



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA
UNIDAD XOCHIMILCO

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD
DEPARTAMENTO EL HOMBRE Y SU AMBIENTE
LICENCIATURA EN BIOLOGÍA

INFORME FINAL DE SERVICIO SOCIAL
POR INVESTIGACIÓN

PARA OBTENER EL GRADO DE
LICENCIADA EN BIOLOGÍA

**LA COMUNIDAD DE MAMÍFEROS MEDIANOS Y
GRANDES EN UN BOSQUE TEMPLADO DURANTE
LOS AÑOS 2017 Y 2018 EN DURANGO, MÉXICO**

QUE PRESENTA EL ALUMNA

Miranda Isabel Rawlinson Marín

Matrícula
2163025261

ASESOR:
Dr. Jorge I. Servín Martínez
Núm. Económico 32615

Ciudad de México

Septiembre de 2024

Resumen

México ocupa el tercer lugar a nivel mundial en el número de especies de mamíferos que ocurren en su territorio. Sin embargo, las actividades antropogénicas han propiciado su disminución, en particular los de tamaño mediano y grande. Por eso es importante tener un buen conocimiento del estado en que se encuentran actualmente las comunidades de mamíferos para así poder realizar las estrategias necesarias para su conservación. El objetivo de este estudio fue evaluar los parámetros estructurales de la comunidad de mamíferos medianos y grandes en un bosque templado en la Reserva de la Biosfera La Michilía, Durango, México durante los años de 2017 y 2018. Se instalaron 50 cámaras-trampa durante dos años. Se obtuvo una completitud de muestreo promedio de 90.6%. Se registraron 25 especies de mamíferos; dos exóticas, siete domésticas y 16 silvestres. Las cinco especies con mayor frecuencia de registros fueron el ganado (*Bos taurus*), el coyote (*Canis latrans*), la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*), el pecarí de collar (*Pecari tajacu*) y el venado de cola blanca (*Odocoileus virginianus*). Los resultados indicaron que los índices de diversidad fueron similares entre ambos años, pero hubo variaciones entre estaciones; ya que en 2017 primavera fue la estación con mayor valor de diversidad ($\alpha = 2.29$), mientras que, en 2018 otoño fue la temporada con mayor valor de diversidad ($\alpha = 2.23$). Con el análisis de agrupamiento (clúster), se pudo evidenciar que la comunidad de mamíferos se organiza en siete diferentes ensambles de especies, desde las dominantes hasta las especies raras. El análisis de estadística multivariada de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), sugiere que la estacionalidad no tiene influencia en la estructura de la comunidad, sin embargo, su valor de estrés fue >0.2 sugiriendo una baja fiabilidad en este resultado. Los resultados de este análisis de la comunidad de mamíferos mostraron que la Reserva es una región con alta riqueza en especies de mamíferos medianos y grandes, además de ser

compleja, diversa y heterogénea. Se recomienda continuar con su monitoreo estacional, ya que la presencia de especies exóticas como el marrano alzado (*Sus scrofa*) y de especies domésticas en particular el ganado (*Bos taurus*), influyen en la presencia, ocupación y abundancia de mamíferos silvestres, ya sea como competidores o facilitadores.

Palabras claves: Mamíferos, Cámaras-trampa, Estructura, Bosque templado, Reserva de la Biósfera La Michilía

Índice

1.	Introducción.....	1
2.	Revisión de Literatura.	2
2.1	Comunidades.	2
2.2	Técnicas de muestreo para comunidades de mamíferos.....	3
2.3	Estudios de comunidades de mamíferos.....	3
2.4	Estudios de mamíferos en Durango y en la Reserva de la Biosfera La Michilía. ..	5
3.	Objetivos.....	6
3.1	Objetivo general.	6
3.2	Objetivos particulares.	6
4.	Metodología.....	6
4.1	Área de estudio.	6
4.2	Diseño de muestreo.	7
4.3	Análisis de datos.	7
4.4	Parámetros estructurales.	8
4.5	Análisis multivariado.....	8
5.	Resultados.....	9
5.1	Composición taxonómica 9	9
5.2	Curvas de rango-abundancia 11	11
5.3	Diversidad clásica..... 13	13
5.4	Diversidad moderna..... 15	15
5.5	Análisis multivariado..... 16	16
6.	Discusión.	19
7.	Conclusiones.....	22
8.	Referencias.	23
9.	Anexos.....	28

1. Introducción.

A nivel global, México es uno de los países más ricos en número de especies de mamíferos, desde 2017 se tiene registrado un total de 546 especies que representan el 10% de las especies a nivel mundial ocupando el tercer lugar después de Indonesia y Brasil (SEMARNAT, 2019). Su gran diversidad y distribución de mamíferos terrestres se debe a diferentes causas, entre las cuales están: en el territorio se unen dos regiones biogeográficas (Neártica y Neotropical), la región tiene una historia geológica dinámica, y una gran heterogeneidad ambiental representada por sus climas, topográfica con variación de alturas que van desde el nivel del mar hasta alturas por encima de los 5,000 msnm y finalmente una historia filogeográfica compleja que aporta las respuestas de las especies a los cambios climáticos desde el Pleistoceno tardío y Holoceno temprano. En México, los mamíferos terrestres medianos y grandes nativos representan el 34% de las 522 especies totales en el mundo (Ceballos et al., 2002).

De acuerdo con recientes revisiones exhaustivas realizados por CONABIO y SRNYMA (2017), Durango es uno de los estados del norte del país con una alta riqueza de mamíferos después de Chihuahua, Oaxaca, Veracruz, Chiapas y Nayarit, contando con un registro de 157 especies de mamíferos silvestres con ocho ordenes, 22 familias y 76 géneros representando el 29-32% del total del país. Sin embargo, antes se contaba con más especies de mamíferos grandes que ahora son catalogadas extintas y en peligro de extinción como: el lobo mexicano (*Canis lupus*), el oso pardo (*Ursus arctos*), el berrendo (*Antilocapra americana*), el bisonte americano (*Bison bison*) y el borrego cimarrón (*Ovis canadensis*).

Actualmente, la principal amenaza para la mastofauna en Durango es la alteración del uso de suelo y la pérdida de hábitats debido a la deforestación, ganadería y agricultura descontrolada. Entre otras amenazas también está la introducción del jabalí europeo (*Sus scrofa*) que es una especie invasora, el turismo y la caza ilegal. Su conservación es importante por las funciones ecológicas que realizan, por ejemplo, los carnívoros tienen la función de regular poblaciones con la depredación. Algunos son dispersores de semillas que sirven de alimento para otras poblaciones o permite la colonización de plantas. También tienen valor económico, por ejemplo, los venados de cola blanca (*Odocoileus virginianus*) y

bura (*O. hemionus*) y el pecarí de collar (*Pecari tajacu*) son aprovechados cinegéticamente (CONABIO y SRNYMA, 2017).

El estado de Durango cuenta con siete áreas naturales protegidas (ANP), entre ellas, se encuentra la Reserva de la Biósfera La Michilía (RBM), sin embargo, enfrenta problemas sociales, económicas, culturales y ecológicas. Es necesario tener un buen conocimiento de la presencia y distribución de las especies de mamíferos para poder realizar estrategias adecuadas de conservación (Tobler et al., 2008).

Para saber el estado de conservación en que se encuentra una comunidad biótica, es necesario conocer, describir e identificar sus parámetros estructurales para tener un objetivo conocimiento sobre su dinámica y resiliencia frente a la perturbación humana (Ricklefs y Miller, 2000), además con esta información se formulan mejores programas de conservación y restauración de las comunidades y ecosistemas. Por eso, este trabajo tiene el objetivo de evaluar los parámetros estructurales de la comunidad de mamíferos medianos y grandes en un bosque templado en la Reserva de la Biósfera La Michilía, Durango durante un periodo de dos años (2017 y 2018).

2. Revisión de Literatura.

2.1 Comunidades.

Las comunidades se pueden conceptualizar bajo distintos enfoques dependiendo de la forma en que se delimitan. Tradicionalmente se conceptualizaban las comunidades como “una asociación entre poblaciones, cuyas características están fuertemente influenciadas por el entorno físico y por las interacciones entre las poblaciones dentro de la comunidad” (Ricklefs y Miller, 2000). Fauth et al. (1996) divide el concepto de comunidades en diferentes términos dependiendo al eje que se delimita: geografía, filogenia o uso de recursos. Del eje geografía está definida las *comunidades* como “coexistencia de las especies en un mismo espacio o lugar”; del eje filogenia está el término *taxón*; y del eje uso de recursos está el término de *gremio* o *grupo funcional*. La intersección de los ejes geografía y filogenia está el término *ensamblaje*, una “agrupación de especies filogenéticamente relacionadas que coexisten en un sitio”; mientras que, la intersección de los tres ejes está el término *ensamble* definido como “el conjunto de especies del mismo grupo taxonómico que coexisten en un sitio y utilizan un mismo recurso ecológico”. Mientras que un enfoque más moderno está el de Vellend (2010),

que lo conceptualiza como “un grupo de organismos que representan varias especies que viven en un lugar y tiempo determinado”. Bajo este enfoque moderno permite enfocarnos en sus propiedades (composición, abundancia, diversidad, dominancia y uniformidad) del grupo de organismos que seleccionamos mientras que los otros componentes bióticos y abióticos se externalizan conceptualmente de forma que se puede ignorar o incluir como variables (Vellend, 2016).

Tomando en cuenta lo mencionado en el párrafo anterior, podemos entonces conceptualizar *comunidades* bajo el esquema de “un conjunto de poblaciones de diferentes especies, que coinciden en un mismo espacio y tiempo que interaccionan entre sí y se reparten los recursos”.

2.2 Técnicas de muestreo para comunidades de mamíferos.

Los muestreos estandarizados de mamíferos suelen ser complejos y difíciles de llevar a cabo, debido a que hay una amplia variedad en los tamaños de cuerpo (<1 kg a >50 kg), comportamientos (diurno, nocturno, crepuscular y catemeral), abundancias y preferencias de hábitats de las especies, por eso, es necesario que se usen varios métodos de muestreo que sean complementarios para obtener muestras pertinentes y objetivas de la comunidad de mamíferos. El fototrampeo ha sido una de las técnicas más empleadas en años recientes, para estudios de mamíferos medianos y grandes, porque generalmente son especies crípticas, elusivas, raras y de amplios desplazamientos (Tobler, 2008; Chavez et al 2013; Servín 2013; Blake y Loiselle, 2018). De acuerdo con Ahumada et al. (2011) las cámaras-trampas se han descrito como una herramienta útil, eficiente, no invasiva, económica y fácilmente replicable para estudiar y monitorear mamíferos terrestres. Además, tienen la ventaja en comparación con otros métodos de muestreo porque la influencia humana y el error son menores, ya que sólo implica la colocación y mantenimiento de las cámaras-trampa y posteriormente la identificación de fotografías, por lo que se adaptan bien a la estandarización metodológica y de la muestra (Ahumada et al., 2011).

2.3 Estudios de comunidades de mamíferos.

Ahumada et al. (2011) explica que, aunque exista información cuantitativa de la estructura de las comunidades de mamíferos en bosques tropicales se carece información consistente y comparable que utilice métricas estandarizadas. Por eso realizaron un estudio global de

mamíferos, colectando datos de 2008 a 2010 en 7 sitios cubriendo África, Asia y Latinoamérica sobre su diversidad y composición usando 4 métodos estandarizados con cámaras-trampa para así entender mejor los cambios de las comunidades en respuesta a los factores antropogénicos. Los datos reseñan el impacto que tiene la fragmentación de los bosques, así como la disminución en: la riqueza de especies, la diversidad taxonómica de especies, la diversidad funcional y una dominancia mayor en comparación de sitios parcialmente fragmentados o bosques continuos. Acentúan la importancia de métodos estandarizados de cámaras-trampa para obtener base de referencia para monitorear las comunidades de mamíferos, para comprender adecuadamente el efecto de las amenazas y tener información adecuada para acciones de conservación.

Chen et al. (2022) destaca la importancia de las áreas protegidas (AP) para mantener la diversidad de los mamíferos. Basado en varios artículos, explica el marco contextual de las AP, actualmente son una de las principales estrategias para la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, se ha cuestionado sobre su efectividad porque pocos cuentan con suficientes prácticas de manejo, algunos todavía experimentan el impacto humano por actividades de recreación o por la accesibilidad del lugar, entre otros. O porque hay evidencia de la protección del hábitat, pero poca evidencia de protección a las poblaciones de la fauna silvestre. Por lo tanto, es crítico que se evalúen en su efectividad, para ello Chen y colaboradores (2022), analizaron un conjunto de datos de cámaras-trampas de mamíferos medianos y grandes de los años 2005 a 2010 en 23 países cubriendo cuatro regiones biogeográficas (Neártico, Neotropical, Afrotropical el Indiomalaya). Se basaron en la relación entre diversidad de mamíferos y tres indicadores claves de la presión antropogénica (huella humana, accesibilidad humana y cobertura del AP). A nivel global se obtuvo una correlación positiva entre diversidad taxonómica y cobertura de AP, indicando que las AP han sido una inversión útil para la conservación de la biodiversidad. Mientras que, la diversidad funcional sólo estaba representada y correlacionado débil y no significativa con la cobertura de AP, señalando la falta y necesidad de entender mejor la respuesta funcional sobre las AP. Finalmente apunta que el estudio proporciona evidencia de la eficacia global de las AP para conservar mamíferos terrestres, y que es necesario que esfuerzos futuros continúen construyendo la base de evidencia para que se pueda monitorear de manera confiable la efectividad de las AP para la mastofauna.

Pozo-Montuy et al. (2019) mediante fototrampeo realizaron un muestreo multianual (2013-2016) de mamíferos medianos y grandes en un área natural protegida (ANP) en México que fue en la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote, con la finalidad de tener una descripción más sólida de la estructura de los mamíferos y para tener una línea base para evaluar la efectividad de la ANP frente al impacto antrópico. Así que compararon la riqueza y composición de la comunidad, tanto temporal (entre los años 2013-2016 y con los de 1996), como espacial (zona núcleo, zona de amortiguamiento y área de influencia) usando el programa R para hacer los análisis estadísticos. Como resultado pudieron identificar algunos patrones. Enfatizan que es importante realizar estudios multianuales como ese, ya que así se puede entender las tendencias en varios años de cambio de las comunidades.

2.4 Estudios de mamíferos en Durango y en la Reserva de la Biosfera La Michilía.

La Reserva de la Biosfera La Michilía (RBM) fue una de las dos primeras reservas de México, iniciando en 1974 con el programa El Hombre y La Biosfera (MAB), el Instituto de Ecología A.C. (INECOL) propuso el área protegida con la categoría de reserva, en 1979 se decreta como zona de protección forestal, reserva integral de la biosfera y refugio faunístico; y finalmente en el año 2000 se le otorga la categoría de reserva de la biosfera. A partir de su decreto, los estudios de mamíferos en esta reserva han aumentado. Sin embargo, la mayoría son estudios poblacionales, ya que sólo tratan sobre la biología o ecología de una especie en particular, por ejemplo, el venado cola blanca (Gallina et al., 1978), el coyote (Servín y Huxley, 1991; Huxley y Servín 1995; Servín et al., 2003; Orta, 2019), el lobo mexicano (Servín, 1991; Servín, 1997; Servín, 2000) y la zorra gris (Servín et al., 2014). Algunos trabajos son de interacciones entre dos especies (Rodríguez et al., 2021a; Rodríguez et al., 2021b). También hay publicaciones sobre inventarios faunísticos y registros de especies de mamíferos tanto en Durango (Servín, 1998; Servín et al., 2003; Servín et al., 2018) como en la RBM (Servín et al., 1995; Servín et al., 2016). Sin embargo, no existen estudios publicados sobre la ecología de comunidad en mamíferos de esta área de estudio, por lo que en este trabajo aborda el objetivo de generar información en esta área del conocimiento, la ecología de comunidades de mamíferos.

3. Objetivos.

3.1 Objetivo general.

Evaluar la estructura de la comunidad de mamíferos medianos y grandes en un bosque templado de la Reserva de la Biósfera La Michilía, Durango, México.

3.2 Objetivos particulares.

-Cuantificar los parámetros estructurales (Composición taxonómica, Riqueza de Especies, Abundancia, Diversidad (clásica y moderna), Dominancia y Uniformidad) de la comunidad de mamíferos.

-Estimar y comparar los valores de la estructura de la comunidad entre los años 2017-2018 y entre las estaciones (primavera, verano, otoño e invierno) utilizando estadística multivariada.

4. Metodología.

4.1 Área de estudio.

El estudio se llevó a cabo en la Reserva de la Biósfera La Michilía, Durango, México. Localizada entre las coordenadas 23°22' y 23°37' N, 104°10' y 104°18' O. La Reserva abarca una superficie de 35,000 ha con una altitud que varía de los 2,000 a 2,985m (Gadsden y Reyes-Castillo, 1991), montañas que forman parte de la Sierra Madre Occidental. Su clima predominante es templado subhúmedo C(w0) y en menor grado, al norte de la reserva es semiseco templado (BS1kw) (INEGI, 2008). Durante 2017 y 2018 se registró una temperatura media anual de 13 °C y una precipitación anual de que oscilaba entre los 750 y 1,000 mm (CONAGUA, 2018).

La vegetación está compuesta principalmente por bosques mixtos de pinos (*Pinus* spp.) y encinos (*Quercus* spp.), bosques de encino (*Quercus* spp.) y bosques de pino (*Pinus* spp.) (INEGI, 2017) (Ver Fig. 1). El mapa de vegetación (Fig. 1), se elaboró usando el programa QGIS (v. 3.36.0) y usando los recursos proporcionados por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI).

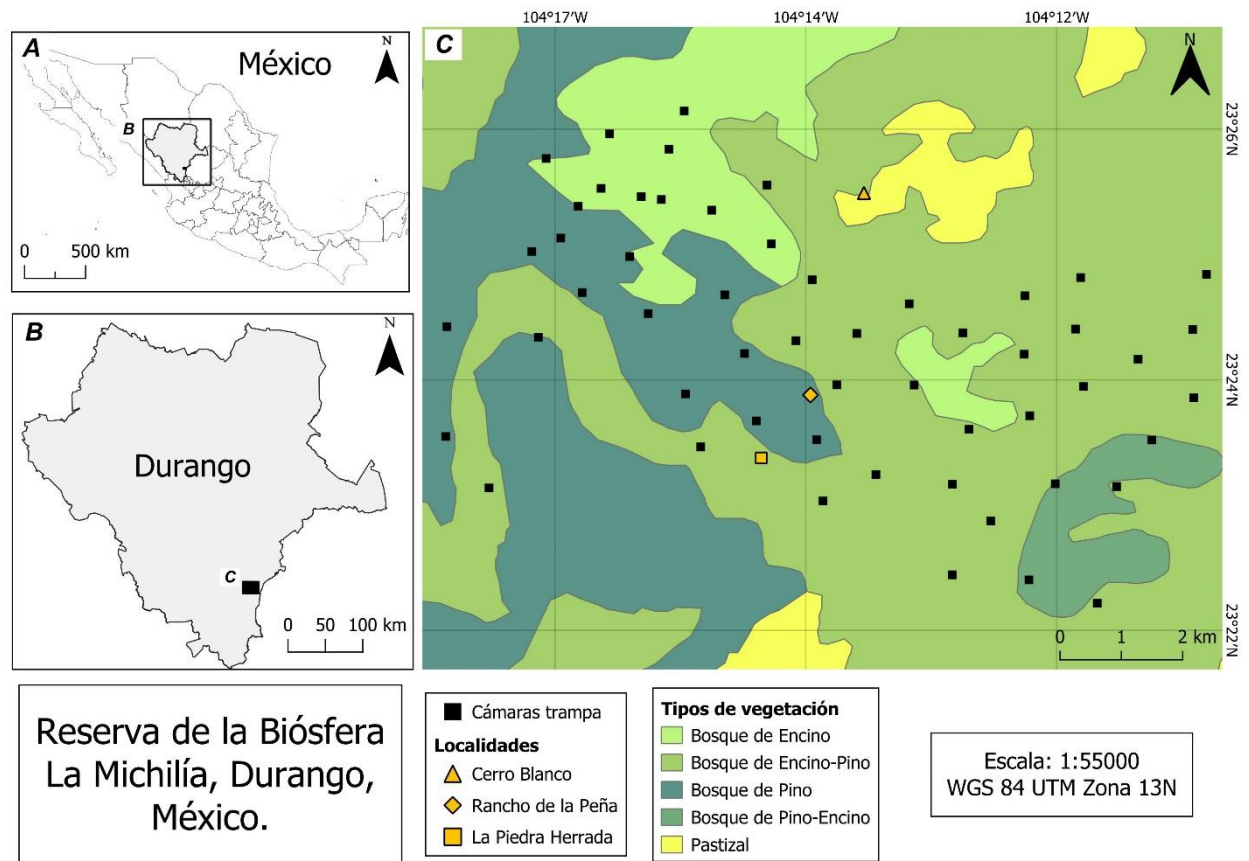


Fig. 1. Ubicación geográfica del área de estudio en la Reserva de la Biósfera La Michilía (C), Durango (B), México (A) mostrando los sitios con las cámaras-trampa en 2017 y 2018.

4.2 Diseño de muestreo.

Las cámaras-trampa fueron colocadas de forma sistemática con una separación de al menos 1 km entre ellas. Se instalaron un total de 50 cámaras-trampa cubriendo un área de 100 km², cada una estaba programada para tomar tres fotos consecutivas y un video de 30 segundos y cada una fue georreferenciada con un geoposicionador portátil Garmin (modelo eTrex). Asimismo, se revisaban y renovaban cada seis meses las baterías (AA) de cada cámara, así como la memoria SD (16 GB), y su programación para asegurar que su funcionamiento fuera óptimo (para más detalles consulta el Anexo 1). Las fotografías tomadas por cada cámara-trampa fueron extraídas de la memoria SD y los archivos (*.JPG) fueron trasladadas en un Disco Duro portátil para su almacenamiento y posterior uso.

4.3 Análisis de datos.

La información obtenida de las cámaras-trampa fue ordenada y para ello se usó el programa DigiKam (versión 8.0.0), con el fin de etiquetar (metadatos) cada foto según la especie que

se identificara. Si una foto tenía múltiples individuos de la misma especie, el grupo se consideró como un solo registro. Posteriormente, se empleó el paquete `camtrapR` (Niedballa et al., 2016) en R (v4.3.0; R Core Team, 2024) para manejar y clasificar las fotos; se generó una tabla de los registros al extraer los metadatos contando que, por cada 240 min. o 4 hrs., se consideró como un registro independiente; y se exportaron los datos (matriz de spp.) para realizar los análisis subsecuentes de los parámetros estructurales. Así el número de registros que acumulara la especie se contabilizó como la abundancia relativa.

4.4 Parámetros estructurales.

Con el listado taxonómico de las especies registradas y la captura de los registros; se construyeron curvas de acumulación con el estimador no paramétrico Chao 1 con el paquete `vegan` (Oksanen et al., 2022) y se calculó la completitud de muestreo usando el paquete `SpadeR` (Chao et al., 2016). También se construyeron curvas de rango-abundancia para comparar el ordenamiento de las especies de la comunidad entre ambos años. Se usó el programa `PAST` (v4.14) para calcular los índices de diversidad clásicos: Índice de Riqueza de Especies de Margalef (Clifford y Stephenson 1975), Índice de Diversidad Shannon-Wiener (Shannon, 1948), Índice de Simpson (Simpson, 1949) para conocer la Dominancia y el índice de Pielou (Pielou, 1966) para conocer la Uniformidad. Mientras que para estimar la diversidad moderna se usaron la serie de números de Hill (Hill, 1973) utilizando el paquete `iNext` (Hsieh et al., 2016). Además de comparar entre ambos años, también se realizó el mismo análisis para comparar la diversidad entre las diferentes estaciones del año (primavera, verano, otoño e invierno) y así poner a prueba la hipótesis de la variación o no de estos patrones observados estacionalmente.

4.5 Análisis multivariado

Para conocer cómo está organizada y ordenada la estructura de la comunidad, se identificaron sus patrones de organización con dos tipos de técnicas usando el paquete `vegan` (Oksanen et al., 2022). Primero, con el método de clasificación se realizó un análisis de agrupamiento jerárquico (clúster) de ligamento promedio (UPGMA) usando como distancia el índice de similitud de Bray-Curtis. Segundo, con el método de ordenación se ejecutó el análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) usando las estaciones como las variables (Palacio et al., 2020). De forma automática, en `vegan` (Oksanen et al., 2022) para el NMDS

realiza una transformación de raíz cuadrada y una estandarización doble de Wisconsin, mientras que para distancia se especificó con el índice de similitud de Bray-Curtis.

5. Resultados.

5.1 Composición taxonómica

Se registraron un total de 25 especies de mamíferos 2 exóticas, 7 domésticas y 16 silvestres distribuidas en 12 familias (Tabla 1, Anexo 2.1 y 2.2).

Tabla 1. La composición taxonómica de la Comunidad de Mamíferos medianos y grandes registrados en la Reserva de la Biósfera La Michilía en 2017 y 2018. Grupo de especie (FS = Fauna Silvestre, EXO = Exótica, DOM = Domesticada), IUCN (LC = Preocupación menor), NOM-059 (En = Endémica, Pr = Protección especial, A = Amenazada).

Taxa	Código alfa	Nombre común	Categoría de la especie	IUCN	NOM-059	Rangos de peso (kg)
Bovidae						
<i>Bos taurus</i>	BOSTAU	Vaca	DOM	-	-	600-800
<i>Capra hircus</i>	CAPHIR	Cabra	DOM	-	-	25-45
<i>Ovis aries</i>	OVIARI	Borrego	DOM	-	-	20-200
Canidae						
<i>Canis latrans</i>	CANLAT	Coyote	FS	LC	-	8-16
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	UROGIN	Zorra gris	FS	LC	-	3-5
<i>Canis lupus familiaris</i>	CANFAM	Perro	DOM	-	-	14-21
Cervidae						
<i>Odocoileus virginianus</i>	ODOVIR	Venado de cola blanca	FS	LC	-	27-135
<i>Cervus elaphus</i>	CERELA	Wapiti o Elk	EXO	LC	-	150-190
Didelphidae						
<i>Didelphis virginiana</i>	DIDVIR	Tlacuache Norteño	FS	LC	-	1.1-2.8
Equidae						
<i>Equus caballus</i>	EQUCAB	Caballo	DOM	-	-	175 - 930
<i>Equus asinus</i>	EQUASI	Asno	DOM	-	-	180 - 430
Felidae						
<i>Lynx rufus</i>	LYNRUF	Lince rojo	FS	LC	-	5.7-31
<i>Puma concolor</i>	PUMCON	Puma	FS	LC	-	38-110
<i>Felis catus</i>	FELCAT	Gato doméstico	DOM	-	-	2-6
Leporidae						
<i>Sylvilagus floridanus</i>	SYLFLO	Conejo Serrano	FS	LC	-	0.9-1.8
<i>Lepus californicus</i>	LEPCAL	Liebre Cola Negra	FS	LC	En / Pr	1.5
Mephitidae						
<i>Mephitis macroura</i>	MEPMAC	Zorrillo Listado Sureño	FS	LC	-	1-2.7
<i>Conepatus leuconotus</i>	CONLEU	Zorrillo de Espalda Blanca Norteño	FS	LC	-	0.9-4.5

<i>Spilogale gracilis</i>	SPIGRA	Zorrillo Manchado Occidental	FS	LC	-	0.23-0.75
Procyonidae						
<i>Procyon lotor</i>	PROLOT	Mapache	FS	LC	-	3-9
<i>Nasua narica</i>	NASNAR	Coatí	FS	LC	-	4-6
<i>Bassariscus astutus</i>	BASAST	Cacomixtle Norteño	FS	LC	En / A	0.87-1.1
Suidae						
<i>Sus scrofa</i>	SUSSCR	Marrano alzado	EXO	LC	-	35-200
Tayassuidae						
<i>Pecari tajacu</i>	PECTAJ	Pecarí de collar	FS	LC	-	17-30
Sciuridae						
<i>Sciurus nayaritensis</i>	SCINAY	Ardilla de Nayarit	FS	LC	-	0.57-0.98

En ambos años se capturan la misma riqueza de especies ($S=24$), pero la completitud de muestreo fue diferente para cada año con un promedio de 90.6% de especies registradas (Tabla 2). Lo cual indica una muy buena representación de los mamíferos que habitan en la RBM, siendo sólo 2 o 3 especies que faltan por registrar.

Tabla 2. Completitud de muestreo durante los periodos 2017 y 2018 en la RBM.

	2017	2018
Riqueza observada	24	24
Riqueza de especies estimada	27	26
Completitud de muestreo	88.89 %	92.31%

En ambos años, las cinco especies más frecuentemente registradas fueron el ganado doméstico (*Bos taurus*), el coyote (*Canis latrans*), la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*), el pecarí de collar (*Pecari tajacu*) y el venado de cola blanca (*Odocoileus virginianus*). La composición taxonómica de la comunidad fue similar en ambos años, aunque se observó que en 2017 la curva de acumulación de especies alcanza los niveles de completitud del muestreo con un mayor esfuerzo de muestreo que en el año 2018 (Fig. 2).

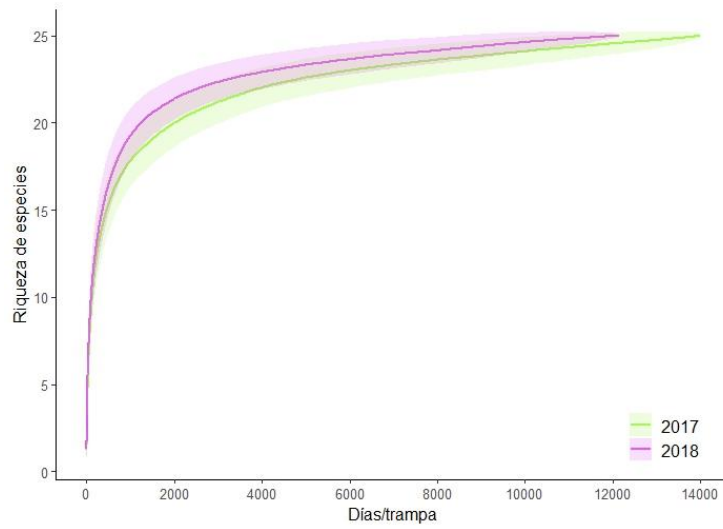


Fig. 2. Se muestra la curva de acumulación de la riqueza de especies con respecto al esfuerzo de muestreo que corresponde al número de días/trampa de mamíferos medianos y grandes en la RBM en 2017 (verde) y 2018 (magenta).

5.2 Curvas de rango-abundancia

En cuanto a la distribución de la abundancia de las especies que conforman la comunidad. Al usar el método de representación de abundancia de especies conocido como curvas de rango/abundancia, se observó que en general, durante 2017 y 2018, y en todas las estaciones, se obtienen pendientes similares, apegadas al modelo de “Serie Logarítmica” (Fisher et al., 1943), aunque varían ligeramente en riqueza y composición de la comunidad (Fig. 3 y Fig. 4).

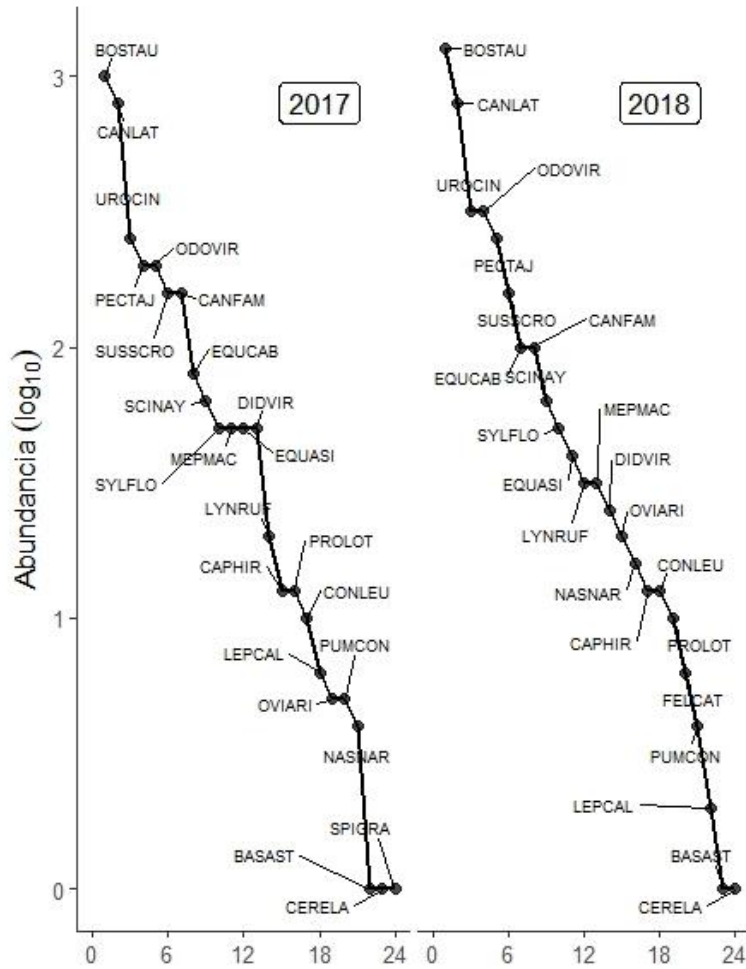


Fig. 3. Se muestran las curvas de rango abundancia (en escala logarítmica) del año 2017 y 2018. Ver tabla 1 para identificar el nombre de la especie a través del código alfa.

Se nota que, al comparar por años, en 2017, la distribución de abundancia de las especies tuvo una pendiente menos pronunciada en comparación con la del año 2018, lo cual sugiere una mayor diversidad (Fig. 3). También, al comparar por estaciones, se puede observar que, en 2017, durante verano y otoño, las vacas (*Bos taurus*) fueron la especie dominante; mientras que, en primavera e invierno el coyote (*Canis latrans*) fue la especie más abundante. Además, se observa que la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) fue la tercera especie más frecuente durante primavera e invierno, pero disminuye su abundancia durante verano y otoño. En 2018, durante todas las estaciones, las vacas (*Bos taurus*) fueron la especie dominante seguida del coyote (*Canis latrans*) excepto que en otoño la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) fue la segunda especie más frecuente (Fig. 4).

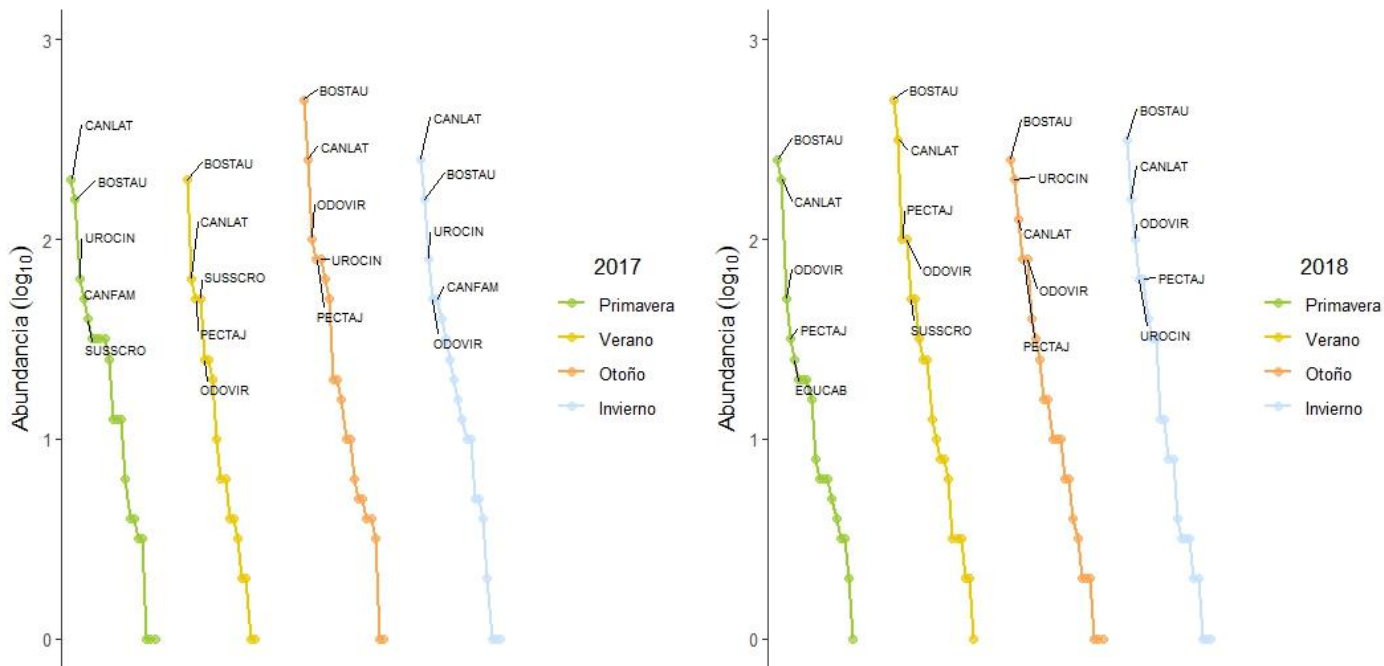


Fig. 4. Se muestran las curvas de rango abundancia usando escala logarítmica para cada una de las estaciones universales, durante los años 2017 y 2018 en la RBM.

5.3 Diversidad clásica

Los valores de la riqueza de especies fueron iguales para ambos años, aunque se obtuvo un mayor registro de abundancias en 2018. Los valores de diversidad obtenidos para ambos años fueron similares, pero en 2017, fue ligeramente más diversa y heterogénea en comparación con 2018 teniendo valores más altos en el índice de riqueza de especies de Margalef ($Mg = 2.85$); Diversidad de Shannon ($H' = 2.13$); y uniformidad ($J' = 0.67$). Por el contrario, en la variación estacional para cada año. En 2017, primavera fue la estación más diversa y heterogénea ($H' = 2.29$); mientras que, en verano se encontró la menor diversidad ($H' = 1.92$). La uniformidad fue mayor durante la primavera ($J' = 0.75$) y menor para el otoño ($J' = 0.66$). Por el contrario, en 2018, otoño fue la época con mayor diversidad ($H' = 2.23$) y verano con menor diversidad ($H' = 1.86$). La uniformidad fue más alta en otoño ($J' = 0.71$) y más bajo en verano ($J' = 0.62$) (Tabla 3 y 4).

Tabla 3. Se muestran los parámetros clásicos de la estructura de la comunidad de mamíferos durante el año 2017.

Métricas	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	2017
Riqueza (S)	21	17	20	20	24
Abundancia (N)	741	485	1184	762	3172
Índice de Riqueza de Especies de Margalef (Mg)	3.03	2.59	2.69	2.86	2.85
Diversidad de Shannon (H')	2.29	1.92	1.97	2.17	2.13
Dominancia (D)	0.15	0.24	0.22	0.17	0.18
D máxima (Hmax)	3.04	2.83	3.00	3.00	3.18
Uniformidad (J')	0.75	0.68	0.66	0.72	0.67

Tabla 4. Se muestran los parámetros clásicos de la estructura de la comunidad de mamíferos durante el año 2018.

Métricas	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	2018
Riqueza (S)	19	20	23	21	24
Abundancia (N)	680	1228	911	862	3681
Índice de Riqueza de Especies de Margalef (Mg)	2.76	2.67	3.23	2.96	2.80
Diversidad de Shannon (H')	1.94	1.86	2.23	2.06	2.07
Dominancia (D)	0.23	0.25	0.15	0.19	0.20
D máxima (Hmax)	2.94	3.00	3.14	3.04	3.18
Uniformidad (J')	0.67	0.62	0.71	0.68	0.65

5.4 Diversidad moderna

Usando los números de Hill, se observa que no hubo diferencias significativas en el número efectivo de especies entre los años 2017 (25.9) y 2018 (24.72) y posiblemente tampoco haya diferencias significativas en diversidad de Shannon (2017 = 8.42 y 2018 = 7.92) y Simpson (2017 = 5.48 y 2018 = 5.12) (Fig. 5).

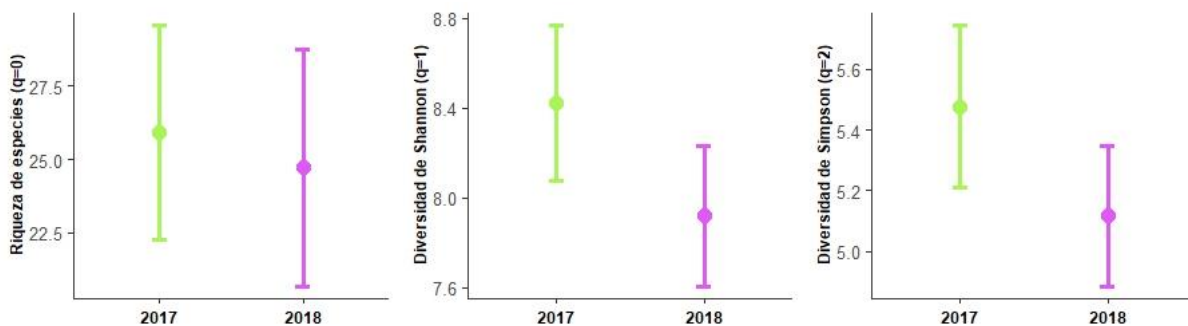


Fig. 5. Diversidad moderna usando los tres órdenes de números Hill: número efectivo de especies ($q=0$), número efectivo de especies comunes ($q=1$) y número efectivo de especies dominantes ($q=2$) durante 2017 y 2018.

Al comparar por temporadas, no hubo diferencias significativas en el número efectivo de especies tanto para 2017 (P: 22.5, V: 17.5, O: 19.5, I: 22.2) como para 2018 (P: 19.2, V: 20.0, O: 24.1, I: 22.7). Los valores de diversidad de Shannon y Simpson por temporadas fue distinta en cada año. En 2017, la diversidad fue significativamente mayor en primavera ($q_1=9.9$ y $q_2=6.6$) y en invierno ($q_1=8.7$ y $q_2=5.8$), mientras que en verano ($q_1=6.8$ y $q_2=4.2$) y otoño ($q_1=7.1$ y $q_2=4.5$) no presentaron diferencias significativas (Fig. 5). En 2018, la diversidad fue significativamente mayor en otoño ($q_1=9.3$ y $q_2=6.6$) en comparación con las otras temporadas (primavera $q_1=6.9$ y $q_2=4.4$; verano $q_1=6.4$ y $q_2=4.1$; invierno $q_1=7.8$ y $q_2=5.2$) (Fig. 6).

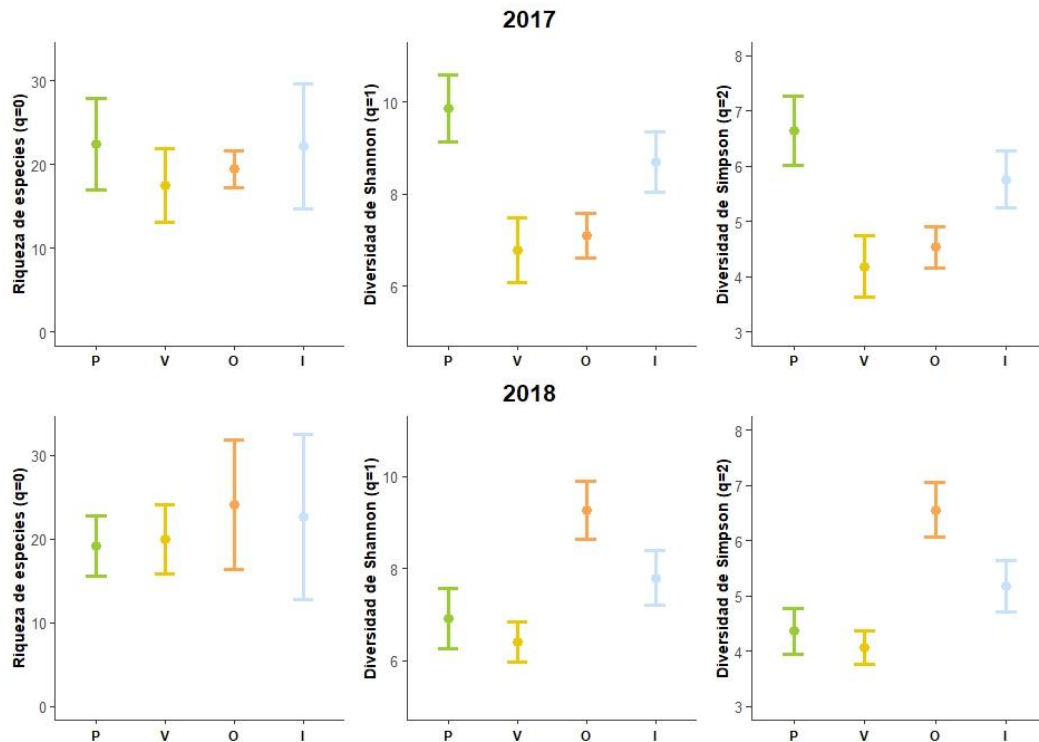


Fig. 6. Diversidad moderna usando los tres órdenes de números Hill: número efectivo de especies ($q=0$), número efectivo de especies comunes ($q=1$) y número efectivo de especies dominantes ($q=2$) durante P (primavera), V (verano), O (otoño) e I (invierno).

5.5 Análisis multivariado

Con el análisis de agrupamiento jerárquico podemos observar la estructura de la comunidad representada gráficamente en forma de dendrograma de acuerdo con sus abundancias. En el año 2017, cuyo valor de la correlación cofenética fue de 0.911 y con un corte al 75% de similitud, se obtuvieron siete ensambles (Fig. 7). Mientras que, en el año 2018, el valor de la correlación cofenética fue de 0.836 y el corte fue al 65% de similitud obteniendo siete ensambles (Fig. 8). En ambos años, el *Bos taurus* y el *Canis latrans* conforman el ensamble de las especies dominantes (#1). El *Urocyon cinereoargenteus*, el *Pecari tajacu* y el *Odocoileus virginianus* pertenecen al ensamble de especies abundantes (#2). Las demás especies se agrupan en ensambles diferentes entre ambos años, indicando que las abundancias variaron ligeramente.

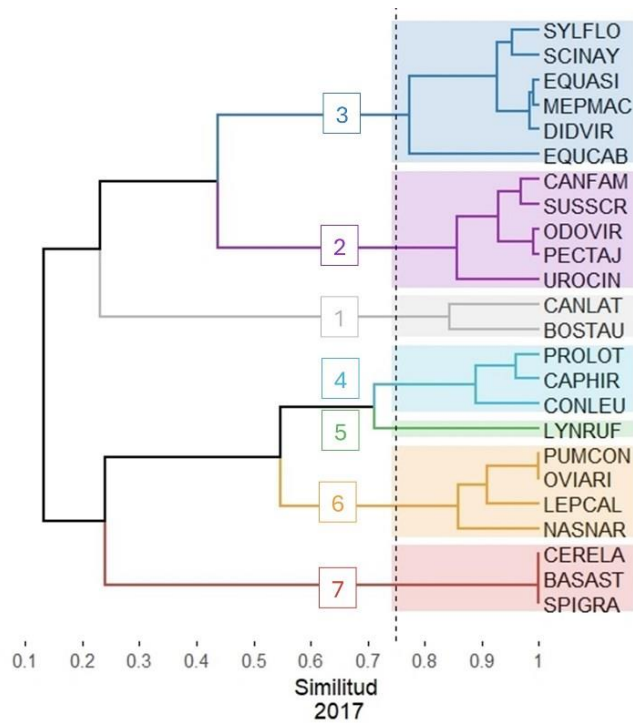


Fig. 7. Se muestra el dendrograma del año 2017 y sus ensambles. La enumeración indica del grupo más abundante #1 hasta el grupo menos abundante #7. Ver tabla 1 para identificar el nombre de la especie a través del código alfa.

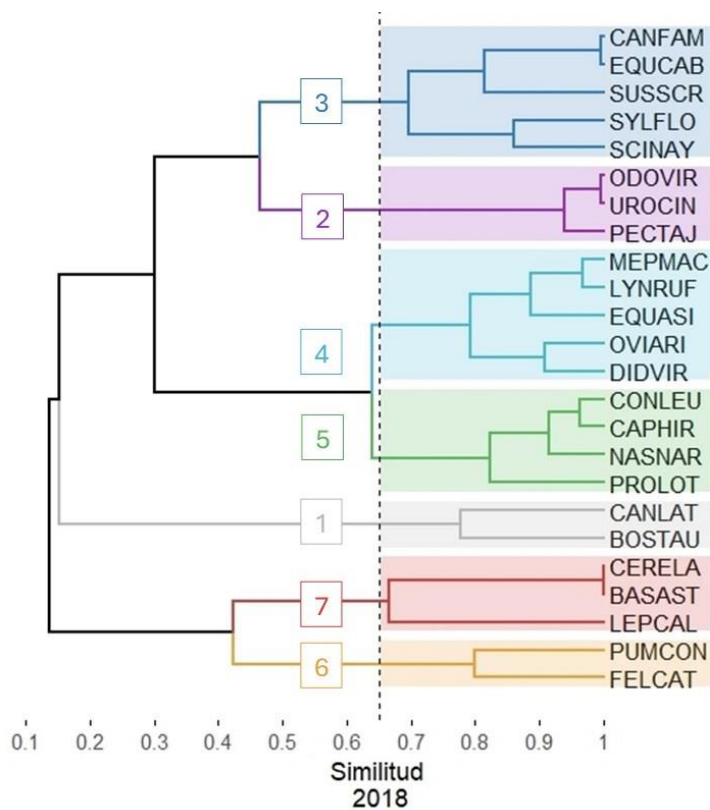


Fig 8. Se muestra el dendrograma del año 2018 y sus ensambles. La enumeración indica del grupo más abundante #1 hasta el grupo menos abundante #7. Ver tabla 1 para identificar el nombre de la especie a través del código alfa.

Con el análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) se realizó una representación visual de la organización y variación en la estructura de la comunidad entre diferentes estaciones (primavera, verano, otoño e invierno) durante los años 2017 y 2018 (Fig. 9). Los valores de estrés fueron < 2.0 señalando que es una representación pobre y de una baja fiabilidad (Clarke, 1993). Diferencias de la estructura de la comunidad entre las estaciones no se muestran debido a la notable superposición entre los sitios, es decir, las variaciones de las abundancias entre los sitios por estacionalidad son similares.

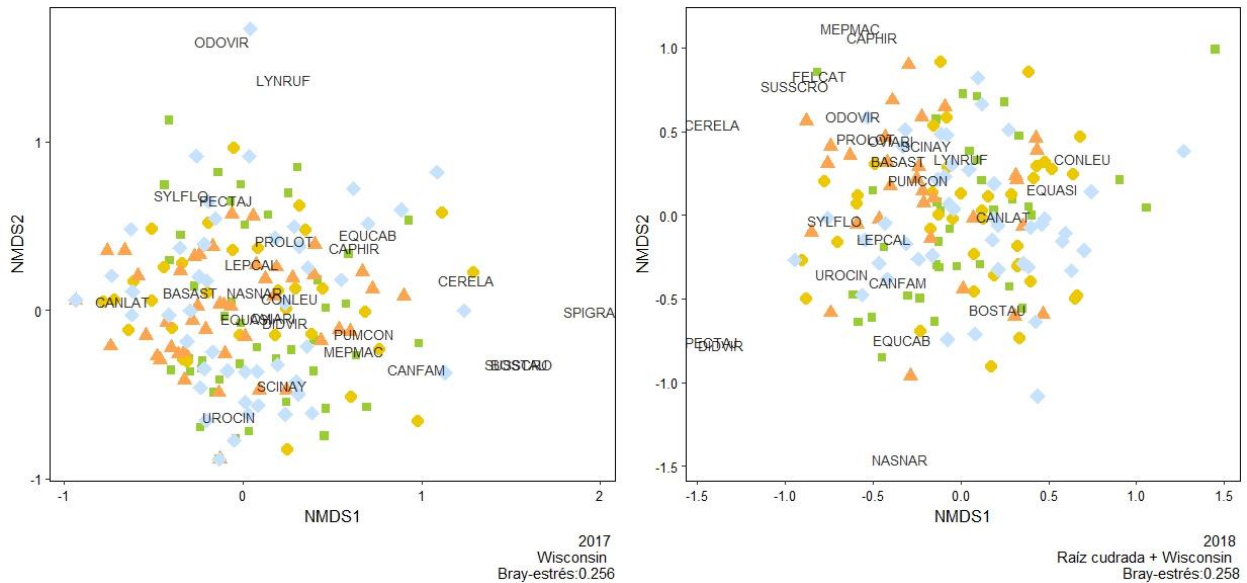


Fig. 9. Gráfico de escalamiento multidimensional no métrico mostrando la variación en riqueza de especies y abundancias entre diferentes estaciones (primavera = verde, verano = amarillo, otoño = anaranjado, invierno = azul claro) en los años 2017 y 2018.

6. Discusión.

Las especies que faltan registrarse o detectarse en RBM potencialmente podrían ser el zorrillo manchado común (*Spilogale putorius*) que previamente se había tenido un registro en 1993 (Servín et al., 1995) y el ocelote (*Leopardus pardalis*) con un registro en el 2015 (Servín et al., 2016). Aunque también se pueden considerar las especies extintas de la región, que son el oso negro (*Ursus americanus*) y lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*), ya que de ambas especies hay registros de cráneo y piel en algunas colecciones en Estados Unidos de América (Baker y Greer, 1962).

La riqueza de especies de mamíferos medianos y grandes registrados en la RBM fue de 16 especies (excluyendo las especies exóticas y domésticas). Esto coincide con otros estudios similares realizados en México que usan cámaras-trampa (con diseños espaciales de muestreo y duraciones diferentes) y con vegetación similar: Moreno (2009) reporta un registro de 13 especies en la Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán, Jal. (clima templado con bosque mesófilo de montaña, bosque pino-latifoliadas, bosque pino y vegetación secundaria) durante un año. Charre-Medellín y colaboradores (2016) en la reserva de la Biosfera Sierra Gorda, Gto. (bosque de pino-encino y matorral submontano) reportaron 18 especies entre los años 2007 a 2013. En la Sierra Juárez, Oax. (clima templado subhúmedo con bosques de pino-encino) se obtuvo una riqueza de 11 especies durante 58 días (Hernández-Rodríguez et al., 2019). Por otro lado, está el estudio de Ahumada et al., 2011 que emplea una metodología similar (60 cámaras trampas cubriendo un área de 160 km²) pero con diferente vegetación (bosque tropical) en 7 países, reporta una riqueza que varía entre 13 y 28 especies; tomando como referencia los estudios anteriormente mencionados, la RBM tiene una alta riqueza de especies.

El modelo de serie logarítmica (Fisher et al. 1943) refleja que la distribución de las abundancias de los mamíferos de la RBM representa una comunidad diversa donde pocas especies son dominantes (*B. taurus* y *C. latrans*) otros son abundantes (*U. cinereoargenteus*, *P. tajacu*, *O. virginianus*) y las demás especies se presentan en menores abundancias.

Kolowski et al. (2021) han demostrado que con cámaras-trampas, un diseño espacial sistemático en cuadrícula a pequeña escala carece de consistencia en las tasas de detección y

captura en el espacio y tiempo, es decir, hay una gran variación. Explican que una porción de esa variabilidad debe a que cada individuo de una especie tiene sus peculiaridades en cómo se desplazan y la tasa en que se desplazan. Otro factor que también consideran son las características de los microsítios (ej. presencia de un tronco). Asimismo, Iannarilli et al. (2021) señalan cómo diferentes diseños espaciales de muestreo afectan la respuesta de las especies de formas diferentes. Tomando en consideración con lo anteriormente mencionado eso puede ser una explicación posible de porque en ciertas estaciones las vacas no fueron siempre la especie dominante y en el lugar de eso fue el coyote como lo fue en primavera e invierno en el año 2017 o porque la zorra gris fue la segunda especie dominante en otoño durante 2018 en vez del coyote.

La extirpación de depredadores en la RBM del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) y el oso negro (*Ursus americanus*) en las décadas 1950 y 1970 (Baker y Greer, 1962) pueden ser la causa de que el coyote (*Canis latrans*) se volvió el depredador dominante por la ausencia de las especies mayores que lo mantenían con abundancias bajas a medianas.

La alta abundancia del venado de cola blanca (*Odocoileus virginianus*) puede deberse a por ser una especie que es altamente adaptable y tolerante a las actividades humanas (Ceballos y Olivia, 2006), y además benefician a depredadores como el coyote y el puma como fuente de alimento. También debe influir el trabajo de conservación biológica que se ha realizado en la zona desde hace algunas décadas, finales de los años 70's (Halfpter, 1978), para disminuir la cacería ilegal.

El marrano alzado (*Sus scrofa*) es una especie exótica de recién invasión a la RBM. En 1989, se estableció la primera población silvestre con 22 individuos que se escaparon del Rancho El Temazcal, aldeaño a la zona de amortiguación de la RBM (Weber, 1995). En la actualidad y desde 2017 y 2018 es la sexta especie más abundante en la región y en la RBM. Se ha señalado que puede haber traslape en el uso de recursos y en el uso de hábitat entre el *S. scrofa* y el *P. tajacu* (Desbiez et al., 2009) o que también alteran los patrones de actividad (Galetti et al., 2015; Hernández-Pérez, 2019). Sin embargo, el impacto ha sido bajo debido a que, en primer lugar; la partición de recursos, ya que los pecarís de collar son considerados frugívoros mientras que el marrano alzado es omnívoro (Desbiez et al., 2009) y, en segundo lugar; el uso de hábitat es diferentes, dónde el marrano alzado prefiere áreas antropizadas

mientras que el pecarí se inclina más por áreas conservadas (Hernández-Pérez, 2019). Aunque esos estudios anteriormente mencionados señalan coexistencia entre esas especies, esa puede desequilibrarse si hay modificación en el hábitat y por lo tanto agravar la competencia de recursos o desplazamiento del pecarí de collar. Otros de los efectos negativos que tiene el *S. scrofa* es que sus actividades de forrajeo en el suelo, afectan el enraizamiento de la vegetación y causan la destrucción de la vegetación o que también funcionan como reservorios de enfermedades (Desbiez et al., 2009).

La presencia del ganado y otras especies domesticadas indican la intensidad de la presencia de actividad humana, esto puede explicar el bajo número de registros de los felinos carnívoros. Se ha evidenciado que la actividad humana puede desplazar depredadores como en caso del puma (*Puma concolor*) (Muhly et al., 2011). También se ha sugerido que el lince (*Lynx rufus*) acostumbra a ver a los humanos como depredadores ápices y por lo regular los elude (Hubbard et al., 2022).

Algunas especies que presentaron pocos registros, puede ser debido al tipo de muestreo que se implementó, como es el caso de los animales trepadores de árboles, como el cacomixtle norteño (*Bassariscus astutus*) los cuales bajan poco al suelo. También puede deberse a que tengan preferencia ciertos tipos de vegetación muy escasos como es el caso de los zorrillos (*Mephitis macroura* y *Spilogale gracilis*) que, aunque habitan en una gran variedad de tipos de vegetación, es común encontrarlos en zonas perturbadas y campos de cultivo. También aplica el mismo caso con la liebre de cola negra (*Lepus californicus*) que es más común encontrarlo en zonas de pastizal que en bosques de pino-encino abiertos (Ceballos y Olivia, 2006).

Aunque no se pudo observar una tendencia estacional no significa que no exista, ya que se ha demostrado que las comunidades tienen efectos estacionales fuertes debido a diferentes causas como: la migración, la hibernación, la reproducción estacional o cambios en comportamiento de forrajero por la disponibilidad de alimento (Kays et al., 2020).

Al tener conocimiento de, ¿cómo los ensambles de los mamíferos de la RBM varían en su estructura en el espacio y tiempo? Su respuesta puede servir como línea base para explicar y comprender las tendencias de cambio y establecer las mejores estrategias de conservación,

manejo y aprovechamiento, para las especies individualmente, por ensambles de especies y para toda la comunidad (Blake y Loiselle, 2018; Pozo-Montuy et al., 2019).

7. Conclusiones.

- En esta evaluación de la estructura de la comunidad se registró el 90.6 % de las especies de mamíferos medianos y grandes de la Reserva de la Biósfera la Michilía.
- La estructura de la comunidad es compleja, rica en especies, diversa y heterogénea.
- Se recomienda implementar estrategias de disminución, manejo, control poblacional de las especies domésticas, en particular el ganado, la especie más abundante.
- Se recomienda monitorear y erradicar la población del marrano alzado (*Sus scrofa*) para asegurar que no impacten negativamente a la comunidad o a especies de su gremio, como el pecarí de collar (*Pecari tajacu*).

8. Referencias.

- Ahumada, J. A., Silva, C. E. F., Gajapersad, K., Hallam, C., Hurtado, J., Martin, E., McWilliam, A., Mugerwa, B., O'Brien, T., Rovero, F., Sheil, D., Spironello, W.R., Winarni, N. y Andelman, S. J. (2011). Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 366(1578), 2703–2711.
- Baker, R. H., y Greer, J. K. (1962). *Mammals of the Mexican state of Durango: Vol. 2. Biological Series 35*. Michigan State University Museum.
- Blake, J. G. y Loiselle, B.A. (2018). Annual and spatial variation in composition and activity of terrestrial mammals on two replicate plots in lowland forest of eastern Ecuador. *PeerJ*, 6, 1-28.
- Ceballos, G., Arroyo-Cabrales, J. y Medellín, R. A. (2002). Mamíferos en México. En G. C. y J. Simonetti (Ed.), *Diversidad y Conservación de los Mamíferos Neotropicales* (377–412). CONABIO-UNAM.
- Ceballos, G., y Oliva, G. (2005). *Los mamíferos silvestres de México*. Fondo de Cultura Económica, S.A. de C.V.
- Charre-Medellin, J. F., Magaña-Cota, G., Monterrubio-Rico, T. C., Tafolla-Muñoz, R., Charre-Luna, J. L., y Botello, F. (2016). Mamíferos medianos y grandes del municipio de Victoria, Reserva de la Biosfera Sierra Gorda Guanajuato, México. *Acta universitaria*, 26(NE-2), 62–70. <https://doi.org/10.15174/au.2016.1438>
- Chávez, C., De la Torre, A., Bárcenas, H., Medellín, R.A., Zarza, H. y Ceballos, G. (2013). *Manual de fototrampeo para estudio de fauna silvestre. El jaguar en México como estudio de caso*. Alianza WWF-Telcel, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Chen, C., Brodie, J. F., Kays, R., Davies, T. J., Liu, R., Fisher, J. T., Ahumada, J., McShea, W., Sheil, D., Agwanda, B., Andrianarisoa, M. H., Appleton, R. D., Bitariho, R., Espinosa, S., Grigione, M. M., Helgen, K. M., Hubbard, A., Hurtado, C. M., Jansen, P. A., ... Burton, A. C. (2022). Global camera trap synthesis highlights the importance of protected areas in maintaining mammal diversity. *Conservation Letters*, 15(e12865), 1–14.
- Clarke, K. (1993). Nonparametric Multivariate Analyses of Changes in Community Structure. *Austral Ecology*, 18, 117–143.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2018). Proyecto de Base de Datos Climatológicos [Base de datos]. *En Valores Mensuales*. <https://smn.conagua.gob.mx/tools/RESOURCES/Mensuales/dgo/00010159.TXT>
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y Secretaría de Recursos Naturales y Medio Ambiente de Durango (SRNYMA). (2017). *La biodiversidad en Durango. Estudio de Estado*. CONABIO.
- Desbiez, A. L. J., Santos, S. A., Keuroghlian, A., y Bodmer, R. E. (2009). Niche partitioning among white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*), collared peccaries (*Pecari tajacu*), and feral pigs (*Sus scrofa*). *Journal of Mammalogy*, 90(1), 119–128. <https://doi.org/10.1644/08-mamm-a-038.1>
- Fauth, J. E., Bernardo, J., Camara, M., Resetarits, W. J., Van Buskirk, J., y McCollum, S. A. (1996). Simplifying the Jargon of Community Ecology: A Conceptual Approach. *The American Naturalist*, 147(2), 282–286.
- Fisher, R. A., Corbet, A.S., y Williams C.B. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *J. Anim. Ecol.*, 12:45-58.

- Gadsden, H., y Reyes-Castillo, P. (1991). Caracteres del ambiente físico y biológico de la Reserva de la Biosfera La Michilía, Durango, México. *Folia Entomológica Mexicana*, 81, 1–19.
- Galetti, M., Camargo, H., Siqueira, T., Keuroghlian, A., Donatti, C. I., Jorge, M. L. S. P., Pedrosa, F., Kanda, C. Z., y Ribeiro, M. C. (2015). Diet overlap and foraging activity between feral pigs and native peccaries in the Pantanal. *PloS One*, 10(11), e0141459. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0141459>
- Gallina, S., Maury, Ma. E. y Serrano, V. (1978). Hábitos alimenticios del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus* Rafinesque) en la Reserva de la Michilía, Estado de Durango. En G. Halffter (Ed.), *Reservas de la biosfera en el estado de Durango: trabajos varios* (pp. 57–108). Instituto de Ecología, A. C.
- Hernández-Pérez, E. L., Castillo-Vela, G., García-Marmolejo, G., Hidalgo-Mihart, M., Contreras-Moreno, F. M., Jesús-de la Cruz, A., Juárez-López, R., y Reyna-Hurtado, R. (2020). Relaciones ecológicas entre pecaríes de collar y cerdos asilvestrados en el sur de México: ¿evidencia de la división de nicho? *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 91(0). <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.2977>
- Hernández-Rodríguez, E., Escalera-Vázquez, L., Calderón-Patrón, J. M., y Mendoza, E. (2019). Mamíferos medianos y grandes en sitios de tala de impacto reducido y de conservación en la sierra Juárez, Oaxaca. *Revista mexicana de biodiversidad*, 90(1). <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2019.90.2776>
- Hubbard, T., Cove, M. V., Green, A. M., Iannarilli, F., Allen, M. L., LaRose, S. H., Nagy, C., Compton, J. A., y Lafferty, D. J. R. (2022). Human presence drives bobcat interactions among the U.S. carnivore guild. *Biodiversity and Conservation*, 31, 2607–2624. <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02445-2>
- Huxley, C., y Servín, J. (1995). Estimación del ámbito hogareño del coyote (*Canis latrans*) en la Reserva de la Biosfera la Michilía, México. *Vida Silvestre Neotropical*, 4(2), 98–106.
- Iannarilli, F., Erb, J., Arnold, T. W., y Fieberg, J. R. (2021). Evaluating species-specific responses to camera-trap survey designs. *Wildlife biology*, 2021(1). <https://doi.org/10.2981/wlb.00726>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2017). Conjunto de datos vectoriales de la carta de Uso del suelo y vegetación. Escala 1:250 000. Serie VI. Conjunto Nacional [Conjunto de datos]. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463598459>
- Kays, R., Arbogast, B. S., Baker-Whattton, M., Beirne, C., Boone, H. M., Bowler, M., Burneo, S. F., Cove, M. V., Ding, P., Espinosa, S., Gonçalves, A. L. S., Hansen, C. P., Jansen, P. A., Kolowski, J. M., Knowles, T. W., Lima, M. G. M., Millsaugh, J., McShea, W. J., Pacifici, K., ... Spironello, W. R. (2020). An empirical evaluation of camera trap study design: How many, how long and when? *Methods in Ecology and Evolution*, 11(6), 700–713. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.13370>

- Kolowski, J. M., Oley, J., y McShea, W. J. (2021). High-density camera trap grid reveals lack of consistency in detection and capture rates across space and time. *Ecosphere (Washington, D.C)*, 12(2). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3350>
- Moreno Arzate, I. E. (2009). *Diversidad de mamíferos medianos y grandes en la estación científica Las Joyas*. Universidad de Guadalajara.
- Muhly, T. B., Semeniuk, C., Massolo, A., Hickman, L., y Musiani, M. (2011). Human activity helps prey win the predator-prey space race. *PloS One*, 6(3), e17050. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0017050>
- Niedballa J, Sollmann R, Courtiol A, Wilting A (2016). “camtrapR: an R package for efficient camera trap data management.” *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1457–1462. doi:10.1111/2041-210X.12600, <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/2041-210X.12600>.
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendré, P., Minchin, P., O’Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., ... Weedon, J. (2022). *vegan: Community Ecology Package*. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>
- Orta, J. W. (2019). *El coyote (Canis latrans) como dispersor de semillas en un bosque templado de la Sierra Madre Occidental, Durango, México*. [Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco]. <https://repositorio.xoc.uam.mx/jspui/bitstream/123456789/24938/1/cbs1972808.pdf>
- Palacio, F. X., M.A. Apodaca y J. V. Crisci. 2020. Análisis multivariado para datos biológicos: Teoría y su aplicación utilizando el lenguaje R. Ed. Universidad Maímodes.
- Pozo-Montuy, G., Camargo-Sanabria, A. A., Cruz-Canuto, I., Leal-Aguilar, K., y Mendoza, E. (2019). Análisis espacial y temporal de la estructura de la comunidad de mamíferos medianos y grandes de la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote, en el sureste mexicano. *Revista mexicana de biodiversidad*, 90 (2019), 1–14
- R Core Team. (2024). *R: A language and environment for statistical computing*. <https://www.R-project.org/>
- Ricklefs, R. E. y Miller, G. L. (2000). *Ecology*. W.H. Freeman y Co.
- Rodríguez-Luna, C. R., Servín, J., Valenzuela-Galván, D., y List, R. (2021a). Spatial ecological interactions between coyote and gray fox in a temperate forest. *THERYA*, 12(3), 553–562.
- Rodríguez-Luna, C. R., Servín, J., Valenzuela-Galván, D., y List, R. (2021b). Trophic niche overlap between coyotes and gray foxes in a temperate forest in Durango, Mexico. *PLoS One*, 16(12), 1–18.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2019). Informe de la Situación del Medio Ambiente en México 2018: Compendio de Estadísticas Ambientales,

- Indicadores Clave, de Desempeño Ambiental y de Crecimiento Verde.
<https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe18/index.html>
- Servín, J. (1991). Algunos aspectos de la conducta social del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) en cautiverio. *ACTA ZOOLOGICA MEXICANA*, 45, 1–43.
- Servín, J. (1997). El periodo de apareamiento, nacimiento y crecimiento del Lobo mexicano (*Canis lupus Baileyi*). *ACTA ZOOLOGICA MEXICANA*, 71, 45–56.
- Servín, J. (1998). Los mamíferos del estado de Durango, México [Base de datos]. En *SNIB-CONABIO proyecto No. P064*. <http://www.conabio.gob.mx/institucion/cgi-bin/datos.cgi?Letras=PyNumero=064>
- Servín, J. (2000). Duration and frequency of chorus howling of the mexican wolf (*Canis lupus baileyi*). *ACTA ZOOLOGICA MEXICANA*, 80, 223–231.
- Servín, J. (2013). Perspectivas de estudio, conservación y manejo de los Carnívoros en México. *THERYA*. 4(3):327-330. ISSN Print. 2007-3364 (DOI: 10.12933/therya).
- Servín, J., Aguilar-Jiménez, L. E., Hernández-Reyes, E. F., Tinoco, J., y Sanchez-Robles, J. (2016). Record of a live ocelot (*Leopardus pardalis*) at La Michilía Biosphere Reserve, Durango, Mexico. *Western North American Naturalist*, 76(4), 497–500.
- Servín, J., Bejarano, A., Alonso-Pérez, N., y Chacón, E. (2014). El tamaño del ámbito hogareño y el uso de hábitat de la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) en un bosque templado de Durango, México. *THERYA*, 5(1), 257–269.
- Servín, J., Carreón-González, D., Huerta-García, A., Castro-Campos, F., y González-Saravia, L. F. (2018). Record of American black bear (*Ursus americanus*) in Durango, Mexico. *THERYA*, 9(3), 261–264.
- Servín, J., Chacón, E., Alonso-Pérez, N., y Huxley, C. (2003). New records of mammals from Durango, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 48(1), 136–138.
- Servín, J., Huxley, C., y Chacón, E. (1995). First record of the spotted skunk *Spilogale putorius* (Carnivora: Mustelidae) in the State of Durango, Mexico. *Southwestern Naturalist*, 40(2), 227–228.
- Servín, J., Sánchez, V., y Gallina, S. (2003). Distances traveled daily by coyotes, *Canis latrans*, in a pine-oak forest in Durango, Mexico. *Journal of Mammalogy*, 84(2), 547–552.
- Servín, J., y Huxley, C. (1991). La dieta del coyote en un bosque de encino-pino de la Sierra Madre Occidental de Durango, México. *ACTA ZOOLOGICA MEXICANA*, 44, 1–26.
- Tobler, M.W., Carrillo-Percastegui, S.E., Laite Pitman, R. Mares, R. y Powell G. (2008). An evaluation of camera traps for inventorying large-and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, 11(3), 169–178.
- Vellend, M. (2010). Conceptual Synthesis in Community Ecology. *The Quarterly Review of Biology*, 85(2), 183–206.
- Vellend, M. (2016). *The Theory of Ecological Communities (MPB-57)*. Princeton University Press.

Weber Rodríguez, J. M. (1995). La Introduccion del Jabali Europeo a La Reserva De La Biosfera La Michilia, Durango: Implicaciones Ecologicas y Epidemiologicas. *Revista Mexicana de Mastozoologia*, 1(1), 69.
<https://doi.org/10.22201/ie.20074484e.1995.1.1.160>

9. Anexos.

Anexo 1. Diseño de muestreo de las cámaras trampa en la RBM, Durango, México en 2017-2018.

Diseño de muestreo de las cámaras-trampa

- **Tipo de diseño:** Sistemático
- **Distancia entre cámaras:** ≥ 1.0 km.
- **Área cubierta:** ≈ 100 km².
- **Número de cámaras instaladas:** 50 cámaras trampa (al año).
- **Marcas de cámaras trampa:** Cuddeback LR IR, Wildview, Bushnell y Moultrie.
- **Programación:** tres fotos consecutivas con 1 minuto de lapso de desconexión y 1 video de 30 segundos con 1 minuto de duración (los que solo tenían opción de foto o video se seleccionó foto) durante las 24 hrs.
- **Duración del muestreo continuo:** todo el año.

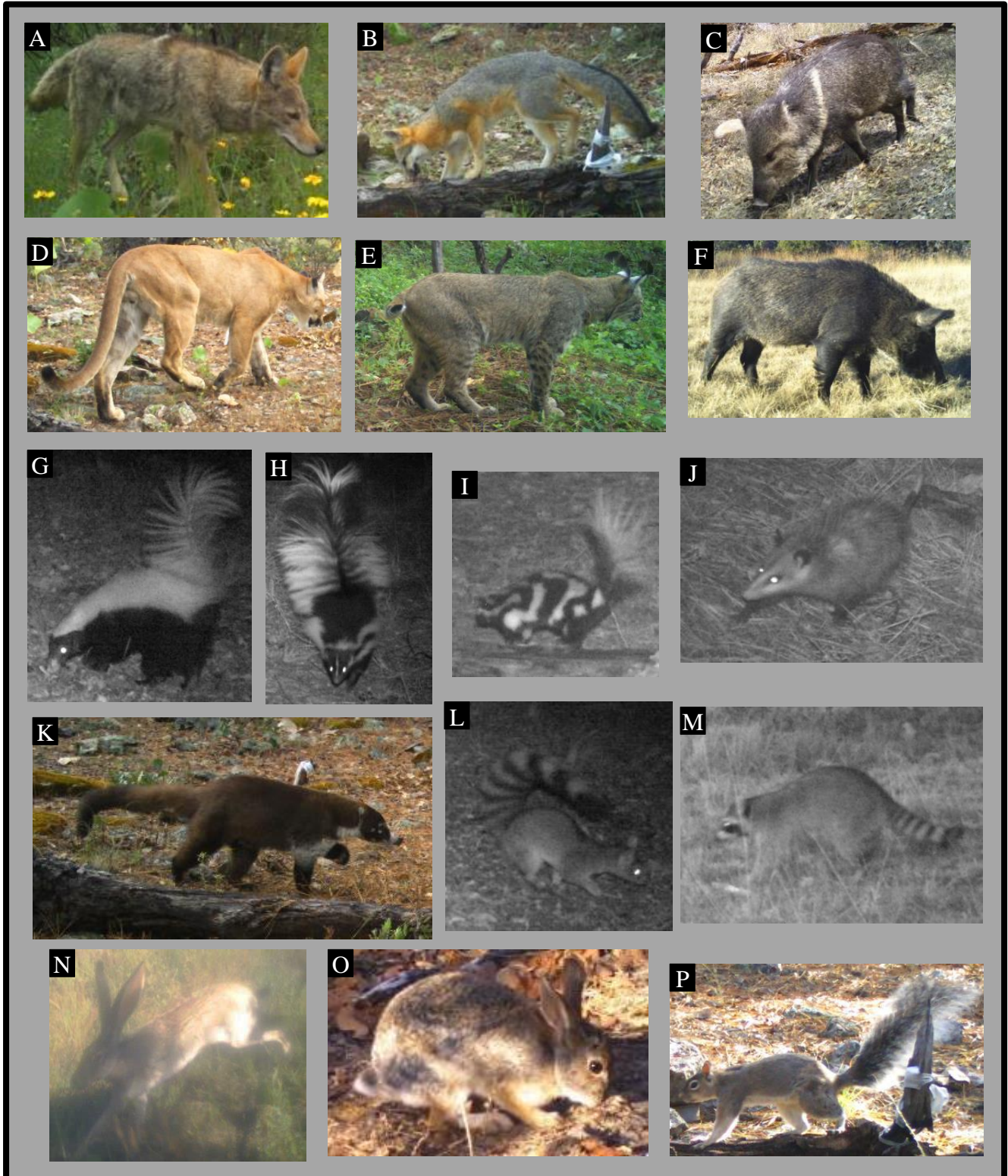
Durante la instalación de las cámaras trampa en los sitios, se tomaron las siguientes consideraciones:

- La orientación de la lente de la cámara estuviera de norte o sur para evitar sobreexposición.
- La altura sobre el suelo de cada equipo fue de entre 30 cm a 60 cm, atado con alambre galvanizado a un árbol.
- Se podó la vegetación alrededor del foco de la cámara para evitar que el movimiento del pasto y ramas hiciera activar los sensores de movimiento.

Para maximizar la frecuencia de registros se colocaron las cámaras trampa en sitios donde pudiera pasar la fauna, por ejemplo, en veredas/senderos o cuerpos de agua, y además se utilizaron cebos y atrayentes:


- **Cebo de comida:** una lata de sardina (425g).
- **Atrayente aromático 1:** una tira de tela de algodón con perfume Obsession (Calvin Klein) atado a una rama.
- **Atrayente aromático 2:** usando un atomizador con una mezcla de esencia de vainilla líquida se espació el olor alrededor de la zona de fotografía.

Anexo 2.1 Lista de mamíferos medianos y grandes registrados con cámaras trampa en la RBM, Durango, en 2017 y 2018. A. *Canis latrans*, B. *Urocyon cinereoargenteus*, C. *Pecari tajacu*, D. *Puma concolor*, E. *Lynx rufus*, F. *Sus scrofa*, G. *Conepatus leuconotus*, H. *Mephitis macroura*, I. *Spilogale gracilis*, J. *Didelphis virginiana*, K. *Nasua narica*, L. *Bassariscus astutus*, M. *Procyon lotor*, N. *Lepus californicus*, O. *Sylvilagus floridanus*, P. *Sciurus nayaritensis*.



Anexo 2.2 Lista de mamíferos medianos y grandes registrados con cámaras trampa en la RBM, Durango, en 2017 y 2018. Q. *Odocoileus virginianus*, R. *Cervus elaphus*, S. *Bos taurus*, T. *Equus caballus*, U. *Equus asinus*, V. *Capra hircus*, W. *Ovis aries*, X. *Canis lupus familiaris*, Y. *Felis catus*.



Yo. Bo 
Jorge Ignacio Servín Martínez
Económico 32615