

UNIVERSIDAD DE SONORA

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD

DEPARTAMENTO DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS Y TECNOLÓGICAS

COEXISTENCIA DE LA FAMILIA PROCYONIDAE EN EL ESTADO DE SONORA,
MEXICO.



PRESENTA:

ANA VICTORIA SÁENZ AMADOR

Hermosillo, Sonora

Febrero, 2015

Universidad de Sonora

Repositorio Institucional UNISON



"El saber de mis hijos
hará mi grandeza"



Excepto si se señala otra cosa, la licencia del ítem se describe como openAccess

FORMATO DE APROBACIÓN

Los miembros del Comité de Tesis designado para revisar la Tesis de Ana Victoria Sáenz Amador la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito para obtener el Título de Licenciado en Biología con Opción en Recursos Naturales Terrestres.

Dr. Carlos Alberto López González
Director de Tesis

Dr. Alejandro Varela Romero
Sinodal Secretario

Dr. Francisco Molina Freaner
Sinodal

M. C. Gilberto Solís Garza
Suplente

DEDICATORIA

A mis papás y a mi familia.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad de Sonora, al DICTUS, a la carrera de Biología y a mis maestros que ayudaron en mi formación a lo largo de mi carrera.

Al Dr. Carlos López por todo su apoyo, paciencia y esfuerzo durante todo este tiempo. A mis sinodales, el Dr. Alejandro Varela por su apoyo y contribuciones importantes a lo largo de todo este proceso. Al Dr. Francisco Molina por su contribución y consejos. M.C. Solís por su apoyo y contribuciones.

A las instituciones que brindaron su apoyo y permiso. Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Reserva Forestal Nacional y Refugio de Fauna Silvestre Ajos-Bavispe, Naturalia, National Fish and Wildlife Foundation, Northern Jaguar Project, Fundación Cuenca Los Ojos, Universidad Autónoma de Querétaro.

A todos los dueños y trabajadores de los predios por brindarnos su apoyo y permiso. El Rancho Los Ojos, El Pinito, Tápila, Aserradero, Rancho Oaxaca, Papigochi, San José, El Rincón, Los Reyes, Los Hornos. Así como a las propiedades privadas dentro de la Reserva Forestal Nacional y Refugio de Fauna Silvestre Ajos-Bavispe.

A todas las personas que realizaron trabajo de campo. Nalleli Lara Díaz, Helí Coronel Arellano, Alejandro González Bernal, Rosa Elena Jiménez Maldonado, Guadalupe Flores, Luis Portillo, Roberto Torres, Omar Gutiérrez, Manuel Munguía, Carlos Cohen, Mario Cirett, Isaías Ochoa, Daniel Ávila Aguilar, Fernanda Cruz Torres, Eugenia Espinosa Flores, Diana Zamora Bárcenas, Jorge Rodríguez, Rubén Duarte, Teresa Lasso, Daniel León Cantúa.

A mi familia por siempre estar a mi lado apoyándome.

CONTENIDO

FORMATO DE APROBACIÓN	i
DEDICATORIA	ii
AGRADECIMIENTOS	iii
CONTENIDO	iv
LISTA DE TABLAS	vi
LISTA DE FIGURAS	vii
RESUMEN	viii
I. INTRODUCCION	1
II. ANTECEDENTES	3
II.1. Nicho ecológico	4
II.2. Ecología de comunidades	5
II.3. Coexistencia de especies	8
II.4. Hábitat	9
II.5. Sistemas de estudio: Prociónidos	12
II.5.1. Historia evolutiva de la Familia Procyonidae	12
II.5.2. <i>Bassariscus astutus</i>	13
II.5.3. <i>Nasua narica</i>	14
II.5.4. <i>Procyon lotor</i>	15
III. JUSTIFICACIÓN	16
IV. HIPÓTESIS	17
V. OBJETIVOS	18
V.1 Objetivo General	18
V.2. Objetivos Específicos	18

VI. MATERIALES Y MÉTODOS	19
VI.1. Área de estudio	19
VI.2. Cámaras trampa	24
VI.3. Análisis de datos	25
VI.3.1 Patrones de actividad	25
VI.3.2. Uso de hábitat	26
VII. RESULTADOS	30
VII.1. Patrones de actividad	32
VII.2. Uso de hábitat	36
VIII. DISCUSIÓN	41
IX. CONCLUSIONES	48
X. LITERATURA CITADA	49
XI. APÉNDICES	59

LISTA DE TABLAS

Tabla I	Porcentaje de registros en los sitios de muestreo dentro del Estado de Sonora.	31
Tabla II	Intervalos de Confianza de Bonferroni en el uso de altitud por <i>B. astutus</i> .	39
Tabla III	Intervalos de Confianza de Bonferroni en el uso de altitud por <i>N. narica</i> .	39
Tabla IV	Intervalos de Confianza de Bonferroni en el uso de altitud por <i>P. lotor</i> .	40

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Sitios de muestreo en el Estado de Sonora, México.	22
Figura 2	Distribución de los registros en los sitios de muestreo dentro del Estado de Sonora.	23
Figura 3	Ejemplo de la generación de puntos aleatorios, el buffer y los tipos de vegetación en dos sitios de muestreo de acuerdo a la capa de Cobertura de suelo y vegetación en el Estado de Sonora según la capa de uso de suelo y vegetación, serie V, INEGI.	29
Figura 4	Patrón de actividad de <i>Bassariscus astutus</i> en los sitios de muestreo.	32
Figura 5	Patrón de actividad de <i>Nasua narica</i> en los sitios de muestreo.	33
Figura 6	Patrón de actividad de <i>Procyon lotor</i> en los sitios de muestreo.	34
Figura 7	Proporción de recursos disponibles (P_{io}) comparado con la selección de recursos por <i>B. astutus</i> (P_i). Tipos de vegetación: 1: Agricultura; 2: Bosque de Encino; 3: Bosque de Pino-Encino; 4: Bosque de Galerías, 5: Bosque de Pino, 6: Bosque de Pino-Encino, 7: Matorral Desértico Microfilo, 8: Matorral Subtropical, 9: Mezquital Xérofilo, 10: Pastizal Inducido, 11: Pastizal Natural, 12: Cuerpo de Agua*, 13: Matorral Sarcocaulo, 14: Pastizal Cultivado.	36
Figura 8	Proporción de recursos disponibles (P_{io}) comparado con la selección de recursos por <i>N. narica</i> (P_i). Tipos de vegetación: 1: Agricultura; 2: Bosque de Encino; 3: Bosque de Pino-Encino; 4: Bosque de Galerías, 5: Bosque de Pino, 6: Bosque de Pino-Encino, 7: Matorral Desértico Microfilo, 8: Matorral Subtropical, 9: Mezquital Xérofilo, 10: Pastizal Inducido, 11: Pastizal Natural, 12: Cuerpo de Agua*, 13: Matorral Sarcocaulo, 14: Pastizal Cultivado.	37
Figura 9	Proporción de recursos disponibles (P_{io}) comparado con la selección de recursos por <i>P. lotor</i> (P_i). Tipos de vegetación: 1: Agricultura; 2: Bosque de Encino; 3: Bosque de Pino-Encino; 4: Bosque de Galerías, 5: Bosque de Pino, 6: Bosque de Pino-Encino, 7: Matorral Desértico Microfilo, 8: Matorral Subtropical, 9: Mezquital Xérofilo, 10: Pastizal Inducido, 11: Pastizal Natural, 12: Cuerpo de Agua*, 13: Matorral Sarcocaulo, 14: Pastizal Cultivado.	38

RESUMEN

El estado de Sonora alberga a tres especies de la familia Procyonidae; *Bassariscus astutus*, *Nasua narica* y *Procyon lotor*. La partición de recursos es uno de los mecanismos que permite la coexistencia entre especies ecológicamente similares. En este trabajo se aborda el posible mecanismo que permite la coexistencia de tres especies de la familia Procyonidae. En este estudio se utilizaron cámaras-trama para obtener los patrones de actividad e intervalos de confianza en el uso de los recursos de la Familia Procyonidae en el Estado de Sonora, México. Se calcularon los patrones de actividad, tomando los eventos fotográficos y se aplicó una prueba de bondad de χ^2 . Así mismo, se calcularon los intervalos de confianza de Bonferroni para determinar la selección de los tipos de vegetación. El muestreo con cámaras-trampa se llevó a cabo de marzo del 2009 a diciembre del 2013. Con un esfuerzo de muestreo de 14,700 días-trampa. Se obtuvieron 2,424 registros fotográficos de *B. astutus*, 2,014 de *N. narica* y 685 de *P. lotor*. El patrón de actividad de *B. astutus* fue principalmente nocturno. *N. narica* presentó un patrón de actividad diurno con pico importante de actividad en la noche. *P. lotor* presentó actividad crepuscular y nocturna. En cuanto al uso de hábitat *B. astutus* presentó una selección por el bosque de encino y bosque de pino-encino. *N. narica* presentó selección por el bosque de encino y bosque de encino-pino. A su vez, *P. lotor* presentó selección por el pastizal natural. Por lo tanto, la coexistencia de la Familia Procyonidae puede llevarse a cabo ya que estas especies presentan una segregación temporal y espacial que permite que las interacciones entre ellos sean mínimas.

I.INTRODUCCIÓN

La problemática de la coexistencia de especies se dio a conocer con los estudios de laboratorio de Gause (1934), en el cual mediante experimentos con *Paramecium* demostró que si dos especies competidoras se presentan juntas en un cultivo, una de ellas provocará que la otra se extinga. A esto se le llamó “Principio de Gause”, “Ley de Gause” o “Principio de exclusión competitiva” (Hardin, 1960).

De acuerdo a la Ley de Gause (1934), las especies que presentan nichos ecológicos similares competirán entre sí por los mismos recursos, provocando así el desplazamiento de una de las especies. Esta ley establece que dos o más especies que habitan en el mismo nicho ecológico no pueden coexistir indefinidamente en el mismo hábitat.

Las especies ecológicamente similares a menudo no se encuentran coexistiendo en el mismo hábitat (Den Boer, 1980). En los estudios de competencia en escala ecológica, suponen que las características del lugar determinan las especies que pueden habitar en él (Rosenzweig, 1978). Las especies tienen preferencias de hábitat y que las especies ejercen una presión que puede ser negativa o positiva dependiendo de las densidades de dos especies, las proporciones y calidad del parche (Danielson, 1991).

El objetivo principal de los estudios de partición de recursos es analizar los límites en que las especies pueden coexistir de forma estable (Schoener, 1974). Algunos autores sugieren que existe una segregación ecológica de las especies que coexisten y que esto sucede a lo largo de diferentes gradientes ambientales y biológicos (Schoener, 1974, Wishieu, 1998). El mecanismo por el cual se rige la coexistencia son patrón desconocido de conjuntos fisiológicos, el comportamiento y las diferencias ecológicas que proporcionan la segregación de nicho en especies cercanas (Gordon, 2000).

El estudio de los patrones de selección de hábitat de las especies silvestres es crucial para entender qué variables ambientales influyen en la aptitud de los individuos y de la viabilidad de

las poblaciones (Wiens, 1976; Pulliam y Danielson, 1991; Benson y Chamberlain, 2007; Fernández et al., 2007).

La selección de hábitat permite conocer las necesidades ecológicas de las especies, así como, inferir las condiciones y los recursos bióticos y abióticos que un organismo requiere y estos intentan explicar su abundancia y distribución espacial (Manly et al., 1993). Así mismo, la preferencia de hábitat se evalúa a nivel poblacional (Meager y Utne-Palm, 2007). La preferencia de hábitat se deriva de una selección o uso asimétrico de unos recursos sobre otros por parte de los individuos de la población y sucede de forma no aleatoria entre los hábitats potenciales o disponibles (Morris, 2003). La preferencia de hábitat solamente puede ser inferida o evaluada de forma indirecta por medio del uso que hacen las especies de algunos recursos bióticos y abióticos en hábitats diferentes (Litvaitis et al., 1994; Matthiopoulos, 2003).

El desarrollo de un período de actividad por parte de los organismos de un ecosistema es una de las estrategias que ha moldeado la estructura de las comunidades a través de la evolución; sin embargo, los factores que desencadenan los procesos de segregación y establecen el nicho temporal de cada especie no han sido del todo conocidos. La segregación temporal diaria puede favorecer la coexistencia al evitar una confrontación directa de los individuos, o bien, al reducir el traslape en el uso de los recursos (Kronfeld-Schor y Dayan, 2003).

II. ANTECEDENTES

El estado de Sonora se encuentra ubicado en el noroeste de México en la frontera con Estados Unidos. Tiene una extensión de 184 934 km², lo que lo hace el segundo más grande del país, y ocupa cerca de 9.2% del territorio nacional. Por su ubicación biogeográfica, Sonora se localiza en una zona de transición entre la región Neotropical y la región Neártica. Colinda al oeste con el estado de Baja California (Brito- Castillo et al. 2010)

En Sonora está presente casi la mitad (49%) de todos los géneros de mamíferos en el país y un poco más de la cuarta parte (27%) del total de mamíferos terrestres en México. La fauna de mamíferos terrestres en el estado de Sonora comprende 126 especies. Sonora ocupa el octavo lugar a nivel nacional en riqueza de especies de mamíferos (Ceballos y Olivia, 2005). Con respecto al grupo de los carnívoros, el estado de Sonora ocupa el segundo puesto con 18 especies, las cuales representan el 62.1 del total del país (Molina-Freaner y Van Devender, 2010).

Los mamíferos generan actividades que contribuyen al mantenimiento, regeneración y equilibrio de los ecosistemas: los carnívoros contribuyen a mantener en equilibrio las poblaciones de sus presas como pequeños lagartos, roedores, serpientes, invertebrados y vertebrados pequeños. Los omnívoros, por su parte, favorecen la dispersión y germinación de semillas. A su vez los carnívoros y omnívoros mantienen estables las poblaciones de herbívoros (Cabrera y Molano, 1995).

II.I. Nicho ecológico

El concepto de nicho ecológico es controversial y ha dado pie a muchas discusiones, algunos autores mencionan que es el mejor término sin definir (Bell, 1982). La principal razón por la que el concepto de nicho ecológico ha adquirido fuerza, es porque los ecólogos aplicaron el término para analizar preguntas bastante complejas como “¿Qué combinaciones de variables ambientales pueden promover que las especies existan en una determinada región geográfica o en una comunidad biológica y cuáles son los efectos que hacen? De acuerdo a Hutchinson (1978) el nicho ecológico puede ser definido como un hipervolumen de variables ambientales en el que cada punto representa un estado que permite a las especies existir indefinidamente.

Grinnell (1917) estudió el nicho de *Toxostoma redivivum* en relación a su área de distribución y lo calculó mediante el término de nicho con relación a las variables climáticas y requerimientos de hábitat y como estos son expresados geográficamente. Poco tiempo después surge otra idea en cuanto al nicho ecológico. Elton (1927) visualiza el nicho ecológico como un rol funcional de las comunidades animales. Estas dos ideas dieron el impulso para la investigación el nicho ecológico, además contribuyeron al conocimiento sobre el nicho (Chase y Leibold, 2003).

El nicho Grinneliano es un suconjunto del espacio ecológico compuesto de variables scenopoéticas, es decir, variables no interactivas con las especies. De acuerdo a Grinnell, existen tres clases de nicho: el fundamental, fundamental existente y el realizado. El nicho fundamental es un conjunto de variables ambientales que permiten que una especie sobreviva. El nicho fundamental existente es la intersección con el espacio de variables existentes en el espacio ecológico. El nicho realizado es el espacio sobrante del nicho fundamental existente después de tomar en cuenta las interacciones con posibles entre especies.

II.2. Ecología de Comunidades

La ecología de comunidades intenta explicar la riqueza y abundancia de especies, en un lugar y momento determinado. Los estudios relacionados con ecología de comunidades han estado dirigidos principalmente al estudio de la partición de recursos para explicar la coexistencia de especies con una orientación ecológica similar (Schoener, 1974).

Una comunidad puede ser definida como el conjunto de organismos (especies) que coexisten en un hábitat que provee los recursos necesarios para la supervivencia. Karl Mobius (1877) acuñó el término de biocenosis para referirse a la comunidad biótica.

Greig-Smith (1986) menciona que las interacciones inter e intraespecíficas implican que los organismos presenten cambios estructurales y de organización en la comunidad a la que corresponden. La organización es mantenida por la composición de la comunidad. La estructura de la comunidad está determinada por varios factores tales como: los factores abióticos (temperatura, altitud, precipitación, etc.), dispersión (distribución geográfica de las especies) y por último las interacciones entre especies, como depredación o competencia. Estas interacciones pueden influir de manera directa en la estructura de la comunidad, ya que una especie puede desplazar a otra o reducir drásticamente su abundancia relativa. Cada uno de estos factores determina y contribuyen a la organización de una comunidad. Por esto es importante la interacción entre especies y la forma en que interactúan.

En una comunidad ecológica los individuos están en constante interacción entre ellos por los recursos disponibles (Greig-Smith, 1986). La competencia intraespecífica sucede entre individuos de la misma especie que habitan en el mismo territorio y utilizan los mismos recursos. La competencia interespecífica por su parte ocurre cuando especies diferentes utilizan recursos en común (Greig-Smith, 1986).

La organización en una comunidad es de suma importancia, ya que mediante ella se mantienen integras las poblaciones, por lo que la reducción en la abundancia de una o más especies, afecta de manera directa la estructura y organización de la comunidad, pudiendo llegar a afectar las interacciones entre especies (Greig-Smith, 1986).

Dentro de la estructura de las comunidades ecológicas destacan dos teorías importantes. Una de ellas es la teoría del equilibrio, la cual menciona que las interacciones entre especies ocurren de manera uniforme, la abundancia relativa, la composición y estructura de la comunidad permanecen estables a lo largo del tiempo. En contraste, la teoría del no-equilibrio, establece que las interacciones no son estables, y esto aumenta la diversidad y coexistencia de especies, los disturbios que se puedan presentar dentro de las comunidades están determinados por factores físicos, que influyen directamente en la estructura de la comunidad. La heterogeneidad ambiental y la variación temporal es que lo propicia la coexistencia de especies (Junca, 2008).

El modelo Lotka (1925) – Volterra (1931) fue desarrollado para comprender las interacciones dentro de una comunidad ecológica. La teoría señala que la integridad de las comunidades está determinada por las interacciones entre las especies, llegando a ser la competencia una de las interacciones más importante. El centro de esta teoría es el equilibrio (Fariña et al., 1997). Los factores fundamentales de esta teoría son la historia biológica de las especies, dinámica de crecimiento poblacional de las especies dentro de la comunidad, la interacción biológica más importante sea la competencia y por último, la comunidad requiere un equilibrio en las abundancias de las especies para que la coexistencia de estas ocurra de manera estable (Chesson y Case, 1986).

El reconocimiento de que elementos externos de una comunidad pueden afectar su funcionamiento, contribuyo a que se tomara en cuenta el concepto de “no-equilibrio” (McIntosh, 1985). Este concepto se refería a que la comunidad puede ser afectada por factores abióticos en mayor intensidad que por factores biológicos, como lo serían las interacciones entre especies (Wiens, 1984). El conocimiento del concepto de no-equilibrio, dio lugar a dos posturas que aún siguen vigentes hasta el día de hoy: una de ellas es que las situaciones de equilibrio y no-equilibrios son excluyentes (Thomson, 1980; Reice, 1994), y la otra es que tanto el equilibrio

como el no-equilibrio pueden suceder de forma simultánea (Caswell, 1978; Connell, 1978; Grossman et al., 1982; Wiens, 1984; DeAngelis y Waterhouse, 1987).

Connell (1978) adoptó estas posturas de equilibrio y no-equilibrio para explicar la coexistencia de especies similares dentro de una comunidad. Las hipótesis de equilibrio mencionan que después de ocurrir una perturbación dentro de la comunidad, las especies regresaran a su estado inicial, no alterándose las abundancias de estas, y se recuperara el equilibrio gracias a las interacciones entre las especies. Por el contrario, las hipótesis de no-equilibrio sugieren que las especies dentro de una comunidad no se encuentran en equilibrio constante, lo que indica que debido a las perturbaciones las especies se encuentran en recambio constante, siendo los factores externos los que determinan las interacciones entre especies.

Al ser tan complejos los sistemas ecológicos para llevar a cabo su medición se necesitan medir ciertos parámetros como tiempo, heterogeneidad espacial, factores de competencia, factores de depredación, factor de estabilidad ambiental, factor de productividad, entre otros (Junca, 2008).

II.3. Coexistencia de especies

MacArthur (1964) describió que cuando coexisten dos especies similares, estas ocupan un nicho más pequeño del que ocuparían normalmente si se encontraran solas. A esto lo denomino partición de recursos, lo que sugiere una adaptación evolutiva que reduce los efectos negativos de la competencia interespecífica.

Una de las opiniones más aceptadas en cuanto a coexistencia de especies ecológicamente similares es que estas se dividen los recursos (alimenticios, espaciales y temporales) y así minimizan las interacciones entre ellos (Schoener, 1974). Por lo cual esta coexistencia se da debido a que pueden ser especies similares pero sus nichos son diferentes. Los recursos pueden dividirse entre especies semejantes, incluso puede suceder una explotación de un mismo recurso por más de una especie pero esta se reparta en tiempo, espacio y que las especies no coincidan completamente.

Los estudios de partición de recursos es una aproximación a los problemas de coexistencia de especies. Schoener (1974) menciona que uno de los propósitos de los estudios de partición de recursos es la de analizar la coexistencia de especies y fijar límites en cuanto el número de especies que pueden coexistir de manera estable. La principal meta de estos estudios es encontrar especies ecológicamente similares y que coexistan en hábitat o nichos similares y medir las diferencias en sus nichos o hábitats. Los estudios de partición de recursos no miden diferencias globales de nicho entre las especies.

Los ecólogos han mencionado la segregación ecológica de las especies es un mecanismo que lleva a una coexistencia a lo largo de diferentes gradientes bióticos y abióticos. Los estudios de partición de recursos han contribuido a identificar patrones en la naturaleza que están ligados a los mecanismos de la coexistencia ecológica (Schoener, 1974; Wishieu, 1998).

II.4. Hábitat

El hábitat es el lugar donde existen los recursos y condiciones bióticas y abióticas que permiten la sobrevivencia, reproducción y establecimiento de las especies (Batzli y Lesieutre, 1991; Lubin et al., 1993). Donde sea que un organismo este provisto de recursos que le permitan sobrevivir, ese puede ser definido como su hábitat. Otros elementos del hábitat son la temperatura, precipitación, topografía, otras especies (depredadores, presas, competidores), factores espaciales, etc. Por lo cual, la abundancia de las especies animales se ve afectada por la cantidad disponible de alimento dentro del hábitat.

La vegetación es un componente fundamental para los hábitats, ya que este provee a la fauna de alimento y cobertura, y estos son factores de suma importancia de manera que resguarda a los animales del clima y depredadores (Ojasti, 2000). La transformación de la vegetación afecta de manera directa la dinámica de las poblaciones, distribución, abundancia, los procesos ecológicos y las interacciones entre especies, en el caso de los carnívoros, se ve afectada la depredación, entre otras. (Acosta, 2001). De manera que la transformación del paisaje y a su vez el hábitat puede afectar la integridad, conservación y distribución de la fauna en un determinado lugar (Murcia, 1995). El alimento generalmente está relacionado con la cobertura vegetal. Para los carnívoros la cobertura influye de forma indirecta ya que es el alimento de sus presas y puede condicionar la abundancia de estas (Ojasti, 2000).

El agua es un factor fundamental, donde su escasez afecta a la fauna de diversas formas. El agua constituye una necesidad fisiológica de primer orden en el funcionamiento de todos los seres vivos. El agua delimita la abundancia y distribución de la mayoría de las especies. Es un elemento importante a tomar en cuenta, ya que, por ejemplo en el mapache (*Procyon lotor*) si bien se ha adaptado a diversos hábitats, lo hace siempre y cuando haya cuerpos de agua permanentes (Hall, 1981).

Los cambios en el hábitat y la destrucción del mismo pueden ser causados por varios procesos que conducen a la reducción de la cantidad de hábitat o pérdida de hábitat y el tamaño de los parches, así como al aumento del número y el aislamiento de parches (Fahring, 2003). Por otra parte, los cambios en un hábitat pueden modificar fácilmente las propiedades de los hábitats adyacentes (Van den Berg et al., 2001). Los hábitats a menudo están vinculados y son interdependientes y los cambios en los hábitats pueden afectar todo el funcionamiento de los ecosistemas.

La selección de hábitat es un proceso jerárquico que implica una serie de decisiones que pueden ser de comportamiento innato o por herencia. El hábitat puede ser seleccionado por la disponibilidad de cobertura, la calidad del alimento y cantidad y calidad de sitios de descanso o madrigueras (Krausman, 1999).

La selección del hábitat se puede describir como el comportamiento de la especie dada, mediadas por los factores bióticos y abióticos que determina la eficacia del ambiente para las especies. En teoría, la eficacia de un hábitat está determinada por la respuesta de los organismos, el hábitat más adecuado es donde la supervivencia y el éxito reproductivo son más altos (Orians y Wittenberger, 1991).

El estudio de los patrones de selección de hábitat de las especies silvestres es crucial para entender qué variables ambientales influyen en la aptitud de los individuos y de la viabilidad de las poblaciones (Wiens, 1976; Pulliam y Danielson, 1991; Fernández et al., 2007; Benson y Chamberlain, 2007).

Por lo tanto, la selección de hábitat es un comportamiento activo de un animal. Cada especie busca características dentro de un ambiente, ya que estas están directa o indirectamente asociadas a los recursos que tendrá para reproducirse y sobrevivir (Krausman, 1999). La preferencia del hábitat es la consecuencia de la selección de hábitat, y da como resultado el uso desproporcionado de algunos recursos sobre otros (Krausman, 1999).

Uno de las limitaciones en cuanto a las mediciones de la preferencia de hábitat, es que el uso y la preferencia sólo pueden ser inferida de manera indirecta, por lo que estas no representan completamente todas las necesidades de las especies (Underwood et al., 2004). Por lo tanto, algunos autores han propuesto que la preferencia de hábitat sea evaluada por medio de

la diferencia entre la proporción relativa de todos los recursos usados y la disponibilidad de estos recursos (Underwood et al., 2004). A su vez, para que un hábitat sea seleccionado, debe encontrarse disponible (Hall et al., 1997). Esto sugiere un problema, ya que la disponibilidad de un hábitat no es algo fácil de medir, ya que las condiciones cambian con el tiempo y entre épocas. Por lo que, es necesario extrapolar la disponibilidad de un hábitat a partir de la abundancia o el área ocupada por la especie en el espacio.

II. 5. Sistemas de estudio: Prociónidos

Los prociónidos son una familia diversa, compuesta de aproximadamente 18 especies, que tiene una amplia distribución que abarca a todos los continentes con excepción de Australia, Antártica, y algunas islas del Pacífico (Wilson y Reeder, 1993). En México está representada por 7 especies de 4 géneros. La mayoría de las especies, como los cacomixtles (*Bassariscus astutus*, *B. sumichrasti*), el coatí (*Nasua narica*), el mapache común (*Procyon lotor*) y la martucha (*Potos flavus*) tiene áreas de distribución amplias.

En Sonora habitan 3 especies de Prociónidos, el cacomixtle (*Bassariscus astutus*), el coatí (*Nasua narica*) y el mapache (*Procyon lotor*). Se estima que ninguna especie continental presenta problemas serios de conservación (Ceballos y Oliva, 2005).

II.5.1. Historia evolutiva de la Familia Procyonidae

La radiación de los prociónidos tuvo lugar en Norte América y ésta radiación produjo formas principalmente arbóreas y omnívoros (Eisenberg, 1981; Martin, 1989). A su vez, el centro de diversificación de los prociónidos tuvo lugar en Mesoamérica durante el Mioceno (Darlington, 1963; Webb, 1985). Los fósiles de prociónidos del Mioceno tardío están representados en Florida, California, Texas, Nebraska y Dakota del Sur (Baskin, 1982; Martin, 1989) e incluyen géneros como *Bassariscus*, *Arctonasua*, *Cyonasua*, *Paranasua*, *Nasua* y *Procyon* (Baskin, 1982; Webb, 1985).

Durante el Mioceno los prociónidos fueron sometidos a una radiación modesta dentro de los climas tropicales y subtropicales en Norte América (Baskin, 1982). Al principio del Terciario, las latitudes medias de Norte América eran mucho más cálidas, pero no eran completamente tropicales y los bosques templados caducifolios se produjeron sólo en extremo norte (Barghoorn, 1953; Colbert, 1953; Darlington, 1963). Durante el Mioceno se produjo un cambio en las temperaturas, que resultó en el enfriamiento de los continentes del norte; el enfriamiento continuó a un ritmo acelerado durante el final del Terciario, con el desarrollo de condiciones glaciares en los polos a mediados del Plioceno (Barghoorn, 1953). Durante las glaciaciones del Pleistoceno, los bosques tropicales y subtropicales se contrajeron, las sabanas se expandieron y las altas temperaturas fueron desplazadas a las regiones ecuatoriales (Raven y Axelrod, 1975; Webb, 1978; Marshall, 1988).

Durante el Terciario los continentes se enfriaron y las zonas cálidas se desplazaron hacia los trópicos (Webb, 1985). En el periodo del Mioceno tardío, Plioceno y Pleistoceno, el estrecho de Bering se formó periódicamente, ofreciendo una vía para la dispersión entre los continentes del norte (Darlington, 1963; Webb, 1985). Sin embargo, los prociónidos no cruzaron el estrecho de Bering, ya que son un grupo esencialmente tropical (Ewer, 1973). La radiación de los prociónidos no penetró más allá de las latitudes medias, lo que implica que eran animales adaptados a climas cálidos (Mugaas et al., 1993).

II.5.2. *Bassariscus astutus*

Los cacomixtles son animales solitarios con hábitos nocturnos. Habitan zonas montañosas y laderas de relieve accidentado. Son omnívoros y se alimentan principalmente de pequeños vertebrados, insectos, frutos y ocasionalmente de néctar (González, 1982; Kuban y Schwatrz, 1985).

Se distribuyen desde el sur de los Estados Unidos hasta Centroamérica. En México, habita prácticamente en todo el norte y centro del país (Ceballos y Miranda, 1986).

Se encuentran en matorral xerófilo, bosques de pino, encino, roble, juníperos, zonas arbustivas y chaparrales (Ceballos y Galindo, 1984; Trapp, 1978). Habita desde el nivel del mar hasta altitudes de 2880 msnm (Kaufmann, 1982; Poglayen-Neuwall y Toweill, 1988).

II.5.3. *Nasua narica*

El coatí es un animal diurno, aunque ocasionalmente presenta actividad en la noche. Se alimenta de fruta e insectos como coleópteros, ortópteros, lepidópteros, himenópteros e isópteros, también consumen miriápodos, arácnidos, crustáceos y anélidos (Delibes et al., 1989; Sáenz, 1994; Valenzuela, 1998). En menor proporción llegan a consumir pequeños vertebrados, pueden consumir frutos cuando estos son abundantes (Kaufmann, 1962; Russell, 1982; Valenzuela, 1998).

Se encuentra principalmente en el bosque tropical caducifolio, bosque tropical subcaducifolio y bosque tropical perennifolio a lo largo de las costas. También son comunes en bosques de pino, pino-encino y matorrales xerófilos. Habita desde el nivel del mar hasta 2 900 msnm, pero se distribuye principalmente en las tierras bajas de las vertientes del Golfo de México y del Pacífico (Ceballos y Oliva, 2005).

II.5.4. *Procyon lotor*

Es un animal de hábitos principalmente crepusculares y nocturnos. El mapache es omnívoro y consume gran variedad de animales y vegetales. Tiende a ser selectivo cuando el alimento es abundante. Consume más invertebrados que vertebrados como insectos y sus larvas, cangrejos de río, cangrejos de tierra y en proporciones menores y variables del año, anélidos y moluscos. Los vertebrados que consume en proporciones pequeñas, son peces, ranas, tortugas, huevos de tortugas marinas y de caimanes, pequeñas aves, y sus huevos, ratones, ardillas, conejos, liebres, así como carroña de animales mayores como venados, vacas y caballos (Kaufmann, 1987).

Se han adaptado a vivir en una gran variedad de hábitats, siempre y cuando existan cuerpos de agua permanentes. Son más abundantes en bosques tropicales perennifolios, bosques tropicales subcaducifolios y caducifolios, manglares, pantanos y humedales. También se les puede encontrar en zonas de matorral xerófilo y bosques de pino-encino (Ceballos y Galindo, 1984). Se les puede encontrar desde el nivel del mar hasta casi 3,000 msnm (Hall, 1981).

III. JUSTIFICACION

La partición de recursos entre especies simpátricas puede explicar su coexistencia y por lo tanto es fundamental para entender su ecología. Aspectos ecológicos, tales como los patrones de actividad y uso de hábitat representan variables importantes en la dinámica de las comunidades (Gittleman, 1989; Brown y Peinke, 2007). Por lo que, la información sobre sus patrones de actividad y uso de hábitat ayudara a comprender el funcionamiento dentro de las comunidades animales. Por lo tanto este trabajo aportará información para futuras investigaciones sobre la coexistencia de prociónidos.

IV. HIPOTESIS

Los prociónidos son especies ecológicamente cercanas y a pesar de que por su biología pueden llegar a compartir hábitats y recursos presentaran estrategias que les permitan minimizar su competencia, tales como una segregación espacial y temporal

V. OBEJTIVOS

V.1 Objetivo general

Evaluar los patrones de actividad y distribución ecológica espacial de la familia Procyonidae en el Estado de Sonora.

V.2. Objetivos Específicos

Determinar el patrón de actividad de los miembros de la familia Procyonidae (*Bassariscus astutus*, *Nasua narica* y *Procyon lotor*).

Comparar el patrón de actividad entre las 3 especies (*Bassariscus astutus*, *Nasua narica* y *Procyon lotor*).

Determinar el uso de hábitat de cada una de las especies de la Familia Procyonidae (*Bassariscus astutus*, *Nasua narica* y *Procyon lotor*).

Determinar el uso en altitud de las especies de la Familia Procyonidae (*Bassariscus astutus*, *Nasua narica* y *Procyon lotor*).

VI. MATERIALES Y METÓDOS

VI. 1. Área de estudio

El área de estudio comprendió de 19 sitios de muestreo, los cuales se encuentran distribuidos en el Estado de Sonora. El área de estudio comprendió los municipios de Agua Prieta, Nacozari de García, Fronteras, Huásabas, Bavispe, Santa Cruz, Naco, Imuris, Tubutama, Santa Ana y Ures dentro del Estado de Sonora, México.

El Rancho Los Ojos se encuentra alrededor de las coordenadas UTM 690451, 3458343. Presenta un clima BS1k(x') semiárido, templado con una temperatura media anual entre 12°C y 18°C con lluvias de verano (García, 1998) y una precipitación media anual entre los 400-600 mm (Vidal-Zepeda, 1990). La vegetación predominante es pastizal natural y presenta algunos parches de bosque de encino.

El Rancho El Pinito se encuentra alrededor de las coordenadas UTM 696805, 3452678. Presenta un clima BS1k(x') semiárido, templado con una temperatura media anual entre 12°C y 18°C con lluvias de verano (García, 1998) y una precipitación media anual 125-400 mm (Vidal-Zepeda, 1990). La vegetación predominante es bosque de pino, con parches de bosque de encino, pastizal natural y chaparral.

El Rancho Tapila se encuentra alrededor de las coordenadas UTM 690152, 3450099. Presenta un clima BS1k(x') semiárido, templado con una temperatura media anual entre 12°C y 18°C con lluvias de verano (García, 1998) y una precipitación media anual de 400-600mm (Vidal-Zepeda, 1990). La vegetación predominante es bosque de pino y en menor medida pastizal natural.

El Rancho San Bernardino se encuentra alrededor de las coordenadas UTM 661674, 3466138. Presenta un clima BSoh(x') árido, semicálido con una temperatura entre 18°C y 22°C con lluvias repartidas todo el año (García, 1998) y una precipitación media anual de 400-600

mm (Vidal-Zepeda, 1990). Presenta un tipo de vegetación predominante de Matorral desértico microfilo.

El Rancho Lobos se encuentra alrededor de las coordenadas UTM 701881, 3461321. Presenta un clima BS1k(x') semiárido, templado con una temperatura media anual entre 12°C y 18°C con lluvias de verano (García, 1998) y una precipitación media anual de 125-400 mm (Vidal-Zepeda, 1990). Su vegetación predominante es bosque de pino y bosque de encino.

El Rancho Aserradero se encuentra alrededor de las coordenadas UTM 678927, 3428481. Presenta un clima BS1k(x') semiárido, templado con una temperatura media anual entre 12°C y 18°C con lluvias de verano (García, 1998) y una precipitación media anual de 400-600 mm (Vidal-Zepeda, 1990). Los tipos de vegetación predominantes son pastizal natural y bosque de encino.

El Rancho Valle se encuentra alrededor de las coordenadas UTM 692739, 3466049. Presenta un clima BS1k(x') semiárido, templado con una temperatura media anual entre 12°C y 18°C con lluvias de verano (García, 1998) y una precipitación media anual de 400-600 mm (Vidal-Zepeda, 1990). El tipo de vegetación presente en el rancho es pastizal natural.

El sitio que se muestreo en la Sierra del Tigre se encuentra alrededor de las coordenadas UTM 667453, 3384322. Presenta un clima BS1k(x') semiárido, templado con una temperatura media anual entre 12°C y 18°C con lluvias de verano (García, 1998) y una precipitación media anual de 400-600 mm (Vidal-Zepeda, 1990). La vegetación predominante en este sitio es bosque de encino.

El sitio de nuestro dentro de la Sierra de Ajos se encuentra alrededor de las coordenadas UTM 601390, 3425135. Presenta un clima BS1k(x') semiárido, templado con una temperatura media anual entre 12°C y 18°C con lluvias de verano (García, 1998) y una precipitación media anual de 400-600 mm (Vidal-Zepeda, 1990). Los principales tipos de vegetación dentro del sitio de estudio son bosque de pino y bosque de encino.

El Rancho Buenos Aires se encuentra alrededor de las coordenadas UTM 608658, 3412124. Presenta un clima BSoh(x') árido, semicalido con una temperatura media anual entre

18°C y 22°C con lluvias repartidas todo el año (García, 1998) y una precipitación media anual de 400-600 mm. El tipo de vegetación predominante es matorral desértico microfilo.

La Sierra Madera se encuentra alrededor de las coordenadas UTM 635687 3328303. Presenta un clima BS1k(x') semiárido, templado con una temperatura media anual entre 12°C y 18°C con lluvias de verano (García, 1998) y una precipitación media anual de 400-600 mm (Vidal-Zepeda, 1990). La parte oeste de la Sierra Madera presenta un tipo de vegetación predominante de bosque de encino, a su vez, los principales tipos de vegetación en la parte oeste de la Sierra es matorral espinoso, matorral desértico microfilo y mezquital-huizachal.

El Rancho Oaxaca se encuentra alrededor de las coordenadas UTM 693641, 3404397. Presenta un clima predominante BS1k(x') semiárido, templado con una temperatura media anual entre 12°C y 18°C con lluvias de verano (García, 1998) y una precipitación media anual de 125-400 mm (Vidal-Zepeda, 1990). Los tipos de vegetación presentes en el rancho son pastizal natural, bosque de encino y matorral desértico microfilo.

El Rancho Los Fresnos se encuentra alrededor de las coordenadas UTM 554371 3462453. Presenta un clima BS0k(x') árido, templado con una temperatura media anual entre 12°C y 18°C con lluvias repartidas todo el año (García, 1998) y una precipitación media anual 400-600 mm (Vidal-Zepeda, 1990). Cuenta con una vegetación predominante de pastizal natural.

El Rancho San José se encuentra alrededor de las coordenadas UTM 590310 3459066. Presenta un clima predominante BS1k(x') semiárido, templado con una temperatura media anual entre 12°C y 18°C con lluvias de verano (García, 1998) y una precipitación media anual de 400-600mm (Vidal-Zepeda, 1990). La vegetación predominante es pastizal natural y cuenta con algunos parches de bosque de encino.

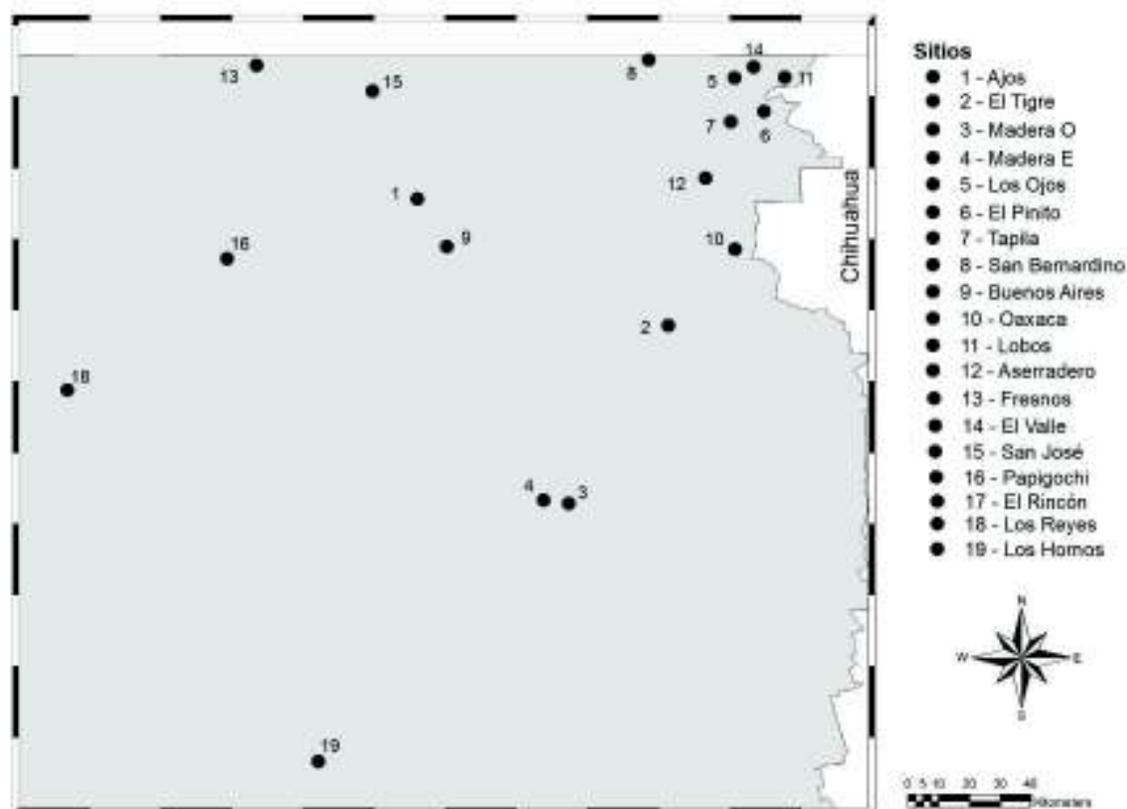


Figura 1. Sitios de muestreo en el Estado de Sonora, México.

El Rancho Papigochi se encuentra alrededor de las coordenadas UTM 548533 3404533. Presenta un clima predominante BS1k(x') semiárido, templado con una temperatura media anual entre 12°C y 18°C con lluvias de verano (García, 1998) y una precipitación media anual de 400-600 mm (Vidal-Zepeda, 1990). La vegetación predominante es bosque de encino.

El Rancho el Rincón se encuentra alrededor de las coordenadas UTM 469132 3406444. Presenta un clima BSoh(x') árido, semicálido con una temperatura entre 18°C y 22°C con lluvias repartidas todo el año (García, 1998) y una precipitación media anual entre 125-400mm (Vidal-Zepeda, 1990). El tipo de vegetación predominante en el rancho es matorral desértico microfilo.

El Rancho Los Reyes se encuentra alrededor de las coordenadas UTM 502419 3362369. Presenta un clima BSoh(x') árido, semicálido, con una temperatura entre 18°C y 22°C y lluvias repartidas todo el año y la parte sureste presenta un clima BS1h(x') semiárido, semicálido, con una temperatura media anual mayor de 18°C y lluvias repartidas todo el año (García, 1998) y presenta una precipitación media anual 400-600mm (Vidal-Zepeda, 1990). Los tipos de vegetación presentes en el rancho son matorral desértico microfilo, pastizal natural y chaparral.

El Rancho Los Hornos se encuentra alrededor de las coordenadas UTM 578107 3243872. Presenta un clima predominante BS1k(x') semiárido, templado con una temperatura media anual entre 12°C y 18°C con lluvias de verano (García, 1998) y una precipitación media anual de 400-600 mm (Vidal-Zepeda, 1990). Los tipos de vegetación predominantes en el rancho son matorral espinoso y mezquital-huizachal.

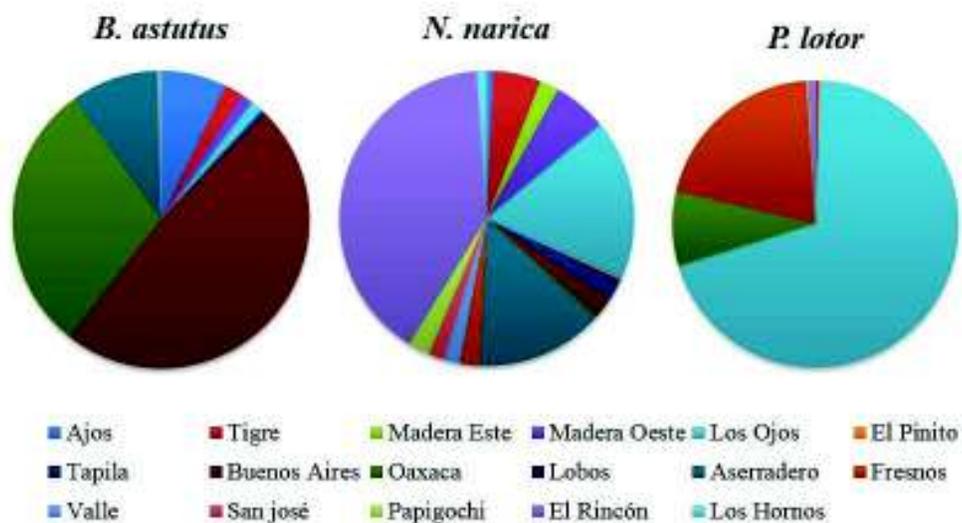


Figura 2. Distribución de los registros en los sitios de muestreo dentro del Estado de Sonora.

VI.2. Cámaras trampa

Los muestreos se realizaron dentro del periodo comprendido entre Febrero de 2009 a Enero del 2013. Se muestrearon 19 sitios en los cuales se colocaron entre 20-29 cámaras-trampa, así con un total de 490 cámaras trampa las cuales estuvieron activas alrededor de 25 a 40 días.

Las cámaras trampa utilizadas en este estudio fueron de la marca Wildview, modelo 2 y 3. Estas cámaras son digitales y cuentan con sensores de movimiento y flash automático, se les puede colocar una memoria SD de 2 a 8 GB. Dependiendo de la capacidad de la memoria SD le caben alrededor de 4000 a 8000 fotografías. Las cámaras fueron programadas para estar activas las 24 horas del día con una secuencia de 3 fotos consecutivas y un lapso de descanso de 1 minuto si se detecta movimiento.

Las cámaras trampa se colocaron con una distancia mínima de 1 km una de otra, esto dependiendo de la accesibilidad del terreno. Se procura instalarlas sobre caminos, veredas hechas por animales, cerca de ríos, riachuelos, represas. Se buscó de preferencia indicios y/o rastro de fauna para colocarlas. Las cámaras trampa fueron geo-referenciadas con un GPS (Global Positioning System) el DATUM y sistema de coordenadas que se utilizó fue NAD 27 UTM Zona 12, además de tomarse la altitud (msnm) del punto donde colocó la cámara y posteriormente se anotaron las coordenadas en una libreta de campo. Las cámaras trampa se colocan sobre los troncos de los árboles de preferencia, a una altura de 50 a 100 cm. Se colocó un atrayente frente a cada cámara, aproximadamente a unos 3 metros de distancia. Este cebo consistió de una lata de sardina que se clavó en un troco y frente a esto se colocó una mezcla de avena y maíz a la cual se le roció extracto de vainilla.

Una vez que pasan los 30-35 días aproximado de la duración de la batería de las cámaras, se recogen y se procesan los eventos fotográficos. La información contenida en la memoria SD se pasa a un Disco Duro y/o una computadora. Con estas fotografías digitales se genera una base de datos en Excel y se colocan las siguientes etiquetas: Número de cámara, Sitio, Día, Mes, Año, Número de fotografía, Número de individuos, Genero, Especie, Coordenada X, Coordenada Y, y Altitud (msnm).

VI.3. Análisis de datos

VI. 3.1 Patrones de Actividad

De nuestra base de datos con todos los registros de prociönidos se seleccionaron los eventos fotográficos. Las cámaras-trampa toman tres fotografías consecutivas y descansan un minuto, de ese set de tres fotografías se seleccionó una fotografía y ésta se consideró como un evento fotográfico y así sucesivamente. Dentro del set de tres fotografías se tomaba el registro con el mayor número de individuos en el caso de que hubiera más de un individuo en una fotografía.

A partir de la base de datos depurada con los eventos fotográficos, se utilizaron los registros de fecha, hora y número de individuos visibles en las fotografías. El registro de actividad fue separado en periodos de una hora, para tener un total de 24 horas. Para cada una de las especies (*B. astutus*, *N. narica* y *P. lotor*) se elaboró una base de datos. Se utilizaron sólo las fotografías con la hora y fecha visible.

En cuanto al análisis estadístico se realizó una prueba de χ^2 (Ecuación 1) para cada una de las especies y se utilizó un nivel de significancia de 0.05. El valor observado en la prueba de χ^2 se obtuvo de nuestros eventos fotográficos en cada hora del día. El valor esperado se infiere a partir del supuesto de $\Sigma O_i = \Sigma E_i = N$. La sumatoria de los valores observados será igual a la sumatoria de los valores esperados y esto es igual N que es el total de las frecuencias. El valor esperado se genera suponiendo que la especie está activa durante las 24 horas sin preferencia por algún periodo particular. Por lo tanto, el valor esperado se obtiene dividiendo el número de clases entre el total de las observaciones. Se utilizó el software Past 3.x para calcular el valor de χ^2 (Hammer et al., 2001).

Ecuación 1; Prueba de χ^2 en relación a los patrones de actividad:

$$\chi^2 = (O - E)^2 / E$$

Donde:

O = Valores observados

E = Valores esperados

VI.3.2. Uso de Hábitat

Un método eficiente para determinar la confiabilidad de los datos de uso y disponibilidad de recursos, es una prueba de χ^2 ; esta prueba evalúa la hipótesis de que las especies utilizan el hábitat en proporción a lo disponible (Ostle, 1963). Para este trabajo empleamos una prueba de χ^2 de bondad de ajuste y los intervalos de confianza de Bonferroni (Neu et al., 1974).

La primera parte de esta prueba es generar un número de puntos aleatorios dentro de cada categoría de hábitat o tipo de vegetación dentro del área de estudio, posteriormente contrastar estos valores con las observaciones de la especie dentro de cada categoría de hábitat. Por lo tanto, se realiza una prueba de χ^2 (ecuación 1) utilizando como valores observados el número de observaciones de cada especie de prociénidos en cada tipo de vegetación y se toma el número de puntos aleatorios en cada tipo de vegetación como los valores esperados. Esta prueba de χ^2 nos indica si el número de observaciones de prociénidos difiere significativamente de los valores observados en los tipos de vegetación dentro del área de estudio, es decir, se puede utilizar para determinar si hay una diferencia significativa entre el uso esperado de los tipos de vegetación en base a su disponibilidad y la frecuencia observada del uso de cada tipo de vegetación.

Ecuación 2; Prueba de χ^2 en relación a la uso de hábitat:

$$X^2 = \frac{(O - E)^2}{E}$$

Donde:

O = Valores observados: Presencia de la especie en cada tipo de vegetación

E = Valores esperados: Puntos aleatorios en cada tipo de vegetación

Una vez realizada la prueba de bondad de χ^2 es conveniente examinar las comparaciones entre los valores esperados y los observados, con el fin de detectar la selección o evasión de los distintos tipos de vegetación. Los intervalos de confianza de Bonferroni son útiles para indagar más en los datos y determinar cuáles tipos de vegetación son seleccionados.

Para estimar los intervalos de confianza de Bonferroni es necesario un ajuste importante en la estadística Z para que sea apropiado utilizar la distribución binomial para así construir los intervalos de confianza. Este ajuste se refiere al nivel de significancia “ α ” de los intervalos. La estimación del intervalo se denominan $(1 - \alpha) * 100$ por ciento del intervalo de confianza. Cuando se realiza una estimación de dos o más parámetros simultáneamente, la probabilidad de que cualquier estimación presente un ligero error; este error depende parcialmente de la cantidad de cálculos que se estén realizando (Hopkins y Gross, 1970). Por lo tanto, para reducir la tasa de probabilidad de error de “ α ”, se requiere una reducción gradual del nivel de importancia de cada estimación. Las estimaciones de los intervalos restantes se denominan $(1 - \alpha)$.

Cuando se lleva a cabo una estimación simultánea de varios intervalos y el número de intervalos es mayor a 5, se adiciona un componente al estadístico Z; quedando de la siguiente forma: $Z_{(1-\alpha/2k)}$, donde k representa el número de cálculos simultáneos. Por lo tanto, la fórmula de los intervalos de confianza de Bonferroni queda de la siguiente manera:

Ecuación 3:

$$\widehat{P}_i - Z_{\frac{\alpha}{2k}} \sqrt{\frac{\widehat{P}_i(1 - \widehat{P}_i)}{n}} < \widehat{P}_i < \widehat{P}_i + Z_{\alpha/2k} \sqrt{\frac{\widehat{P}_i(1 - \widehat{P}_i)}{n}}$$

Donde:

\widehat{P}_i = Proporción de registros en un tipo de hábitat o intervalo “i”

$Z_{\frac{1-\alpha}{2k}}$ = Es la normal estándar que corresponde a la probabilidad de $\alpha/2k$

Para este caso $Z_{\frac{1-\alpha}{2k}}$ fue igual a 1.86 ya que el valor de α es igual a 0.05.

Para calcular los valores esperados se utilizó el software ArcGIS 9.3. Dentro de ArcGIS se creó un archivo de puntos (vectorial) tipo shape (.shp) con las coordenadas de las cámaras-trampa que fueron colocadas en campo. A partir del archivo de puntos de las cámaras-trampa se generó un buffer y dentro de este buffer se crearon 490 puntos aleatorios, ya que el número total de cámaras-trampa es de 490. Para indicar los tipos de vegetación en cada uno de los sitios donde se colocaron las cámaras-trampa y los puntos aleatorios se utilizó la capa de uso de suelo y vegetación de México, serie V, INEGI (Figura 3). A partir de esto, se generó una base de datos donde se indicaba el número de cada cámara-trampa y cuál era el tipo de vegetación asociado a este punto, de igual forma se hizo para los puntos aleatorios, se indicó el número del punto aleatorio y cuál era su tipo de vegetación asociado. De acuerdo a la capa de uso de suelo y vegetación serie V, los tipos de vegetación en los sitios de estudio son: agricultura de riego anual, bosque de encino, bosque de encino-pino, bosque de galerías, bosque de pino, bosque de pino-encino, matorral desértico micrófilo, matorral subtropical, matorral xerófilo, pastizal inducido, pastizal natural, matorral sarcocaulo, pastizal cultivado. Posteriormente, se calculó la proporción de los registros de cada especie en cada tipo de vegetación para proseguir al cálculo de los intervalos de confianza.

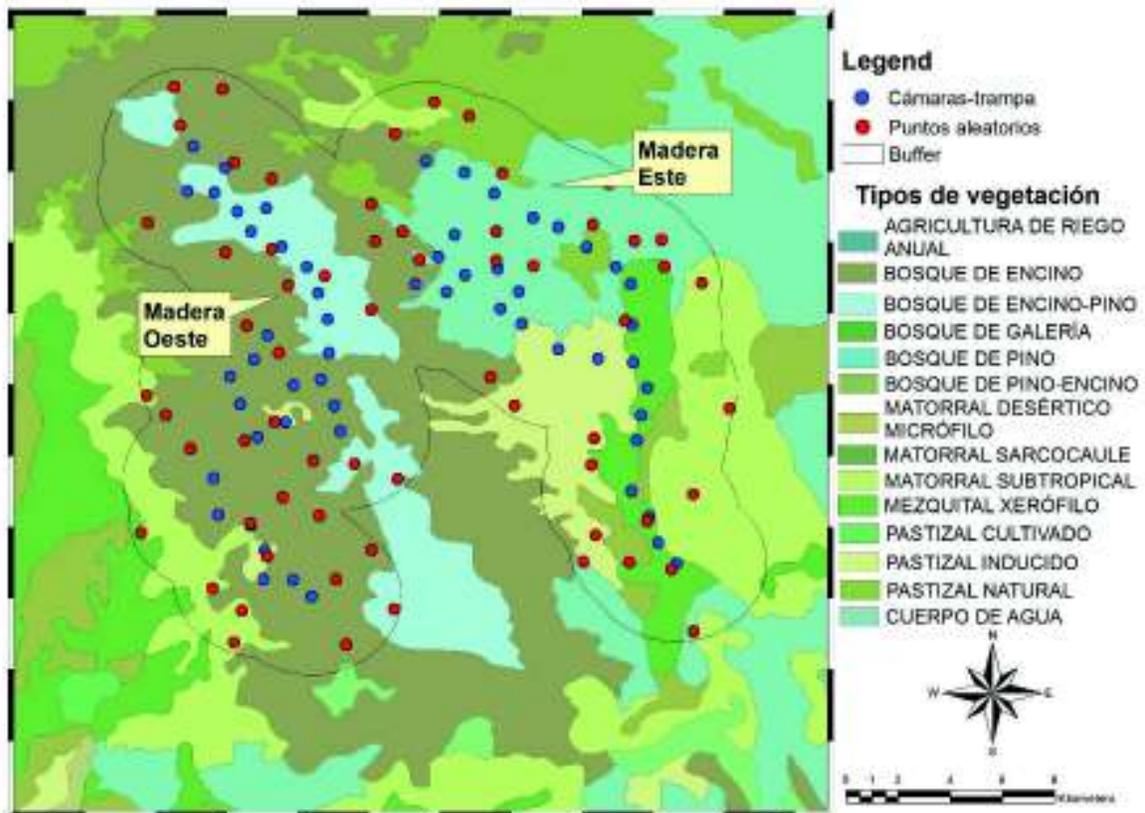


Figura 3. Ejemplo de la generación de puntos aleatorios, el buffer y los tipos de vegetación en dos sitios de muestreo de acuerdo a la capa de Cobertura de suelo y vegetación en el Estado de Sonora según la capa de uso de suelo y vegetación, serie V, INEGI.

Para determinar si existe una selección por los intervalos de altitud se utilizaron intervalos de altitud cada 500 metros y se generaron puntos aleatorios dentro del área buffer que se utilizó para las cámaras-trampa. A partir del Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0 (INEGI) se indicó la altitud de cada punto aleatorio. De igual forma, se procedió a una prueba de χ^2 (Ecuación 2), donde los valores esperados son el número de puntos aleatorios en cada intervalo de altitud y los valores observados son los registros de cada especie en los intervalos de altitud; posteriormente, se calcularon las proporciones de los registros de las especies y los puntos aleatorios en cada intervalo de altitud, finalmente se procedió a una prueba de intervalos de confianza (Ecuación 3).

VII. RESULTADOS

Los muestreos se realizaron a partir de Febrero del 2009 a Enero del 2013 con un total de 14700 noches-trampa. Se obtuvieron un total de 5122 registros fotográficos en total de las 3 especies (*B. astutus*, *N. narica* y *P. lotor*), 2424 fotografías de *B. astutus*, 2014 fotografías de *Nasua narica* y 685 fotografías de *P. lotor*.

El sitio que presentó mayor registro de *B. astutus* (n = 1,166) fue el Rancho Buenos Aires. *N. narica* (n = 770) presentó mayor registro en el Rancho El Rincón y el sitio con mayor registro de *P. lotor* (n=477) fue en Los Ojos (Tabla 1). Los sitios que presentaron menor registro para *B. astutus* fue Madera Oeste, Valle, Papigochi y San José. Para *P. lotor* fueron Ajos, Madera Este, Pinito, Tapila, Buenos Aires, Aserradero, Lobos, Valle, San José y Los Hornos. En los Ranchos San Bernadino y Los Reyes no se encontró ningún registro de Prociónidos.

Algunos sitios tuvieron presencia y registro de las 3 especies como el caso de Los Ojos, Oaxaca y El Rincón (Figura 5). Se observa también que la mayoría de los sitios en los que se tuvieron registros albergaban por lo menos 2 de las 3 especies de Prociónidos. Sólo en los casos de los sitios El Pinito, Valle y San José se tuvo registro de una sola especie de la familia Procyonidae, *N. narica*. En los sitios San Bernardino y Los Reyes no se obtuvieron registros de ninguna especie.

Tabla I. Porcentaje de registros en los sitios de muestreo dentro del Estado de Sonora

Sitios	<i>B. astutus</i>	<i>N. narica</i>	<i>P. lotor</i>
Los Ajos	7.22	0.58	0
El Tigre	1.86	5.25	0.43
Madera Este	1.28	6.83	0
Madera Oeste	0	2.03	0.14
Los Ojos	1.28	20.16	69.63
El Pinito	0	0.34	0
Tapila	0.54	2.19	0
San Bernardino	0	0	0
Buenos Aires	48.44	2.18	0
Aserradero	9.51	13.18	0
Oaxaca	29.45	0.64	6.55
Lobos	0.04	0.04	0
Fresnos	0.12	2.09	20.29
Valle	0	1.68	0
Papigochi	0	2.27	0.14
San José	0	1.68	0
El Rincón	0.12	38.15	0.87
Los Reyes	0	0	0
Los Hornos	0.24	1.03	0

VII.1. Patrones de Actividad

De los registros obtenidos de las tres especies se eliminaron algunas fotografías donde no era visible la hora; por lo que para evaluar los patrones de actividad se utilizaron 950 registros de *B. astutus*, 695 de *N. narica* y 266 de *P. lotor*.

B. astutus presentó su mayor actividad de las 18:00 a 06:00 horas del día ($\chi^2=527.69$, $gl= 23$, $P<0.05$). Su patrón de actividad tuvo picos importantes, estos fueron a las 19:00 horas (10.94), 23:00 horas (12%), 00:00 horas (7.89%), 01:00 horas (8.63%) y 02:00 horas (8.73%) (Figura 4). La actividad que presentó *B. astutus* durante el día fue muy poca. Los registros que se obtuvieron durante el día van del 0.10% al 0.94%

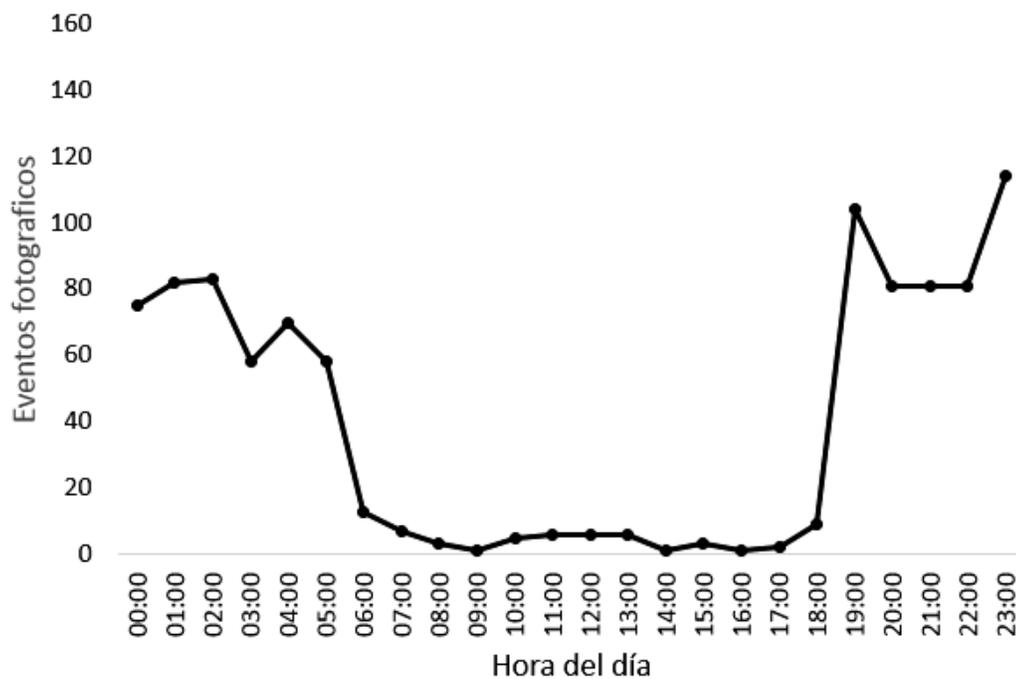


Figura 4. Patrón de actividad de *Bassariscus astutus* en los sitios de muestreo.

El patrón de actividad de *N. narica* muestra que estuvo activo principalmente durante del día ($\chi^2= 399.44$, $gl=23$, $P<0.05$). Sus registros de actividad comenzaron a las 06:00 horas (2.73%), alcanzando un pico importante de actividad a las 07:00 horas (13.23%). Se detectó otro pico de actividad notorio a las 16:00 horas (14.38%) y a las 17:00 horas (21%), a partir de ahí su actividad decreció, alcanzando otro pico de actividad a las 22:00 horas (8.20%).

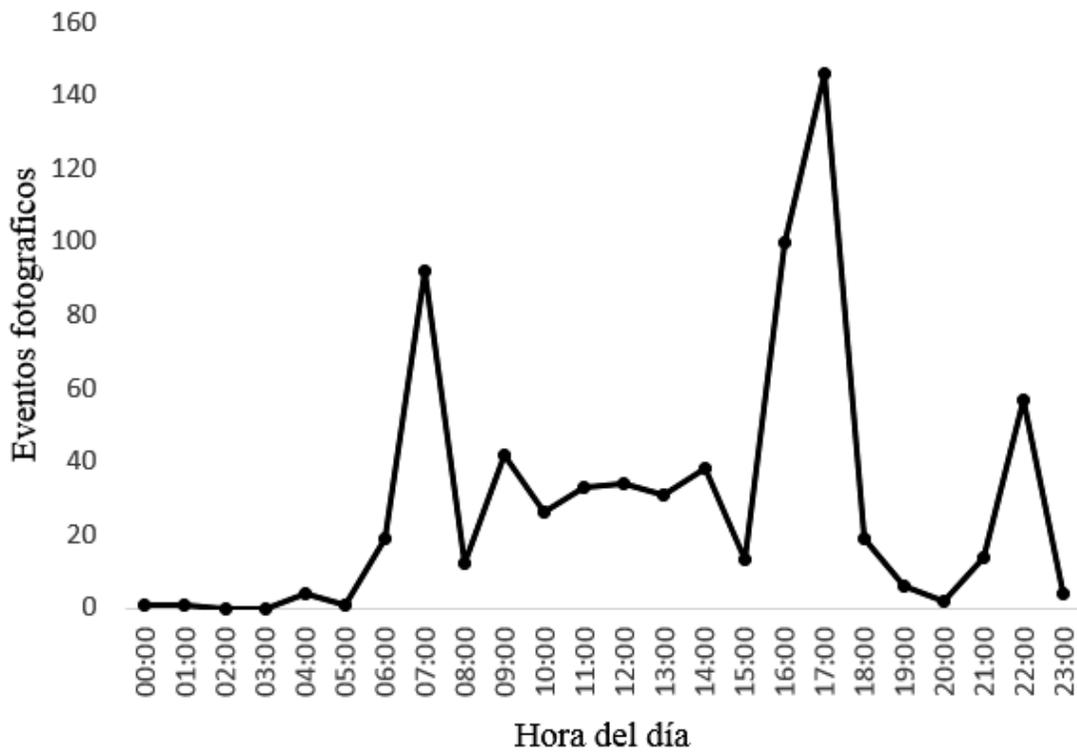


Figura 5. Patrón de actividad de *Nasua narica* en los sitios de muestreo.

En caso de *P. lotor* el patrón de actividad nos muestra que está activo en las primeras y últimas horas del día ($\chi^2= 152.52$, $gl=23$, $P<0.05$). Esta especie esta activa de las 00:00 a 4:00 horas, y de las 19:00 a las 23:00 horas; dentro de estos presento sus picos más altos de actividad a las 04:00 horas (9.77%), a las 16:00 y 19:00 horas (10.52%) y a las 22:00 horas y 23:00 horas (8.64%). A su vez, se detectó un pico importante de actividad a las 00:00 horas (12.78%).

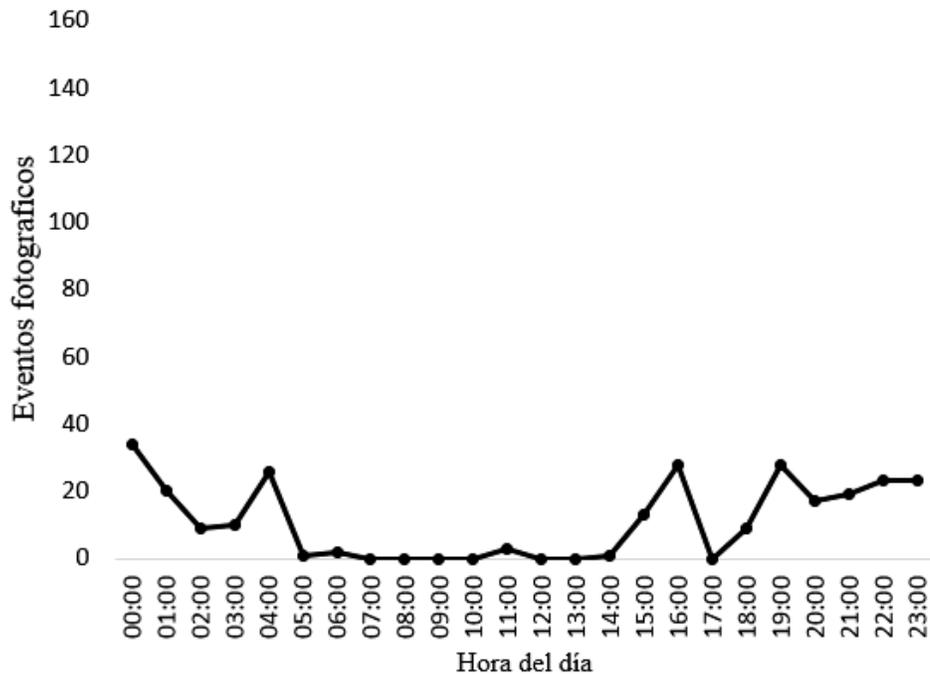


Figura 6. Patrón de actividad de *Procyon lotor* en los sitios de muestreo.

De acuerdo al patrón de actividad general de la familia Procyonidae, se registraron dos picos que se sobreponen a las 16:00 horas; tal es el caso de *N. narica* y *P. lotor*, cabe mencionar que para *P. lotor* es uno de sus picos más altos de actividad (10.52%) mientras que para *N. narica* si bien es uno de sus picos importantes no es el mayor (14.38%) ya que *N. narica* alcanza su porcentaje de mayor registro y actividad a las 17:00 horas (21%). Otra sobre posición de actividad ocurre con *P. lotor* y *B. astutus* a las 19:00 horas; para este caso los porcentajes de registros de ambas especies son similares 10.52% para *P. lotor* y 10.94% para *B. astutus*.

VII. 2. Uso de hábitat

En cuanto al uso de hábitat se identificó que *B. astutus* presentó selección por el bosque de encino y bosque de pino-encino ($\chi^2= 35.38$, $gl =13$, $P<0.05$) (Figura 7; Apéndice 1). *N. narica* mostró selección hacia los sitios de bosque de encino y bosque de pino-encino ($\chi^2= 302.6$, $gl =13$, $P<0.05$) (Figura 8; Apéndice 2). Así mismo, *P. lotor* presentó una selección por el pastizal natural ($\chi^2= 266.12$, $gl =13$, $P <0.05$) (Figura 9; Apéndice 3).

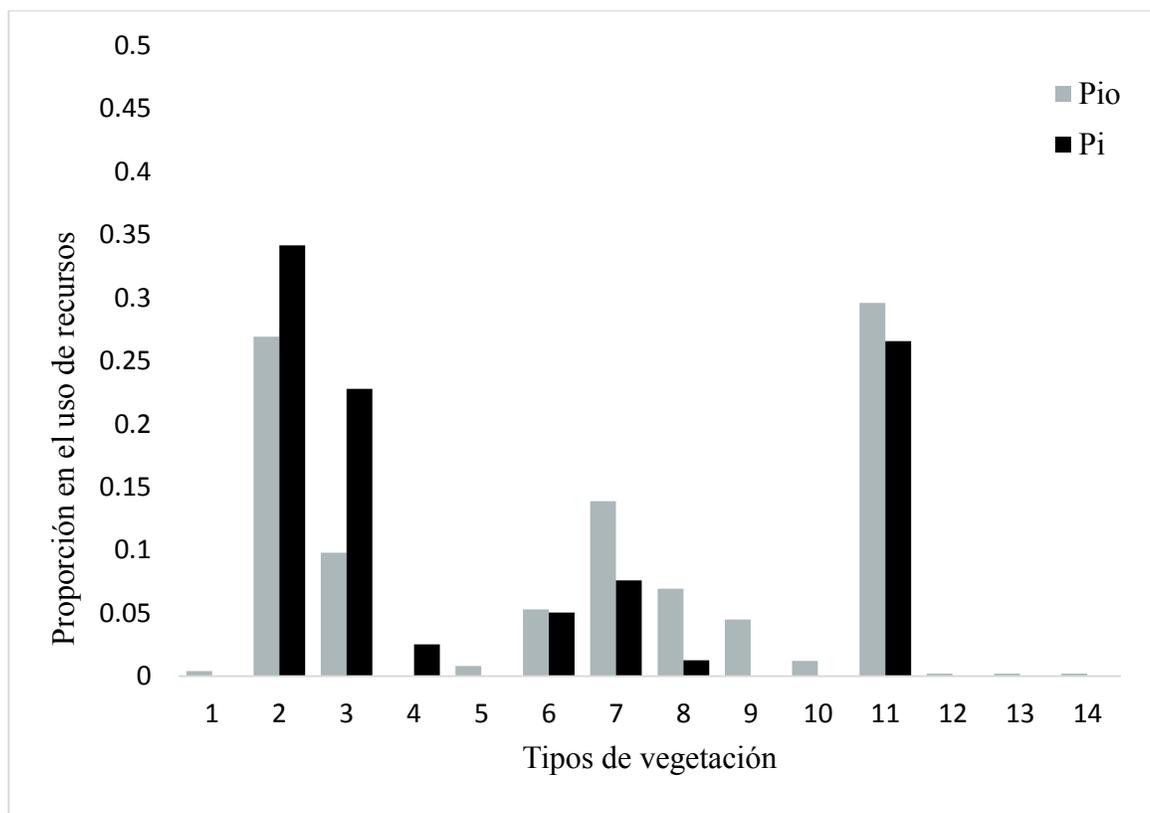


Figura 7. Proporción de recursos disponibles (P_{io}) comparado con la selección de recursos por *B. astutus* (P_i). Tipos de vegetación: 1: Agricultura; 2: Bosque de Encino; 3: Bosque de Pino-Encino; 4: Bosque de Galerías, 5: Bosque de Pino, 6: Bosque de Pino-Encino, 7: Matorral Desértico Microfilo, 8: Matorral Subtropical, 9: Mezquital Xérofilo, 10: Pastizal Inducido, 11: Pastizal Natural, 12: Cuerpo de Agua*, 13: Matorral Sarcocaula, 14: Pastizal Cultivado.

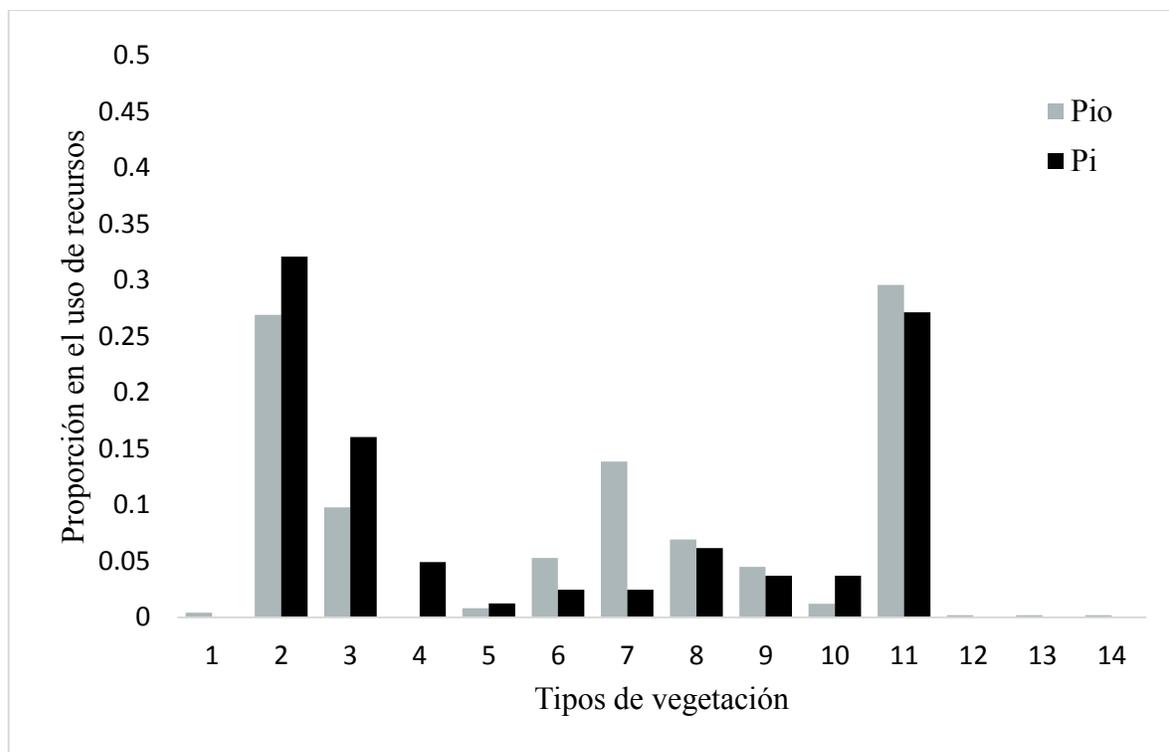


Figura 8. Proporción de recursos disponibles (P_{io}) comparado con la selección de recursos por *N. narica* (P_i). Tipos de vegetación: 1: Agricultura; 2: Bosque de Encino; 3: Bosque de Pino-Encino; 4: Bosque de Galerías, 5: Bosque de Pino, 6: Bosque de Pino-Encino, 7: Matorral Desértico Microfilo, 8: Matorral Subtropical, 9: Mezquital Xérofilo, 10: Pastizal Inducido, 11: Pastizal Natural, 12: Cuerpo de Agua*, 13: Matorral Sarcocaula, 14: Pastizal Cultivado.

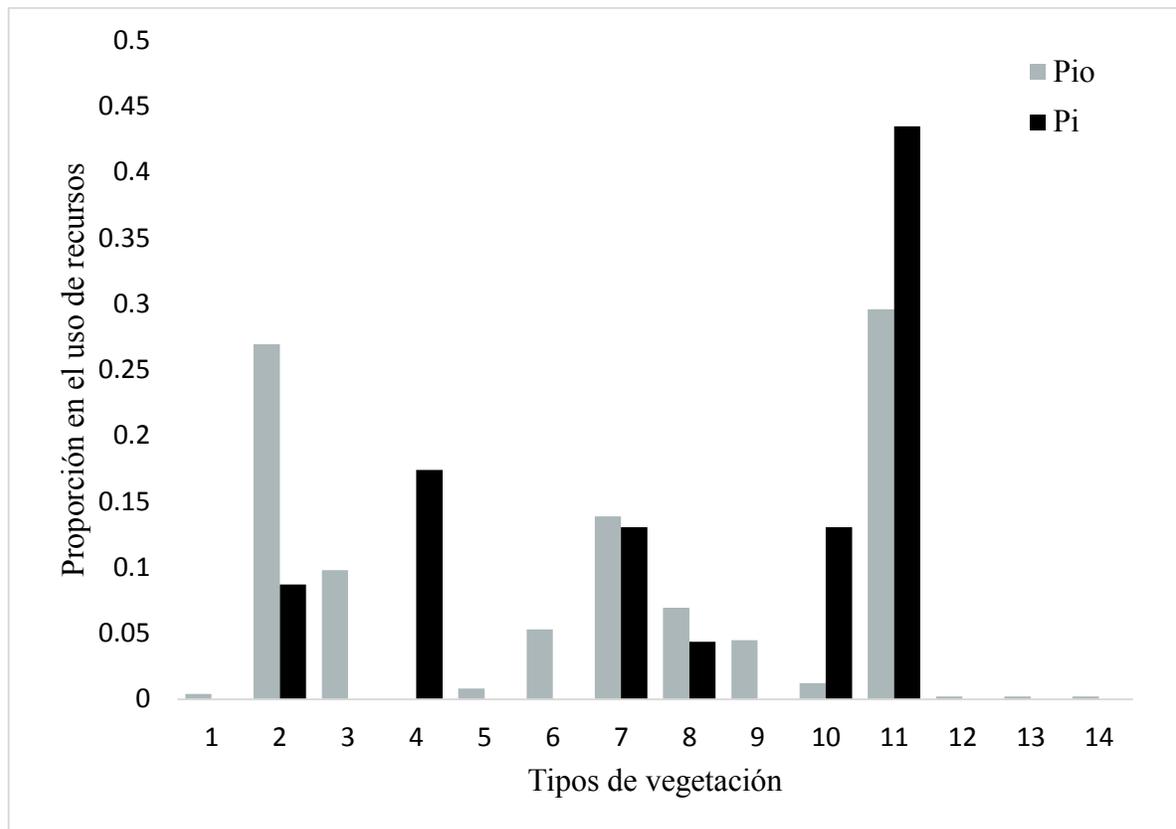


Figura 9. Proporción de recursos disponibles (P_{io}) comparado con la selección de recursos por *P. lotor* (P_i). Tipos de vegetación: 1: Agricultura; 2: Bosque de Encino; 3: Bosque de Pino-Encino; 4: Bosque de Galerías, 5: Bosque de Pino, 6: Bosque de Pino-Encino, 7: Matorral Desértico Micrófilo, 8: Matorral Subtropical, 9: Mezquital Xérofilo, 10: Pastizal Inducido, 11: Pastizal Natural, 12: Cuerpo de Agua*, 13: Matorral Sarcocaulé, 14: Pastizal Cultivado.

Los intervalos de confianza en la altitud, indican que *B. astutus* está utilizando más de lo disponible para el intervalo de altitud de los 1500-2000m ($\chi^2=465.46$, gl=3, $p<0.05$) (Tabla II). Para el caso de *N. narica* ($\chi^2=313.86$, gl=3, $p<0.05$) (Tabla III) y *P. lotor* ($\chi^2=451.19$, gl=3, $p<0.05$) (Tabla IV) están utilizando más de lo disponible en el intervalo de los 1000-1500 m.

Tabla II. Intervalos de Confianza de Bonferroni en el uso de altitud por *B. astutus*

Intervalo altitud	Proporción esperada en el uso P_{io}	Proporción observada en el uso P_i	Intervalos de confianza de Bonferroni para P_i		
500-1000	0.200913	0.0024	-0.00552	P_1	≥ 0.005531495
1000-1500	0.308219	0.3136	-0.23272	P_2	≥ 0.058971338
1500-2000	0.436073	0.6355	-0.20587	P_3	≥ 0.068173456
2000-2500	0.054795	0.0482	-0.12048	P_4	≥ 0.024656523

Tabla III. Intervalos de Confianza de Bonferroni en el uso de altitud por *N. narica*

Intervalo altitud	Proporción esperada en el uso P_{io}	Proporción observada en el uso P_i	Intervalos de confianza de Bonferroni para P_i		
500-1000	0.200913	0.027268	-0.01819	P_1	0.018594157
1000-1500	0.308219	0.62816	-0.04087	P_2	0.06829739
1500-2000	0.436073	0.327714	-0.04606	P_3	0.059960048
2000-2500	0.054795	0.016856	-0.01444	P_4	0.014636801

Tabla IV. Intervalos de Confianza de Bonferroni en el uso de altitud por *P. lotor*

Intervalo altitud	Proporción esperada en el uso P_{io}	Proporción observada en el uso P_i	Intervalos de confianza de Bonferroni para P_i		
500-1000	0.200913	0.010218	-0.01131	P_1	0.011404234
1000-1500	0.308219	0.908029	-0.02078	P_2	0.044491859
1500-2000	0.436073	0.081751	-0.02993	P_3	0.031955314
2000-2500	0.054795				

VIII. DISCUSIÓN

El patrón de actividad de *Nasua narica* en los sitios de estudio fue diurno (06:00–19:00 horas) pero también presentó un pico importante de actividad a las 22:00 horas. El patrón de actividad de *Nasua narica* coincide con un estudio realizado en un bosque tropical seco, donde se menciona que se presenta activo durante el día con un poco de actividad nocturna (Valenzuela y Ceballos, 2000). Así mismo, González-Maya (2007) identificó el patrón de actividad de *Nasua narica* principalmente diurno con un 90.48% de capturas en el día.

El patrón de actividad de *Nasua narica* es más amplio en comparación con un estudio realizado en Costa Rica (González-Maya, 2009) donde *Nasua narica* tiene una actividad de 04:00 a 19:00 horas, comparado con nuestros resultados donde *Nasua narica* tiene una actividad de 05:00 a 24:00 horas además de presentar actividad diurna. *N. narica* presenta el pico importante de actividad nocturna en nuestras zonas de estudio. Para un estudio en la Sierra Nanchititla, *N. narica* tuvo actividad durante el día, pero pico de actividad fue entre las 18:00 y 20:00 horas (Monroy-Vilchis et al., 2010). En contraste, en el sur de Arizona, el coatí presenta actividad diurna con un pico importante de actividad en las primeras horas del día y su actividad va disminuyendo a lo largo del día (McCain, 2008). El patrón de actividad de *N. narica* indica hábitos principalmente diurno que coincide con los resultados de Emmons y Feer (1990), Pinto de Sá Alves y Andriolo (2005).

Zarco-González (2007) realizó un estudio en la Reserva Natural Sierra Nanchititla durante un periodo de 2003 a 2006, a pesar del largo periodo se obtuvieron muy pocos registros de *Bassariscus astutus* y de *Procyon lotor*. Aun así, los registros de actividad de ambas especies son nocturnos.

Para este trabajo el patrón de actividad de *B. astutus* fue preferentemente nocturno con poca actividad durante el día, lo cual concuerda con otros estudios de la literatura (Zarco-González, 2007; Ceballos y Oliva, 2005). En la zona central de Nuevo Mexico, se encontró que los cacomixtles eran estrictamente nocturnos (Harrison, 2012); presentaban una actividad significativa ente la salida y la puesta del sol en esa zona. De acuerdo a su historia natural, *B. astutus* rara vez presenta actividad durante el día (Grinnell et al., 1937; Davis, 1960).

Se ha documentado la actividad diaria de *P. lotor*, y éste presenta actividad predominantemente nocturna (Johnson, 1970; Greenwood, 1982; Nowak 1991; Boogges, 1994). En el estudio realizado por González-Maya (2009) también se evaluó el patrón de actividad de *Procyon lotor* el cual estuvo activo la mayor parte del día con algunas horas donde no hubo actividad (7:00 a 8:00 horas, de 21:00 a 22:00 horas y de 24:00 a 01:00 horas). Así mismo, en un estudio realizado en Las Chimalapas, *P. lotor* presentó sólo actividad crepuscular (04:00-05:00 horas) (Lira-Torres y Briones-Salas, 2012). Nuestros resultados indican que el mapache mostró actividad de las 15:00 a las 05:00 horas del día y presentó un pico de actividad a las 24:00 horas lo cual coincide con estudios anteriores (Valenzuela y Ceballos, 2000; Monroy-Vilchis et al., 2010). Nuestros resultados indican que en las zonas de estudio *P. lotor* tiene un patrón de actividad más amplio y presenta un comportamiento preferentemente crepuscular y nocturno.

La segregación temporal entre las especies de carnívoros se ha sugerido como una estrategia para reducir la competencia por interferencia y por el riesgo de depredación (Fedriani et al., 2000). Se sugiere que el patrón de actividad de especies con un peso menor a 10 kg y que presentan hábitos nocturnos y/o crepusculares, puede ser una estrategia de evasión al riesgo de depredación (Monroy-Vilchis et al., 2011). Esto no se cumple en nuestros resultados, ya que *N. narica* presenta un patrón de actividad diurno, por lo que lo más probable es que otros factores como aspectos evolutivos estén influyendo en su actividad diaria.

La actividad presentada por la Familia Procyonidae se dividió principalmente en diurna, crepuscular y nocturna. De acuerdo a los resultados obtenidos, los prociónidos pueden estar en un mismo sitio pero existe una segregación en sus patrones de actividad. Esta separación puede reflejar una estrategia de partición de recursos, así como minimizar la competencia entre ellos. Las diferencias que existen en los patrones de actividad de especies muy relacionadas puede evidenciar las diferencias en su dieta (González-Maya, 2007). Al ser los prociónidos carnívoros y presas, otros factores pueden influir en su patrón de actividad, tales como el tipo de dieta, la depredación y la competencia por alimento (Monteiro-Vieira y Baumgarten, 2006).

Uso de hábitat

En un estudio sobre el área de actividad y uso de hábitat realizado en la Reserva Ecológica “El Pedregal de San Ángel”, se encontró que el hábitat preferido por *B. astutus* es el perturbado (Castellanos y List, 2005); *B. astutus* es una especie generalista que comúnmente se encuentra en sitios perturbados (Castellanos y List, 2005). Esto contrasta con nuestro resultado, ya que en este caso *B. astutus* demostró preferencia por el Bosque de encino.

El uso de hábitat de *Nasua narica*, coincide con el trabajo realizado por Zarco-González (2007), el cual encontró una preferencia marcada por el bosque de pino-encino. En nuestro caso *N. narica*, prefirió el bosque de encino y el pastizal natural. En este mismo estudio realizado por Zarco-González (2007) se evaluó el uso de hábitat de *P. lotor*, el cual mostró preferencia por la selva baja caducifolia.

En Arizona los coaties se concentran en los hábitats ribereños, principalmente en los bosques de piñón-enebro y roble y a menudo se observan en grandes altitudes (Walmo y Gallizioli, 1954; Kaufmann, 1963; Risser 1963; Kaufmann et al, 1976; Lanning, 1976). Lo que puede coincidir con nuestros resultados, ya que *B. astutus* presentó una preferencia positiva por el bosque de encino.

Yarchin (1994) estudió los rangos hogareños de los cacomixtles en el centro de Arizona, y encontró que los cacomixtles prefieren las comunidades vegetales riparias. Así mismo, Yarchin sugirió que los cacomixtles evitan cualquier otro hábitat que carezca de cobertura, fuentes de alimento consistentes, zonas de descanso y madrigueras.

Los cacomixtles se pueden encontrar en bosques de pino piñonero (*Pinus edulis*) o juníperos (*Juniperus*), también pueden habitar en bosque de coníferas, chaparral, desierto y hábitats tropicales secos, siempre y cuando existan afloramientos rocosos, cañones o aludes (Poglayen-Neuwall y Toweill, 1988). Además la abundancia de alimento en los ambientes ribereños y la disponibilidad de agua pueden atraer a los cacomixtles (Grinnell y Linsdale 1937; Lacy 1983; Toweill y Teer 1982).

Bassariscus astutus y *Nasua narica* parecen mostrar una simpatria en cuanto a los hábitats que utilizan ya que en un estudio realizado en la Cuenca de Cuitzero, Michoacán, estas dos especies tuvieron preferencia por el bosque de pino; para *Nasua narica* fue el único tipo de vegetación donde se encontró, mientras que *B. astutus* hizo uso de bosque de pino, áreas

suburbanas, urbanas y bosque de Abies; a su vez, *P. lotor* mostró preferencia por el bosque mixto, matorral, zonas suburbanas y zonas de cultivos (Orduña, 2008). En un estudio en la Reserva Natural Sierra Nanchititla, se observó también esta simpatria entre *B. astutus* y *N. narica*; *B. astutus* presentó una preferencia por el bosque de pino-encino, y tanto *N. narica* como *P. lotor* mostraron preferencia hacia el bosque de pino-encino y la selva baja caducifolia (Monroy-Vilchis et al., 2011).

P. lotor tiende a vivir cerca de ríos, presas o lagunas de las cuales obtiene sus alimentos (Dearborn, 1932; Stuewer 1943; Cagle, 1949; Hamilton, 1951; Schoonover y Marshall, 1951; Tester, 1953; Wood, 1954; Gander, 1966). Boggess (1994) sugiere que los mapachfes prefieren zonas forestales cerca del agua. En un estudio realizado en el norte de Dakota, se encontró que los mapaches utiliza las zonas de cultivo y los pastizales (Greenwood, 1982). Esto coincide con nuestros resultados, ya que el mayor número de registros de *P. lotor* se obtuvieron en el Rancho Los Ojos; los tipos de vegetación predominantes en el rancho son pastizal natural y bosque de encino. Además este sitio cuenta con río que atraviesa la mayor parte de la extensión del rancho. Por lo que el alto número de registros de *P. lotor* en el rancho Los Ojos se puede deber a los factores mencionados.

La especie que se registró con el rango altitudinal más amplio fue *N. narica*, ya que se obtuvieron registros desde 526 a 2457 msnm. *B. astutus* presentó un rango altitudinal amplio desde 1009 a 2457 msnm. La especie más restringida fue *P. lotor*, ya que sólo se obtuvieron registros entre 1009 y 1491 msnm. Las tres especies de familia Procyonidae tienen rangos de distribución desde el nivel del mar hasta los 3000 m (Ceballos y Oliva, 2005). En California *B. astutus* se encuentra desde el nivel del mar hasta los 8,800 pies (2680 m aproximadamente) (Zielinski, et al., 2005).

González-Maya (2007) menciona que las diferencias en los rangos altitudinales marcan un patrón de distribución en las especies; la presencia de grandes carnívoros y un ensamblaje de meso carnívoros están asociados a menos altitudes y esto puede estar relacionado con la riqueza de presas potenciales. Sin embargo, en nuestros resultados obtenidos, tanto *N. narica* como *B. astutus* presentaron rangos altitudinales amplios, esto podría estar relacionado a la gran

disponibilidad de alimento y presas a lo largo de su distribución. *P. lotor* es la especie más restringida en cuanto al uso altitudinal, por lo que podría indicar que *P. lotor* es especialista, lo cual se puede comprobar con los registros obtenidos y en los sitios que se encuentran estos registros. Los mapaches tienden a presentar rangos hogareños pequeños debido a sus hábitos generalistas, ya que no requieren desplazarse grandes distancias para encontrar alimento (Crooks, 2000).

Coexistencia de la familia Procyonidae

A pesar de que *Nasua narica* y *Bassariscus astutus* presentan preferencia de hábitat por el bosque de encino, se puede dar la coexistencia entre ellos, ya que los bosques de coníferas presentan una disponibilidad de recursos, preferentemente para mamíferos pequeños y medianos (Pereira et al., 2012).

El rancho Los Ojos es un sitio importante para *B. astutus* y *P. lotor* ya que en este lugar se presentaron un importante número de registros de estas especies en el sitio; puede llevarse a cabo la coexistencia de las dos especies, ya que ocurre una división de recursos y espacio.

Entender el papel de la partición de recursos en la coexistencia de especies sigue siendo un problema fundamental en la ecología. Las interacciones ecológicas son importantes en la estructura de muchas comunidades de mamíferos en regiones templadas (Brown et al., 1979; Grant 1972; Kenagy 1973; M'Closkey 1978; M'Closkey y Fieldwick 1975; Munger y Brown 1981).

Así mismo, la complejidad espacial del medio ambiente puede facilitar la coexistencia, la selección de hábitat puede ser uno de los principales procesos que promueve la coexistencia competitiva (Rosenzweig, 1981). De igual forma, los distintos parches en el paisaje por lo general favorecen un conjunto de recursos que permiten la simpatria de especies ecológicamente similares (Levin, 1974).

Algunos autores sugieren que en los carnívoros simpátricos puede ocurrir una competencia por la explotación de recursos (Park, 1962) y una de las respuestas a este problema es la división del hábitat (Durant, 1998; Fedriani, 1999).

Para los prociónidos la división del hábitat es un factor importante que puede llevar a su coexistencia. Además de la segregación temporal que presentan, la cual varios autores mencionan que es una estrategia importante para que se puede llevar a cabo la coexistencia de carnívoros simpátricos (Millis y Biggs, 1993; Durant, 1998; Karanth y Sunquist, 2000). Otro factor importante que conlleva a la coexistencia es la heterogeneidad del hábitat, ya que promueve el uso diferente de recursos y una selección de recursos a una escala más fina (Durant, 1998). Las diferencias en uso de los recursos parece ser lo suficientemente amplia para permitir la simpatria espacial, disminuyendo así la competencia interespecífica.

Un aspecto importante a tomar en cuenta en la coexistencia de los prociónidos es su evolución. La mayor radiación de carnívoros sucedió hace aproximadamente 40 millones de años antes del presente a finales del Eoceno y el Oligoceno temprano (Ewer, 1973; Wayne et al., 1989).

La familia Procyonidae es un grupo taxonómicamente cercanos que ha compartido una situación ecológica similar por millones de años (Mugaas et al., 1993). McNab (1988) señala que la tasa metabólica basal es un elemento muy plástico en la evolución y que se ha demostrado que especies ecológicamente similares son más propensas a compartir las tasas metabólicas similares. Esto implica que la baja tasa metabólica basal de los prociónidos es una condición que representa una característica que se desarrolló en respuesta a la larga asociación de la familia Procyonidae en ambientes tropicales y subtropicales (Mugaas et al., 1993).

Los mamíferos que viven en zonas áridas, han evolucionado con bajas tasas metabólicas, así reducen la necesidad de agua para la termorregulación (McNab y Morrison, 1963; McNab, 1966; MacMillen y Lee, 1970; Noll Banholzer, 1979). La historia evolutiva, los orígenes tropicales y el clima han tenido una profunda influencia en el metabolismo de los miembros de la familia Procyonidae (Mugaas et al., 1993).

Los prociónidos como *Potos flavus*, *Procyon cancrivorus*, *Nasua narica* y *Nasua nasua*, tienen un tasa metabólica basal aún más baja. Ésta característica se ha llegado a considerar como una adaptación en el ahorro de energía, ya que habitan en ambientes tropicales y subtropicales que son relativamente estables (Müller y Kulzer, 1977; Chevillard-Hugot et al, 1980; Müller y Rost, 1983). Sin embargo, en nuestros resultados *N. narica* obtuvo el mayor número de sus

registros en un ambiente semiárido, matorral desértico microfilo; lo que puede sugerir que el bajo metabolismo basal de *N. narica* le ha permitido adaptarse a zonas áridas en el norte de México.

B. astutus se encuentra en climas tropicales, subtropicales y templadas (Kaufmann, 1982; Nowak y Paradiso, 1983). En la parte norte de su distribución *B. astutus* vive en hábitats que son inestables como las zonas áridas; el tener una menor tasa de metabolismo basal puede ser una de las adaptaciones importantes para conservar el agua en los momentos de altas temperaturas (McNab y Morrison, 1963; McNab, 1966; MacMillenand y Lee, 1970; Noll-Banholzer, 1979).

Los únicos prociénidos con actividad predominantemente diurna son *N. narica* y *N. nasua* (Kaufmann, 1982). Ya que son activos durante el día están expuestos a altas temperaturas. Según Mugraas et al. (1993) los coatíes tienen una mayor masa específica que los prociénidos de hábitos nocturnos; esto reduce el costo de la termorregulación en ambientes calurosos y aumenta la capacidad del animal de perder el exceso de calor de forma pasiva; ésta es una adaptación que contribuye al éxito de la actividad diurna en los coatíes.

En ambientes calurosos los mamíferos dependen del comportamiento para minimizar su carga térmica tales como, el uso de microclimas, restringir su actividad y patrones de actividad nocturnos (Bartholomew, 1987). *Procyon lotor* es una especie que habita en los bosques y presenta un gran capacidad para expandir su distribución a otros hábitats como las praderas o el desierto, ya que parece tomar ventaja de los microclimas favorables en ambientes extremos (Bartholomew, 1958, 1987). Los prociénidos estuvieron varios millones de años bajo una exposición de ambientes tropicales, con altas temperaturas continuas lo que ha favorecido a la selección de rasgos metabólicos y de termorregulación que reducen al mínimo los requerimientos de energía (Mugraas et al., 1993).

IX. CONCLUSIONES

Las especies de la familia Procyonidae mostraron diferencias en cuanto a las horas de actividad. En los sitios de estudio *Nasua narica* presentó una actividad mayormente diurna pero también con actividad importante algunas horas de la noche. *Bassariscus astutus* presentó una actividad preferentemente nocturna en nuestros sitios. Así mismo, *Procyon lotor* presentó actividad diurna y nocturna en los sitios de estudio.

Bassariscus astutus presentó una selección por el bosque de encino y bosque de pino-encino. *Nasua narica* mostró una selección por el bosque de encino y por pastizal natural. y a su vez, *Procyon lotor* presentó una selección por el pastizal natural.

La coexistencia de las especies de la familia Procyonidae del estado de Sonora es probable que se deba a una segregación temporal y espacial que minimiza las interacciones directas entre especies

X. LITERATURA CITADA

- Acosta, G. 2001. Efecto de la fragmentación del bosque nativo en la conservación de *Oncifelis guigna* y *Pseudalopex culpaeus* en Chile central. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias. Universidad de Chile. Santiago, Chile.
- Barghoorn, E.S. 1953. Evidence of climatic change in the geologic record of plant life. 235-248p. En: H.S. Hapley, (Ed.), Climatic Change, Evidence. Causes, and Effects, Cambridge.
- Bartholomew, G.A. 1958. The role of physiology in the distribution of terrestrial vertebrates. American Association for The Advancement of Science 51:81-95.
- Bartholomew, G.A. 1987. Interspecific comparison as a tool for ecological physiologists. 11-37p. En: Feder, M.E, Bennett, A.F., Burggren, W.W. y Huey, R.B. (Eds.), New Directions in Ecological Physiology, Cambridge.
- Baskin, J.A. 1982. Tertiary Procyoninae (Mammalia:Carnivora) of North America. Journal of Vertebrate Paleontology 2:71-93.
- Batzli, G. O. y C. Lesieutre, 1991. The influence of high quality food on habitat use by arctic microtine rodents. Oikos 60:299-306.
- Bell, G. 1982. The masterpiece of nature: the evolution and genetics of sexuality. University of California Press, Berkeley.
- Benson, J. y M. Chamberlain. 2007. Space use and habitat selection by female Louisiana black bears in the Tensas river basin of Louisiana. Journal Wildlife Management 71:117-126.
- Bogges, E.K. 1994. Raccoons (*Procyon lotor*). The Handbook: Prevention and control of wildlife damage, University of Nebraska.
- Brito-Castillo, L., M.A. Crimmins y S.C. Díaz. 2010. Clima. 73-96p. En: Molina-Freaner F.E. y Van-Devender T.R. (Eds.), Diversidad biológica de Sonora. UNAM, México.
- Brown, C. y D. Peinke. 2007. Activity patterns of Springhares from the Eastern Cape Province, South Africa. Journal of Zoology 272: 148-155.
- Brown, J.H., D. W. Davidson y O.J. Reichman. 1979. An experimental study of competition between seed-eating rodents and ants. American Zoologist 19:1129-1143.
- Cabrera J. A. y F. Molano-R. 1995. Mamíferos de la Macarena. Asociación para la Defensa de la Macarena. Giro Editores Ltda. Bogotá, Colombia.
- Cagle, F.R. 1949. Notes on the raccoon, *Procyon lotor* megalodontus, Lowery. Journal of Mammalogy 30:45-47.

- Castellanos, G. y R. List. 2005. Área de actividad y uso del hábitat del cacomixtle (*Bassariscus astutus*) en El Pedregal de San Ángel. *Revista Mexicana de Mastozoología* 9: 112-121.
- Caswell, H. 1978. Predator-mediated coexistence: a non-equilibrium model. *American Naturalist* 93:127-154.
- Ceballos, G. y A. Miranda. 1986. Los mamíferos de Chamela, Jalisco. Manual de campo. Instituto de Biología, UNAM, México, D. F.
- Ceballos, G. y C. Galindo. 1984. Mamíferos silvestres de la cuenca de México. Limusa, México.
- Ceballos, G. y G. Oliva. 2005. Los mamíferos silvestres de México. CONABIO Fondo de Cultura Económica, México D.F.
- Chase, J. M., y M. A. Leibold. 2003. Ecological niches: linking classical and contemporary Approaches. University of Chicago Press, Chicago.
- Chesson, P.L. y T.J. Case. 1986. Overview. Nonequilibrium community theories: chance, variability, and coexistence. 227-239p. En: Case T.J. y Diamond J. (Eds.), *Community ecology*. Harper y Row, New York.
- Chevillard-Hugot, M.C., E.F. Müller, y E. Kulzer. 1980. Oxygen consumption, body temperature and heart rate in the coati (*Nasua nasua*). *Comparative Biochemistry and Physiology* 65: 305-309.
- Colbert, E.H. 1953. The record of climatic changes as revealed by vertebrate paleoecology. climatic change, evidence, causes, and effects. Cambridge: Harvard University Press.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199:1302-1310.
- Crooks, K.R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16: 488-502.
- Danielson, B. J. 1991. Communities in a landscape: The influence of habitat heterogeneity on the interactions between species. *American Naturalist* 138: 1105-1120.
- Darlington, P.J. Jr. 1963. Zoogeography: the geographical distribution of animal. *Journal of Mammalogy* 39:311-313.
- Davis, W. B. 1960. The mammals of Texas. *Bulletin Texas Game and Fish Commission* 41:1-267.
- DeAngelis, D.L. y J.C. Waterhouse, 1987. Equilibrium and non-equilibrium concepts in ecological models. *Ecological Monographs* 57: 1-21.
- Dearborn, N. 1932. Foods on some predatory fur-bearing animal in Michigan. *School of Forestry and Conservation Bulletin*. University of Michigan 1: 1-52.
- Den Boer, P. J. 1980. Exclusion or coexistence and the taxonomic or ecological relationship between species. *Netherlands Journal of Zoology* 30:278-306.

- Durant, S. M. 1998. Competition refuges and coexistence: An example from Serengeti carnivores. *Journal of Animal Ecology* 67:370 - 386.
- Eisenberg, J.F. 1981. *The mammalian radiations*. The University of Chicago Press. Chicago.
- Elton, C. 1927. *Animal ecology*. Sidgewick y Jackson, London.
- Emmons, L. y F. Feer. 1990. *Neotropical Rainforest Mammals. A Field Guide*. The University of Chicago. Chicago.
- Ewer, R.F. 1973. *The Carnivores*. Cornell University Press. Ithaca.
- Fahring, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34:487–515.
- Fariña, J. M., J.C. Castilla, y P. A. Camus. 1997. Los conceptos de equilibrio y no-equilibrio en ecología de comunidades. *Revista Chilena de Historia Natural* 70:321-339.
- Fedriani, J. M., F. Palomares y M. Delibes. 1999. Niche relations among three sympatric Mediterranean carnivores. *Oecologia* 121:138-148.
- Fedriani, J. M., Fuller, T. L., Sauvajot, R. M y York, E. C. 2000. Competition and intraguild predation among three sympatric carnivores. *Oecologia* 125: 258-70.
- Fernández, N., M. Delibes, y F. Palomares. 2007. Habitat-related heterogeneity in breeding in a metapopulation of the Iberian lynx. *Ecography* 30:431–439.
- Gander, F.F. 1966. Racoon. *Animal Kingdom* 69:84-89.
- García, E. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), (1998). 'Climas' (clasificación de Koppen, modificado por García). Escala 1:1000000. México.
- Gause, G. F. 1934. *The Struggle for Existence*. Hafner Publishing Company New York, New York.
- Gittleman, J. 1989. Carnivore group living: comparative trends.183–207p. En: Gittleman, J. (Ed.) *Carnivore behavior, ecology and evolution*. Cornell University Press, Ithaca.
- González-Maya, J. F., J. Schipper y A. Benítez. 2009. Activity patterns and community ecology of small carnivores in the Talamanca región, Costa Rica. *Small Carnivore Conservation*, 41: 9-14.
- González-Maya, J.F. 2007. Densidad, uso de hábitat y presas del jaguar (*Panthera onca*) y el conflicto con humanos en la región de Talamanca, Costa Rica. Tesis de maestría. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza.
- Gordon, C. E. 2000. The coexistence of species. *Revista Chilena de Historia Natural* 73:175-198.

- Grant, P.R. 1972. Interspecific competition among rodents. *Annual Review of Ecology and Systematics* 3:79-106.
- Greenwood, R.J. 1982. Nocturnal activity and foraging of prairie raccoons (*Procyon lotor*) in North Dakota. *American Midland Naturalist* 107: 238-243.
- Greig-Smith, P. 1986. Chaos or order -- organization., 19-29 p. En: Kikkawa J. y Anderson D. J., (Eds.), *Community Ecology: Pattern and Process*. Blackwell Scientific Publications, Melbourne, Australia.
- Grinnell, J. 1917. The niche-relationships of the California thrasher. grinnellian niche of the wood thrush. *American Naturalist* 124:17-47.
- Grinnell, J. J. S. Dixon y Linsdale, J. M. 1937. Fur-bearing animals of California. *Contributions from University of California Museum of Vertebrate Zoology*.
- Grinnell, J., y J. Linsdale. 1930. Two new foxes from the Southern California Islands. *Proceedings of the Biological Society of Washinton Washington, D.C.* 43:153-156.
- Grossman, G.D, P.B. Moyle y J.O. Whitaker, Jr. 1982. Stochasticity in structural and functional characteristics of an Indiana stream fish assemblage: a test of community theory. *American Naturalist* 120: 423-454.
- Hall, E.R. 1981. *The Mammals of the North America*. John Wiley y Sons, New York.
- Hall, L.S., P.R. Krausman, y M.L. Morrison. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25:173-182.
- Hamilton, W.J. 1951. Warm-weather food of the raccoon in New York State. *Journal of Mammology* 32:341-344.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4:9.
- Hardin, G. 1960. The competitive exclusion principle. *Science* 131: 1292-1297
- Harrison, R.L. 2012. Ringtail (*Bassariscus astutus*) ecology and behavior in central New Mexico, USA. *Western North American Naturalist* 72:495-506.
- Hopkins, M. J. y B. H. Gross. 1994. The rigid period mapping, Lubin-Tate space, and stable homotopy theory. *Bulletin American Mathematical Society* 30: 76-86.
- Hutchinson, G.E. 1978. *An Introduction to Population Ecology*. Yale University Press, New Haven.
- Johnson, A. S. 1970. *Biology of the raccoon (Procyon lotor varius)* Nelson and Goldman in Alabama. Alabama Agricultural Experiment Station. Alabama.
- Junca, R.V. 2008. *Acercamiento a la ecología de comunidades*. Archivo Documental. División de Conservación Ecológica. Fundación Neotrópico Vivo. Bogotá, Colombia.

- Karanth, K. U. y M. E. Sunquist, 2000. Behavioral correlates of predation by tiger (*Panthera tigris*), leopard (*Panthera pardus*) and dhole (*Cuon alpinus*) in Nagarahole, India. *Journal of Zoology* 255-265.
- Kaufmann, J. H. 1982. Raccoon and allies. 567-58p. En Chapman and J.A., Feldhamer G.A. (Eds). *Wild Mammals of North America: Biology, Management, and Economics*. Baltimore.
- Kaufmann, J. H. 1987. Ringtail and coati. Ministry of Natural Resources, Ontario.
- Kaufmann, J.H. y A. Kaufman, 1963. Some comments on the relationship between field and laboratory studies of behaviour with special reference to Coatis. *Journal Animal Behaviour* 11:464-469.
- Kaufmann, J.H., 1962. Ecology and social behavior of the coati on Barro Colorado Island, Panama. *University of California Publications in Zoology* 60:95-222.
- Kenagy, G.J. 1973. Daily and seasonal patterns of activity and energetics in a heteromyid rodent community. *Ecology* 54:1201-1219.
- Kaufmann, J. H., D.V. Lanning, y S. E. Poole. 1976. Current status and distribution of the coati in the United States. *Journal of Mammology* 57:621-637.
- Krausman, R. P. 1999. Some basic principles of habitat use, grazing behavior of livestock and wildlife. *Idaho Forest. Wildlife and Range Experiment Station Bulletin* 70: 85-90.
- Kronfeld-Schor, N y T. Dayan 2003. Partitioning of time as an ecological resource. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 153-181.
- Kuban, J. F. y G. G. Schwartz, 1985. Nectar as a diet of the ring-tailed cat. *Southwestern Naturalist* 30:311-312.
- Lacy, M. K. 1983. Home range size, intraspecific spacing and habitat preference of ringtails (*Bassariscus astutus*) in a riparian forest in California. Master in Science. Thesis, University California. Sacramento, California.
- Lanning, D.V. 1976. Density and movements of the coati in Arizona. *Journal of Mammalogy*. 57:609-611.
- Lira-Torres, I. y M. Briones-Salas. 2012. Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los chimalapas, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana* 28: 566-585.
- Litvaitis, J.A., K. Tittus, y E.M. Anderson. 1994. Research and management techniques for wildlife and habitats 13:254-274.
- Lotka A. J. 1925. *Elements of physical biology*, Baltimore. Williams y Wilkins Company.
- Lubin, Y., S. Ellner, y M. Kotzman. 1993. Web relocation and habitat selection in a desert widow spider. *Ecology* 74: 2456-2459.

- M'Closkey, R.T. 1978. Niche separation and assembly in four species of Sonoran desert rodents. *American Naturalist* 112:683-694.
- M'Closkey, R.T. y B. Fieldwick. 1975. Ecological separation of sympatric rodents (*Peromyscus and Microtus*). *Journal of Mammalogy* 56:119-129.
- MacArthur, R. H. 1964. Environmental factors affecting bird species diversity. *American Naturalist* 98:387-397.
- MacMillen, R.E y A.K. Lee. 1970. Energy Metabolism and Pulmocutaneous Water Loss of Australian Hopping Mice. *Comparative Biochemistry and Physiology* 35: 355-369.
- Manly, B. I. McDonald, y D. Thomas. 1993. *Resource Selection by Animals, Statistical Design and Analysis for Field Studies*. Chapman y Hall. London.
- Marshall, L.G. 1988. Land mammals and the Great American Interchange. *American Scientist* 76:380-388.
- Martin, L.D. 1989. Fossil history of the terrestrial carnivora. 536-568p. En Gittleman J.L. (Eds) *Carnivore Behavior, Ecology, and Evolution*. Cornell University Press. Ithaca
- Matthiopoulos, J. 2003. The use of space by animals as a function of accessibility and preference. *Ecological Modelling* 159:239–268.
- McCain, E. B. 2008. Daily activity patterns of mountain lions (*Puma concolor*) in relation to the activity of their prey species in southern Arizona. Master of Science Thesis. Faculty of Humboldt State University. California.
- McIntosh, R.P. 1985. *The background of ecology, concept and theory*. Cambridge University Press, Cambridge.
- McNab, B.K. 1988. Complications inherent in scaling the basal rate of metabolism in mammals. *The Quarterly Review of Biology* 63:25-54.
- McNab, B.K. y P. Morrison 1963. Body temperature and metabolism in subspecies of *peromyscus* from arid and mesic environments. *Ecological Monographs* 33:63-82.
- McNab, B.K. 1966. *The Metabolism of Fossorial Rodents: A Study of Convergence*. *Ecology* 47:712-733.
- Meager, J.J. y A.C. Utne-Palm. 2007. Effect of turbidity on habitat preference of juvenile Atlantic cod, *Gadus morhua*. *Environmental Biology of Fishes* 81:149-155
- Millis, M. G. L. y H. C. Biggs. 1993. Prey apportionment and related ecological relationships between large carnivores in Kruger National Park. In *Mammals as predators*. *Symposia Zoological Society of London* 65: 253–268.
- Möbius, K. 1877. *The background of ecology: Concept and theory*. Cambridge, Cambridge University Press.

- Molina-Freaner, F.E. y T.R. Van Devender, 2010. Diversidad biológica de Sonora. Universidad Autónoma de México. Distrito Federal, México.
- Monroy-Vilchis, O., M. Zarco-González., C. Rodríguez-Soto, L. Soria-Díaz y V. Urios. 2011. Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México. *Revista de Biología Tropical International Journal of Tropical Biology* 59: 373-383.
- Monroy-Vilchis, O., Zarco-González, M.M., Rodríguez-Soto, C., Soria-Díaz, L. y Urios, V. 2010. Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. *Revista de Biología Tropical* 59: 373-383.
- Monterio-Vieria, E. y L. Baumgarten. 2006. Diel activity patterns of small mammals in a Cerrado area from Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 11: 255-262.
- Morris, D.W. 2003. Toward an ecological synthesis: a case for habitat selection. *Oecologia*,
- Mugaas, J. N., J. Seidensticker y K.P. Mählke-Johnson. 1993. Metabolic adaptation to climate and distribution of the raccoon *Procyon lotor* and other *Procyonidae*. *Smithsonian Contributions to Zoology*. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C.
- Müller, E. F. y H. Rost. 1983. Respiratory Frequency, total evaporative water loss and heart rate in the kinkajou (*Potos flavus* Schreber). *Zeitschrift für Säugetierkunde* 48:217-226.
- Müller, E. y E. Kulzer. 1977. Body temperature and oxygen uptake in the kinkajou (*Potos flavus*, Schreber), a nocturnal tropical carnivore. *Archives Internationales de Physiologie et de Biochimie* 86:153-163.
- Munger, J.C. y J. H. Brown. 1981. Competition in desert rodents: an experiment with semipermeable enclosures. *Science* 211:510-512.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Tree* 10:58-62.
- Neu, C. W., C. R. Byers, y J. M. Peek. 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* 38:541-545
- Noll-Banholzer, U. 1979. Body temperature, oxygen consumption, evaporative water loss and heart rate in the fennec. *Comparative Biochemistry and Physiology* 62A:585-592.
- Nowak, R. 1991. Walker's mammals of the world. Johns Hopkins University Press, Baltimore, U.S.A.
- Nowak, R.M. y J.L. Paradiso. 1983. Walker's mammals of the world. Fourth edition. Baltimore: The Johns Hopkins University Press.
- Ojasti J. 2008. Manejo de fauna silvestre neotropical. Smithsonian Institution. Maryland. Estados Unidos.
- Orduña, V.M.V. 2008. Cambios en las comunidades de mamíferos carnívoros en un paisaje modificado por actividades humanas, Cuenca de Cuitzero, Michoacán. *Geografía y Sistemas de Información Geográfica* 5:50-63.

- Orians, G. y Wittenberger, J. 1991. Spatial and temporal scales in habitat selection. *American Naturalist* 137:29–49.
- Ostle, B. 1963. *Statistic in research*. Iowa State University Press, Ames.
- Park, T. 1962. Beetles, competition and populations. *Science* 138: 1369-75.
- Pereira, H. M., S. Ferrier, M. Walters, G. N. Geller, R. H. G. Jongman, R. J. Scholes, M. W. Bruford, N. Brummitt, S. H. M. Butchart, A. C. Cardoso, N. C. Coops, E. Dulloo, D. P. Faith, J. Freyhof, R. D. Gregory, C. Heip, R. Höft, G. Hurtt, W. Jetz, D. S. Karp, M. A. McGeoch, D. Obura, Y. Onoda, N. Pettorelli, B. Reyers, R. Sayre, J. P. W. Scharlemann, S. N. Stuart, E. Turak, M. Walpole, M. Wegmann. 2012. Essential Biodiversity Variables. *Ecology*. *Science* 339:277-278.
- Pinto de Sá Alves, L.C. y A. Andriolo. 2005. Camera traps used on the mastofaunal survey of Araras Biological Reserve. *Revista Brasileira de Zootecología* 2: 231-246.
- Poglayen-Neuwall, I. y D.E. Toweill. 1988. *Bassariscus astutus*. *Mammalian Species* 327:1-18.
- Pulliam, H. y B. Danielson. 1991. Sources, sinks, and habitat selection: a landscape perspective on population dynamics. *American Naturalist* 137:50–66.
- Raven, P.H. y D.I. Axelrod. 1975. History of the flora and fauna of latin america. *American Scientist* 63:420-429.
- Reice, S.R. 1994. Non-equilibrium determinants of biological community structure. *American Scientist* 82: 424-435.
- Risser, A.C. Jr. 1963. A study of the coati mundi (*Nasua narica*) in southern Arizona. Master in Science. Thesis, University of Arizona. Tucson, Arizona.
- Rosenzweig, M. L. 1978. Competitive speciation. *Biological Journal of the Linnean Society* 10:275–289.
- Rosenzweig, M. L. 1981. A theory of habitat selection. *Ecology* 62:327-335.
- Sáenz, J. 1994. Ecología del Pizote (*Nasua narica*) y su papel como dispersor de semillas en el bosque seco tropical. Tesis de maestría, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Schoener, T. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science* 185:27-39.
- Schoonover, L.J. y W.H. Marshall. 1951. Foods habits of raccoon (*Procyon lotor hirtus*) in north-central Minnesota. *Journal of Mammalogy* 32:422-428.
- Stuewer, F.W. 1943. Racoons: their habitats and management in Michigan. *Ecological Monographs* 13:203-257.
- Tester, J. R. 1953. Fall foods of the raccoon on the South Plate Valley of northeastern Colorado. *Journal of Mammalogy* 34:500-502.

- Thomson, J. 1980. Implications of different sorts of evidence for competition. *American Naturalist* 116: 719-726.
- Toweill, D. R. y J. G. Teer. 1982. Home range and den habits of Texas ringtails (*Bassariscus astutus flavus*). 1103-1120 p. En: Chapman J.A. y Pursley D. (Eds.). Proceedings of the worldwide furbearers conference. Forstburg, Maryland.
- Trapp, G. R. 1978. Comparative behavioral ecology of the ringtail (*Bassariscus astutus*) and gray fox (*Urocyon cinereoargenteus*) in southwestern Utah. *Carnivore* 1:3-32.
- Underwood, A.J., M.G. Chapman, y T.P. Crowe. 2004. Identifying and understanding ecological preferences for habitat or prey. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 300:161-187.
- Valenzuela, D. 1998. Natural history of the white-nosed coati, *Nasua narica*, in a tropical dry forest of Western Mexico. *Revista Mexicana de Mastozoología* 3: 26-44.
- Valenzuela, D. y G. Ceballos. 2000. Habitat selection, home range and activity of the white nosed coati (*Nasua nasua*) in a Mexican Tropical Dry Forest. *Journal of Mammalogy* 81: 810-819.
- Van den Berg, L., J. Bullock, R. Clarke, R. Langston y R. Rose, 2001. Territory selection by the Dartford warbler (*Sylvia undata*) in Dorset, England: the role of vegetation type, habitat fragmentation and population size. *Biological Conservation* 101:217-228.
- Vidal-Zepeda, R. 1990. Precipitación media anual en Precipitación, IV.4.6. Atlas Nacional de México. Vol II. Escala 1 :4000000. Instituto de Geografía, UNAM. México.
- Volterra, V.1931. Ricerche matematiche sulle associazioni biologiche. Estratto dal Giornale dell' Istituto Italiano degli Attuari.
- Walmo, O. C. y S. Gallizoli. 1954. Status of the coati in Arizona. *Journal of Mammalogy* 35:48-54.
- Wayne, R.K., R.E. Benveniste, O.N. Janczewski, y S. J. O'Brien. 1989. Molecular and biochemical evolution of the carnivora. 465-494p. En Gittleman J.L. (Eds). *Carnivore Behavior, Ecology, and Evolution*. Cornell University Press. Ithaca.
- Webb, S. D. 1985. Main pathways of mammalian diversification in North America. En: Stehli F.G. y S.D. Webb, (Eds.). *The Great American Biotic Interchange*. New York.
- Webb, S.D. 1978. A history of savanna vertebrates in the new world, Part I: North America. *Annual Review of Ecology and Systematics* 8:355-380.
- Wiens, J. 1976. Population responses to patchy environments. *Annual Review of Ecology and Systematics* 7:81-120
- Wiens, J.A. 1984. On understanding a non-equilibrium world: myth and reality in community patterns and processes. Princeton University Press, Princeton.

- Wilson, D. E., y D. M. Reeder. 1993. Mammal species of the world, a taxonomic and geographic reference. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Wilson, D. E., y D. M. Reeder. 2005. Mammal species of the world, a taxonomic and geographic reference. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Wishieu, I. C. 1998. How organism partition habitats: different types of community organization can produce identical patterns. *Oikos* 83: 246-258.
- Wood, J. E. 1954. Food habits of furbearers of the uplands post oak region in Texas. *Journal of Mammalogy* 35:406-414.
- Yarchin, J. C. 1994. Home range use by ringtails in a southwestern riparian area. 156-164 p. En: Krausman, P.R. y Smith N.S., (Eds.). *Proceedings of the Managing wildlife in the Southwest symposium, October, 1990. Southwest Section of The Wildlife Society, Tucson, Arizona.*
- Zarco-González, M. M. 2007. Distribución y abundancia de mamíferos medianos y grandes en la Sierra Nanchitila. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Estado de México, México.
- Zielinski, W. J., R. Truex, F. Schlexer, L. Campbell, y C. Carroll. 2005. Historical and contemporary distributions of carnivores in forests of the Sierra Nevada, California, USA. *Journal of Biogeography* 32:1385–1407.

XIII. APÉNDICES

Apéndice 1. Intervalos de confianza de *B. astutus* utilizando el método de Bonferroni para el uso de los tipos de vegetación P_i . Tipos de vegetación: 1: Agricultura; 2: Bosque de Encino; 3: Bosque de Pino-Encino; 4: Bosque de Galerías, 5: Bosque de Pino, 6: Bosque de Pino-Encino, 7: Matorral Desértico Microfilo, 8: Matorral Subtropical, 9: Mezquital Xerófilo, 10: Pastizal Inducido, 11: Pastizal Natural, 12: Cuerpo de Agua*, 13: Matorral Sarcocaula, 14: Pastizal Cultivado.

Tipos de vegetación	Proporción esperada en el uso P_{io}	Proporción observada en el uso P_i	Intervalos de confianza de Bonferroni para P_i		
1	0.004082				
2	0.269388	0.341772	-0.0321	P_2	0.046749
3	0.097959	0.227848	-0.03055	P_3	0.039183
4		0.025316	-0.01288	P_4	0.013237
5	0.008163				
6	0.053061	0.050633	-0.01772	P_6	0.018726
7	0.138776	0.075949	-0.02111	P_7	0.02293
8	0.069388	0.012658	-0.00923	P_8	0.009357
9	0.044898				
10	0.012245				
11	0.295918	0.265823	-0.03142	P_{11}	0.042026
12	0.002041				
13	0.002041				
14	0.002041				

Apéndice 2. Intervalos de confianza de *N. narica* utilizando el método de Bonferroni para el uso de los tipos de vegetación P_i . Tipos de vegetación: 1: Agricultura; 2: Bosque de Encino; 3: Bosque de Pino-Encino; 4: Bosque de Galerías, 5: Bosque de Pino, 6: Bosque de Pino-Encino, 7: Matorral Desértico Microfilo, 8: Matorral Subtropical, 9: Mezquital Xérofilo, 10: Pastizal Inducido, 11: Pastizal Natural, 12: Cuerpo de Agua*, 13: Matorral Sarcocaula, 14: Pastizal Cultivado.

Tipos de vegetación	Proporción esperada en el uso P_{io}	Proporción observada en el uso P_i	Intervalos de confianza de Bonferroni para P_i		
1	0.004082				
2	0.269388	0.320988	-0.03246	P_2	0.045998
3	0.097959	0.160494	-0.02818	P_3	0.033504
4		0.049383	-0.01772	P_4	0.018689
5	0.008163	0.012346	-0.00922	P_5	0.00934
6	0.053061	0.024691	-0.01287	P_6	0.013213
7	0.138776	0.024691	-0.01287	P_7	0.013213
8	0.069388	0.061728	-0.01955	P_8	0.020893
9	0.044898	0.037037	-0.01555	P_9	0.016185
10	0.012245	0.037037	-0.01555	P_{10}	0.016185
11	0.295918	0.271605	-0.03192	P_{11}	0.042831
12	0.002041				
13	0.002041				
14	0.002041				

Apéndice 3. Intervalos de confianza de *P. litor* utilizando el método de Bonferroni para el uso de los tipos de vegetación P_i . Tipos de vegetación: 1: Agricultura; 2: Bosque de Encino; 3: Bosque de Pino-Encino; 4: Bosque de Galerías, 5: Bosque de Pino, 6: Bosque de Pino-Encino, 7: Matorral Desértico Micrófilo, 8: Matorral Subtropical, 9: Mezquital Xérofilo, 10: Pastizal Inducido, 11: Pastizal Natural, 12: Cuerpo de Agua*, 13: Matorral Sarcocaula, 14: Pastizal Cultivado.

Tipos de vegetación	Proporción esperada en el uso P_0	Proporción observada en el uso P_i	Intervalos de confianza de Bonferroni para P_i		
1	0.004082				
2	0.269388	0.086957	0.001107	P_2	0.024783
3	0.097959				
4		0.173913	0.002978	P_4	0.034827
5	0.008163				
6	0.053061				
7	0.138776	0.130435	0.001984	P_7	0.030283
8	0.069388	0.043478	0.000401	P_8	0.017536
9	0.044898				
10	0.012245	0.130435	0.001984	P_{10}	0.030283
11	0.295918	0.434783	0.009737	P_{11}	0.051391
12	0.002041				
13	0.002041				
14	0.002041				