luis (Fig. 8).

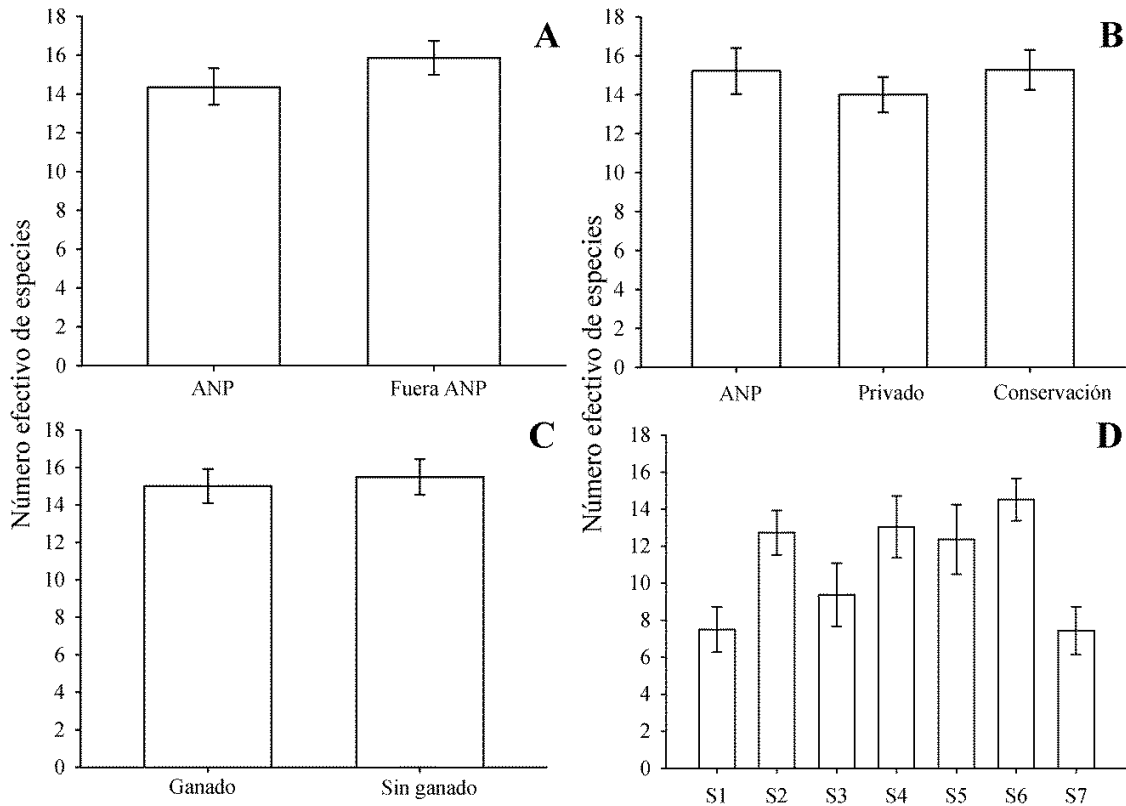


**Figura 8.** Riqueza estimada por cobertura basada en rarefacción de mamíferos medianos y grandes en siete sitios de estudio del noroeste de México., la riqueza fue estandarizada con una cobertura de muestra de 0.990, las líneas representan los intervalos de confianza del 95%.

#### 4.5.2 Diversidad

La diversidad fue mayor en los predios fuera del ANP cuando se compararon con las áreas dentro de un ANP, sin embargo, no se encontraron diferencias significativas (Fig. 9A). Un resultado similar se encontró al comparar la diversidad de acuerdo al tipo de uso de la tierra, donde la diversidad fue mayor en los sitios dentro de una ANP y los predios privados dedicados a la conservación,

sin embargo, tampoco encontramos diferencias significativas entre tratamientos (Fig. 9B).

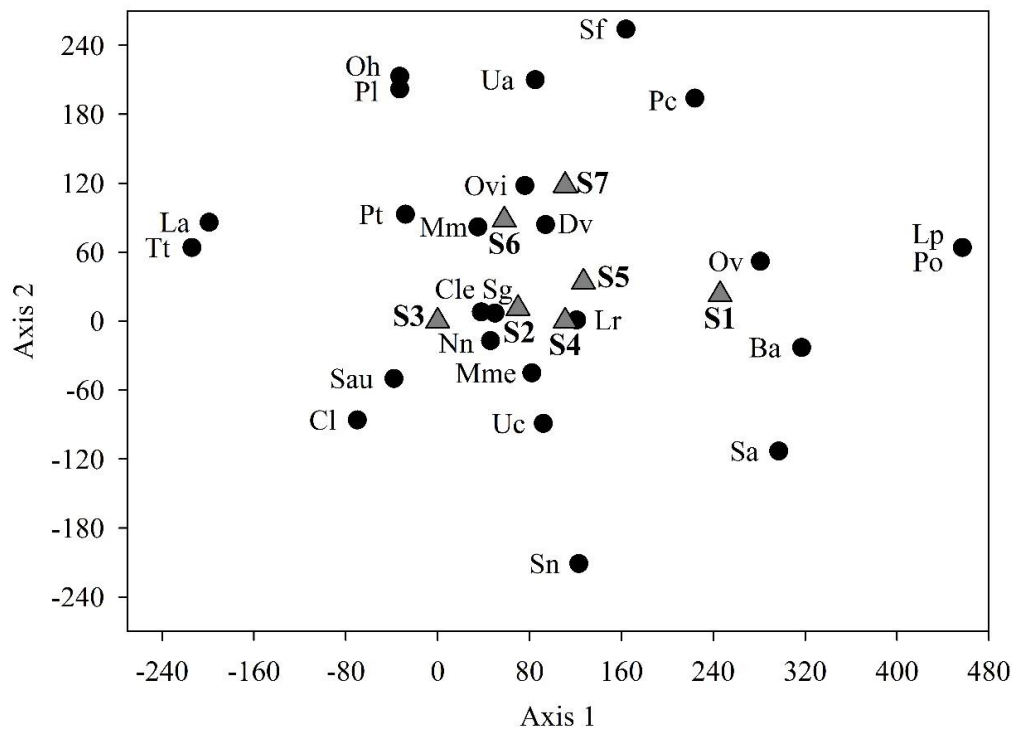


**Figura 9.** Diversidad de mamíferos (exponencial del índice de Shannon) en el noroeste de México; las líneas representan los intervalos de confianza al 95%. Dónde: A = comparación entre sitios dentro y fuera de un Área Natural Protegida; B = sitios clasificados acorde al uso de la tierra, C = comparación entre sitios con y sin presencia de ganado; D = comparación entre todos los sitios.

A pesar de que la diversidad de especies es mayor en los predios sin ganado, no encontramos diferencias con los sitios sin ganado (Fig. 9C). Finalmente, al comparar la diversidad entre los siete sitios de estudio, encontramos diferencias entre los sitios menos diversos (S1, S7) con respecto a los más diversos (S2, S4, S5, S6), y el sitio S3 presentó diferencias respecto a tres sitios S2, S4, S6 (Fig. 9D).

### 4.5.3 Composición y similitud

Los resultados del análisis de correspondencia sin tendencia (DCA) y el índice de similitud de Morisita presentaron resultados similares (Fig.10, 11), Acorde con el DCA, el sitio S1 presentó una composición de especies diferente con respecto al resto (Fig. 10). Haciendo esta diferencia por la detección exclusiva de ocelote (*Leopardus pardalis*) y jaguar (*Panthera onca*), además de la presencia de especies con un número alto de eventos independientes, estas son la ardilla de tierra (*Otospermophilus variegatus*), el cacomixtle (*Bassariscus astutus*) y la ardilla de Arizona (*Sciurus arizonensis*) (Tabla 5, Fig. 10).

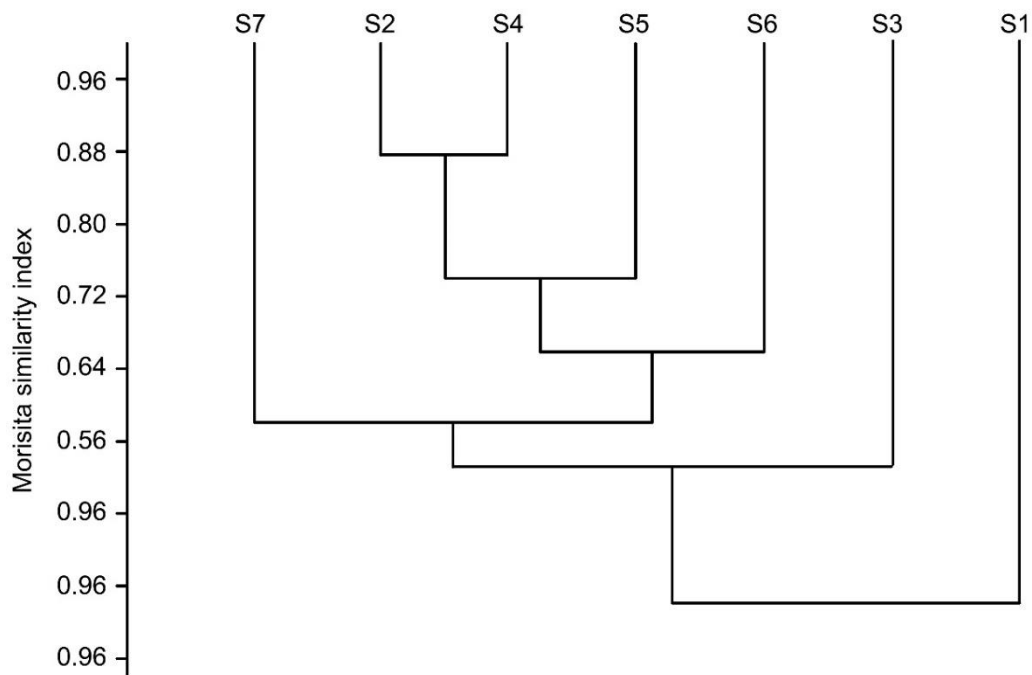


**Figura 10.** Análisis de correspondencia sin tendencia, donde se ordena los siete sitios de estudio (triángulos) y el espacio que ocupan las especies (círculos negros) respecto a su identidad y eventos fotográficos independientes. Lp = *Leopardus pardalis*, Po = *Panthera onca*, Ov = *Otospermophilus variegatus*, Ba = *Bassariscus astutus*, Sa = *Sciurus arizonensis*, Tt = *Taxidea taxus*, La= *Lepus alleni*, Cl = *Canis latrans*, Sau = *Sylvilagus audubonii*, Oh = *Odocoileus hemionus*, Pl = *Procyon lotor*, Pt = *Pecari tajacu*, Pc = *Puma*

*concolor*, Ua = *Ursus americanus*, Sf = *Sylvilagus floridanus*, Ovi = *Odocoileus virginianus*, Dv = *Didelphis virginianus*, Sg = *Spilogale gracilis*, Cle = *Conepatus leuconotus*, Lr = *Lynx rufus*, Nn = *Nasua narica*, Mm = *Mephitis macroura*, Mme = *Mephitis mephitis*, Uc = *Urocyon cinereoargenteus*, Sn = *Sciurus nayaritensis*.

El sitio S3 cuenta con la detección única del tejón (*Taxidea taxus*) y tres especies con abundancias relativas mayores que en el resto de sitios, las anteriores son la liebre antílope (*Lepus alleni*), el coyote (*C. latrans*) y el conejo del desierto (*S. audubonii*), el cual también presentó un número alto de eventos independientes en dos sitios más (S2, S4) (Tabla 5, Fig. 10).

El venado bura (*Odocoileus hemionus*) solo fue detectado en el sitio S6 y tiene un número alto de eventos independientes del mapache (*Procyon lotor*). Cabe señalar, que el oso negro (*Ursus americanus*) presentó una mayor abundancia relativa en los sitios dedicados a la conservación (S6, S7) y el puma (*Puma concolor*) presentó un número alto de eventos en tres sitios (S1, S6, S7) donde las actividades humanas son limitadas (Tabla 5, Fig. 1).



**Figura 11.** Similitud basada en el índice de Morisita de siete sitios de estudio acorde a su composición y abundancia de mamíferos terrestres medianos y grandes en Sonora, México. Dónde: S1 = Sierra Los Ajos, S2 = Madera oeste, S3 = Madera este, S4 = Tigre, S5 = Tapila, S6 = Los Ojos, S7 = El Pinito.

#### 4.6 Discusión

Se presenta el primer estudio de riqueza y diversidad de mamíferos medianos y grandes de las Islas del Cielo a nivel de comunidad. Acorde a nuestros resultados, se detectó la presencia de especies de afinidad Neártica (e.g. oso negro) junto con especies Neotropicales (e.g. ocelote, jaguar), con lo que validamos el estatus biogeográfico único de las The Apache Highlands con respecto a otras Islas del Cielo del mundo (Warshall 1995).

Existen pocos trabajos a nivel mundial en los que se compare la diversidad dentro y fuera de las ANPs (Western et al. 2009), por lo general, solo se ha evaluado la representación de la riqueza de especies dentro de éstas (Ceballos 2007; Valenzuela-Galván y Vázquez 2008, Vázquez y Valenzuela-Galván 2009, González-Maya et al 2015). Los trabajos en los que se ha evaluado las diferencias en riqueza entre áreas protegidas y no protegidas, han arrojado diferentes resultados. En algunos casos, las ANPs albergan mayor riqueza y diversidad (Travaini et al. 1997; Caro et al. 1998; Pedó et al. 2010; Kutt y Gordon 2012), mientras que en otros, se encuentra lo apuesto (Caro 2001; Caro 2002; Western et al. 2009). En otros casos no se han encontrado diferencias entre sitios con y sin protección (Hall y Willing 1994; Porrás-Murillo et al. 2011). En este trabajo no encontramos una diferencia significativa en la riqueza y diversidad de mamíferos medianos y grandes en sitios dentro y fuera de un ANP. Un resultado parecido al nuestro se ha reportado en áreas protegidas de siete estados (Veracruz, Puebla, Oaxaca, Chiapas, Tabasco, Campeche, Yucatán y Quintana Roo) para el sureste de México, en se comparó sitios con y sin protección (Porrás-Murillo et al. 2011).

Con base en nuestros resultados, la RFNyRFS Ajos-Bavispe actualmente está funcionando como una herramienta efectiva de conservación, ya que la

riqueza y diversidad de especies es conservada en los sitios con y sin protección, por lo que teóricamente mantendrá este ensamblaje de especies y a largo plazo. Cabe mencionar que tres especies con estatus de conservación nacional e internacional (*L. pardalis*, *P. onca*, *T. taxus*) fueron registradas exclusivamente dentro de los polígonos de la ANP.

Se ha demostrado que el tipo de tenencia de la tierra y los usos asociados a la misma influyen directa e indirectamente en la abundancia y densidad de mamíferos medianos y grandes (Wallgren et al. 2009; Cove et al. 2013; Morris y Rowe 2014; Ramesh y Downs 2015). Sin embargo, no se encontró diferencias en la riqueza y diversidad asociadas con la tenencia de la tierra. Una posible explicación de nuestros resultados es que cada especie responde de manera diferente al nivel de protección y uso (Tabeni et al. 2013; Ramesh y Downs 2015), por lo que las respuestas individuales de cada especie no pueden ser detectadas cuando se analizan a nivel de comunidad. Cada especie tiene sus propios requerimientos de hábitat, ámbito hogareño, tamaño corporal, capacidad de tolerancia a disturbios y cacería legal e ilegal, comportamiento, entre otros (Wallgren et al. 2009; Gray 2012; Atickem y Loe 2013; Ramesh y Downs 2015), lo cual hace complejo interpretar la relación entre fauna silvestre a nivel de comunidad con respecto al tipo y uso de la tierra (But y Turner 2012).

La homogeneidad de los ensamblajes de mamíferos está dada por la presencia y abundancia alta de especies generalistas y de tamaño corporal mediano (especies pertenecientes a las familias Canidae, Mephitidae y Procyonidae), lo cual a su vez se refleja en una composición y similitud parecida entre sitios. Estos resultados pueden apoyar de manera indirecta la hipótesis de “mesopredator release”, ya que encontramos un mayor número de eventos independientes de especies de carnívoros con tamaños corporales menores a 15 kg (Prugh et al. 2009; Roemer et al 2009; Elmhagen et al. 2010; Letnic y Koch 2010). Por otro lado, dos especies de depredadores tope han sido extirpados de los sitios de estudio desde mediados de 1970s (lobo mexicano, *Canis lupus* y oso



plateado *Ursus arctos*) (Brown 1983, 1996), mientras que los depredadores tope detectados (puma, oso negro y jaguar) son eliminados en la región por ser considerados una amenaza a las actividades productivas propias de la región, situación que tiene implicaciones importantes en la conservación de estas especies (Rosas-Rosas et al. 2008; Delfín-Alfonso et al. 2012).

Un ejemplo de la importancia de conservación de depredadores tope es para el oso negro, ya que detectamos un mayor número de eventos independientes en predios privados dedicados a la conservación (S6, S7, Tabla 5). Además, de que es en estos sitios donde se obtuvieron registros fotográficos de hembras con crías, lo que representa una población reproductiva, diferencia importante con respecto al resto de los sitios monitoreados en los que solo se tienen registros fotográficos de un individuo, probablemente de machos. Al parecer las actividades que se realizan en los predios S6 y S7 (e. g. recuperación de hábitat, prohibición de cacería, sin actividades productivas) están teniendo un impacto positivo en la población de esta especie. Otra especie con una situación similar es el puma, ya que presentó un mayor número de eventos independientes en los sitios con un estatus de protección federal y privado dedicado a la conservación (S1, S6, S7, Tabla 5). Los resultados anteriores reflejan la importancia de mantener sitios dedicados exclusivamente a la conservación, así como promover en los sitios sin protección, un manejo compatible con las actividades productivas propias de la región.

Independientemente de la categoría de protección, el tipo de tenencia de la tierra y la presencia o ausencia de ganado, se tiene que tomar en cuenta que todos los sitios de monitoreo han estado bajo la influencia histórica de un manejo y uso tierra similar a nivel regional, datado por lo menos desde mediados de 1800s (Perramond 2010). Este manejo regional puede explicar la homogeneidad en la composición y similitud de especies en los diferentes sitios de estudio.

Las especies que se encuentran bajo alguna categoría de protección nacional e internacional (NOM-059, IUCN red list) presentaron pocos registros, lo

que puede ser reflejo de números poblacionales bajos en la región. Por una parte los registros obtenidos de jaguar y ocelote, representan individuos en proceso de dispersión, lo cual soporta la documentación histórica de registros aislados en los Estados Unidos y la frontera norte de México, ya que las poblaciones identificadas se encuentran hacia el sur (aproximadamente a 100 km) de nuestros sitios de estudio (Brown y López-González 2001; López-González et al. 2003). Este significa que el sitio S1 (Sierra Los Ajos), puede ser importante para la conectividad y dispersión de las especies hacia Estados Unidos.

Sierra Los Ajos (sitio S1) es el lugar más alejado geográficamente de los demás sitios de muestreo, lo cual podría explicar la diferencia encontrada en la composición y disimilitud de especies. La importancia de este sitio es que es el único que contó con registros de jaguar y ocelote, además de contar con la presencia de carnívoros ampliamente distribuidos de tamaño corporal grande (*P. concolor*, *U. americanus*). Acorde a nuestros resultados, la Sierra de Ajos es un área de conservación prioritaria y con características únicas en su ensamblaje de especies, tanto a nivel local como en las “The Apache Highlands”.

La relativa diferencia en la composición de especies detectada en el sitio S2 dentro de Sierra La Madera (Fig. 7) puede ser debido al tipo de hábitat presente en el sitio, ya que el monitoreo se llevó a cabo en zonas de mezquital con presencia de pastizales, mientras que en el resto de los sitios, el hábitat primordial son los bosques. Así, lo anterior puede explicar un número alto de eventos independientes de especies como la liebre (*L. alleni*) y el coyote (*C. latrans*), los cuales se encuentran en hábitats abiertos (Best y Henry 1993; Hinton et al. 2015). Adicionalmente en este sitio se tiene el registro exclusivo del tlalcoyote (*T. taxus*), especie que se encuentra bajo una categoría de riesgo acorde a la NOM-059 (SEMARNAT 2010) y para la que se considera que existe una reducción en el tamaño de sus poblaciones a lo largo de su área de distribución (Reid y Helgen 2008).

Los sitios privados dedicados a la conservación (S6 y S7) en la Sierra de San Luis tienen se destacan por la presencia de especies con un número alto de eventos independientes (*P. lotor*, *U. americanus*; Tabla 5). En el sitio S6 adicionalmente se registró un número alto de eventos independientes para otras especies (*D. virginiana*, *M. macroura*, *N. narica*, *P. tajacu*) y el venado bura (*O. hemionus*) solo se detectó en este lugar. En el caso del sitio S7 se registró una especie de conejo (*S. floridanus*) con un número mayor de eventos independientes que en el resto de sitios (Tabla 5 y Fig. 7). En cuestión de hábitat los sitios S6 y S7 son similares al resto de los sitios de monitoreo (con excepción de S2), lo cual sugiere que el manejo de los predios de conservación sea un factor determinante que incrementa el número de eventos independientes, aunque no influya en la riqueza y diversidad de mamíferos medianos y grandes.

Aunque nuestro estudio cubre una región de 357.80 km<sup>2</sup>, consideramos que esta escala geográfica no es suficiente para detectar cambios a nivel de población y comunidad. Solo con estudios a largo plazo será posible detectar cambios y tendencias asociados con la transformación de la tierra, e incidir oportunamente en la recuperación de las comunidades, sobre todo ante el panorama a corto plazo de un acelerado crecimiento poblacional (Marshall 2004).

Se recomienda que en futuros estudios se evalúe el impacto de las actividades humanas; algunas de estas pueden tener un impacto alto y localizado, como es la minería, mientras que otras actividades, como la extirpación local de grandes carnívoros pueden tener un impacto en áreas más grandes, además, de la intensidad de las actividades que afectan la abundancia y diversidad.

#### **4.7 Literatura citada**

Assefa, A., D. Ehrich, P. Taberlet, S. Nemomissa, y C. Brochmann. 2007. Pleistocene colonization of afro-line sky islands by the arctic-alpine *Arabis alpina*. *Heredity* 99:133-142.

- Atickem, A., y L. E. Loe. 2013. Livestock-wildlife conflicts in the Ethiopian highlands: assessing the dietary and spatial overlap between mountain nyala and cattle. *African Journal of Ecology* 52: 343-351.
- Best, T. L., y T. Hill-Henry. 1993. *Lespus alleni*. *Mammalian Species* 424: 1-8.
- Brown, D. E. 1983. *The wolf in the southwest*. The University of Arizona Press Tucson & London. Tucson, Arizona.
- Brown, D. E. 1996. *The grizzly in the southwest*. University of Oklahoma Press Norman & London. Oklahoma.
- Brown, D. E., y C. A. López-González. 2001. *Borderland jaguars/Tigres de la frontera*. The University of Utah Press. Salt Lake City, Utah.
- But, B., y M. D. Turner. 2012. Clarifying competition: the case of wildlife and pastoral livestock in East Africa. *Pastoralism* 2:9.
- Caire, W. 1978. *The distribution and zoogeography of the mammals of Sonora, México*. Ph.D. thesis, The University of New Mexico.
- Caire, W. 1997. Annotated Checklist of the Recent Land Mammals of Sonora, Mexico. Pp. 69-80 in *Papers in Honor of James S. Findle*. (T. L. Yates, W. L. Gannon, y D. E. Wilson, eds). *Life Among the Muses: Special Publications of the Museum of Southwestern Biology, The University of New Mexico, Albuquerque*.
- Caro, T. M. 2001. Species richness and abundance of small mammals inside and outside an African national park. *Biological Conservation* 98:251-257.
- Caro, T. M. 2002. Factors affecting the small mammal community inside and outside Katavi National Park, Tanzania. *Biotropica* 34:310-318.
- Caro, T. M. et al. 1998. Consequences of different forms of conservation for large mammals in Tanzania: preliminary analyses. *African Journal of Ecology* 36:303-320.

- Ceballos, G. 2007. Conservation priorities for mammals in megadiverse Mexico: the efficiency of reserve networks. *Ecological Applications* 17:569-578.
- Chao, A., y L. Jost. 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology* 93:2533-2547.
- Chao, A., y T. J. Shen. 2010. Program SPADE Species Prediction and Biodiversity Estimation Program and Users Guide. <http://chao.stat.nthu.edu.tw/blog/software-download/spade/>.
- CONANP [Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas]. 2003. Estudio previo justificativo Área de Protección de Flora y Fauna Mavavi. USAID-IMADES-The Nature Conservancy. Sonora, Mexico.
- Cove, M. V., R. M. Spínola, V. L. Jackson, J. C. Sáenz, y O. Chassot. 2013. Integrating occupancy modeling and camera-trap data to estimate medium and large mammal detection and richness in a Central American biological corridor. *Tropical Conservation Science* 6:781-795.
- DeBano, L. F., P. F. Ffolliot, A. Ortega-Rubio, G. J. Gottfried, R. H. Hamre, y C. B. Edminster. 1995. Biodiversity and management of the Madrean Archipelago: the sky islands of southwestern United States and northwestern Mexico. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, General Technical Report RM-GTR-264.
- Delfín-Alfonso, C. A., C. A. López-González, y M. Equihua. 2012. Potential distribution of American black bears in northwest Mexico and implications for their conservation. *Ursus* 23: 65-77.
- Diario Oficial. 1939. Órgano del Gobierno Constitucional de los Estados Unidos Mexicanos, Sección Primera, Tomo CXVI, Núm. 8, Sumario.

- Elmhagen, B., G. Ludwig, S. P. Rushton, P. Helle, y H. Lindén. 2010. Top predators, mesopredators and their prey: interference ecosystems along bioclimatic productivity gradients. *Journal of Animal Ecology* 79:785-794.
- ESRI. 2011. ArcMap GIS. Ver. 10.2.2. Environmental System Research Institute, Inc. Redlands, California.
- Gaston, K. J., S. F. Jackson, L. Cantú-Salazar y G. Cruz-Piñón. 2008. The ecological performance of protected areas. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39:93-113.
- González-Maya, J. F., L. R. Viquez-R, J. L. Belant, y G. Ceballos. 2015. Effectiveness of protected areas for representing species and populations of terrestrial mammals in Costa Rica. *PLoS One* 10:e0124480.
- Gottfried, G. J., B. S. Gebow, L. G. Eskew, y C. B. Edminster. 2005. Connecting mountain islands and deserts seas: biodiversity and management of the Madrean Archipelago II. In *Proceedings of the RMRS-P-36*. Tucson, Arizona, 11-15 May 2004 May (Gottfried, G. J., B. S. Gebow, L. G. Eskew, y C. B. Edminster eds.). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Gray, T. N. E. 2012. Studying large mammals with imperfect detection: status and habitat preferences of wild cattle and large carnivores in Eastern Cambodia. *Biotropica* 44:531-536.
- Hall, D. L., y M. R. Willing. 1994. Mammalian species composition, diversity, and succession in conservation reserve program grasslands. *The Southwestern Naturalist* 39:1-10.
- Hammer, O., D. A. T. Harper, y P. D. Ryan. 2001. PAST PAleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontological Electronica*. <http://folk.uio.no/ohammer/past/>.

- Hill, M. O., y H. G. Gauch. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42:47-58.
- Hinton, J. W., F. T. van Manen, y M. J. Chamberlain. 2015. Space use and habitat selection by resident and transient coyotes (*Canis latrans*). *PLoS One* (7):e0132203.
- Hsieh, T.C., K. H. Ma, y A. Chao. 2013. iNEXT online: interpolation and extrapolation. Ver. 1.3.0. <http://glimmer.rstudio.com/tchsieh/inext/>.
- INEGI [Instituto Nacional de Estadística y Geografía]. 2013. Anuario estadístico y geográfico de Sonora. Gobierno del Estado de Sonora-INEGI.
- INEGI [Instituto Nacional de Estadística y Geografía]. 2014. Uso de suelo y vegetación. [http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reclnat/usosuelo/inf\\_e1m.aspx](http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reclnat/usosuelo/inf_e1m.aspx). Accessed 31 March 2014.
- IUCN. 2014. The IUCN Red List of threatened species. Ver. 2014.3. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). Accessed 29 March 2014.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113:363-375.
- Kays, W. R., y D. E. Wilson. 2002. *Mammals of North America*. Princeton University Press- Princeton and Oxford. New Jersey.
- Kutt, A. S., y I. J. Gordon. 2012. Variation in terrestrial mammal abundance on pastoral and conservation land tenures in north-eastern Australian tropical savannas. *Animal Conservation* 15:416-425.
- Letnic, M., y F. Koch F. 2010. Are dingoes a trophic regulator in arid Australia? A comparison of mammal communities on either side of the dingo fence. *Austral Ecology* 35: 167-175.

- López-González, C. A., Brown DE, y J. P. Gallo-Reynoso. 2003. The ocelot *Leopardus pardalis* in north-western Mexico: ecology, distribution and conservation status. *Oryx* 37:358-364.
- Marshall, J. T. 1957. The birds of the pine-oak woodlands in southern Arizona and adjacent Mexico. *Pacific Coast Avifauna* 32:1-125.
- Marshall, R. M. et al. 2004. An ecological analysis of conservation priorities in the Apache Highlands ecoregion. The Nature Conservancy of Arizona and Instituto del Medio Ambiente y el Desarrollo Sustentable del Estado de Sonora, Technical Report. 1-142.
- Monterroso, P., L. N. Rich, A. Serronha, P. Ferreras, y P. C. Alves. 2013. Efficiency of hair snares and camera traps to survey mesocarnivore populations. *European Journal Wildlife Research* 60:279-289.
- Morisita, M. 1959. Measuring of interspecific association and similarity between communities. Reprinted from the *Memoirs of the Faculty of Science, Kyushu University, Series E (Biology)* 3:65-80.
- Morris, L. R., y R. Rowe. 2014. Historical land use and altered habitats in the Great Basin. *Journal of Mammalogy* 95:1144-1156.
- Morrison, J. C., W. Sechrest, E. Dinerstein, D. S. Wilcove, y J. F. Lamoreux. 2007. Persistence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. *Journal of Mammalogy* 88:1363-1380.
- Pedó, E., T. R. O. de Freitas, y S. M. Hartz. 2010. The influence of fire and livestock grazing on the assemblage of non-flying small mammals in grassland-Araucaria Forest ecotones, southern Brazil. *Zoologia (Curitiba)* 27:533-540.
- Perramond, E. P. 2010. The development of cattle ranching in Sonora, Mexico. Pp. 31-56 in *Political ecologies of cattle ranching in Northern Mexico*. The University of Arizona Press. Tucson, Arizona.



- Porras-Murillo, L. P., R. Sarmiento-Aguilar, J. E. Naranjo y L. B. Vázquez. 2011. Conservation effectiveness of protected areas in Mexico: effects on medium and large mammals at local and regional scales. *International Journal of Biodiversity and Conservation* 3:487-496.
- Prugh, L. R., C. J. Stoner, C. W. Epps, W. T. Bean, W. J. Ripple, A. S. Laliberte, y J. S. Brashares. 2009. The rise of the mesodepredator. *Bioscience* 59:779-791.
- R Development Core Team. 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [www.R-project.org/](http://www.R-project.org/).
- Ramesh, T., y C. T. Downs. 2015. Impact of land use on occupancy and abundance of terrestrial mammals in the Drakensberg Midlands, South Africa. *Journal for Nature Conservation* 23:9-18.
- Reid, A. F. 2006. *Mammals of North America. The Peterson Field Guides*. New York.
- Reid, F., y K. Helgen. 2015. *Taxidea taxus*. In: IUCN 2014. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). Accessed 28 July 2015.
- Robin, V. V., y R. Nandini. 2012. Shola habitats on sky islands: status of research on montane forests and grasslands in southern India. *Current Science* 103:1427-1437.
- Roemer, G. W., M. E. Gompper, y B. V. Valkenburg. 2009. The ecological role of the mammalian mesocarnivore. *Bioscience* 59:165-173.
- 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.

- Rossi, J. P. 2011. Rich: An R Package to analyze species richness. *Diversity* 3:112-120.
- Sekar, S., y P. Karanth. 2013. Flying between Sky Islands: The Effect of Naturally Fragmented Habitat on Butterfly Population Structure. *PLoS One* 8:e71573.
- SEMARNAT [Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales]. 2010. Norma Oficial Mexicana, NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo, Diario Oficial de la Federación, Segunda Sección. December 2010. [www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/435/1/NOM\\_059\\_SEMARNAT\\_2010.pdf](http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/435/1/NOM_059_SEMARNAT_2010.pdf) . Accessed 27 March 2014.
- Si, X., R. Kays, y P. Ding. 2014. How long is enough to detect terrestrial animals? Estimating the minimum trapping effort on camera traps. *PeerJ* 2:e374.
- Spector, S. 2002. Biogeographic crossroads as priority areas for biodiversity conservation. *Conservation Biology* 6:1480-1487.
- Swan, M., J. Di Stefano, F. Christie, E. Steel, y A. York. 2014. Detecting mammals in heterogeneous landscapes: implications for biodiversity monitoring and management. *Biodiversity and Conservation* 23:343-355.
- Tabeni, S., F. Spirito, y R. A. Ojeda. 2013. Conservation of small and medium-sized mammals following native woodland regrowth: a case study in a long-term UNESCO Biosphere Reserve, Argentina. *Journal of Arid Environments* 88:250-253.
- Tobler, M. W., S. E. Carrillo-Perscastegui, R. Leite Pitman, R. Mares, y G. Powell. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large-and-medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11:169-178.

- Travaini, A., M. Delibes, P. Ferreras, y F. Palomares. 1997. Diversity, abundance or rare species as a target for the conservation of mammalian carnivores: a case study in Southern Spain. *Biodiversity and Conservation* 6:529-535.
- Valenzuela-Galván, D., y L. B. Vázquez. 2008. Prioritizing areas for conservation of Mexican carnivores considering natural protected areas and human population density. *Animal Conservation* 11:215-223.
- Vázquez, L. B., y D. Valenzuela-Galván. 2009. ¿Qué tan bien representado están los mamíferos mexicanos en la red federal de áreas naturales protegidas del país?. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 80:249-258.
- Villarreal, L. M., M. L. Norman, G. K. Boykin, y S. A. C. Wallace. 2013. Biodiversity losses and conservation trade-offs: assessing future urban growth scenarios for a North American trade corridor. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management* 9: 1-14.
- Wallgren, M. et al. 2009. Influence of land use on the abundance of wildlife and livestock in the Kalahari, Botswana. *Journal of Arid Environments* 73:314-321.
- Warshall, P. 1995. The Madrean Sky Island Archipelago: a planetary overview. Pp 6-18 in *Biodiversity and management of the Madrean Archipelago: the sky islands of southwestern United States and northwestern Mexico*. In Gen. Tech. Rep. RM-GTR-264, Tucson, Arizona, 19-23 September 1995 (L. F. DeBano, P. F. Ffolliot, A. Ortega-Rubio, G. J. Gottfried, R. H. Hamre, y C. B. Edminster, eds.). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.
- Western, D., S. Russell, y I. Cuthill. 2009. The status of wildlife in protected areas compared to non-protected areas of Kenya. *PLoS One* 4:e6140.
- Yasuda, M. 2004. Monitoring diversity and abundance of mammals with camera traps: a case study on Mount Tsukuba, central Japan. *Mammal Study* 29:37-46.

Zimkus, B.M., y V. Gvozdík. 2013. Sky Islands of the Cameroon Volcanic Line: a diversification hot spot for puddle frogs (Phrynobatrachidae: Phrynobatrachus). *Zoologica Scripta* 42:591-611.

## 5. CONCLUSIONES GENERALES

La ecorregión del Archipiélago Madreño ha sido reconocida como un área de diversidad excepcional, la cual es producto de diferentes factores biológicos, biogeográficos y geológicos, que en conjunto crean una composición única de especies en comparación con otras cadenas montañosas consideradas Islas del Cielo (e. g. Ethiopian highlands, Himalayas) (Warshall 1995; Flesch et al. 2016).

El Archipiélago Madreño alberga una gran diversidad de vertebrados, sin embargo, es necesario generar estudios, particularmente a nivel de comunidad, debido a los vacíos de información que existen para la mayoría de los grupos (Marshall 1957; DeBano et al. 1995; Marshall 2004; Koprowski et al. 2005; Van Devender et al. 2013; Flesch et al. 2016).

En el presente trabajo (Capítulo 1) se llevó a cabo el primer inventario sistemático de mamíferos medianos y grandes de un área pobremente estudiada, con alta diversidad dada particularmente por la presencia de especies de tamaño corporal grande (Morrison 2007). La importancia del inventario es que representa un punto de inicio para generar el conocimiento básico sobre esta comunidad y contribuir en la elaboración de una propuesta de manejo y conservación a nivel local y puede ser utilizado a nivel regional dentro del Archipiélago Madreño.

Del total de especies registradas (n=25) el orden Carnivora presentó la mayor riqueza, mientras que las especies con mayor abundancia relativa fueron el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), el ardillón (*Otospermophilus variegatus*) y la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*); las especies raras o poco abundantes fueron el jaguar (*Panthera onca*), ocelote (*Leopardus pardalis*) y el tejón (*Taxidea taxus*). Así mismo, cuatro especies (*Sciurus arizonensis*, *Leopardus pardalis*, *Panthera onca*, *Taxidea taxus*) se encuentran dentro de la NOM-059 (SEMARNAT 2010) y dos (*Leopardus pardalis*, *Panthera onca*), dentro de una categoría de riesgo de la IUCN (IUCN Red List 2014).

Detectamos un vacío de información para prácticamente todas las familias registradas (Didelphidae, Sciuridae, Leporidae, Felidae, Canidae, Mustelidae, Mephitidae, Procyonidae y Tayassuidae). Así, la alta riqueza de

mamíferos medianos y grandes del Archipiélago Madreño puede ser frágil y su estatus de conservación incierto ante la falta de estudios que permitan una evaluación más precisa.

Con el método de muestreo utilizado (trampas cámara) no detectamos a siete especies de potencial ocurrencia reportadas por otros autores (Caire 1978; Hall 1981). Lo anterior, se debe a los mecanismos de ensamblaje deterministas (filtros bióticos y abióticos) y estocásticos (extinción) (Parejo y Avilés 2016; Ulrich et al. 2016), que se encuentran delimitando la estructura de la comunidad de mamíferos.

Una cantidad y calidad limitada de hábitat (filtro abiótico; Woods 1973; List et al. 1999; Jenkis y Busher 1979; Pelz-Serrano et al. 2006) en combinación con las actividades humanas influyeron en la no detección de especies (*Erethizon dorsatum*, *Castor canadensis* y *Ovis canadensis*), incluso generando su extirpación (mecanismos estocásticos).

En el caso de la no detección de liebres (*Lepus callotis* y *L. californicus*), pudo deberse a la falta de muestreos específicos y claridad en los registros obtenidos para la identificación de las especies. Dos especies detectadas en inventarios previos, el lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) y el grizzli mexicano (*Ursus arctos*), fueron declarados extintos a mediados de la década de 1970s como producto de las campañas de exterminio de depredadores (Brown 1983; Brown 1996), sin posibilidades de registrarlas durante el periodo de estudio. Estas razones nos indican que es necesario implementar e intensificar monitoreos específicos y realizar evaluaciones de hábitat, para así evaluar si la no detección o potencial ausencia de especies, es consecuencia de mecanismos de ensamblaje deterministas o estocásticos.

Un resultado similar al nuestro se ha documentado en comunidades de aves del Archipiélago Madreño y puntos adyacentes de la Sierra Madre Occidental. Al evaluar densidades y relaciones de hábitat de aves reproductoras, las especies raras y poco comunes se encontraron relativamente restringidas a bosques mixtos de coníferas y vegetación ribereña, siendo así, que estas especies

ocurren en los márgenes de su distribución geográfica y tolerancias ecológicas en la región (Flesch et al. 2016).

Por otra parte, detectamos una homogeneidad de especies en las comunidades de mamíferos medianos y grandes dentro del Archipiélago Madreño (Capítulo 2). Esto se debió a que no encontramos diferencias en la riqueza, diversidad y composición de especies dentro y fuera de los polígonos del Área Natural Protegida (ANP), acorde a tres usos de la tierra (ANP, predios privados y predios privados dedicados a la conservación) y en relación a la presencia o ausencia de ganado.

Así mismo, la homogeneidad estuvo dada por la detección de seis especies generalistas y de tamaño corporal mediano (zorra gris, coatí, zorrillo rayado, coyote, cacomixtle y zorrillo de espalda blanca). El resultado anterior, puede deberse a que estas especies comparten tolerancias y preferencias ambientales similares (filtros abióticos), pero también, deben de mantener interacciones intraespecíficas (filtros bióticos) positivas o neutras que permiten la concurrencia de estas (Comte et al. 2016; Parejo y Avilés 2016; Ulrich et al. 2016).

La homogeneidad detectada también puede indicar que dentro del Archipiélago Madreño, al menos para las especies presentes, existe conectividad entre las islas de montaña, sin que estas comunidades estén completamente aisladas, debido a que existe una matriz permeable que no representa una barrera verdadera (Hunter y Gibbs 2007). Por otro lado, y bajo el marco teórico de la teoría de biogeografía de islas (Primack et al. 2001; Hunter y Gibbs 2007), se refleja indirectamente en nuestros resultados, ya que el sitio ubicado en Sierra Los Ajos es la más distante geográficamente al resto, presentó una riqueza y diversidad baja, la composición de especies es la más diferente y fue el sitio más disímil; por los factores anteriores, para este sitio puede existir una tasa de inmigración baja (debido a mayores dificultades de traslado y menores probabilidades de dispersión a larga distancia), una menor diversidad de hábitats, menor abundancia de individuos por población y por especie, lo cual aumenta la probabilidad de

extinción y disminuye la probabilidad de permanencia de la comunidad de mamíferos en este sitio.

No se encontró una influencia de la ganadería en la comunidad de mamíferos, resultado que concuerda con otros grupos biológicos, ya que el efecto de la ganadería en la biodiversidad es controversial y varía acorde a los ecosistemas de estudio (Hayward et al. 1997; Milchunas et al. 1998). Sin embargo, cabe resaltar que la detección y alta abundancia relativa de dos especies de depredadores tope (puma y oso negro), se presentó en los sitios de estudio donde se llevan a cabo actividades de recuperación de hábitat, se protege la diversidad y no hay ganadería. Bajo este sentido, predecimos que los depredadores tope son eliminados en la región por ser considerados una amenaza a las actividades productivas propias de la región, como sucede en otras regiones del mundo, además de que se ha determinado que la ganadería (junto con otras actividades humanas) ha provocado el decline y/o extirpación local en la riqueza de especies, disminución poblacional de especies nativas y contracción de rangos de distribución geográfica (Stephens et al. 2001; Chaiyarat y Srikosamatara 2009; Ripple et al. 2014).

Con los resultados obtenidos se valida el estatus biogeográfico único de las del Archipiélago Madreño en comparación con otras cadenas montañosas consideradas Islas del Cielo. Debido a la detección de especies de afinidad Neártica y Neotropical (e. g. ocelote y oso negro), y a la composición de la comunidad de mamíferos medianos y grandes, que no se encuentra en otras zonas del país, y que aún mantiene grandes carnívoros, y especies bajo estatus de riesgo.

Así mismo, consideramos que la Reserva Forestal Nacional y Refugio de Fauna Silvestre Ajos-Bavispe, está funcionando como una herramienta efectiva de conservación, ya que la riqueza y diversidad de especies es similar en los sitios dentro y fuera de esta, por lo que teóricamente mantendrá los ensamblajes de mamíferos terrestres medianos y grandes. Cabe mencionar que tres especies con estatus de conservación nacional e internacional (*L. pardalis*, *P. onca*, *T. taxus*)



fueron registradas exclusivamente dentro de los polígonos del Área Natural Protegida.

Finalmente, los esfuerzos de monitoreo de la comunidad de mamíferos medianos y grandes, así como el estudio de filtros bióticos y abióticos que influyen en su presencia y abundancia, deben continuar siendo estudiados para promover tanto la generación de conocimiento como la permanencia de las comunidades y funciones ecológicas a largo plazo.

Adicionalmente, se debe de utilizar métodos complementarios de detección (e. g. trampas de caja), para así determinar la presencia de otras especies. Los resultados de este trabajo es un punto de inicio para elaborar propuestas de manejo y conservación para la comunidad de mamíferos medianos y grandes registrada.

## **5.1 Literatura citada**

Brown, D.E. 1983. The wolf in the southwest. Tucson: The University of Arizona Press Tucson. 195 pp.

Brown, D.E. 1996. The grizzly in the southwest. Norman, Oklahoma: University of Oklahoma Press. 274 pp.

Caire, W. 1978. The distribution and zoogeography of the mammals of Sonora, México [Tesis doctoral]. Albuquerque: The University of New Mexico. 613 pp. Caire 1997.

Chaiyarat, R. y Srikosamatara, S. 2009. Populations of domesticated cattle and buffalo in the Western Forest Complex of Thailand and their possible impacts on the wildlife community. *Journal of Environmental Management* 90: 1448-1453.

- Comte, L., Cucherousset, J., Bouletreau, S. y Olden J. L. 2016. Resource partitioning and functional diversity of worldwide freshwater fish communities. *Ecosphere* 7(6): e01356. 10.1002/ecs2.1356.
- DeBano, L. F., Ffolliot, P. F., Ortega-Rubio, A., Gottfried, G. J., Hamre, R. H. y Edminster, C. B. 1995. Biodiversity and management of the Madrean Archipelago: the sky islands of southwestern United States and northwestern Mexico. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, General Technical Report RM-GTR-264.
- Flesch, D. A., González-Sánchez, C. y Valenzuela-Amarillas, J. 2016. Abundance and habitat relationships of breeding birds in the Sky Islands and adjacent Sierra Madre Occidental of northwest Mexico. *Journal Field Ornithology* 87: 176-195
- Hall, E.R. 1981. *The mammals of North America*. New York: John Wiley & Sons. 1181 pp.
- Hayward, B., Heske, J. E. y Painter, W. C. 1997. Effects of livestock grazing on small mammals at a Desert Cienega. *The Journal of Wildlife Management* 61: 123-129.
- Hunter, L. M. Jr. y Gibbs, J. P. 2007. Ecosystem Degradation and loss; pp 151-183, en: Hunter, L. M. Jr. y Gibbs, J. P. (eds.). *Fundamentals of conservation biology*. Reino Unido.: Blackwell Publishing.
- IUCN. 2014. *The IUCN Red List of threatened species*. Version 2014.3. International Union for Conservation of Nature. Accessed at <http://www.iucnredlist.org>, 15 November 2014.
- Jenkins, H.S. y Busher, P. E. 1979. *Castor canadensis*. *Mammalian Species* 120: 1-8.

- Koprowski, L. J., Edelman, A. J., Pasch, B. S. y Buecher, D. C. 2005. A dearth of data on the mammals of the Madrean Archipelago: what we think we know and what we actually do know. En: Proceedings of the RMRS-P-36. Tucson, Arizona, 11-15 May 2004 May (Gottfried, G. J., B. S. Gebow, L. G. Eskew, y C. B. Edminster eds.). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- List, R., G. Ceballos y Pacheco, J. 1999. Status of the North American Porcupine (*Erethizon dorsatum*) in Mexico. *The Southwestern Naturalist* 44(3): 400–404.
- Marshall, J. T. 1957. The birds of the pine-oak woodlands in southern Arizona and adjacent Mexico. *Pacific Coast Avifauna* 32:1–125.
- Marshall, R.M., D. Turner, A. Gondor, D. Gori, C. Enquist, G. Luna, R. Paredes-Aguilar, S. Anderson, S. Schwartz, C. Watts, E. López y P. Comer. 2004. An ecological analysis of conservation priorities in the Apache Highlands Ecoregion. The Nature Conservancy of Arizona, Instituto del Medio Ambiente y el Desarrollo Sustentable del Estado Sonora, agency institutional partners. 152 pp.
- Milchunas, D. G., Lauenroth, W. K. y Burke, I. C. 1998. Livestock grazing animal and plant biodiversity of shortgrass steppe and the relationship to ecosystem function. *Oikos* 83: 65-74.
- Morrison, J.C., W. Sechrest, E. Dinerstein, D.S. Wilcove y J.F. Lamoreux. 2007. Persistence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. *Journal of Mammalogy* 88(6): 1363–1380.
- Parejo, D y Avilés, J. M. 2016. Social information use by competitors: Resolving the enigma of species coexistence in animals?. *Ecosphere* 7(5): 1-12.
- Pelz-Serrano, K., E. Ponce-Guevara y López-González, C.A. 2005. Habitat and conservation status of the beaver in the Sierra San Luis Sonora, Mexico. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 631 pp. Accessed at

[http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs\\_p036/rmrs\\_p036\\_429\\_433.pdf](http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_p036/rmrs_p036_429_433.pdf),  
November 2014.

20

Primack, R., Rozzi, R., Dirzo, R. y Massardo, F. 2001. IV. Extinciones; pp. 133-159, en: R. Primack, R. Rozzi, R. Dirzo y F. Massardo (eds.). Fundamentos de conservación biológica perspectivas latinoamericanas. México.: Fondo de Cultura Económica.

Ripple, J. W., Estes, J. A., Beschta, L. R., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, P. M., Schmitz, J. O., Smith, W. D., Wallach, D. A. y Wirsing, J. A. 2014. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science* 343: 1241484.

SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana, NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. Segunda Sección.

Stephens, A. P. d'Sa, C. A., Sillero-Zubiri, C. y Leader-Williams, N. 2001. Impact of livestock and settlement on the large mammalian wildlife of Bale Mountains National Park, southern Ethiopia. *Biological Conservation* 100: 307-322.

Ulrich, W., Jabot, F. y Gotelli. 2016. Competitive interactions change the pattern of species co-occurrences under neutral dispersal. *Oikos* 1-10. doi 10.1111/oik.03392.

Van Devender, R. T., Avila-Villegas, S., Emerson, M., Turner, D., Flesch D. A. y Deyo S. N. 2013. Biodiversity in the Madrean Archipelago of Sonora, Mexico. Pp 10-16 en *Merging science and management in a rapidly changing world: Biodiversity and management of the Madrean Archipelago III*. RMRS-P-67, Tucson, Arizona, 1-5 Mayo 2012 (G. J. Gottfried, P. F. Ffolliot, F. P., Gebow, B. S., Eskew, L. G., Collins, L. C., eds.). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.

Warshall, P. 1995. The Madrean Sky Island Archipelago: a planetary overview. Pp 6-18 en Biodiversity and management of the Madrean Archipelago: the sky islands of southwestern United States and northwestern Mexico. In Gen. Tech. Rep. RM-GTR-264, Tucson, Arizona, 19-23 September 1995 (L. F. DeBano, P. F. Ffolliot, A. Ortega-Rubio, G. J. Gottfried, R. H. Hamre, and C. B. Edminster, eds.). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.

Woods, A. C. 1973. *Erethizon dorsatum*. Mammalian Species 29: 1–6.

## 6. APÉNDICE

Registros fotográficos de 25 especies de mamíferos terrestres detectados en cuatro Islas del Cielo en el noreste de Sonora, México. Dónde: a) *Didelphis virginiana*; b) *Sciurus arizonensis*; c) *Sciurus nayaritensis*; d) *Otospermophilus variegatus*; e) *Lepus alleni*; f) *Sylvilagus audubonii*; g) *Sylvilagus floridanus*; h) *Leopardus pardalis*; i) *Lynx rufus*; j) *Puma concolor*; k) *Panthera onca*; l) *Canis latrans*; m) *Urocyon cinereoargenteus*; n) *Ursus americanus*; o) *Taxidea taxus*; p) *Conepatus leuconotus*; q) *Mephitis macroura*; r) *Mephitis mephitis*; s) *Spilogale gracilis*; t) *Bassariscus astutus*; u) *Nasua narica*; v) *Procyon lotor*; w) *Pecari tajacu*; x) *Odocoileus hemionus*; y) *Odocoileus virginianus*.

