

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CIENCIAS
Y ARTES DE CHIAPAS**
INSTITUTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

T E S I S

Mamíferos silvestres asociados a bebederos
en un rancho ganadero, en el Istmo de
Tehuantepec,
Oaxaca, México.

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
LICENCIADO EN BIOLOGÍA

PRESENTA

CARLOS ALDAHIR CRUZ DÍAZ



Tuxtla Gutiérrez, Chiapas

Febrero del 2026

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CIENCIAS
Y ARTES DE CHIAPAS**
INSTITUTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

T E S I S

Mamíferos silvestres asociados a
bebederos en un rancho ganadero, en el
Istmo de Tehuantepec,
Oaxaca, México.

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
LICENCIADO EN BIOLOGÍA

PRESENTA

CARLOS ALDAHIR CRUZ DÍAZ

Director

DR. ERNESTO VELÁZQUEZ VELÁZQUEZ
INSTITUTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS, UNICACH.

Asesor

DR. ESTEBAN PINEDA DIEZ DE BONILLA
INSTITUTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS, UNICACH.





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

SECRETARÍA GENERAL

DIRECCIÓN DE SERVICIOS ESCOLARES

DEPARTAMENTO DE CERTIFICACIÓN ESCOLAR

AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN

Lugar: Tuxtla Gutiérrez, Chiapas
Fecha: 24 de febrero de 2026

C. Carlos Aldahir Cruz Diaz

Pasante del Programa Educativo de: Licenciatura en Biología

Realizado el análisis y revisión correspondiente a su trabajo recepcional denominado:

Mamíferos silvestres asociados a bebederos en un rancho ganadero, en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México

En la modalidad de Tesis Profesional

Nos permitimos hacer de su conocimiento que esta Comisión Revisora considera que dicho documento reúne los requisitos y méritos necesarios para que proceda a la impresión correspondiente, y de esta manera se encuentre en condiciones de proceder con el trámite que le permita sustentar su Examen Profesional.

ATENTAMENTE

Revisores:

Mtro. David Alberto Muñoz Zetina

Dra. Yasminda García del Valle

Dr. Ernesto Velázquez Velázquez

Firmas:

Ccp. Expediente



2026, Año de Margarita Maza
Año de Jaime Sabines

Ciudad Universitaria Libramiento Norte
Pte. 1150, Colonia Lajas Maciel
CP. 29039, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas
Tel. (961) 617 0440 ext. 4240
biologia@unicach.mx



AGRADECIMIENTOS

La culminación de este trabajo no habría sido posible sin el acompañamiento y la guía de personas excepcionales que marcaron profundamente mi formación académica y profesional.

Al Dr. Ernesto Velázquez Velázquez, mi reconocimiento y gratitud por su generosidad al compartir su conocimiento, por su constante disposición para enseñar, su paciencia y por la confianza que depositó en mí al integrarme a este proyecto. Su compromiso y dedicación fueron una inspiración permanente durante el desarrollo de esta investigación.

A la Dra. Sara Elizabeth Domínguez Cisneros, gracias por brindarme la oportunidad de formar parte del Museo de Zoología, por su confianza, su calidad humana y por cada enseñanza transmitida con paciencia y profesionalismo, que enriquecieron significativamente mi crecimiento académico.

A la Mtra. Faby, por su cercanía, dedicación y palabras de aliento, que fueron fundamentales en mi desarrollo personal y académico.

Al Dr. Manuel de Jesús Anzueto, por siempre aportar sus valiosos consejos dentro y fuera de la vida académica y por su respaldo constante a lo largo de esta etapa.

Al Mtro. Didier Casanova Hernández, por su apoyo incondicional, su orientación y su gran amistad.

Extiendo también mi gratitud a cada uno de los docentes que me impartieron clases y tutores que formaron parte de mi licenciatura, quienes con su compromiso y vocación dejaron una huella imborrable en mi formación.

A todos ustedes, gracias por ser parte esencial de este logro.

DEDICATORIAS

A mi madre, Hermelinda del Rocío Díaz Molina, quien ha sido el corazón y la fortaleza de mi vida. Gracias por tu amor incondicional, por cada sacrificio realizado en silencio y por enseñarme, con tu ejemplo, el valor de la perseverancia y la humildad. Todo lo que he logrado lleva tu esfuerzo impreso. Eres mi mayor inspiración y mi orgullo eterno.

A mi padre, Carlos Cruz López, por ser guía firme y apoyo constante en cada etapa de mi formación. Tus consejos, tu confianza y tu manera de enseñarme a enfrentar la vida con responsabilidad y carácter han sido fundamentales en mi crecimiento personal y profesional. Este logro también es tuyo.

A mi hermana, Arleth del Rocío Cruz Díaz, por ser mi compañera de vida, por tu cariño sincero y por estar siempre presente, incluso en los momentos más difíciles. Tu apoyo y tus palabras de ánimo han sido un impulso importante en este camino.

A mi novia, Julia Tamara Ríos Cabrera, por caminar a mi lado durante este proceso, por tu paciencia, tu amor y tu apoyo incondicional. Gracias por creer en mí, por motivarme en los momentos de mayor esfuerzo y por celebrar conmigo cada pequeño avance. Compartir este logro contigo lo hace aún más significativo, porque eres parte esencial de mi crecimiento y de mi felicidad.

A mis amigos, *“Los Paleteados”*, por haberme acompañado a campo y en especial Joshua por siempre acompañarme. Gracias por las risas, por el apoyo en los momentos de estrés y por demostrar que la amistad verdadera es un respaldo constante. Con ustedes, cada dificultad fue más ligera y cada logro más grande.

A todos ustedes, gracias por ser mi motor, mi refugio y mi mayor motivación. Este logro también les pertenece.

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE CUADROS	vii
ÍNDICE DE FIGURAS	viii
I.INTRODUCCIÓN	1
II.MARCO TEÓRICO.....	3
2.1. ISTMO DE TEHUANTEPEC	3
2.1.1. Región neotropical	4
2.2.1. Biodiversidad y amenazas a la fauna en Oaxaca y el Istmo de Tehuantepec	6
2.3. CARACTERÍSTICAS FISIOLÓGICAS, REPRODUCTIVAS Y ECOLÓGICAS DE LOS MAMÍFEROS	8
2.3.1 Roles ecológicos de los mamíferos.....	9
2.3.2 Endemismo.	11
2.4. IMPORTANCIA DE LOS RECURSOS HÍDRICOS PARA LA FAUNA SILVESTRE.....	14
2.5. TÉCNICAS DE ESTUDIO DE MAMÍFEROS SILVESTRES.....	15
2.5.1. Cámaras trampa para el monitoreo de fauna silvestre.....	18
2.6. PÉRDIDA DE MAMÍFEROS.....	20
III. ANTECEDENTES	23
IV. OBJETIVOS.....	27
V. ÁREA DE ESTUDIO	28
VI. MÉTODOS.....	30
VII. RESULTADOS.....	34
VIII. DISCUSIÓN	48
8.1. Composición y riqueza de especies	48
8.1.1. Tasa de visita y patrones de actividad	50
8.1.2. Implicaciones para la conservación	51
IX. CONCLUSIONES	53
X. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	55

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Composición taxonómica de la mastofauna observada en un bebedero para el ganado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México	34
--	----

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México (PV, 2024).	3
Figura 2. Lluvia total mensual, para el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca (estación Zanatepec), periodo de estiaje. Fuente: Conagua (2024).	29
Figura 3. Ubicación del rancho ganadero, en los límites de los municipios de Reforma de Pineda e Ixhuatán, Oaxaca, México.	30
Figura 4. Bebederos utilizados para el ganado, en el rancho ganadero estudiado.	31
Figura 5. Tasa de visita anual relativa (TVAr) observada en el 2024 en un bebedero para el ganado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.	36
Figura 6. Tasa de visita anual relativa en el 2025, observada en un bebedero para el ganado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.	37
Figura 7. Comparación de la tasa anual de visita por especie observada: 2024-2025	38
Figura 8. Tasa de visita de cada especie por cada mes en el año del 2024, observada en un bebedero para el ganado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.	39
Figura 9. Tasa de visita (%) de cada especie por cada mes en el año del 2025, observada en un bebedero para el ganado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.	40
Figura 10. Comparación de la tasa de visita (%) entre los dos periodos de muestreo (2024-2025) en un bebedero para el ganado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.	41
Figura 11. Tasa de visita global registrada entre 2024 y 2025 por mes, en un bebedero para el ganado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. ...	42

Figura 12. Comparación mensual de la tasa de visita correspondiente al año 2024, en un bebedero para el ganado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.	43
Figura 13. Tasa de visita por mes correspondiente al año 2025, en un bebedero para el ganado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.....	44
Figura 14. Picos de actividad durante las 24 h del 2025, en un bebedero para el ganado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.	45
Figura 15. Picos de actividad durante las 24hrs del 2024, en un bebedero para el ganado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.	46
Figura 16. Picos de actividad durante las 24hrs del 2024 y 2025, en un bebedero para el ganado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.....	47

RESUMEN

En el presente estudio se evaluó la composición, riqueza y patrones de uso de bebederos destinado para el ganado vacuno, por mamíferos silvestres, en un rancho ganadero, ubicado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México; el cual se realizó durante la temporada de estiaje (enero-mayo) de los años 2024 y 2025. Para ello, se utilizaron cámaras trampa colocadas en dos tipos de bebederos; en el cual se registró la ocurrencia y tasa de visita de mamíferos silvestres, las cámaras trampa fueron configuradas para capturar videos de 10 s, con un esfuerzo de muestreo de 72 h por mes. Se documentaron un total de 11 especies de mamíferos pertenecientes a siete familias y cuatro órdenes; el orden Carnívora presentó la mayor riqueza, con ocho especies; destacando la presencia dos especies cuasiendémicas como la Ardilla de vientre rojo (*Sciurus aureogaster*) y el Zorrillo listado sureño (*Mephitis macroura*), así como una especie catalogada como Amenazada el Yaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*). La tasa de visita anual (TVA) mostró variaciones entre los años, alcanzando un promedio de 136.6% en 2024 y 76.47% en 2025, sin diferencias estadísticamente significativas, reflejando la influencia de factores ambientales y humanos sobre el uso de los bebederos. Los análisis mensuales evidenciaron picos de actividad diferenciados entre especies, destacando al Zorro gris (*Urocyon cinereoargenteus*) y al Mapache (*Procyon lotor*) como los más frecuentes en ambos años. Los resultados obtenidos aportan una base sólida para futuras investigaciones y para el diseño de estrategias de conservación participativa, en las que los productores locales desempeñen un papel activo en el manejo sustentable de los recursos hídricos y de la fauna asociada. Este estudio representa uno de los primeros esfuerzos en documentar la importancia ecológica de los bebederos para el ganado, en la fauna silvestre en México y proporciona información valiosa para estrategias de manejo y conservación participativa en paisajes ganaderos.

I.INTRODUCCIÓN

El sur del Istmo de Tehuantepec, ubicado en el sureste de México, es una región geográfica y ecológica de gran relevancia para la biodiversidad del país. Este territorio, que abarca parte del estado de Oaxaca, se caracteriza por un paisaje diverso compuesto de bosque de galería, matorral espinoso, matorral xerófilo, sabana, selva baja caducifolia y selva mediana (Pérez, 2001). Además, su privilegiada ubicación geográfica lo sitúa prácticamente en la zona de contacto de los reinos biogeográficos Neotropical y Neoártico, lo que favorece un alto nivel de endemismos (Lorence y García-Mendoza, 1989).

En las selvas del Istmo de Tehuantepec habitan alrededor de 581 especies de plantas y animales que se encuentran en alguna categoría de riesgo, principalmente a causa de la pérdida de hábitat derivada de la tala inmoderada de extensas áreas de selva para destinarlas a la siembra de cultivos como sorgo y maíz. A estos cultivos se suman las praderas sembradas con pastos, utilizadas para la cría de ganado vacuno, y la cacería furtiva o de subsistencia (Hernández *et al.*, 2013; Pérez-García *et al.*, 2010), lo cual provoca el desplazamiento de especies y la competencia por recursos fundamentales como el agua.

En zonas áridas y semiáridas, el agua es un recurso limitante que influye en la distribución y abundancia de diversas especies de vertebrados (Redfern *et al.*, 2003; Muposhi *et al.*, 2016). Si bien algunos animales terrestres pueden satisfacer la mayoría de sus necesidades con la humedad presente en sus alimentos (Nagy y Gruchacz, 1994), muchos otros dependen del acceso a fuentes de agua dulce, especialmente durante períodos críticos del año (Moro-Ríos *et al.*, 2008). La disponibilidad de agua es un factor determinante en la distribución espacial de la fauna silvestre y, en ocasiones, provoca cambios en el comportamiento de los animales (Paredes *et al.*, 2017; Hofmann *et al.*, 2015).

Los mamíferos medianos y grandes que habitan en los trópicos secos constituyen comunidades muy ricas y diversas en términos de grupos tróficos (Ahumada, 2011). Su papel es fundamental en la dinámica y mantenimiento de los ecosistemas, ya que pueden influir en la regeneración y recuperación de las selvas a través de la dispersión y depredación de semillas de numerosas especies vegetales; asimismo, actúan como depredadores, presas y controladores biológicos de insectos (Dirzo y Miranda, 1991; Bolaños y Naranjo, 2001; Nakashima *et al.*, 2010).

Existen diversos métodos para estudiar a los mamíferos medianos y grandes, como la captura y manipulación de individuos mediante trampas (Swan *et al.*, 2014). Además, se han desarrollado técnicas no invasivas, como el uso de cámaras trampa (Zielinski y Kucera, 1995; Wilson y Delahay, 2001). Recientemente, estas cámaras han permitido monitorear la dinámica poblacional, la riqueza de especies, los patrones de actividad, el uso de hábitat y la abundancia relativa de las especies, proporcionando datos esenciales para la conservación de la fauna silvestre (Varma, 2006). Es por ello que el propósito de este estudio es documentar la fauna de mamíferos medianos en un rancho ganadero en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, lo cual nos permitirá evaluar la importancia de los bebederos, que son instalados para el ganado vacuno.

II.MARCO TEÓRICO

2.1. Istmo de Tehuantepec

Durante las glaciaciones del Pleistoceno, los profundos cambios geológicos, climáticos y ambientales que ocurrieron en esta región DE México, la convirtieron en una barrera natural que limitó la dispersión de muchas especies. Esta condición histórica ha contribuido a su complejidad ecológica y biogeográfica de la zona (López *et al.*, 2009).

Además, el Istmo de Tehuantepec (Figura 1) es una región de gran interés ecológico debido a la presencia de vastas extensiones de pastizales, dominados por especies del género *Byrsonima* y *Curatella*, así como gramíneas del género *Jouvea* sp., *Eragrostis* sp., *Muhlenbergia* sp. y *Stipa* sp. (Pérez–García *et al.*, 2001). La expansión de estos pastizales en el continente americano, particularmente en las zonas tropicales de México, facilitó el intercambio de flora entre hemisferios (Anderson, 2006), así como el desplazamiento de fauna asociada a estos ecosistemas (Anderson, 2006).



Figura 1. Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México (PV, 2024).

El aislamiento relativo que han experimentado las regiones cubiertas por pastizales desde el inicio del Pleistoceno ha sido señalado como una de las razones del elevado endemismo vegetal presente en los pastizales tropicales, así como de algunas especies animales asociadas a estos ecosistemas en el sur y sureste de México, según Rzedowski (2006). En el caso específico del Istmo de Tehuantepec, se ha identificado que los distritos de Juchitán y Tehuantepec destacan como zonas de endemismo para diversos vertebrados terrestres, entre ellos anfibios, reptiles, aves y mamíferos (González *et al.*, 2014).

2.1.1. Región neotropical

Wallace (1876) fue pionero al definir los límites geográficos de la región Neotropical, señalando algunos de los taxones que la caracterizan y sentando las bases para la zoogeografía de América Latina. A lo largo del tiempo, otros investigadores han profundizado en la biogeografía de los mamíferos para proponer esquemas más detallados. Por ejemplo, Hershkovitz (1958) elaboró un esquema basado exclusivamente en los mamíferos, mientras que Müller (1973) organizó los mamíferos en ensambles para identificar áreas de congruencia, es decir, regiones con similitudes geográficas y filogenéticas.

En el Neotrópico, se han identificado áreas de endemismo de mamíferos en distintas regiones, como la costa Atlántica de Brasil y la Amazonía (Costa *et al.*, 2000; Goldani *et al.*, 2006), así como en el sur de los Andes (Casagrande *et al.*, 2009; Sandoval *et al.*, 2010), aunque estas evaluaciones generalmente incluyen solo algunos órdenes de mamíferos.

Asimismo, se han desarrollado propuestas de áreas de endemismo para toda la extensión del Neotrópico utilizando otros grupos de organismos como referencia. Los estudios de aves (Cracraft, 1985; Haffer, 1985; da Silva *et al.*, 2004), insectos (Löwenberg-Neto y de Carvalho, 2009) y peces (Ringuet, 1975) muestran patrones de distribución que coinciden en varios aspectos: por ejemplo, la división de la Amazonía en dos regiones —norte y sur— y la consideración de las montañas de los Andes y el Caribe Colombo-venezolano como áreas de endemismo. Estas

coincidencias permiten establecer criterios generales sobre la distribución de la biodiversidad y su historia evolutiva.

La región Neotropical comprende prácticamente toda América Latina (Wallace, 1876) y ha sido categorizada de distintas formas según el grupo biológico estudiado, incluyendo definiciones de región y subregión (Fittkau, 1969; Müller, 1973). Más recientemente, se ha planteado una regionalización jerárquica basada en la homología biogeográfica, que integra criterios ecológicos y evolutivos para América Latina y el Caribe (Morrone, 2006; Morrone, 2014). Este enfoque reconoce tres regiones principales: Andina, Neártica y Neotropical, y también define dos zonas de transición importantes: la Zona de Transición Mexicana (ZTM), que comprende los sistemas montañosos de México y el norte de Centroamérica, y la Zona de Transición Sudamericana (ZTS), que abarca las tierras altas de los Andes desde el occidente de Venezuela hasta el norte de Chile y el centro-occidente de Argentina (Morrone, 2006; Morrone, 2014).

Estas zonas de transición son áreas dinámicas desde el punto de vista evolutivo, ya que los cambios históricos y ecológicos fomentan la interacción biótica, la mezcla de especies y la hibridación entre componentes de diferentes regiones (Escalante *et al.*, 2004; Escalante *et al.*, 2010; Morrone, 2006). En la región Neotropical, además, se identifican tres subregiones: Antillana, Chaqueña y brasileña. Estas subregiones se dividen en 54 provincias biogeográficas, que a su vez pueden agruparse en siete dominios: Brasileño Boreal, Pacífico, Mesoamericano, Suroccidente de la Amazonía, Suroriente de la Amazonía, Chaqueño y Paranaense (Morrone, 2014).

2.2. Amenazas antropogénicas y su impacto en los ecosistemas

La extinción de especies debido a causas antropogénicas representa una de las principales amenazas para la biodiversidad global (Ceballos *et al.*, 2005). Cuando las especies desaparecen, también se pierden las relaciones interespecíficas que mantenían, lo que genera alteraciones en la dinámica de los ecosistemas. Además, esta pérdida afecta el conocimiento local de las comunidades, privándoles de

soluciones para problemas ambientales actuales y futuros (Álvarez-Romero *et al.*, 2008). Entre las principales causas de extinción se encuentran la pérdida y fragmentación de hábitats, la caza descontrolada, la explotación excesiva de poblaciones y la presencia de especies exóticas invasoras (Álvarez-Romero *et al.*, 2008).

En el caso de México, la situación es preocupante, ya que en los últimos dos siglos se han extinguido 43 especies de vertebrados (Ceballos *et al.*, 2005). A nivel mundial, se estima que entre el 10 y el 50 % de la biodiversidad se perderá en los próximos 100 años, lo que refleja la grave crisis ecológica en la que nos encontramos (Ceballos *et al.*, 2005). La pérdida de biodiversidad, provocada por la acción humana, es un desafío urgente que requiere atención para evitar consecuencias irreversibles en los ecosistemas y la vida en el planeta.

2.2.1. Biodiversidad y amenazas a la fauna en Oaxaca y el Istmo de Tehuantepec

El estado de Oaxaca, ubicado en la región sur de México, se distingue por su elevada biodiversidad, la cual es consecuencia de su compleja heterogeneidad ambiental, topográfica y climática, así como por la presencia de una amplia gama de tipos de vegetación que sustentan una gran variedad de especies (Álvarez-Romero *et al.*, 2008). Esta riqueza natural ha posicionado a Oaxaca entre las entidades con mayor diversidad biológica del país, destacándose particularmente por las 3000 especies de artrópodos, 8431 especies de plantas vasculares y 1431 de vertebrados, lo que lo convierte en un territorio clave para la conservación de la biodiversidad a nivel nacional (Briones-Salas, 2015).

Dentro de este contexto, la fauna de mamíferos terrestres tiene una especial relevancia, ya que Oaxaca alberga al menos 216 especies registradas (Briones-Salas, 2015). Sin embargo, a pesar de esta gran diversidad, el estado enfrenta múltiples problemáticas que amenazan seriamente la permanencia de sus especies. Entre los principales factores que influyen en la pérdida de biodiversidad se encuentran la explosión demográfica, la destrucción y fragmentación de hábitats,

los incendios forestales, el cambio de uso de suelo derivado de actividades agropecuarias, así como la cacería sin regulación, prácticas que de manera conjunta generan una presión significativa sobre los ecosistemas (Briones-Salas y Sánchez-Cordero, 2004).

El Istmo de Tehuantepec, ubicado dentro de Oaxaca, representa una de las regiones de mayor diversidad biológica en México, en gran parte debido a que constituye una zona de transición entre las regiones Neártica y Neotropical (Briones-Salas y Sánchez-Cordero, 2004). Esta ubicación estratégica le confiere una gran relevancia biogeográfica, ya que funciona como un corredor biológico que conecta las llanuras del Atlántico con la costa del Pacífico, además de actuar como una barrera natural entre las especies de mamíferos que habitan en las tierras altas.

De manera complementaria, estas condiciones han propiciado la presencia de un elevado número de especies endémicas, reforzando la importancia de la región para los estudios de biodiversidad y conservación (Cortés-Marcial *et al.*, 2014). No obstante, esta riqueza natural se ha visto comprometida principalmente por actividades humanas, siendo la cacería y la transformación del hábitat mediante la expansión agrícola y ganadera las principales causas de la disminución de la diversidad faunística en la región (Cortés-Marcial *et al.*, 2014).

Particularmente, las selvas secas del Istmo de Tehuantepec se han identificado como uno de los ecosistemas más frágiles y amenazados de todo el continente americano (Ceballos y García 1995; Olson *et al.*, 2000; Ceballos y Martínez, 2010). La presión sobre este ecosistema ha aumentado en las últimas décadas debido a la conversión de grandes extensiones de vegetación original en áreas destinadas al cultivo de productos agrícolas, como sorgo y maíz, así como a la instalación de pastizales para la ganadería bovina (Hernández *et al.*, 2013). Como consecuencia, la cobertura vegetal nativa se ha reducido de manera considerable, comprometiendo las funciones ecológicas esenciales del ecosistema, tales como la provisión de refugio para especies endémicas y migratorias, la regulación climática local y la conservación del suelo.

A pesar de estas transformaciones, aún persisten fragmentos importantes de selvas secas en ciertas zonas del Istmo. Estos remanentes de vegetación nativa se mantienen en gran medida gracias al papel activo de comunidades indígenas locales, quienes, mediante prácticas tradicionales y una visión cultural de respeto hacia la naturaleza, han contribuido a la conservación de áreas de alto valor ecológico dentro de su territorio.

Este factor resalta la importancia de integrar el conocimiento local y las prácticas comunitarias en las estrategias de conservación, ya que representan un complemento fundamental para los esfuerzos institucionales y científicos dirigidos a preservar la biodiversidad de Oaxaca.

2.3. Características fisiológicas, reproductivas y ecológicas de los mamíferos

Los mamíferos son uno de los grupos más visibles dentro de las comunidades terrestres de vertebrados. Su éxito se debe en gran parte a sus altas tasas metabólicas, su capacidad para aumentar el metabolismo durante los periodos activos y su habilidad para regular la temperatura corporal mediante complejos mecanismos fisiológicos (Bakker, 1971; LaBarbera, 1987).

La mayoría de los mamíferos son vivíparos, excepto los monotremas que son ovíparos, y la fecundación siempre ocurre internamente. Las hembras atraviesan un ciclo estral, en el cual los óvulos deben madurar y estar preparados para una posible fertilización. Las hormonas controlan diversos aspectos de la fisiología femenina a lo largo del ciclo, preparándose para la fertilización, el embarazo y la lactancia (Vaughan *et al.*, 1999).

Un aspecto clave en la evolución, el comportamiento y la historia de vida de los mamíferos es el cuidado parental que las hembras brindan a su descendencia, y en algunos casos los machos también participan. Este cuidado comienza incluso antes de la fertilización de los óvulos. Tras la fecundación, los embriones se desarrollan dentro del cuerpo de la madre, quien les proporciona protección y los

nutrientes necesarios para su crecimiento. Al nacer, todas las crías de mamíferos se alimentan de la leche materna, lo cual es una característica exclusiva de este grupo (Vaughan *et al.*, 1999).

El tamaño corporal de los organismos es el resultado de diversas presiones selectivas, tanto fisiológicas como ecológicas (Brown *et al.*, 1993; Blanckenhorn, 2000; Terribile *et al.*, 2009). Las especies con un peso inferior a 5 kg se consideran pequeñas, un umbral establecido de manera arbitraria para diferenciar entre los tamaños corporales "pequeños" y "medianos y/o grandes", basándose en la fisiología de cada especie (Vaughan *et al.*, 1999).

La distribución de los mamíferos suele ser el resultado de un proceso macroevolutivo en el que el tamaño corporal desempeña un papel clave, estableciendo una relación específica entre las especies, en la que los procesos energéticos son fundamentales (Brown *et al.*, 1993). En México, los mamíferos se encuentran distribuidos en casi todos los ecosistemas, abarcando ambientes marinos, terrestres y lacustres.

2.3.1 Roles ecológicos de los mamíferos

Hace más de 150 millones de años, pequeños mamíferos peludos, insectívoros y nocturnos coexistieron discretamente en un mundo dominado por reptiles. Estos mamíferos primitivos, que vivían con un perfil bajo, lograron sobrevivir a la extinción masiva que eliminó a los dinosaurios hace aproximadamente 65 millones de años, lo que permitió que se diversificaran en una amplia radiación adaptativa y ocupan una gran variedad de nichos ecológicos (Eisenberg, 1981). Desde entonces, y en gran medida gracias a su alto metabolismo, los mamíferos han desempeñado un papel ecológico significativo en numerosos ecosistemas, actuando como consumidores, depredadores, dispersores de semillas, polinizadores y en otros procesos clave para el funcionamiento del ambiente (Vaughan *et al.*, 2000).

Entre los mamíferos, los murciélagos cumplen un rol destacado como depredadores de insectos, polinizadores y dispersores de semillas (Aguirre, 2007), mientras que

los roedores granívoros, además de consumir semillas, constituyen presas importantes para numerosos carnívoros. En este sentido, el tamaño corporal de los mamíferos ha sido un factor determinante para su impacto ecológico (Terborgh, 2005). Así, en ecosistemas marinos, las ballenas actúan como grandes consumidoras de krill, y especies como las morsas y las nutrias marinas regulan las poblaciones de erizos y moluscos, afectando la abundancia de sus presas, competidores y otros depredadores (Bowen, 1997).

En ambientes terrestres, grandes herbívoros y ramoneadores como los elefantes africanos (*Loxodonta africana*), los ñus (*Connochaetes taurinus*), los renos (*Rangifer tarandus*) y los bisontes (*Bison bison*) modifican la estructura de la vegetación, influyen en el flujo de nutrientes y alteran la composición de especies del ecosistema, por lo que se les considera auténticos 'jardineros del paisaje' ('landscapers') (Sinclair, 2003). De manera similar, los procesos ecológicos que sostienen la dinámica de bosques, sabanas y ambientes acuáticos incluyen la descomposición de materia orgánica, el reciclaje de nutrientes, la herbivoría y destrucción de plántulas, la polinización, la dispersión y depredación de semillas, así como la regulación de herbívoros por carnívoros.

Sin embargo, en el caso concreto de los mamíferos neotropicales, y particularmente en Bolivia, los ejemplos documentados sobre sus roles ecológicos son escasos y muchas veces se basan en conjeturas o extrapolaciones de otros ecosistemas. Entre las funciones mejor conocidas se encuentran la descomposición de materia muerta y el reciclaje de nutrientes, donde mamíferos carnívoros como marsupiales, edentados y carnívoros consumen animales muertos o moribundos, reduciendo la acumulación de materia en descomposición y previniendo la propagación de enfermedades y patógenos entre especies (Beck *et al.*, 1999).

El transporte de nutrientes entre ambientes acuáticos y terrestres también es facilitado por carnívoros o carroñeros que se alimentan en el agua y excretan en la tierra, como la londra (*Pteronura*), el lobito de río (*Lontra*), mapaches (*Procyon*), zorros de patas negras (*Cerdocyon*) e incluso jaguares (*Panthera*). De forma

inversa, herbívoros como el tapir (*Tapirus terrestris*) y el jochi pintado (*Cuniculus paca*) consumen materia en tierra y excretan en ambientes acuáticos, enriqueciendo estos hábitats con materia orgánica y semillas, lo que beneficia a peces y otras especies acuáticas (Beck *et al.*, 1999).

Además, roedores y edentados cavadores, como las vizcachas de las pampas (*Lagostomus maximus*), remueven y airean el suelo mediante sus cuevas y túneles, enriqueciendo el sustrato con nutrientes y favoreciendo la germinación y crecimiento de plantas (Machicote *et al.*, 2004; Villarreal *et al.*, 2008). Estos procesos demuestran que los mamíferos desempeñan roles funcionales esenciales en los ecosistemas continentales, desde la regulación de poblaciones de presas y competidores hasta la modificación física y química del hábitat.

En conjunto, los mamíferos contribuyen de manera integral a la estabilidad y resiliencia de los ecosistemas, cumpliendo funciones que afectan tanto a la biodiversidad como a los ciclos de nutrientes y la estructura de la vegetación, reforzando así su papel como piezas clave en la dinámica ecológica global.

2.3.2 Endemismo.

México destaca como uno de los países con un porcentaje notablemente alto de especies endémicas, es decir, aquellas que se encuentran exclusivamente dentro de sus fronteras. De hecho, los niveles de endemismo en México son estadísticamente superiores a los que se podrían esperar en un país continental de su tamaño, y son comparables incluso con los observados en países insulares, los cuales suelen presentar altos grados de endemismo debido a su aislamiento geográfico (Ceballos y Brown, 1995).

Aproximadamente, un 30% del total de especies de mamíferos mexicanos alrededor de 157 especies— y cerca del 4% de los géneros, tales como *Megasorex* en el orden Insectívora, *Musonycteris* en Chiróptera, además de varios géneros en Rodentia como *Pappogeomys*, *Zygogeomys*, *Osgoodomys*, *Megadontomys*, *Nelsonia*, *Neotomodon*, *Xenomys* y *Hodomys*, así como *Romerolagus* en

Lagomorpha, son exclusivos de México. La distribución y los patrones de endemidad en la fauna mexicana han sido analizados en profundidad en diversas investigaciones previas (Ceballos y Rodríguez, 1993; Ceballos *et al.*, 1998; Ramírez-Pulido y Müdespacher, 1987).

El grupo que más contribuye a esta riqueza endémica es el de los roedores, lo cual es previsible dada su alta diversidad dentro del territorio mexicano y su limitada capacidad de dispersión en comparación con otros órdenes. En total, se registran 112 especies de roedores endémicos, de las cuales 71 pertenecen a la familia Muridae, 14 a Heteromyidae, 13 a las tuzas, 13 a las ardillas y una especie corresponde a un agutí. Posteriormente, los insectívoros conforman un porcentaje significativo, con un 58% de especies endémicas, de las cuales todas corresponden a musarañas. Las especies restantes endémicas se distribuyen entre murciélagos y cuatro órdenes adicionales (Ceballos y Rodríguez, 1993).

Los patrones observados en el endemismo de los mamíferos mexicanos reflejan tanto los orígenes biogeográficos de estas especies como sus habilidades para dispersarse a través del paisaje. Los grupos con menor capacidad para realizar movimientos extensos, como las tuzas y los insectívoros, tienden a presentar una mayor proporción de especies endémicas. Por otro lado, aquellos grupos que suelen efectuar desplazamientos más amplios, como los quirópteros (murciélagos), los carnívoros y los cetáceos, muestran una menor cantidad de especies exclusivas del territorio mexicano (Ceballos y Rodríguez, 1993; Fa y Morales, 1993). Este patrón sugiere que la movilidad y el aislamiento geográfico son factores clave que influyen en la distribución y endemismo de los mamíferos en México.

México está dividido en catorce provincias biogeográficas, además de contar con una zona de transición y dos regiones principales (Morrone, 2005). Diversos estudios han buscado evaluar si es posible recuperar estas provincias y zonas mediante métodos cuantitativos. Por ejemplo (Escalante *et al.*, 2003) aplicaron el Análisis de Parsimonia de Endemismos (PAE; Morrone, 1994) para mamíferos y lograron identificar provincias como Baja California, Chiapas, Istmo de Tehuantepec

y Península de Yucatán. Más adelante, Escalante et al. (2007) combinaron modelos de nicho ecológico con PAE para caracterizar otras provincias como el Altiplano Mexicano, la Costa Pacífica Mexicana y la Sierra Madre Occidental.

Morrone (1994) destacó la importancia de utilizar métodos cuantitativos para delimitar áreas de endemismo, lo que ha impulsado el desarrollo de nuevas metodologías. Entre ellas, Szumik *et al.* (2002) y Szumik y Goloboff (2004) propusieron un método específico que incorpora un componente espacial para evaluar las áreas según la cantidad y distribución ajustada de especies endémicas, seleccionando las áreas con valor máximo.

En trabajos recientes, se ha reanalizado la información sobre mamíferos utilizando este método, tanto con localidades de registro como con modelos de nicho ecológico para estimar áreas potenciales de distribución (Escalante *et al.*, 2007). El uso de estos modelos, combinados con análisis como NDM y visualización con VNDM (Goloboff, 2004), ha permitido identificar numerosas áreas de endemismo con diferentes niveles de inclusión de especies.

Por ejemplo, con una matriz que incluye presencia confirmada y presencia asumida, se detectaron 58 posibles áreas de endemismo, consolidándose 22 áreas consenso con 99 especies endémicas distribuidas en patrones reconocibles como Baja California, Chiapas, Istmo de Tehuantepec y otros (Escalante *et al.*, 2007). Sin embargo, al analizar solo presencias confirmadas, se obtuvieron 51 áreas con 91 especies endémicas, mostrando patrones similares, pero con algunas diferencias en extensión y especies incluidas. Esta comparación evidencia cómo la inclusión o exclusión de datos modelados afecta la delimitación de áreas de endemismo.

Estos hallazgos complementan y amplían los resultados anteriores obtenidos solo con PAE, ya que permiten recuperar más áreas y un mayor número de especies endémicas, además de identificar niveles jerárquicos superiores que incluyen zonas de transición y regiones biogeográficas (Escalante *et al.*, 2007).

2.4. Importancia de los recursos hídricos para la fauna silvestre

El agua es un recurso esencial para todos los organismos vivos, ya que regula funciones fisiológicas vitales y permite el mantenimiento del equilibrio interno. Aunque algunos animales terrestres son capaces de satisfacer la mayoría de sus necesidades hídricas con la humedad presente en sus alimentos (Nagy y Gruchacz, 1994), muchos otros dependen del acceso directo a fuentes de agua dulce, especialmente durante períodos críticos del año, como la estación seca, cuando los recursos hídricos naturales se vuelven limitados (Moro-Ríos, 2008). Esta disponibilidad condiciona no solo la supervivencia, sino también la distribución espacial de numerosas especies.

Las especies granívoras presentan adaptaciones fisiológicas que les permiten sobrevivir, mantener o incluso aumentar su peso corporal exclusivamente con dietas de semillas durante períodos prolongados, lo que le confiere cierta independencia frente a la escasez de agua. Por otro lado, los herbívoros y los omnívoros son considerados dependientes de fuentes de agua externa, ya que en condiciones de laboratorio no pueden sobrevivir únicamente con semillas secas y requieren agua adicional para mantener su peso corporal y realizar funciones metabólicas normales (Schmidt-Nielsen, 1975).

La independencia de agua, por tanto, está directamente relacionada con la cantidad de agua incorporada a través de la dieta natural (Schmidt-Nielsen, 1964; MacMillen, 1983) y con la eficiencia en la asimilación de los nutrientes y el contenido hídrico de los alimentos consumidos (Withers, 1982).

Además de su papel en la nutrición, los cuerpos de agua cumplen funciones esenciales para muchas especies al proporcionar refugio, descanso y lugares de termorregulación, especialmente durante las horas de mayor temperatura (Naranjo, 2001). Algunos estudios han documentado la preferencia de ciertas especies por hábitats cercanos a fuentes de agua. Por ejemplo, Sánchez y Valadez (1989) observaron que los roedores del género *Oryzomys* en el norte de México muestran

una clara afinidad por zonas húmedas o próximas a cuerpos de agua, lo que evidencia la importancia de estos recursos para su supervivencia y reproducción.

La temporada de sequía representa un desafío crítico para la fauna silvestre, debido a las condiciones extremas y las altas temperaturas que reducen drásticamente la disponibilidad de agua y alimento, afectando de manera significativa el mantenimiento de las poblaciones animales (Ceballos y Valenzuela, 2010). Los efectos de estas condiciones adversas son especialmente pronunciados en regiones con una marcada estacionalidad de lluvias y sequías, como el estado de Oaxaca, México, donde la temporada seca se extiende generalmente de noviembre a mayo.

En estas áreas, las implicaciones de la escasez de agua son aún más relevantes en territorios ejidales, cuyos habitantes dependen de la agricultura de temporal y del uso de recursos forestales para su sustento, lo que a su vez influye en la presión sobre los ecosistemas y la disponibilidad de hábitat para la fauna silvestre (Ceballos y Valenzuela, 2010).

2.5. Diversidad taxonómica y biogeográfica de los mamíferos en México

En las últimas dos décadas, el incremento en la información sobre los patrones de distribución de los mamíferos a nivel mundial ha evidenciado que México, junto con Brasil e Indonesia, se encuentra entre los países con mayor diversidad biológica (Ceballos y Brown, 1995; Mittermeier y Goettsch de M., 1992; Mittermeier *et al.*, 1997). Aunque su territorio representa únicamente alrededor del 1.6% de la superficie continental del planeta (1,972,547 km²), alberga aproximadamente el 12% de todas las especies de mamíferos registradas.

El interés científico por la mastofauna mexicana data de varios siglos atrás, lo que ha permitido la acumulación de un amplio acervo de información. En el contexto de la diversidad biológica y la conservación, la presente síntesis constituye una actualización de la publicada por Ceballos y Navarro (1991), con el objetivo de evaluar los avances alcanzados en la comprensión de los patrones y procesos

ecológicos relacionados con la diversidad, distribución y conservación de los mamíferos en el país.

La elevada diversidad mastofaunística de México se explica por la interacción de diversos factores, entre los que destacan su historia geológica, configuración zoogeográfica, diversidad climática, relieve topográfico y variedad de tipos de vegetación (e.g. Álvarez y Lachica, 1974; Ceballos y Navarro, 1991; Fa y Morales, 1993; Goldman y Moore, 1946). Geográficamente, el país cuenta con dos importantes penínsulas: Baja California, en el noroeste, y Yucatán, en el sureste. Sus extensas planicies costeras —tanto del Pacífico como del Golfo— se extienden desde los estados fronterizos con Estados Unidos (Sonora y Tamaulipas) hasta Guatemala.

En el interior, destaca la extensa Meseta Central o Altiplano Mexicano, rodeada por cadenas montañosas que incluyen cumbres superiores a los 5,000 msnm, como los volcanes Popocatepetl y Citlaltépetl. Entre las principales sierras se encuentran la Sierra Madre Occidental, Sierra Madre Oriental, el Eje Neovolcánico y la Sierra Madre del Sur. En términos de vegetación, se han descrito entre 10 y más de 60 tipos principales, dependiendo del nivel de detalle en las clasificaciones (Rzedowski, 1978).

De manera general, la vegetación se clasifica en dos grandes categorías: templada y tropical, correspondientes a la transición entre las regiones biogeográficas Neártica y Neotropical. México es el único país del mundo que alberga, dentro de sus fronteras, la totalidad del límite entre estas dos regiones. La vegetación templada se distribuye principalmente en el centro y norte, e incluye bosques templados, matorrales y pastizales áridos. Estos últimos cubren cerca del 50% del territorio nacional, localizándose en la Península de Baja California y el Altiplano. Los bosques templados, que representan alrededor del 21% de la superficie, están dominados por pino (*Pinus*), oyamel (*Abies*), encino (*Quercus*) y enebro (*Juniperus*), y se desarrollan en las sierras y el Eje Neovolcánico (Rzedowski, 1978).

La vegetación tropical se localiza principalmente en las planicies costeras del Golfo y del Pacífico, así como en el sur del país. Incluye selvas secas, selvas perennifolias y manglares. Las selvas secas —de carácter caducifolio— cubren aproximadamente el 17% del territorio y se extienden a lo largo de la vertiente del Pacífico, desde el sur de Sonora hasta Chiapas, con áreas aisladas en el sur de Tamaulipas, norte de Veracruz y norte de la Península de Yucatán. Las selvas perennifolias, con distribución más restringida, abarcan alrededor del 11% del país, concentrándose en la vertiente del Golfo desde San Luis Potosí hasta Chiapas.

Finalmente, los manglares y otros humedales se encuentran distribuidos en las planicies costeras y la costa de la Península de Yucatán, desempeñando un papel esencial en la protección de los ecosistemas costeros y en la conservación de la biodiversidad (Rzedowski, 1998).

En cuanto a su composición taxonómica, la fauna de mamíferos de México está conformada por 522 especies nativas, agrupadas en 291 géneros, 47 familias y 12 órdenes. Estas cifras sitúan al país entre los tres primeros lugares en diversidad mundial, junto con Brasil e Indonesia (Alho *et al.*, este volumen; Ceballos y Brown, 1995; Mittermeier *et al.*, 1997). Cabe señalar que estimaciones previas, como la de Mittermeier *et al.* (1997), excluían a los cetáceos, lo que generaba una subestimación del número total de especies.

El orden más diverso es Rodentia, con 233 especies (45%), seguido por Chiroptera con 139 especies (27%). Otros órdenes con alta riqueza son Carnívora, Cetacea, Insectívora y Lagomorpha. El análisis del número de especies por género revela que, aunque el promedio es de dos especies por género, existe una gran variabilidad: desde géneros monotípicos hasta otros con gran número de especies, como *Peromyscus* (46 spp.), *Myotis* (19 spp.), *Chaetodipus* (18 spp.), *Neotoma* (17 spp.), *Reithrodontomys* (13 spp.), *Cryptotis* (13 spp.) y *Sorex* (12 spp.). Los géneros con una sola especie suelen pertenecer a órdenes poco diversas en México, como Perissodactyla, Sirenia, Primates, Xenarthra y Artiodactyla.

En general, órdenes con alta riqueza de especies, como roedores, insectívoros y lagomorfos, presentan un número relativamente elevado de especies por género (4.9, 5.2 y 4.7, respectivamente). Sin embargo, otros órdenes como quirópteros, carnívoros y cetáceos, aunque diversos, tienden a tener géneros monotípicos (2.2, 1.4 y 1.6 especies por género, respectivamente). La mastofauna marina mexicana está representada por 3 órdenes, 11 familias, 32 géneros y 46 especies, lo que equivale al 9% del total de especies de mamíferos del país (Torres *et al.*, 1995). El orden Cetácea es el mejor representado, seguido por Carnívora y Sirenia, y en conjunto las especies marinas representan el 40% del total mundial.

La diversidad de especies y géneros dentro de los órdenes de mamíferos puede interpretarse como un indicador de diversidad ecotípica. En grupos como roedores, lagomorfos e insectívoros, el plan morfológico es relativamente uniforme entre especies y géneros, a pesar de presentar variaciones geográficas en la estructura trófica (Ojeda *et al.*, 2000; Kelt *et al.*, 1999). Por el contrario, quirópteros, carnívoros y cetáceos exhiben una gran diversidad morfológica, reflejada en la amplitud de nichos tróficos que ocupan.

Por ejemplo, los roedores en México explotan principalmente dos o tres nichos, los lagomorfos y los insectívoros solo uno, mientras que los murciélagos utilizan al menos cinco, con subdivisiones derivadas de su alta especialización (Herrera *et al.*, 1998; Soriano, 2000). Los carnívoros pueden ocupar hasta cuatro niveles tróficos —frugivoría, insectivoría, piscivoría y carnivoría estricta— gracias a la heterogeneidad en sus tamaños y a la separación espacio temporal entre especies (Ray y Sunquist, 2001). En el caso de los cetáceos, los nichos tróficos abarcan de tres a cinco, con un rango de tamaños corporales que se encuentra entre los más amplios registrados para cualquier orden animal (Kelly, 2000; Kenney *et al.*, 1997).

2.5.1. Cámaras trampa para el monitoreo de fauna silvestre

La observación directa de los animales en condiciones naturales ha sido históricamente uno de los métodos más valorados para el estudio de la fauna silvestre. Sin embargo, este enfoque enfrenta grandes limitaciones, ya que muchas

especies son difíciles de registrar debido a su comportamiento elusivo, sus bajas densidades poblacionales o sus hábitos nocturnos, lo que dificulta reunir información suficiente para la gestión y conservación de sus poblaciones en el largo plazo (Wilson, 1996). Ante estas dificultades, se han desarrollado y aplicado distintas técnicas de rastreo, como la búsqueda de huellas, madrigueras o heces, además de métodos más invasivos como la captura, el marcaje y el radio-seguimiento de individuos. Aunque estas técnicas han permitido obtener información valiosa, suelen ser costosas, complejas de implementar y, en ocasiones, conllevan riesgos de alterar el comportamiento natural de las especies.

En particular, el rastreo mediante huellas y otros indicios ha sido útil en estudios de abundancia relativa y distribución de mamíferos medianos y grandes. No obstante, en muchos casos la determinación de estos rastros se ve limitada por la similitud entre especies, lo que genera incertidumbre y reduce la fiabilidad de los resultados (Rodríguez, 2010). Este problema ha motivado la búsqueda de herramientas que mejoren la precisión en la identificación de especies y optimicen la recopilación de datos de campo.

En este contexto, las cámaras trampa han surgido como una herramienta no invasiva que ha revolucionado los estudios de biodiversidad. Su uso se ha expandido ampliamente en la ecología y la conservación gracias a que permiten obtener evidencia fotográfica y de video que respalda la identificación de especies de forma confiable, sin necesidad de contacto directo. Además, estas cámaras han demostrado ser útiles para estudiar la distribución de especies, sus patrones de actividad diaria y estacional, así como para la elaboración de catálogos fotográficos que permiten monitorear comunidades de fauna en el tiempo (Walker *et al.*, 2000).

La implementación de trampas-cámara ha representado un avance significativo frente a los métodos tradicionales, ya que posibilita ampliar las observaciones en tiempo y espacio, incrementando la probabilidad de detectar especies raras o crípticas sin perturbar su conducta natural (Lynam, 2002). A diferencia de las metodologías convencionales, las cámaras trampa requieren

menos esfuerzo humano en campo y reducen los costos de monitoreo a largo plazo, lo que las convierte en una herramienta práctica y efectiva en estudios ecológicos modernos.

La información generada a través de estas técnicas no solo contribuye al conocimiento de la biología y ecología de las especies, sino que también proporciona datos clave sobre abundancia y densidad poblacional, parámetros que fluctúan con el tiempo y resultan esenciales para el diseño de estrategias de manejo y conservación de la fauna silvestre (Kays-Slauson, 2008). Asimismo, su uso en combinación con otras metodologías enriquece la calidad de los estudios, fortaleciendo la toma de decisiones fundamentada en evidencia científica (García-Grajales y Buenrostro-Silva, 2018).

2.6. Pérdida de especies de mamíferos

No todos los roles ecológicos de los mamíferos son completamente conocidos, lo que limita nuestra capacidad de comprender y predecir las consecuencias de la extinción funcional de estas especies en los ecosistemas neotropicales. Sin embargo, a través de estudios sobre la regeneración vegetal en bosques con distintos niveles de defaunación, se han logrado avances significativos para entender cómo la pérdida de ciertas especies altera la dinámica ecológica.

Por ejemplo, la ausencia de pecaríes y venados (*Mazama*) en bosques fragmentados de México (Dirzo y Miranda, 1990) y la falta de jochis (*Dasyprocta*) y pecaríes en islotes recientes del Canal de Panamá (Putz *et al.*, 1990) explican muchas de las inconsistencias observadas entre la regeneración arbórea y la composición original de los bosques. Estos hallazgos sugieren que los mamíferos herbívoros medianos y grandes cumplen un papel crucial en la dispersión de semillas, la mortalidad de plántulas y el control de la vegetación competitiva, lo que afecta directamente la estructura y diversidad vegetal.

Asimismo, la comparación de ecosistemas con todos sus depredadores naturales, como el bosque de Manú en Perú, con áreas donde los grandes félidos

han sido eliminados, como Barro Colorado en Panamá, evidencia la importancia de los depredadores en la regulación poblacional de jochis, coatíes y armadillos. En Barro Colorado, la ausencia de jaguares y pumas permitió que estas especies herbívoras aumentaran de forma desproporcionada, reduciendo la regeneración de plantas con semillas grandes y alterando la composición del bosque (Terborgh, 1992).

Este ejemplo subraya que la pérdida de grandes carnívoros genera cascadas tróficas que afectan no solo a sus presas directas, sino también a la regeneración de la vegetación y a otros procesos ecológicos vinculados, como la disponibilidad de alimento para especies frugívoras y la estructura del hábitat para pequeños vertebrados y aves.

Los impactos de la defaunación inducida por la cacería se han ejemplificado mediante el concepto de “bosque vacío” (Redford, 1992), donde la vegetación puede parecer intacta, pero las especies que tradicionalmente moldeaban su estructura y composición ya no están presentes. En estos bosques vacíos o ‘medio-vacíos’ (Redford y Feinsinger, 2003), la ausencia de mamíferos medianos y grandes altera procesos esenciales como la dispersión y depredación de semillas, la mortalidad de plántulas y el control de herbívoros, lo que finalmente determina la configuración futura de la vegetación y puede reducir la diversidad de especies a largo plazo.

Estudios sobre monos, ungulados, roedores y carnívoros han documentado estas consecuencias, destacando la necesidad de priorizar investigaciones y estrategias de restauración que integren el papel funcional de los mamíferos (Terborgh *et al.*, 2001; Nuñez-Iturri y Howe, 2007; Stoner *et al.*, 2007; Terborgh *et al.*, 2008).

En Bolivia, aunque existen ecosistemas adecuados para estudiar estos procesos, los resultados publicados son limitados. En los bosques de la Estación Biológica del Beni, con alta presión de cacería, se registró una menor riqueza de mamíferos grandes y una reducción significativa en la depredación de semillas y el

pisoteo de plántulas de la palma *Astrocaryum murumuru* en comparación con bosques con baja presión de cacería (Roldán y Simonetti, 2001).

Además, se observó una disminución en la regeneración de *Inga ingoides*, atribuida a la pérdida de su agente dispersor, el mono *Ateles chamek*, como consecuencia de la cacería (Pacheco y Simonetti, 1998, 2000). Se presume que la reducción de anta, pecaríes, monos, roedores y otros herbívoros altera la regeneración de muchas especies maderables en los bosques bolivianos, mientras que la ausencia de grandes carnívoros como jaguar (*Panthera onca*) y puma (*Puma concolor*) podría permitir el incremento de herbívoros y carnívoros menores, generando desequilibrios ecológicos (Painter y Rumiz, 1999; Rumiz, 2001).

Asimismo, la pérdida de carnívoros acuáticos, como la londra (*Pteronura brasiliensis*), afectaría la abundancia y distribución de peces, y la desaparición de grandes mirmecófagos, como el oso bandera (*Myrmecophaga tridactyla*) y el pejichi (*Tamandua tetradactyla*), impactaría directamente la densidad de hormigas y termitas, con posibles efectos en la estructura del suelo y el reciclaje de nutrientes.

El rol ecológico de las especies, complementado con medidas de su valor funcional en la regulación de otras poblaciones y en la dinámica del ecosistema, ha sido fundamental para clasificar y priorizar especies con fines de investigación y conservación. Este enfoque ha dado origen a conceptos como especies bandera, clave, paraguas e indicadoras, las cuales, por su relevancia funcional, pueden actuar como representantes o sustitutos de la biodiversidad en programas de conservación. Los mamíferos grandes, en particular, son ejemplos claros de especies que ejercen un impacto significativo en la estabilidad y funcionamiento de los ecosistemas, modulando interacciones tróficas, dispersión de semillas, regeneración de vegetación y control de poblaciones (Mills *et al.*, 1993; Sinclair, 2003; Dalerum *et al.*, 2008; Sergio *et al.*, 2008).

III. ANTECEDENTES

El estado de Oaxaca es una región con gran diversidad biológica, que incluye una riqueza increíblemente significativa de mamíferos terrestres (Sánchez-Cordero *et al.*, 2014). Es por ello que diversos estudios se han centrado en registrar la diversidad de mamíferos terrestres en diferentes partes del estado de Oaxaca.

Un estudio realizado por López *et al.* (2009) elaboraron un listado taxonómico de mamíferos terrestres presentes en la laguna inferior en la región sur del Istmo de Tehuantepec. Asimismo, analizaron la riqueza, abundancia y similitud masfaunística entre distintas regiones geográficas. En total, documentaron 59 especies de mamíferos de los cuales 14 se encuentran bajo una categoría de riesgo. Este estudio señala la importancia de la zona lagunar y cómo influye en la conservación de las especies (López *et al.*, 2009).

Santos-Moreno y Ruiz-Velásquez (2011), realizaron un inventario de mamíferos en la región de Nizanda, ubicada en el municipio de Juchitán, Oaxaca. Registraron un total de 40 especies distribuidas en 7 órdenes y 17 familias. De estas especies, 10 están catalogadas en alguna categoría de riesgo, según normas nacionales e internacionales. La especie más abundante registrada fue el murciélago *Choeroniscus godmani*, y el orden más diverso fue el de los carnívoros, con 12 especies. El estudio también destaca la baja similitud en la composición de especies entre los tres tipos de vegetación presentes en la zona y un ecotono entre dos de ellas, lo que podría explicar la elevada riqueza de especies en la región (Santos-Moreno y Ruiz-Velásquez, 2011).

Por otro lado, Pérez-Irineo y Santos-Moreno (2012) elaboraron un estudio donde estimaron la diversidad de mamíferos terrestres de talla media y grande en una selva mediana ubicada en la comunidad de Cerro Tepezcuintle, municipio de San Miguel Soyaltepec, distrito de Tuxtepec. Para ello, utilizaron métodos como análisis de rastro, captura de organismos, avistamientos y fototrampeo donde registraron 15 especies de mamíferos, distribuidas en 6 órdenes, 11 familias y 14 géneros. De igual forma, destacaron la importancia que tiene la zona de estudio

para la conservación de especies en riesgo como *Leopardus wiedii* y *Tamandua mexicana*, cuya presencia en la región subraya la riqueza de la fauna local y la necesidad de su protección (Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2012).

En la región de los Chimalapas, Oaxaca, se llevó a cabo un estudio sobre la abundancia relativa y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes, el cual resalta la importancia ecológica de esta zona de alta biodiversidad. Lira-Torres y Briones-Salas (2012) utilizaron cámaras trampa como método principal de muestreo, colocándolas durante dos temporadas contrastantes (seca y lluvia) con un esfuerzo total de 4,860 días-trampa, lo que permitió registrar la presencia de 20 especies de mamíferos y observar diferencias en su comportamiento según la época del año. Entre las especies más frecuentes destacaron *Pecari tajacu*, *Nasua narica* y *Leopardus pardalis*, mostrando distintos patrones de actividad, mayormente nocturnos y crepusculares.

Lavariega *et al.* (2012) documentaron 49 especies de mamíferos en el centro-occidente de Oaxaca mediante muestreos realizados entre 2002 y 2010, utilizando diversos métodos como captura, observación y revisión de colecciones. La mayor diversidad se registró en bosques templados, destacando a la orden Chiroptera como el grupo más representativo, además de incluir especies endémicas y en riesgo, lo que subraya la importancia ecológica de la región (Lavariega *et al.*, 2012).

Lira-Torres *et al.* (2012) realizaron un listado de mamíferos de La Selva Zoque, localizada en el sureste de México. Asimismo, incluyeron datos de riqueza, estados de conservación y aprovechamiento tradicional por las comunidades locales. El estudio se basó en un extenso trabajo de campo que incluyó la revisión de literatura, el uso de cámaras trampa, entrevistas a habitantes locales y recorridos directos. Se registraron 149 especies pertenecientes a 99 géneros y 30 familias, incluyendo varias en riesgo (*Panthera onca*, *Tapirus bairdii*, *Tayassu pecari*) según la NOM-059-SEMARNAT-2010, la UICN y CITES (Lira-Torres *et al.*, 2012).

Por su parte, Cortés-Marcial y Miguel Briones-Salas (2014) evaluaron la diversidad, abundancia relativa y los patrones de actividad de mamíferos medianos

y grandes en una selva seca del Istmo de Tehuantepec. Utilizando cámaras trampa y análisis de rastro, registraron 21 especies pertenecientes a 13 familias y siete órdenes, siendo la orden carnívora el mejor representado con cuatro familias y 11 especies. Además, documentaron la actividad diurna de especies como *Pecari tajacu* y *Nasua narica* así como la actividad nocturna de *Didelphis virginiana* y *Dasypus novemcinctus*, contribuyendo al entendimiento de los hábitos de estos mamíferos en su entorno natural (Cortés-Marcial y Briones-Salas, 2014).

Asimismo, la región de Juchitán perteneciente al Istmo de Tehuantepec ha sido objeto de estudio, como el realizado por Cortez-Marcial *et al.* (2014) donde evaluaron la diversidad de mamíferos medianos y grandes en dos zonas con distintos niveles de impacto antropogénico definido según las estimaciones de las actividades humanas, densidad de ganado y la degradación del hábitat. Utilizando cámaras trampa y análisis de rastros, documentaron 18 especies, alcanzando una representatividad del 79% según modelos de acumulación de especies (Cortez-Marcial *et al.*, 2014)

En cuanto, la diversidad mastofaunística de los bosques tropicales de la Chinantla, Oaxaca, fueron registrada por Galindo *et al.* (2014), donde documentaron 134 especies de mamíferos clasificadas en tres grupos: 41 especies de mamíferos pequeños, 52 especies voladoras y 41 especies de mamíferos medianos y grandes. La metodología empleada incluyó la revisión de literatura especializada, el uso de trampas cámara, entrevistas a habitantes locales y recorridos directos en el área de estudio. Estos métodos permitieron no solo identificar la riqueza de especies presentes, sino también comprender los patrones de uso tradicional de los mamíferos por las comunidades locales, como fuente de alimento, medicina o mascotas (Galindo *et al.*, 2014).

Buenrostro-Silva *et al.* (2017) evaluaron la diversidad de mamíferos en el Área Privada de Conservación "Rancho El Sagrado", ubicada en la Sierra Sur de Oaxaca, mediante muestreos realizados entre febrero y octubre de 2012, considerando tanto la temporada de sequía como la de lluvias. Para ello, emplearon

trampas Sherman y Havahart, redes de niebla y cámaras trampa, lo que permitió registrar un total de 30 especies, distribuidas en seis órdenes, nueve familias y 23 géneros. El estudio reveló variaciones en la diversidad y equitatividad de las estaciones, siendo mayor en la temporada de sequía (Buenrostro-Silva *et al.*, 2017).

IV. OBJETIVOS

General

Evaluar la ocurrencia de mamíferos silvestres en los bebederos para el ganado, en un rancho ganadero ubicado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca.

Específicos

- Determinar la composición y riqueza de mamíferos silvestre, en bebederos para ganado bovino.
- Evaluar la tasa de visita por las especies de mamíferos silvestre, en bebederos para ganado bovino.
- Analizar los patrones de actividad de los mamíferos silvestres, en bebederos para ganado bovino.

V. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se localiza al sur del Istmo de Tehuantepec, en el estado de Oaxaca, específicamente en la porción suroeste de la Planicie Costera Ístmica-Chiapanea. El sitio de monitoreo se encuentra en un rancho (16.3494500776, -94.4185991282), situado en los límites del municipio de Reforma de Pineda, dentro de la región del Istmo de Tehuantepec (Figura 2). El municipio se ubica entre los paralelos 16°21' y 16°27' de latitud norte y los meridianos 94°24' y 94°29' de longitud oeste, con una altitud que varía entre 0 y 200 metros sobre el nivel del mar (INEGI, 2020). Limita al norte y al este con Santo Domingo Zanatepec, al sur con San Francisco del Mar y al oeste con San Francisco Ixhuatán, ocupando una superficie de 193.92 kilómetros cuadrados (Municipios.mx, 2023). Su geografía presenta algunas elevaciones aisladas, como los cerros de Las Vacas, de la Represa y Los Pozos; sin embargo, en términos generales forma parte de la Llanura Costera del Pacífico, por lo que el relieve es predominantemente plano (EcuRed, 2022).

El clima predominante en la región es cálido subhúmedo con lluvias en verano, correspondiente al tipo Aw de la clasificación de Köppen. La temperatura media anual oscila entre 24 y 28 °C, registrándose las temperaturas más elevadas durante los meses de abril y mayo, mientras que los valores ligeramente más bajos se presentan entre diciembre y enero. La precipitación media anual se sitúa entre 1,300 y 1,400 mm, concentrándose principalmente entre los meses de mayo y octubre. En contraste, de noviembre a abril se presenta una estación seca bien definida, con precipitaciones considerablemente menores (CONAGUA, 2024). Esta marcada estacionalidad climática constituye un factor ecológico crítico, ya que influye en la disponibilidad de recursos hídricos, la productividad primaria, la fenología de la vegetación y la dinámica poblacional de la fauna silvestre (Pérez, 2001).

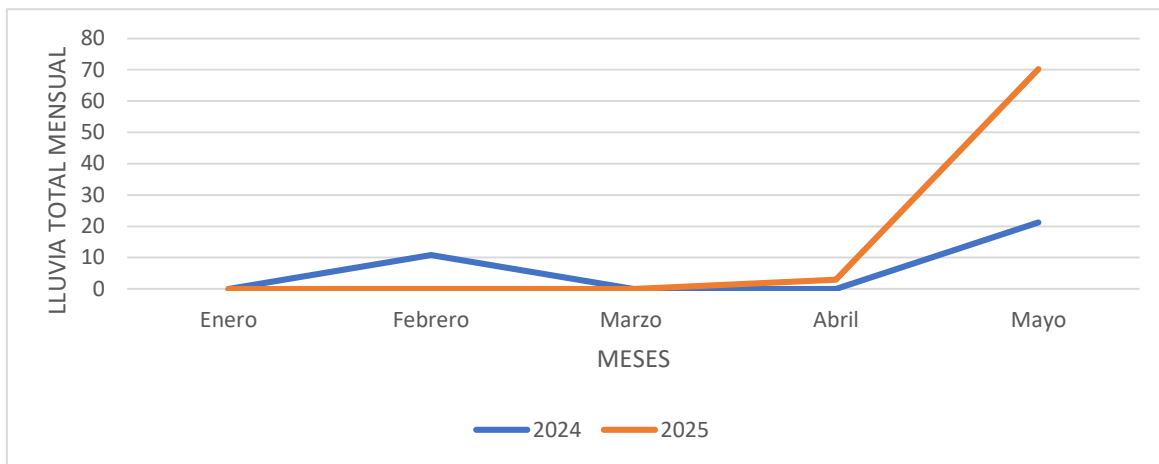


Figura 2. Lluvia total mensual, para el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca (estación Zanatepec), periodo de estiaje. Fuente: Conagua (2024).

La zona se caracteriza por un paisaje diverso compuesto por bosque de galería, matorral espinoso, matorral xerófilo, sabana, selva baja caducifolia y selva mediana (Pérez, 2001). Asimismo, su ubicación geográfica la sitúa en la zona de contacto entre los reinos biogeográficos Neotropical y Neoártico, lo que favorece un alto nivel de endemismo (Lorence y García-Mendoza, 1989). En las selvas del Istmo habitan numerosas especies de plantas y animales que se encuentran en peligro de extinción (Hernández et al., 2013; Pérez-García, Meave y Salas, 2010).

Los mamíferos medianos y grandes que habitan los trópicos secos constituyen comunidades altamente diversas, con una amplia variedad de grupos tróficos (Ahumada et al., 2011). Estos organismos desempeñan un papel fundamental en la dinámica y mantenimiento de los ecosistemas (Dirzo y Miranda, 1991), ya que influyen en la regeneración y recuperación de las selvas mediante la dispersión y depredación de semillas de numerosas especies vegetales. Además, actúan como depredadores y presas dentro de las redes tróficas, así como controladores biológicos de insectos (Bolaños y Naranjo, 2001; Nakashima, 2010). Por otro lado, representan una fuente importante de recursos naturales, siendo aprovechados

como carne de monte por los pobladores que habitan estas selvas (Robinson y Bennett, 2000; Naranjo y Cuarón, 2010).

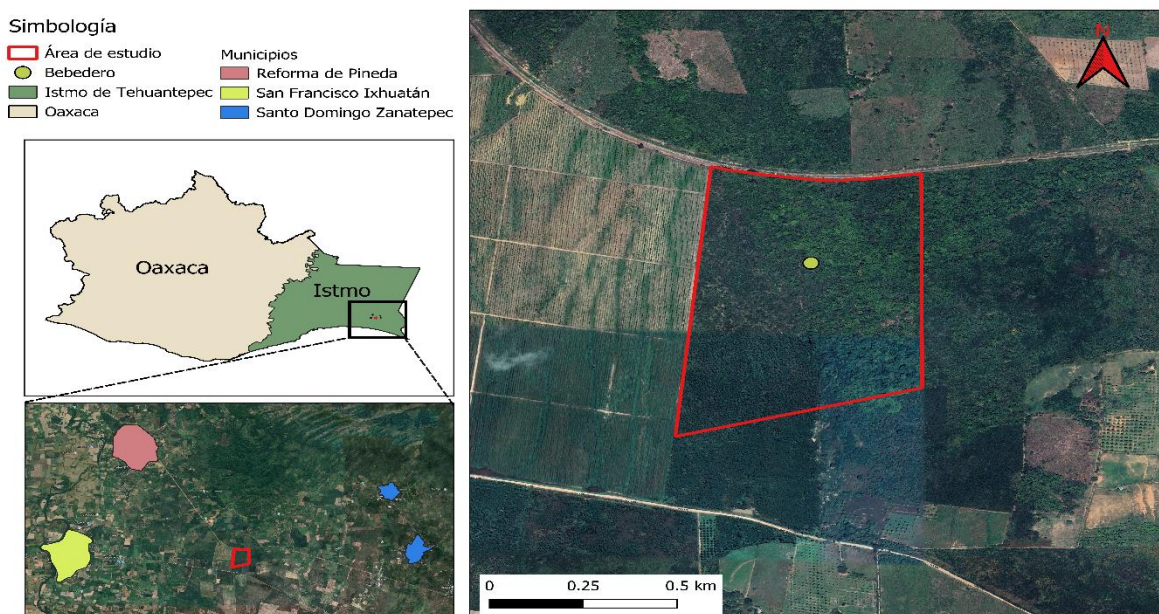


Figura 3. Ubicación del rancho ganadero, en los límites de los municipios de Reforma de Pineda e Ixhuatán, Oaxaca, México.

VI. MÉTODOS

6.1. Trabajo de campo

El trabajo de muestreo en campo se realizó en la temporada de estiaje, comprendida entre enero y mayo, durante dos años consecutivos (2024–2025). Los datos se recopilaban empleando la técnica de fototrampeo (Kucera y Barrett, 2011). Las cámaras de la marca Moultrie se ubicaron a 3 m de los bebederos y a 50 cm de altura sobre el suelo, orientadas de forma que registren tanto la totalidad del bebedero como las posibles rutas de acceso de los mamíferos (Mandujano-Rodríguez y Hernández, 2019).

Se colocaron dos cámaras: una frente a un bebedero pequeño de plástico rectangular con capacidad de 100 L con 60 cm de longitud y 28 cm de altura, la cual

usan para beber agua los animales pequeños, y otra frente a un tanque rectangular de concreto de 600 L de 1.60 m de longitud y 45 cm de alto, destinado al ganado adulto (Figura 3). Ambas se configuraron para grabar videos de 10 segundos, con lapsos de 15 segundos entre registros consecutivos. Estuvieron activas durante tres días seguidos en cada mes de muestreo, equivalente a 72 h de esfuerzo de muestreo. Para asegurar la independencia de los registros, se estableció un intervalo mínimo de 10 min entre detecciones consecutivas (Tanwar *et al.*, 2021).



Figura 4. Bebederos utilizados para el ganado, en el rancho ganadero estudiado.

6.2. ANÁLISIS DE DATOS

6.2.1. Identificación taxonómica

Para la gestión y resguardo de la información, se realizó una clasificación inicial en la que los vídeos obtenidos de cada cámara trampa se almacenaron en carpetas identificadas con el número correspondiente de la cámara. Dentro de cada carpeta, los archivos estarán organizados y nombrados siguiendo el formato de día, mes y año de grabación.

Cada registro será incorporado en una base de datos elaborada en Microsoft Excel, en formato de tabla que incluirá las siguientes columnas: fecha del registro (día, mes y año), hora exacta de captura, nombre científico de la especie observada, nombre común de la especie y número total de individuos detectados.

6.2.2. Identificación taxonómica

Posteriormente se efectuará la identificación de las especies, la cual se basará en rasgos morfológicos y patrones de coloración de mamíferos medianos y grandes (Álvarez-Castañeda *et al.*, 2015; DeBlase y Martin, 1974). Para asegurar una clasificación adecuada, se consultarán manuales, guías taxonómicas y literatura especializada sobre la distribución de mamíferos terrestres, como el Manual para el rastreo de mamíferos de México (Aranda, 2012), List of Recent Land Mammals of México (Ramírez-Pulido *et al.*, 2014), Diversidad, abundancia relativa y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en una selva seca del Istmo de Tehuantepec (Cortez-Marcial y Briones-Salas, 2014), y Diversidad y distribución geográfica de los mamíferos terrestres del estado de Oaxaca, México (Briones-Salas *et al.*, 2015). Además, se utilizará como apoyo el programa de registro de biodiversidad iNaturalist.

6.2.3. Cálculo de parámetros ecológicos y estadísticos

El procesamiento y análisis de los datos ecológicos y estadísticos se efectuará con el software STATISTICA, herramienta especializada para la ejecución de pruebas estadísticas y la generación de representaciones gráficas.

La composición de especies se expresa mediante el listado de todas aquellas registradas en cada periodo de muestreo, lo cual refleja la presencia de especies en el área de estudio. La riqueza de especies se definirá como el número total de especies registradas (S), lo que permitirá evaluar la diversidad en función de la cantidad de especies observada en cada periodo (Magurran, 2004).

Asimismo, se calculó la tasa de visitas para cada tipo de bebedero aplicando la fórmula: $\text{tasa} = (\text{Eventos} / \text{Esfuerzo de muestreo}) \times 100$ (Burton, 2015); la cual fue expresada como la tasa de visita relativa (TVr); finalmente, se aplicó la prueba t-student para comparar las diferencias en las tasas de visitas entre los dos periodos de muestreo (2024 y 2025).

Para obtener los patrones de actividad de la mastofauna, los registros de avistamientos obtenidos durante el año fueron organizados en una hoja de cálculo (Excel), clasificándolos según la hora de observación. A partir de esta agrupación temporal, se generó una gráfica que permitió visualizar la distribución horaria de la actividad respectivamente de cada año de muestreo.

VII. RESULTADOS

7.1. Composición y riqueza

La composición y riqueza observada durante los años 2024 y 2025 en el periodo enero-mayo (60 días-trampa) en un bebedero para el ganado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México, se observaron once especies de mamíferos, agrupadas en siete familias. La familia Mephitidae fue la más diversa, con tres especies. A nivel de orden se registraron cuatro, siendo el orden Carnívora el más representativo con ocho especies.

El 2024 fue el año con más registros de especies con ocho, en contraste con el 2025 en el que se registró siete especies. De las once especies registradas, el Zorrillo listado sureño (*Mephitis macroura*) y la Ardilla de vientre rojo (*Sciurus aureogaster*) son cuasiendémicas de México y Guatemala. De las once especies registradas, según la NOM-059-SEMARNAT una especie está catalogada como amenazada: el Yaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*) (Cuadro 1).

Cuadro 1. Composición taxonómica de la mastofauna observada en los bebederos en un rancho ganadero del sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México del 2024-2025 de Enero-Mayo.

ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	NOMBRE COMUN	2024	2025
Carnívora	Canidae	<i>Canis latrans</i>	Coyote	x	-
Carnívora	Mephitidae	<i>Conepatus leuconotus</i>	Zorrillo espalda blanca	x	-
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis virginiana</i>	Tlacuache norteño	x	x
Carnívora	Felidae	<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	Yaguarundi	x	-

Carnívora	Mephitidae	<i>Mephitis macroura</i>	Zorrillo listado sureño	x	-
Carnívora	Procyonidae	<i>Procyon lotor</i>	Mapache	x	x
Carnívora	Canidae	<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	Zorro gris	x	x
Lagomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus floridanus</i>	Conejo serrano	x	x
Rodentia	Sciuridae	<i>Sciurus aureogaster</i>	Ardilla de vientre rojo	-	x
Carnívora	Mephitidae	<i>Spilogale angustifrons</i>	Zorrillo manchado sureño	-	x
Carnívora	Felidae	<i>Lynx rufus</i>	Lince americano	-	x
4	7	11	11	8	7

7.2. Tasa visita

7.2.1. Tasa de vista anual 2024

La tasa de visita anual relativa (TVAr) ilustra qué especie tiene el mayor porcentaje de visitas en el abrevadero. De las ocho especies registradas en el 2024; el Zorro Gris (*Urocyon cinereoargenteus*) presentó la mayor TVAr con el 41.78%, seguidos del Zorrillo Espalda Blanca (*Mephitis macroura*) y Mapache (*Procyon lotor*) con el 13.98% respectivamente; en contraste con el Coyote (*Canis latrans*) y el Yaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*) son las que especies que tienen la menor tasa de visita, con el 3.78% y 2.47 % respectivamente (Figura 5).

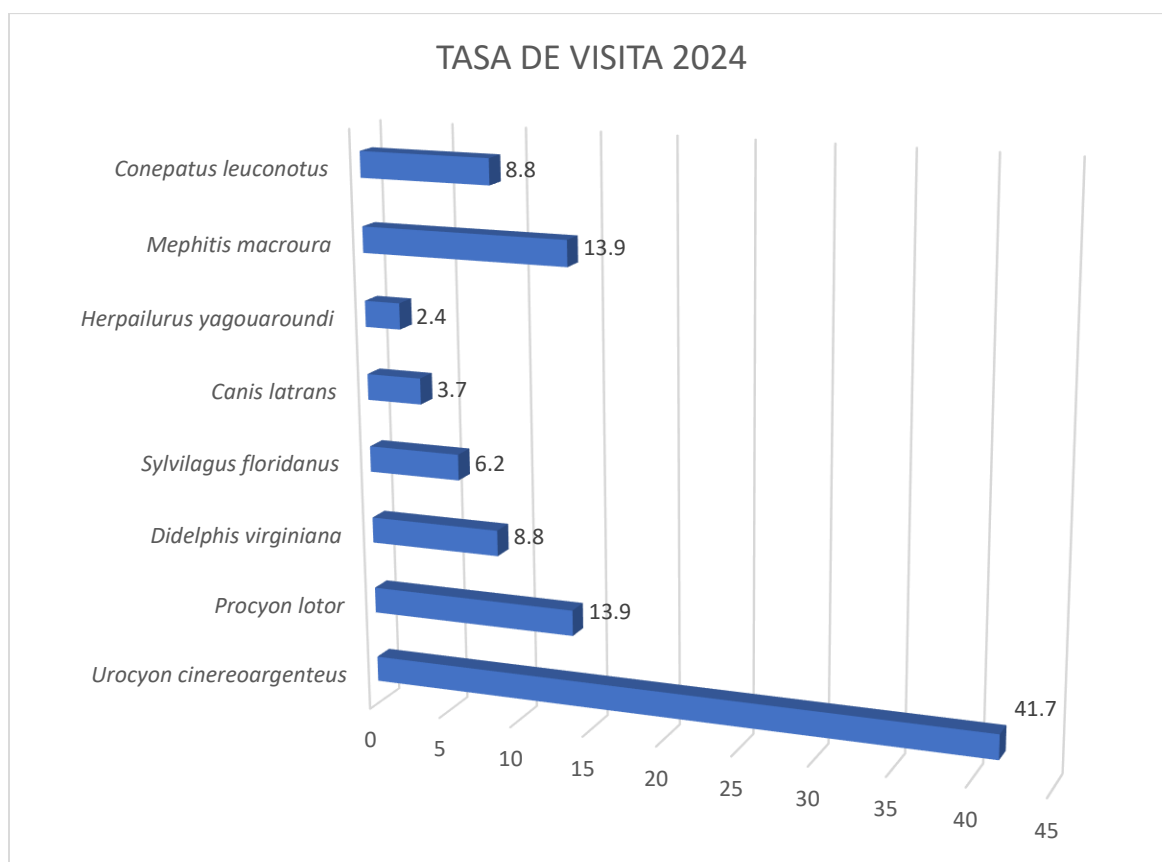


Figura 5. Tasa de visita anual relativa (TVAr) observada en el 2024 en un bebedero para el ganado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.

7.2.2. Tasa de vista anual 2025

De las siete especies registradas en el 2025, la Zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) presentó la mayor TVr con el 45.71%, seguido del Mapache (*Procyon lotor*) con el 28.6 %, estas dos especies representan el 74. 3% de la tasa de vista relativa; en contraste con el Lince Americano (*Lynx Rufus*), el Zorrillo Manchado Sureño (*Spilogale angustifrons*) y el Conejo Serrano (*Syvilagus floridanus*), presentaron las menores TVr con el 1.4% (Figura 6).

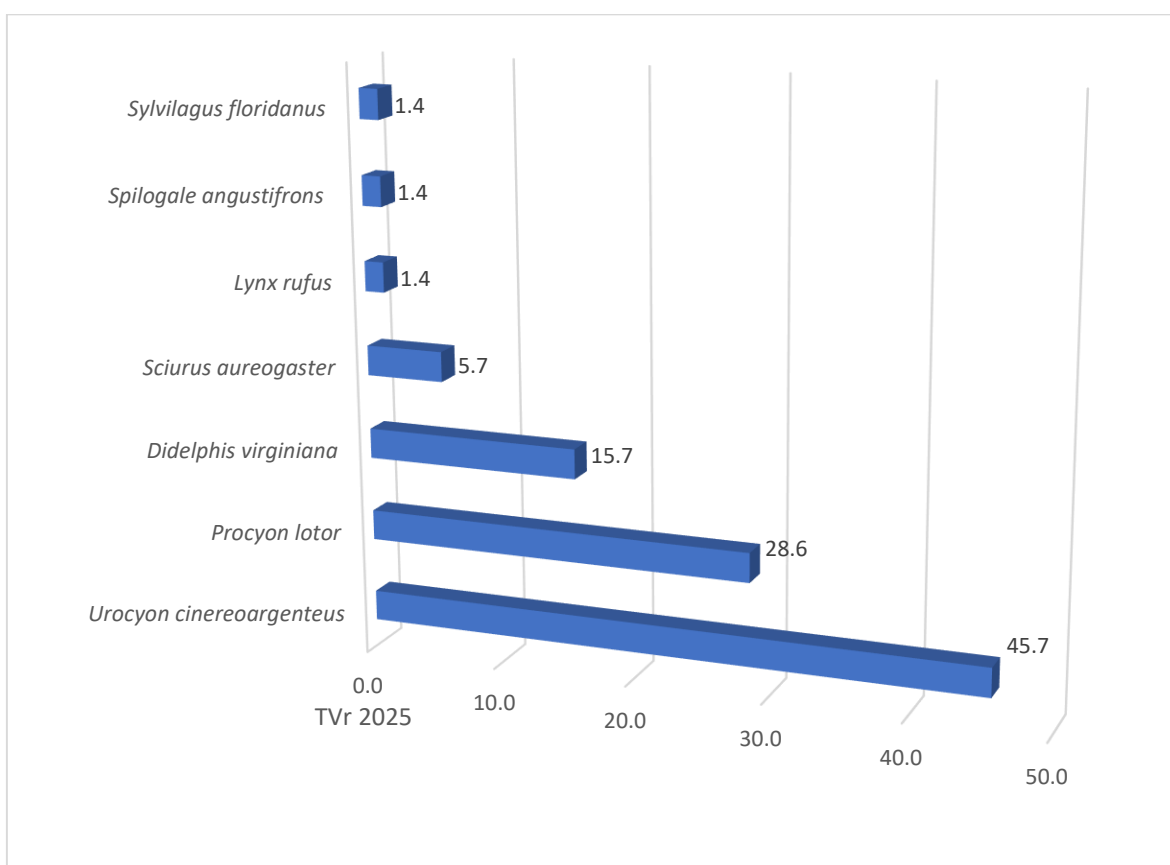


Figura 6. Tasa de visita anual relativa en el 2025, observada en un bebedero para el ganado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.

7.2.3. Comparación de la tasa de visita anual relativa por especie entre los años de 2024-2025

En la Figura 5 se hace una comparación de las TVr entre los años de 2024 y 2025 por especie. El zorro gris (*Urocyon cinereoargenteus*) y el mapache (*Procyon lotor*) son las especies que tienen los mayores porcentajes de TVr (45.7, 41.7 y 28.5, 13.9, respectivamente) y están presente en los dos años de muestreo en caso contrario el Lince americano (*L. rufus*) y el Zorrillo manchado sureño (*Spinogale angustifrons*) son las que tienen el menor porcentaje de TVA y solo se presentaron en el 2025 (Figura 7).

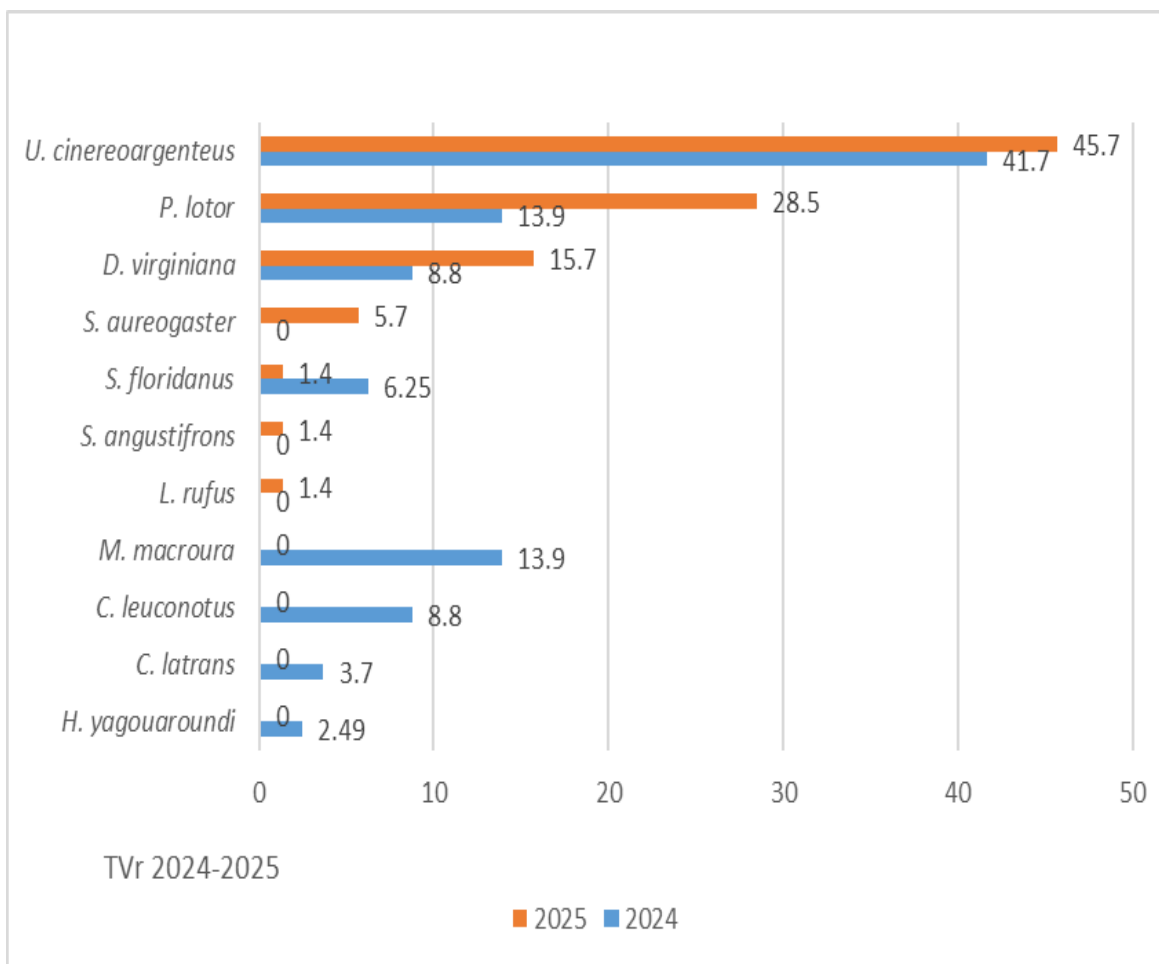


Figura 7. Comparación de la tasa anual de visita por especie observada: 2024-2025

7.2.4. Tasa de vista mensual relativa por especie en el 2024

En la tasa de visita mensual (TVMr) por especie del 2024, se ilustra que especies obtuvieron el mayor porcentaje de TVMr en el abrevadero; en enero, febrero, marzo y abril, el Zorro gris (*Urocyon cinereoargenteus*) presentó la mayor TVM, con 27%, 70%, 52% y 40% respectivamente y en mayo el Tlacuache nortño tuvo el mayor TVM con 100%, siendo la única especie registrada en este periodo. En enero se registraron ocho especies de las ocho registradas durante el 2024, seguido del mes de abril con seis especies, en contraste Mayo solo obtuvo una especie el Tlacuache nortño (*Didelphis virginiana*). El Zorro gris (*Urocyon cinereoargenteus*) y el Zorrillo listado sureño (*Mephitis macroura*) estuvieron presentes en cuatro meses respectivamente de los cinco meses muestreados (enero, febrero, marzo y abril). En caso contrario el Coyote (*Canis latrans*) solo se presentó en el mes de Enero (Figura 8).

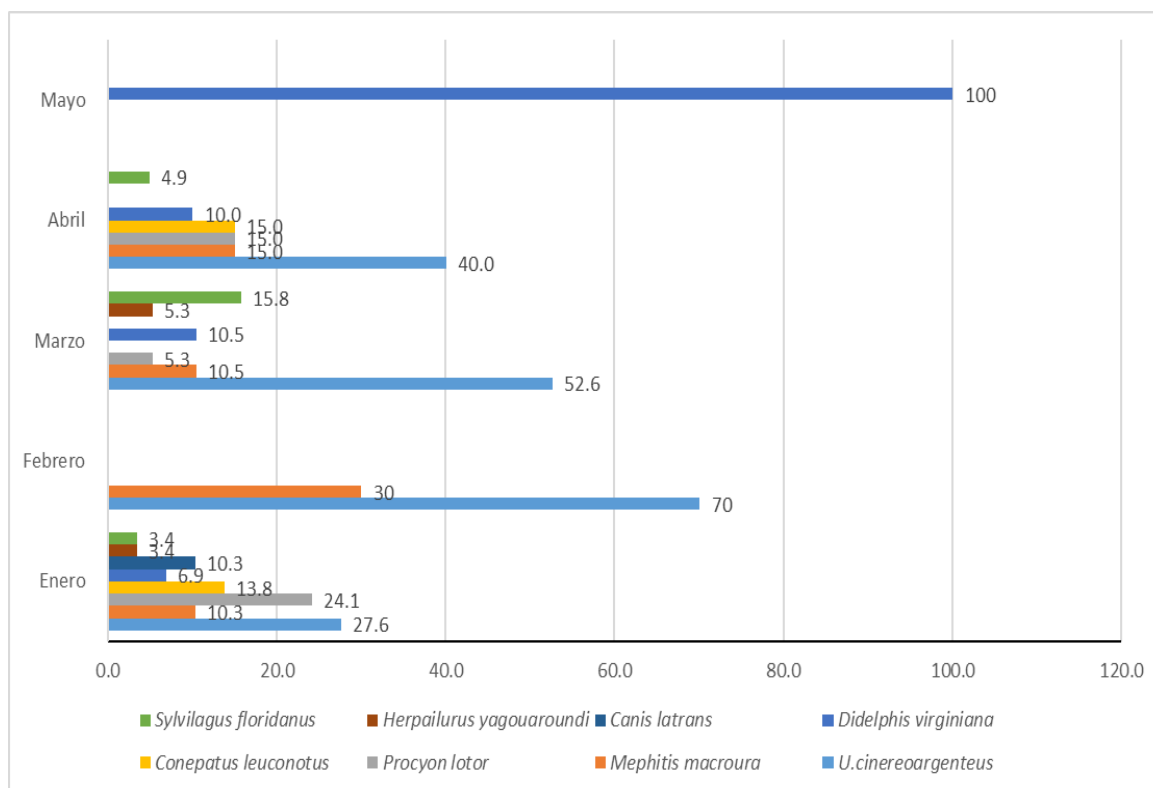


Figura 8. Tasa de visita de cada especie por cada mes en el año del 2024, observada en un bebedero para el ganado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.

7.2.5. Tasa de vista mensual relativa por especie en el 2025

Durante el 2025, los meses de enero, febrero, marzo y abril, el Zorro gris (*Urocyon cinereoargenteus*) presentó la mayor TVMr con 63%, 66%, 52% y 47% respectivamente, en mayo el Mapache (*Procyon lotor*) tuvo el mayor TVM con 100. Abril abarca cinco especies de las siete registradas durante el 2025, seguido del mes de enero con cuatro, en contraste mayo solo obtuvo una especie Mapache (*Procyon lotor*). La Zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) y Tlacuache norteño (*Didelphis virginiana*) abarcando cuatro meses respectivamente de los cinco meses muestreados (enero, febrero, marzo y abril). En caso contrario el Lince americano (*Lynx rufus*) solo se presentó en el mes de abril (Figura 9).

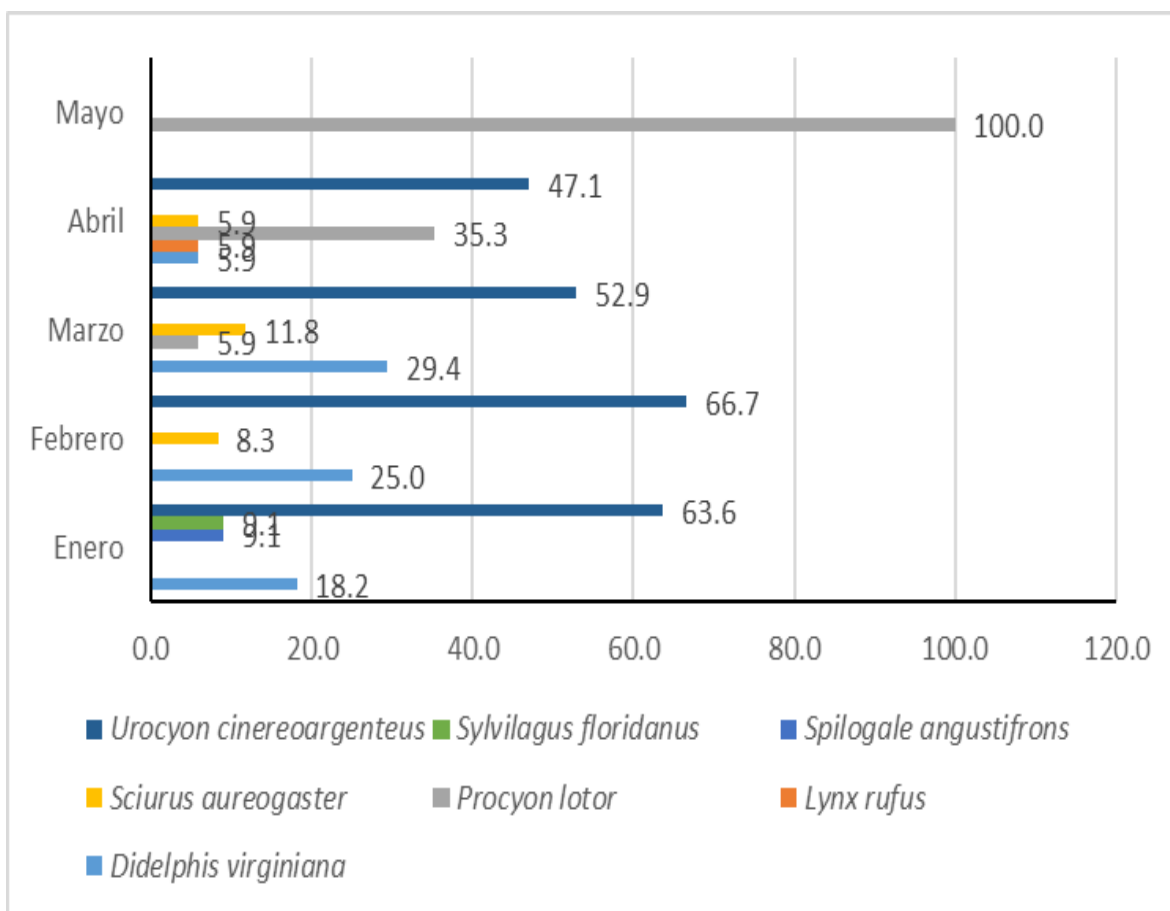


Figura 9. Tasa de visita (%) de cada especie por cada mes en el año del 2025, observada en un bebedero para el ganado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.

7.2.6. Comparación de las tasas de visita promedio anual de los mamíferos entre los dos años de muestreo (2024-2025) del periodo enero-mayo.

La comparación de la tasa de visita anual entre los dos periodos de muestreo (2024-2025), mostró que el 2024 obtuvo el mayor porcentaje promedio de TVA con 136.6% (EE= 23.6081), el 2025 se registró un porcentaje menor de TVA con 76.47% (EE= 18.47426). A pesar de que el promedio del 2024 fue más elevado en relación con el del 2025, el análisis estadístico no mostró diferencias significativas entre ambos años ($t=1.89$; $p=0.065$) como se ilustra en la Figura 10.

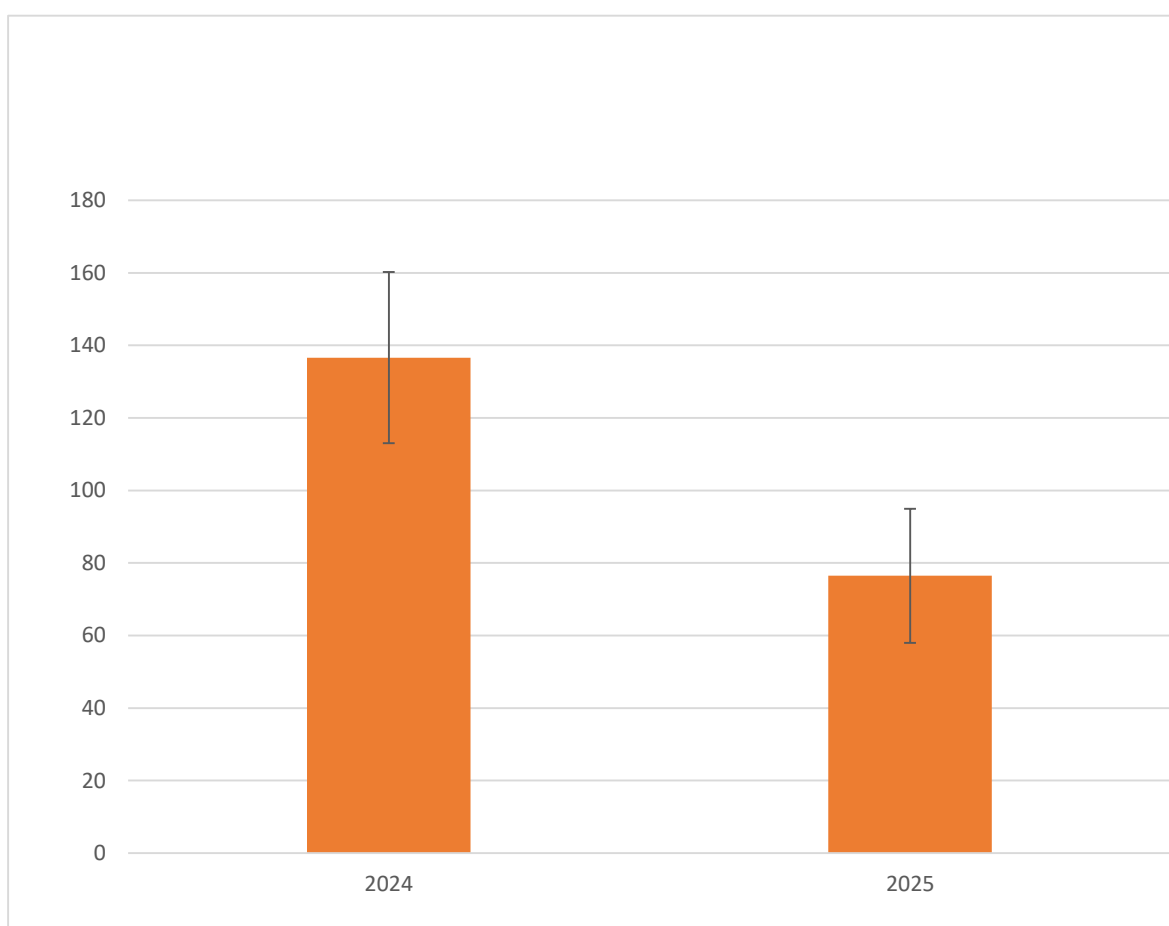


Figura 10. Comparación de la tasa de visita anual de los mamíferos (%) entre los dos años de muestreo (2024-2025) el periodo enero-mayo en un bebedero para el ganado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.

7.2.7. Tasa de visita global entre los dos periodos de muestreo del 2024 y 2025 por mes

En la figura 11 se presenta el análisis de la tasa de visita global (TVG) registrada entre 2024 y 2025 por mes. El valor más alto correspondió a febrero, con un porcentaje de (TVG) 180% (EE= 57.10614), seguido de enero con 133.92% (EE= 36.77142) y mayo con 133.33% (EE= 83.33333). En contraste, los promedios más bajos se observaron en abril con 82.71% (EE= 21.87344) y marzo con 75.83% (EE= 23.02206). Si bien se aprecian variaciones entre los meses, dichas diferencias no resultaron estadísticamente significativas ($F=1.278$; $p=0.297$).

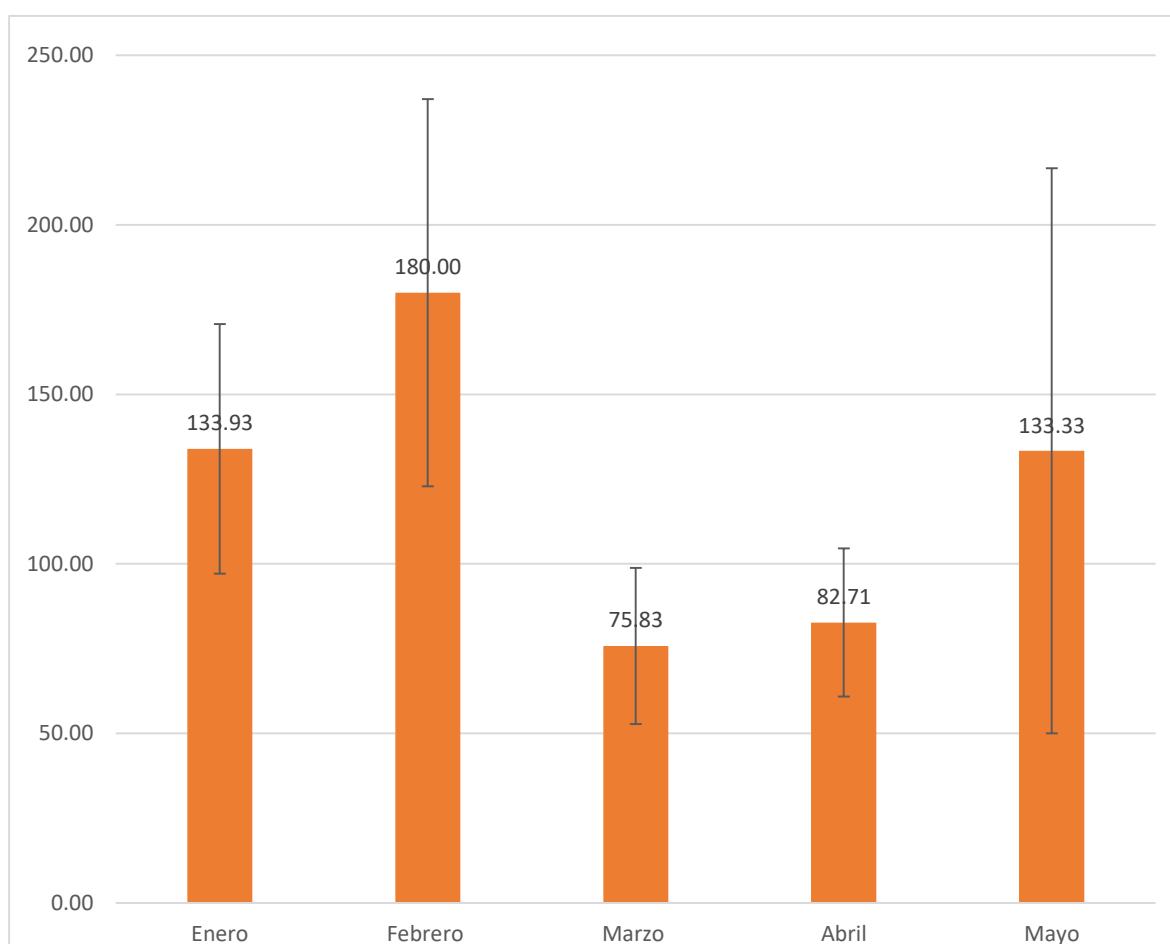


Figura 11. Tasa de visita global registrada entre 2024 y 2025 por mes, en un bebedero para el ganado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.

7.2.8. Tasa promedio de visita mensual del 2024

En la figura 12 se presenta la tasa promedio de visita mensual correspondiente al año 2024. El valor más elevado se registró en febrero, con un promedio de 250% (EE= 100.0), seguido de enero con 181.25% (EE= 46.2) y abril con 111.16% (EE= 33.0). En contraste, los promedios más bajos se observaron en marzo con 79.16% (EE= 35.0099) y mayo con 50% (EE=0). A pesar de estas diferencias aparentes entre los meses, el análisis estadístico indicó que no fueron significativas ($F=1.56$; $p=0.226$).

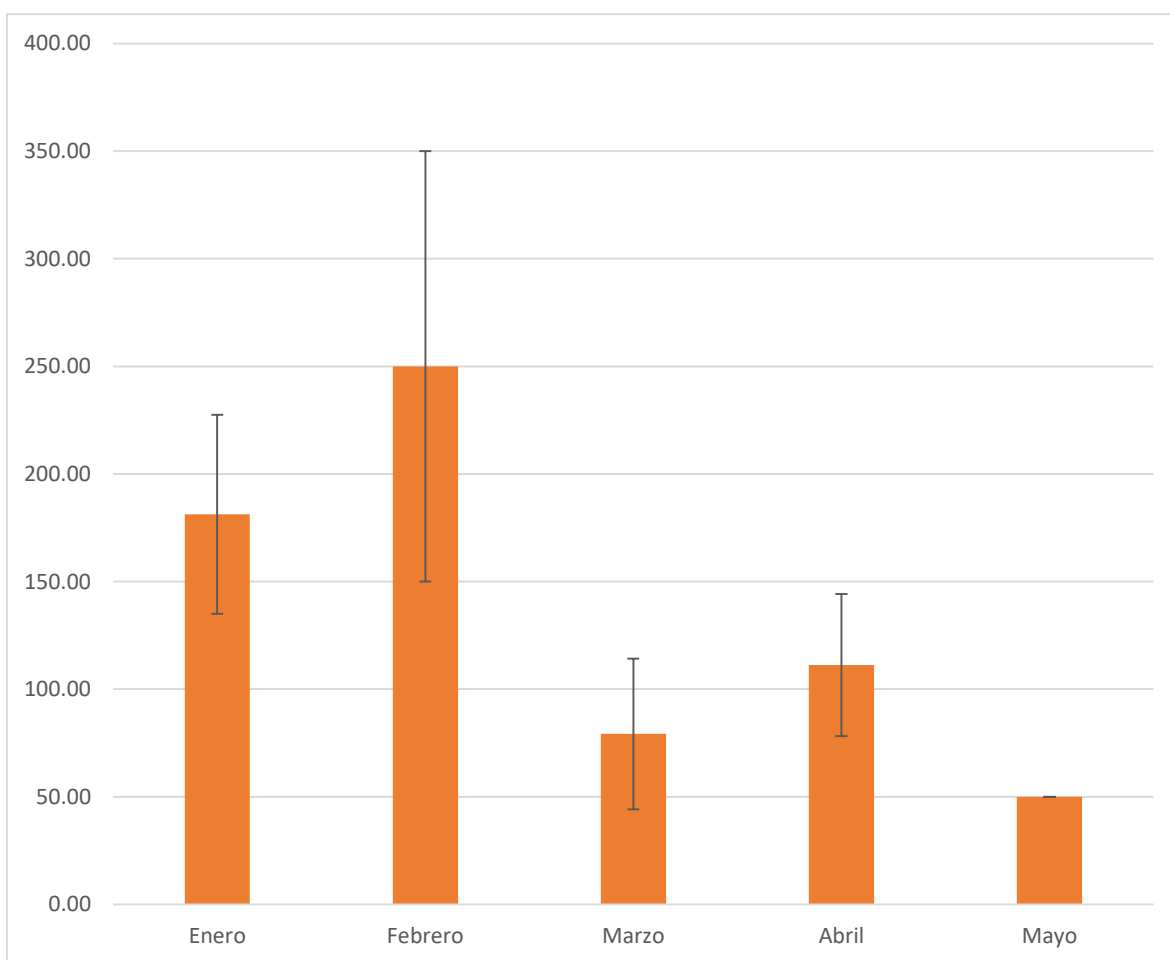


Figura 12. Comparación mensual de la tasa de visita correspondiente al año 2024, en un bebedero para el ganado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.

7.2.8. Tasa promedio de visita mensual del 2025

En la figura 13 se presenta la tasa promedio de visita mensual correspondiente al año 2025. El mes con el porcentaje más alto fue mayo, alcanzando 216.66% (EE=0.00), seguido por febrero con 133.33% (EE= 69.38) y marzo con 70.83% (EE= 29.94). Por otro lado, los promedios más bajos se registraron en abril con 48.57% (EE= 21.47) y enero con 39.28% (EE= 20.51630). A pesar de estas variaciones entre meses, el análisis estadístico indicó que las diferencias no fueron significativas ($F=2.16$; $p=0.135$).

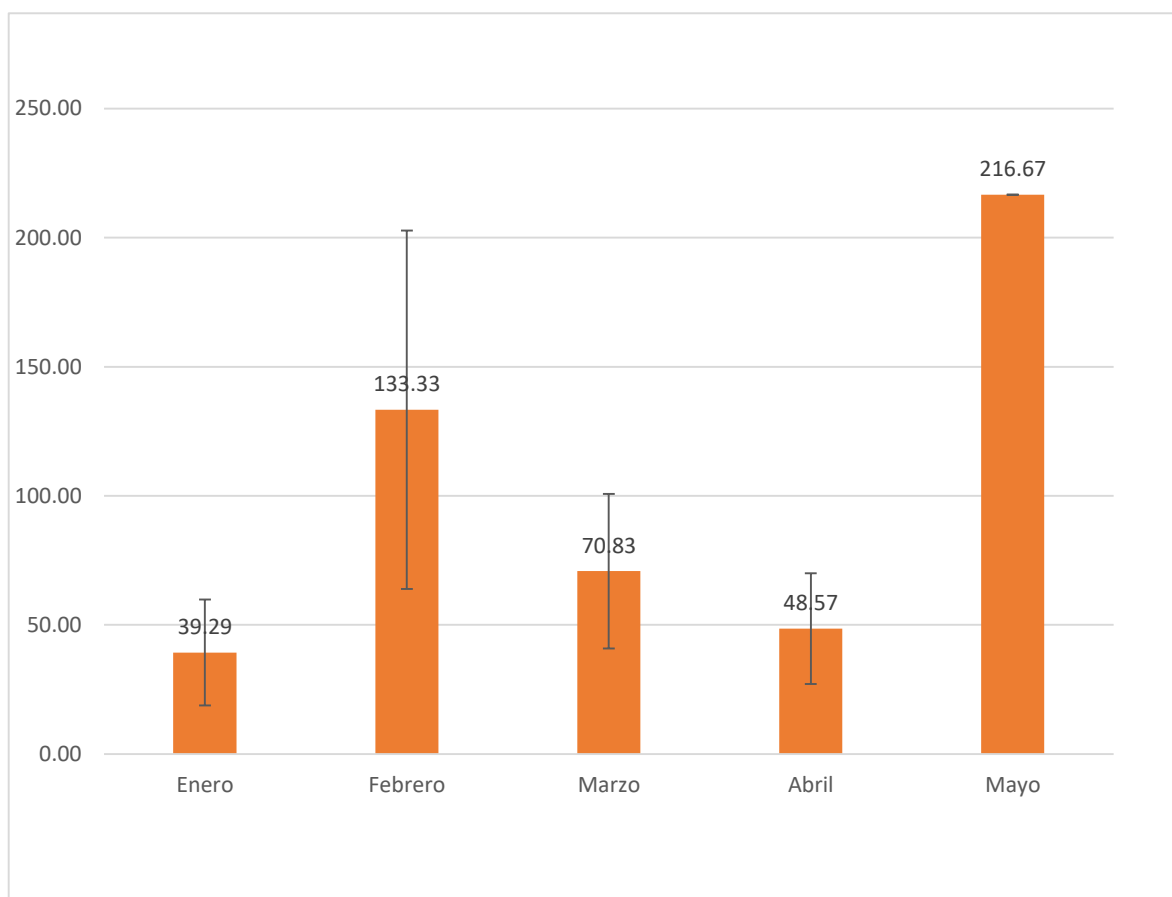


Figura 13. Tasa de visita por mes correspondiente al año 2025, en un bebedero para el ganado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.

7.3. Horarios de actividad de la mastofauna durante el 2025.

En la figura 14 se observa el horario de actividad de la mastofauna durante el 2025; se observó que la mayor actividad de la mastofauna dentro del rancho ganadero se llevó en la noche y la madrugada, observando que la mayor la actividad se registró en dos periodos muy marcados, el primero entre las 6 y 8 horas, y el segundo periodo ocurrió entre las 21 y 22 horas; hasta las 09 horas del día siguiente, teniendo apariciones esporádicas entre las 10 horas a 13 horas.

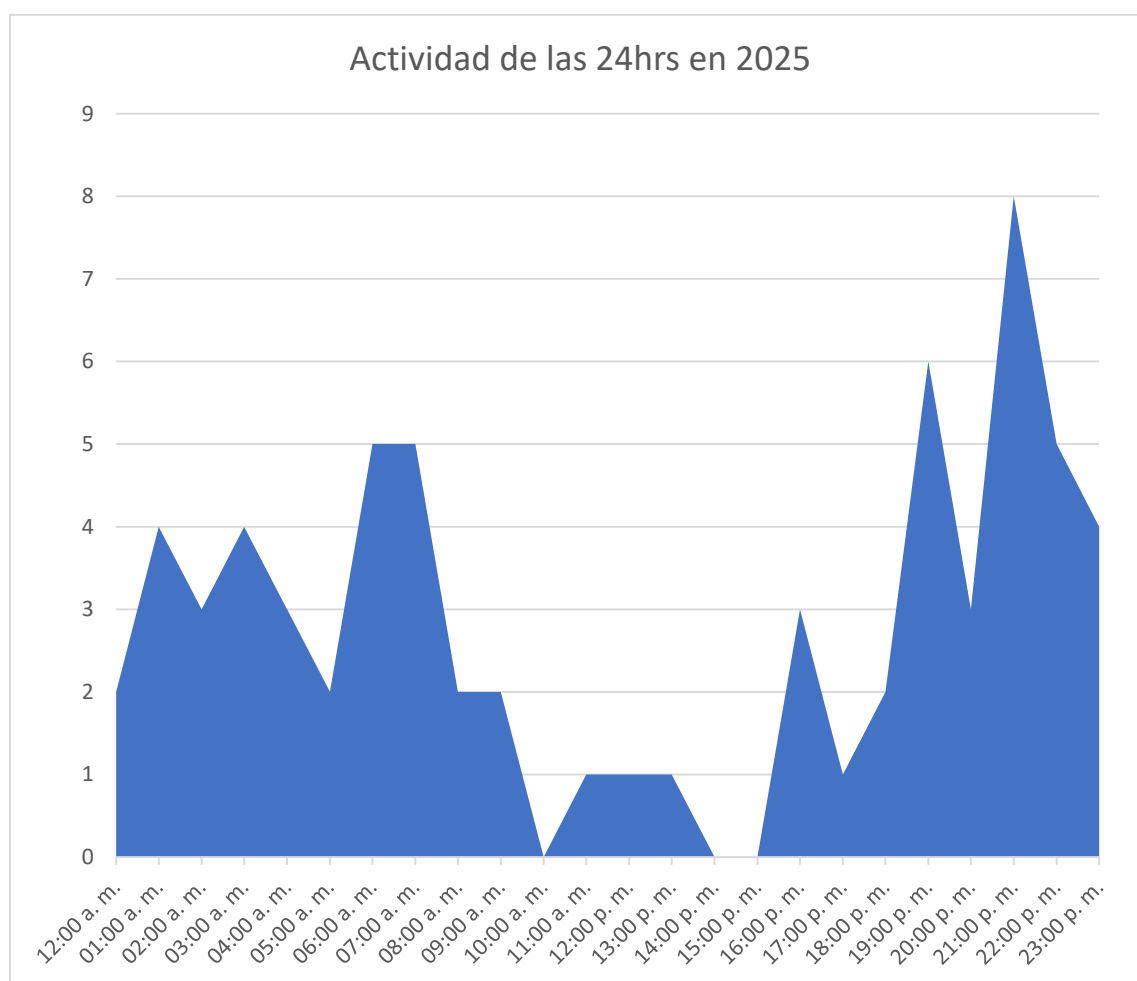


Figura 14. Picos de actividad durante las 24 h del 2025, en un bebedero para el ganado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.

7.3. Picos de actividad durante las 24hrs del 2024

En la figura 15 se observa que en 2024 la mayor actividad de la mastofauna dentro del rancho ganadero se llevó en la noche y la madrugada, empezando la actividad desde las 15 horas hasta las 09 horas del día siguiente, teniendo horas donde no se presentan en desde las 10 horas hasta 15 horas.

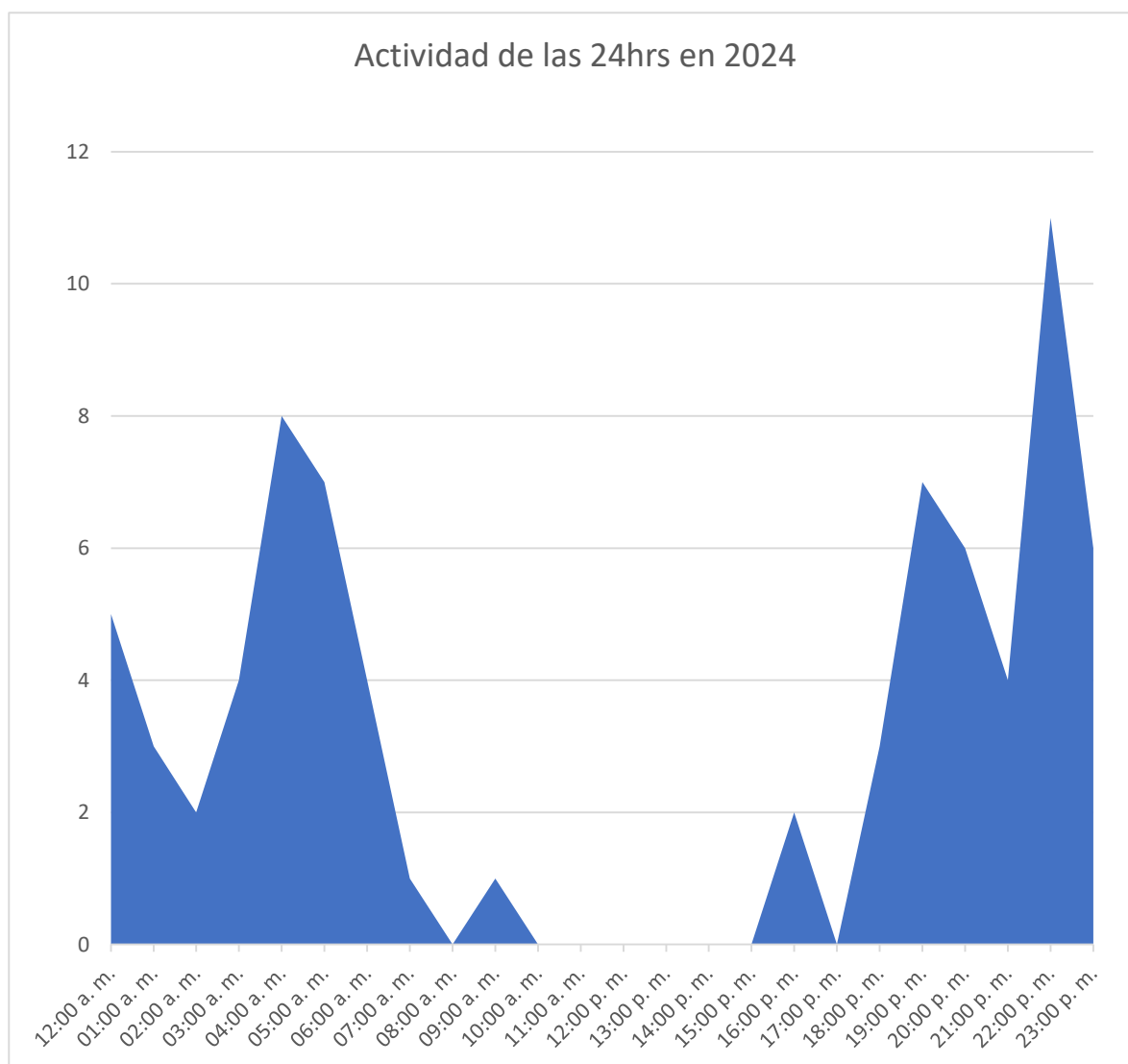


Figura 15. Picos de actividad durante las 24hrs del 2024, en un bebedero para el ganado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.

7.3. Picos de actividad durante las 24hrs del 2024-2025

En la figura 16 se observa los horarios de actividad de los dos años de muestreo (2024-2025), se ilustra que, durante los dos años, la mastofauna presentó una mayor actividad diurna que abarca 18 horas continuas de actividad que abarca desde las 15 horas hasta las 10 horas del siguiente día.

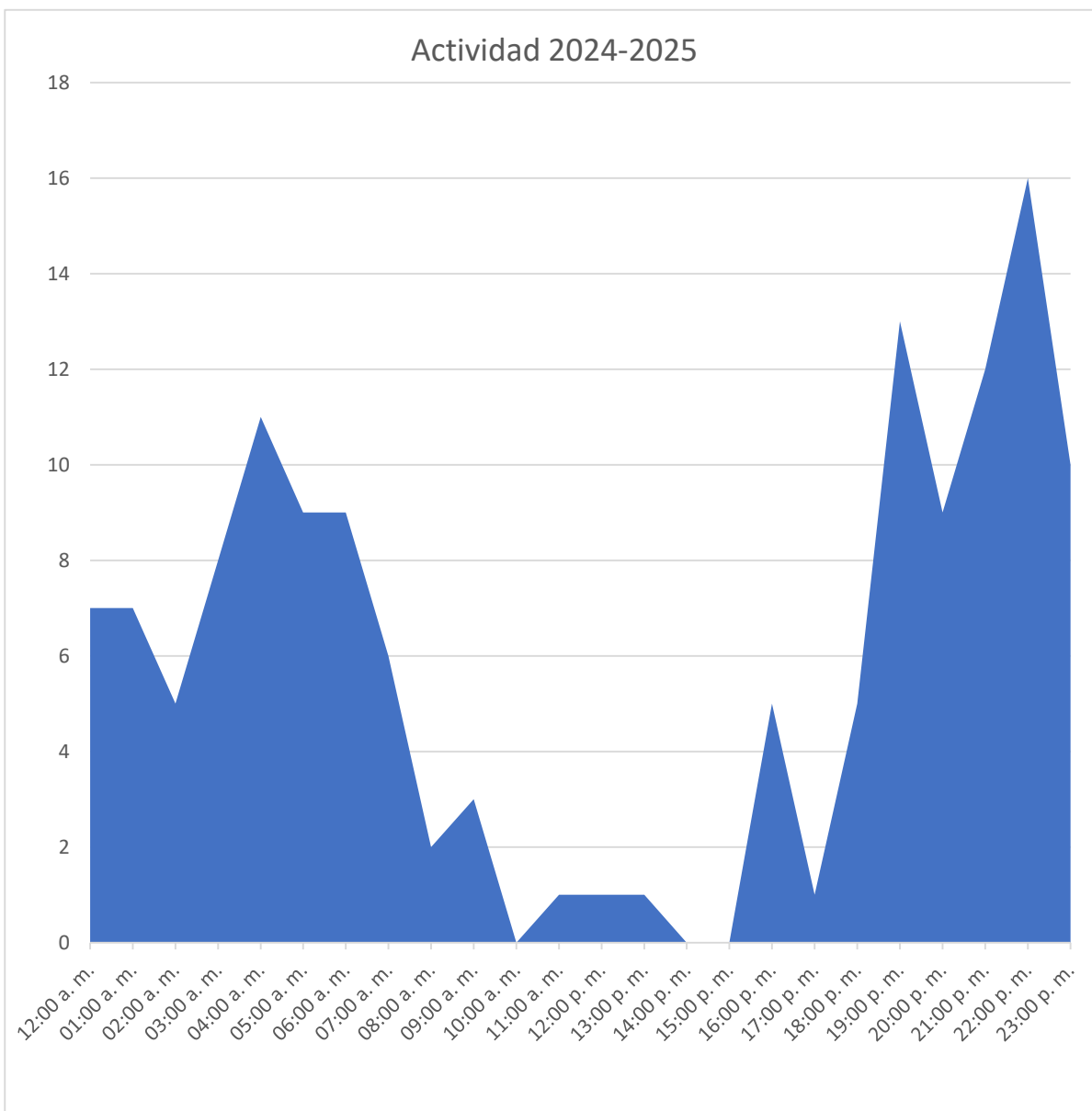


Figura 16. Picos de actividad durante las 24hrs del 2024 y 2025, en un bebedero para el ganado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.

VIII. DISCUSIÓN

8.1. Composición y riqueza de especies

La zona lagunar del istmo de Tehuantepec posee una importante diversidad de flora y fauna debido principalmente a la heterogeneidad del hábitat con la presencia de variadas y diversas asociaciones entre tipos de vegetación (López *et al.*, 2009). En el área de estudio prevalecen y se combinan diferentes tipos de vegetación (pastizales, selva tropical caducifolia, el matorral espinoso y monocultivos de mango) que permiten resguardar un número importante de especies de roedores y murciélagos y que favorecen, además, la presencia de especies con distintos requerimientos. El registro de once especies de mamíferos silvestres asociadas a los bebederos para el ganado en la zona de estudio evidencia la importancia de los bebederos para el ganado en el mantenimiento de la diversidad faunística en estos ambientes fragmentados.

De las 11 especies registradas en los abrevaderos, una de ellas el Yaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*) fue la única especie que se encuentra catalogada bajo la categoría de Amenazada de acuerdo con el PROY-NOM-059-SEMARNAT-2025 (DOF, 2025). Mientras que, en el libro rojo de la UICN, aparece como en Preocupación Menor (LC); además el Yaguarundi aparece en el Apéndice I de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES). Asimismo, esta especie se encuentra amenazada por la cacería sin control ya sea con fines de autoconsumo, para comercio ilegal, o son víctimas de los conflictos entre productores y fauna silvestre por los daños ocasionados al ganado o los cultivos (Naranjo *et al.*, 2005).

Aunque no se registraron especies endémicas en el área de estudio, es importante señalar la ocurrencia de dos especies cuasiendémicas (Ceballos, 2014), la Ardilla Vientre Rojo (*Sciurus aureogaster*) y el Zorrillo Listado Sureño (*Mephitis macroura*); las cuales se distribuyen en México y Guatemala (Ceballos, 2014).

La predominancia del orden Carnívora, con ocho especies, que representa el 33.3 % de los carnívoros registrados para Oaxaca (Santos-Moreno, 2014); refleja la

adaptabilidad de los carnívoros medianos a ambientes perturbados, donde los abrevaderos se convierten en puntos estratégicos de acceso al agua. Aunque los carnívoros son especies vulnerables a las interferencias antropogénicas y ya han experimentado importantes descensos de población (Leo *et al.*, 2023); en el área de estudio se registraron dos de los seis felinos que habitan en México (Ceballos, 2014), el Jaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*) y el Lince norteamericano (*Lynx rufus*); lo anterior demuestra la relevancia de los abrevaderos en estas áreas de escasez hídricas.

La implementación de bebederos artificiales para fauna silvestre es una práctica de manejo común en regiones con escasez estacional de agua. En muchos casos los bebederos se instalan para beneficiar a especies de interés humano, sin embargo, éstos pueden ser usados por otras especies (Hernández-Gómez *et al.*, 2020); particularmente en periodos de estiaje cuando la disponibilidad natural de agua se reduce considerablemente. En la zona de estudio (sur del Istmo de Tehuantepec) el único cuerpo de agua permanente es el río Ostuta; el cual en la época de estiaje reduce significativamente su caudal, y la mayor parte de su cauce está ocupado por la mancha urbana (EcuRed, 2022). Lo que limita el acceso a este recurso por la fauna silvestre; debido al comportamiento evasivo de las especies de mamíferos medianos; por lo que los bebederos artificiales, incluyendo los bebederos para el ganado vacuno se han vuelto vital para la fauna silvestre; esto ha sido documentado en diversos estudios en estudios realizados en México, particularmente en Áreas Naturales Protegidas, por ejemplo, en la Reserva de la Biosfera de Calakmul se observó que los contenedores de agua artificiales fueron utilizados por más de 70 especies de fauna durante la época seca (Mongabay, 2023); al igual que en la Reserva de la Biosfera Tehuacán Cuicatlán donde se registraron 154 visitas de roedores de al menos cuatro géneros: *Peromyscus*, *Liomys*, *Sigmodon* y *Dipodomys* (Hernández-Gómez *et al.*, 2020); así mismo Mandujano-Rodríguez y Hernández (2019) evaluaron la tasas de visita del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en la misma Reserva. Sin embargo, los estudios enfocados a evaluar el uso de bebederos para el ganado vacuno por la fauna silvestre en México son escasos; por lo que el presente trabajo se constituye

como uno de los pioneros en demostrar la importancia de estos abrevaderos para la conservación de la fauna silvestre en la región.

8.1.1. Tasa de visita y patrones de actividad

Las tasas de visita registradas durante los dos periodos de muestreo (2024-2025) reflejan una clara variación en la frecuencia de uso de los bebederos para el ganado en la zona de estudio. La comparación entre los años de muestreo mostró una ligera disminución en la riqueza de especies de 8 especies en el 2024 a 7 especies en el 2025. Sin embargo, la variación más notable se observó con las tasas de visitas globales; durante el 2024 se observó el mayor porcentaje promedio de TVA con 136.6%, mientras que el 2025 se registró un porcentaje comparativamente menor con un 76.47%. Estas variaciones interanuales pueden deberse a varios factores entre ellos: a) durante el 2024 se observó un periodo más amplio de sequía y por lo tanto una mayor disminución de la cantidad de lluvia en la región (CONAGUA, 2024) (Fig. 2). Particularmente el año 2024 fue catalogado como sequía moderada a sequía severa; mientras que el 2025 como anormalmente seco, en los últimos meses del periodo (CONAGUA, 2025). Lo anterior pudo ocasionar que la fauna silvestre dependiera más de los bebederos que durante el 2025. b) otro de los factores que pudo haber influido en la disminución de la TVA durante el 2025, fue la presencia de una mayor actividad humana en la zona, debido al trabajo que realizan las personas por la rehabilitación de la línea K del tren interoceánico, que va de Tehuantepec, Oaxaca a Tapachula, Chiapas; esta línea del tren pasa a escasos 100 metros de la zona de estudio; por lo que la alta actividad humana observada pudo influir en el uso de los abrevaderos por las especies más susceptibles (ej. Yaguarundi, Coyotes) (Leo *et al.*, 2023).

Los patrones de actividad registrados en el bebedero del rancho ganadero muestran una tendencia consistente entre los dos años de muestreo. En ambos periodos (2024 y 2025), la mastofauna presentó una marcada preferencia por la actividad

nocturna (entre las 20 y 21 h) y de madrugada (entre las 4 y 5 h). Este comportamiento sugiere que las especies que utilizan el bebedero se asocian con las horas de menor o nula actividad que se realiza en el rancho ganadero por parte de los encargados, cuya actividad la realizan entre las 6 y 14 h. Este comportamiento de la fauna silvestre es característico en paisajes productivos donde la actividad ganadera y humana es más intensa durante el día (Naranjo *et al.*, 2005).

Aunque no evaluamos el uso diferenciado de los dos tipos de bebederos (tanque de concreto y palangana de plástico), nuestras observaciones muestran una mayor preferencia por el bebedero de plástico, el cual es destinado para el ganado menor (becerros). Esto es importante destacar, ya que este tipo de bebederos puede ser utilizado como una estrategia de conservación para la fauna silvestre de la región; ya que en muchos de los ranchos ganaderos de la zona solo utilizan un tipo de abrevadero, que es normalmente de concreto y mayores a 50 cm de altura.

8.1.2. Implicaciones para la conservación

Los bebederos ganaderos, pese a ser estructuras artificiales, pueden desempeñar un papel ecológico relevante en paisajes fragmentados. Su uso por múltiples especies de mamíferos indica que actúan como fuentes hídricas complementarias y puntos de interacción interespecífica. Este tipo de recurso adquiere especial relevancia durante la época seca, cuando el acceso a agua natural se reduce drásticamente y la fauna depende de puntos permanentes para sobrevivir. Estudios en México muestran que la instalación de bebederos artificiales ha contribuido a la conservación de mamíferos en áreas de escasez hídrica (Hernández-Gómez *et al.*, 2024).

Los resultados de este estudio demuestran que los bebederos para el ganado no solo cumplen una función productiva, sino que también constituyen un componente ecológico valioso dentro del paisaje ganadero del sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca. Su manejo adecuado podría integrarse en estrategias de conservación y uso sostenible de la fauna silvestre, promoviendo prácticas que minimicen el impacto negativo de la ganadería y maximicen los beneficios para la fauna.

La ocurrencia de especies cuasiendémicas y amenazadas que usan los abrevaderos para el ganado, refuerza la necesidad de establecer programas de monitoreo continuo en el sur del Istmo de Tehuantepec, que permitan estimar la riqueza y abundancia de mamíferos medianos a largo plazo. Asimismo, el mantenimiento de los abrevaderos y su conexión con fragmentos de vegetación natural podría favorecer la movilidad de los mamíferos y reducir el aislamiento poblacional. En otras regiones de México, la creación de bebederos artificiales ha sido parte de estrategias de mitigación frente a sequías y cambio climático, aunque también se subraya la necesidad de supervisión para evitar posibles riesgos como la concentración de depredadores o la transmisión de enfermedades (Mongabay, 2023). Finalmente, los resultados aportan una base sólida para promover la conservación participativa entre productores locales, fomentando una convivencia armónica entre la actividad ganadera y la biodiversidad regional.

IX. CONCLUSIONES

El estudio realizado en el sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, demuestra que los bebederos ganaderos cumplen una función ecológica significativa dentro de los paisajes rurales fragmentados, al constituirse como fuentes alternativas y complementarias de agua para la fauna silvestre.

A lo largo de los dos periodos de muestreo (2024 y 2025) se registró la ocurrencia once especies de mamíferos medianos, pertenecientes a siete familias y cuatro órdenes, destacando el orden *Carnivora* como el grupo con mayor número de especies mamíferos medianos, conformada por ocho especies.

Destaca presencia de especies cuasiendémicas como *Sciurus aureogaster* (ardilla de vientre rojo) y *Mephitis macroura* (zorrillo listado sureño), así como de una especie bajo categoría de amenazada, el Yaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*); lo cual subraya la relevancia biológica del área de estudio y el potencial papel de los abrevaderos en la conservación de especies con distribución restringida o con riesgos poblacionales.

Durante el 2024, un año caracterizado por sequías más severas, se registró una mayor tasa de visita de los abrevaderos que el 2025; el cual se caracterizó por una mayor perturbación humana derivada de la rehabilitación de la línea K del tren interoceánico.

Los patrones de actividad registrados en el bebedero del rancho ganadero muestran una tendencia consistente entre los dos años de muestreo. En ambos periodos (2024 y 2025), la mastofauna presentó una marcada preferencia por la actividad nocturna (entre las 20 y 21 h) y de madrugada (entre las 4 y 5 h).

Finalmente, este trabajo constituye uno de los primeros esfuerzos en México en documentar el papel ecológico de los bebederos ganaderos en la conservación de

mamíferos silvestres. Los resultados obtenidos aportan una base sólida para futuras investigaciones y para el diseño de estrategias de conservación participativa, en las que los productores locales desempeñen un papel activo en el manejo sustentable de los recursos hídricos y de la fauna asociada. Integrar estas prácticas dentro de los modelos de ganadería regional permitirá no solo mantener la productividad del sistema, sino también garantizar la preservación de la biodiversidad del Istmo de Tehuantepec, una región clave para la conectividad biológica del sureste mexicano.

X. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguirre, L. F. 2007. Historia natural, distribución y conservación de los murciélagos de Bolivia. Editorial Centro de Ecología y Difusión, Fundación Simón I. Patiño, SIRENA. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. 416 pp.
- Aguirre, L. F., Moya, M. I., Arteaga, L. L., Galarza, M. I., Vargas, A., Barboza, K., Peñaranda, D. A., Pérez-Zubieta, J. C., Terán, M. F. y Tarifa, T. 2009. Plan de acción para la conservación de los murciélagos amenazados de Bolivia. BIOTA-PCMB. Cochabamba, Bolivia. 90 pp.
- Ahumada, J., Silva, C. E., 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. *Philosophical Transactions Royal Society B*. 366: 2703-2711.
- Alvarez, T. y de Lachica, F. 1974. Zoogeografía de los vertebrados de México. En: El escenario geográfico. *Recursos naturales*. Secretaría de Educación Pública e Instituto Nacional de Antropología e Historia. México, D.F. Pp. 219-302.
- Álvarez-Castañeda, S. T., Álvarez, T. y González-Ruiz, N. 2015. Guía para la identificación de los mamíferos de México en campo y laboratorio. Editorial Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. México. 528 pp.
- Álvarez-Romero, J. G., Medellín, R. A., Oliveras, A., Gómez, H., y Sánchez, O. 2008. Animales exóticos en México: una amenaza para la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Ecología, UNAM, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Ciudad de México, México. 518 pp.

- Anderson, R. C. 2006. Evolution and origin of the Central Grassland of North America: climate, fire, and mammalian grazers. *Journal of the Torrey Botanical Society*. 133: 626–647.
- Aranda, J. M. 2012. Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México. 255 pp.
- Bakker, R. T. 1971. Dinosaur physiology and the origin of mammals. *Evolution*. 25: 636–658.
- Beck, H., von Helversen, O. y Beck-King, R. 1999. Home range, population density, and food resources of *Agouti paca* (Rodentia: Agoutidae) in Costa Rica: A study using alternative methods. *Biotropica*. 31 (4): 675–685.
- Blanckenhorn, W. U. 2000. The evolution of body size: what keeps organisms small?. *The Quarterly Review of Biology*. 75: 385–407.
- Bolaños, C. y Naranjo, J. E. 2001. Abundancia, densidad y distribución de las poblaciones de ungulados en la cuenca del río Lacantún, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Mastozoología*. 5: 45-57.
- Botello, F., Sánchez-Hernández, J., Hernández, O., Reyes-Chávez, D., y Sánchez-Cordero, V. 2014. Registros notables del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) en la Sierra Mixe, Oaxaca, México. *Revista mexicana de biodiversidad*. 85 (3): 995-999.
- Bowen, W. D. 1997. Role of marine mammals in aquatic ecosystems. *Marine Ecology-Progress-Series*. 158: 267–274.
- Briones-Salas, M. A. y Sánchez-Cordero, V. 2004. Mamíferos. En: García, A. J., Ordóñez, M. J. y Briones-Salas, M. A. Biodiversidad de Oaxaca, México: Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Found. Ciudad de México, México. Pp. 423-447.

- Briones-Salas, M., Cortés-Marcial, M. y Lavariega, M. C. 2015. Diversidad y distribución geográfica de los mamíferos terrestres del estado de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 86 (3): 685-710.
- Brown, J. H., Marquet, P. A., y Taper, M. L. 1993. Evolution of body size: consequences of an energetic definition of fitness. *The American Naturalist*. 142: 573–584.
- Buenrostro Silva, J., López, J. L., Martínez, M. C. y López-González, C. A. 2017. Diversidad de mamíferos en una reserva privada de la Sierra Sur de Oaxaca, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*. 4 (11): 111–122.
- Burton, A. C., Samhuri, J. F. y Fisher, J. T. 2015. Camera traps as tools for monitoring wildlife: A review of methods and applications. *Wildlife Research*. 42 (8): 1-13.
- Cárdenas-González, M., Sánchez-Rojas, G., y Torres, J. 2023. Use of artificial water sources by tapirs in the Maya Forest, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*.
- Casagrande, D., Roig-Juñent, S. y Szumik, C. 2009. Endemismo a diferentes escalas espaciales: un ejemplo con Carabidae (Coleoptera: Insecta) de América del Sur austral. *Revista Chilena de Historia Natural*. 82: 17-42.
- Ceballos, G. y Brown, J. H. 1995. Global patterns of mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Conservation Biology*. 9: 559-568.
- Ceballos, G. y García, A. 1995. Conserving neotropical biodiversity: the role of dry forest in western Mexico. *Conservation Biology*. 9: 1349–1353.
- Ceballos, G. y Martínez, L. 2010. Mamíferos. En: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Bezaury, J. y Dirzo, R. Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México. Fondo de Cultura Económica, CONABIO. Ciudad de México, México. Pp. 119–144.

- Ceballos, G. y Navarro, D. 1991. Diversity and conservation of Mexican mammals. En: Mares, M. A. y Schmidly, D. J. (Editores). *Latin American Mammalogy: History, Biodiversity, and Conservation*. University of Oklahoma Press. Norman, Oklahoma. Pp. 167-198.
- Ceballos, G. y Rodríguez, P. 1993. Diversidad y conservación de los mamíferos de México: II. Patrones de endemidad. En: Medellín, R. y Ceballos, G. (Editores). *Avances en el estudio de los mamíferos de México*. Publicaciones Especiales, Asociación Mexicana de Mastozoología A.C. Ciudad de México, México. Pp. 87-198.
- Ceballos, G., Oliva, G. y Arita, H. 2002. Los mamíferos silvestres de México. CONABIO – Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México. 986 pp.
- Ceballos, G., Rodríguez, P. y Medellín, R. 1998. Assessing conservation priorities in megadiverse Mexico: mammalian diversity, endemity, and endangerment. *Ecological Applications*. 8: 8-17.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2025. Naturalista. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. <https://www.naturalista.mx/>. Consultado el 18 de agosto de 2025.
- Cortés-Marcial, M. y Briones-Salas, M. 2014. Diversidad, abundancia relativa y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en una selva seca del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical*. 62 (4): 1433-1448.
- Costa, L., Leite, Y. L., da Fonseca, G. A. y da Fonseca, M. T. 2000. Biogeography of South American forest mammals: Endemism and diversity in the Atlantic forest. *Biotropica*. 32 (4b): 872-881.
- Dalerum, F., Somers, M. J. y Kunkel, K. E. 2008. The potential for large carnivores to act as biodiversity surrogates in southern Africa. *Biodiversity and Conservation*. 17: 2939-2949.

- DeBlase, A. F. y Martin, R. E. 1974. A Manual of Mammalogy: With Keys to Families of the World. Editorial W.C. Brown Co. Publisher. EE. UU. 329 pp.
- Dirzo, R. y Miranda, A. 1990. Contemporary Neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity? a sequel to John Terborgh. *Conservation Biology*. 4: 444-447.
- Dirzo, R. y Miranda, A. 1991. El límite boreal de la selva tropical húmeda en el continente americano: contracción de la vegetación y solución de una controversia. *Interciencia*. 16 (5): 240-247.
- EcuRed. 2022. Reforma de Pineda. www.ecured.cu. Consultado el 23 de marzo del 2025.
- Eisenberg, J. F. 1981. The mammalian radiations: An analysis of trends in evolution, adaptation, and behavior. University of Chicago Press. Chicago, USA. 610 pp.
- Escalante, T., Espinosa D. y Morrone, J. J. 2003. Using Parsimony analysis of endemism to analyze the distribution of Mexican land mammals. *Southwestern Naturalist*. 48: 563-578.
- Escalante, T., Rodríguez, G. y Morrone, J. J. 2004. The diversification of Nearctic mammals in the Mexican Transition Zone. *Biological Journal of the Linnean Society*. 83 (3): 327-339.
- Escalante, T., Rodríguez-Tapia, G., Szumik, C., Morrone, J. J. y Rivas, M. 2010. Delimitation of the Nearctic region according to mammalian distributional patterns. *Journal of Mammalogy*. 91 (6): 1381-1388.
- Escalante, T., Sánchez-Cordero, V., Morrone, J. J. y Linaje, M. 2007. Areas of endemism of Mexican terrestrial mammals: A case study using species' ecological niche modeling Parsimony Analysis of Endemicity and Goloboff fit. *Interciencia*. 32: 151-159.

- Fa, J. E. y Morales, L. M. 1993. Patterns of mammalian diversity in Mexico En: Ramamoorthy, T. P., Bye, R., Lot, A. y Fa, J. E. (Editores). Biological Diversity of Mexico. Origins and distribution. Oxford University Press. Nueva York, USA. Pp. 319-361.
- Fittkau, E. J. 1969. The fauna of South America. Biogeography and ecology in South America. En: Fittkau, E. J., Illies, J. J., Klinge, H., Schwabe, G. H. y Sioli, H. Biogeography and ecology in South America 2. The Hague: W. Junk. Países Bajos. Pp. 624-650.
- Garmestani, A., Lubell, M., y Benson, M. 2021. *Influence of habitat on presence of striped skunks in Midwestern landscapes*. Diversity, 13(2), 83.
- Goldani, A., Carvalho, G. S. y Bicca-Marques, J. C. 2006. Distribution patterns of Neotropical primates (Platyrrhini) based on Parsimony Analysis of Endemicity. *Brazilian Journal of Biology*. 66 (1A): 61-74.
- Goldman, E. A. y Moore, R. T. 1946. Biotic provinces of Mexico. *Journal of Mammalogy*. 26: 347-360.
- Goloboff, P. 2004. NDM/VNDM Programs for identification of areas of endemism Programa y documentación. www.zmuc.dk/public/phylogeny/endemism. Consultado el 12 de junio de 2025.
- Haffer, J. 1985. Avian zoogeography in the Neotropical lowlands. *Ornithological Monographs*. 36: 113-146.
- Hernández, I. U., Ellis, E. A. y Gallo, C. A. 2013. Aplicación de teledetección y sistemas de información geográfica para el análisis de deforestación y deterioro de selvas tropicales en la región Uxpanapa, Veracruz. *GeoFocus*. 13: 1-24.
- Hernández-Gómez, J., Pérez-Morales, J., y Martínez, L. 2024. Use of artificial water troughs by deer in the Maya Forest, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*.

- Herrera, L. G., Fleming, T. H. y Sternberg, L. S. 1998. Trophic relationships in a neotropical bat community: a preliminary study using carbon and nitrogen isotopic signatures. *Tropical Ecology*. 1: 23-29.
- Hershkovitz, P. 1958. A geographical classification of Neotropical mammals. *Fieldiana: Zoology*. 36 (6): 583-648.
- Hofmann, G. S., Coelho, I., Bastazini, V., Cordeiro, J. y de Oliveira, L. 2015. Implications of climatic seasonality on activity patterns and resource use by sympatric peccaries in northern Pantanal. *International Journal of Biometeorology*. 60: 421-433.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2020. Datos geográficos de Reforma de Pineda, Oaxaca. www.inegi.org.mx. Consultado el 12 de junio del 2025.
- Kelly, J.F. 2000. Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of avian and mammalian trophic ecology. *Canadian Journal of Zoology*. 78: 1-27.
- Kelt, D. A., Rogovin, K., Shenbrot, G., y Brown, J. H. 1999. Patterns in the structure of Asian and North American desert small mammal communities. *Journal of Biogeography*. 26: 825-841.
- Kenney, R. D., Scott, G. P., Thompson, T. J., y Winn, H. E. 1997. Estimates of prey consumption and trophic impacts of cetaceans in the USA northeast continental shelf ecosystem. *Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science*. 22: 155-171.
- Kucera, T. E. y Barrett, R. H. 2011. A history of camera trapping. En: O'Connell, A. F., Nichols, J. D. y Karanth, K. U. (Editores). *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Springer. Tokyo. Pp. 9-26.
- Leão CF, Lima Ribeiro MS, Moraes K, Gonçalves GSR, Lima MGM. Climate change and carnivores: shifts in the distribution and effectiveness of protected areas in the Amazon. *PeerJ*. 2023 Sep 19;11:e15887

- Leigh, E. G., Wright, S. J. y Herre, E. A. 1993. La disminución de la diversidad de árboles en islas tropicales recién aisladas: una prueba de una hipótesis nula y algunas implicaciones. *Ecology and Evolution*. 7: 76–102.
- López-Castro, J. E., Rodríguez-Velázquez, J., y Morales, A. 2024. *Felid activity at artificial water troughs in a tropical forest in southeastern Mexico*. ResearchGate.
- Lorence, D. H., y García-Mendoza, A. 1989. En: Campbell, D. G. y Hammond, H. D. (Editores). Oaxaca, México. Inventory of tropical countries. The New York Botanical Garden. Nueva York, USA. Pp. 253-269.
- Löwenberg-Neto, P., y de Carvalho, C. J. B. 2009. Areas of endemism and spatial diversification of the Muscidae (Insecta: Diptera) in the Andean and Neotropical regions. *Journal of Biogeography*. 36 (9): 1750-1759.
- Machicote, M., Branch, L. C. y Villarreal, D. 2004. Burrowing owls and burrowing mammals: Are ecosystem engineers interchangeable as facilitators?. *Oikos*. 106 (3): 527–535.
- MacMillen, R. E. 1983. Water regulation in *Peromyscus*. *Journal of Mammalogy*. 64 (1): 38–74.
- Magurran, A. E. 2004. Measuring Biological Diversity. Editorial Blackwell Publishing. Oxford, UK. 256 pp.
- Mandujano-Rodríguez, V. y Hernández, S. 2019. Uso de bebederos artificiales por fauna silvestre en un paisaje ganadero de la Mixteca poblana, México. *Therya*. 10 (1): 43-52.
- Mills, L.S., Soulé, M.E., y Doak, D.F. 1993. The keystone species concept in ecology and conservation. *Bioscience*. 43: 219-224.
- Mittermeier, R. A. y Goettsch de M. C. 1992. La importancia de la diversidad biológica de México. En: J. Sarukhán y R. Dirzo. México ante los retos de la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México. Pp. 63-73.

- Mittermeier, R. A., Robles G., P. y Goettsch de M., C. 1997. Megadiversidad. Los países biológicamente más ricos del mundo. Agrupación Sierra Madre, S. C. y CEMEX. Distrito Federal, Mexico. 501 pp.
- Mongabay. 2023. *In Calakmul, water troughs offer possible solution to human-wildlife conflict.*
- Moro-Ríos, R. F. 2008. Obtenção de água por um grupo de *Alouatta clamitans* (Primates: Atelidae), em floresta com araucária: variações sazonais, sexo-etárias e circadianas. *Revista Brasileira de Zoologia*. 25: 558-562.
- Morrone, J. J. 1994. On the identification of areas of endemism. *Systematic Biology*. 43: 438-441.
- Morrone, J. J. 2005. Hacia una síntesis biogeográfica de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 76 (2): 207-252.
- Morrone, J. J. 2006. Biogeographic areas and transition zones of Latin America and the Caribbean islands based on panbiogeographic and cladistic analyses of the entomofauna. *Annual Review of Entomology*. 51: 467-494.
- Morrone, J. J. 2014. Biogeographical regionalisation of the Neotropical region. *Zootaxa*. 3782: 1-110.
- Müller, P. 1973. The dispersal centres of terrestrial vertebrates in the Neotropical realm. A study in the evolution of the Neotropical biota and its native landscapes (Vol. 2). The Hague: W. Junk. Países Bajos. 244 pp.
- Municipios.mx. 2023. Información general de Reforma de Pineda, Oaxaca. www.municipios.mx. Consultado el 12 de junio del 2025.
- Muposhi, V. K., Gandiwa, E., Chemura, A., Bartels, P., Makuza, S. M. y Madiri, T. H. 2016. La heterogeneidad del hábitat influye de manera variable en la selección del hábitat por parte de los herbívoros silvestres en un ecosistema de sabana tropical semiárido. *PloS uno*. 11 (9): e0163084. DOI: <https://doi.org/10.25260/EA.20.30.3.0.1068>.

- Nagy, K. A., y Gruchacz, M. J. 1994. Seasonal water and energy metabolism of the desert-dwelling kangaroo rat (*Dipodomys merriami*). *Physiological Zoology*. 67 (6): 1461-1478.
- Naranjo, E., C. Lorenzo y A. Horváth. 2005. La diversidad de mamíferos en Chiapas. In *Diversidad biológica en Chiapas*, M. González, N. Ramírez, y L. Ruiz (coords.) Plaza y Valdéz/ ECOSUR/COCYTECH, México, D.F. p. 221-263.
- Navarro, S. A., García-Trejo, E. A., Peterson, A. T. y Rodríguez-Contreras, V. 2004. Aves. En: García Mendoza, A. J., Ordóñez, M. J., y Briones-Salas, M. A. *Biodiversidad de Oaxaca*. México: Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-*World Wildlife Found*. Pp. 391-421.
- Núñez-Iturri, G. y Howe, H.F. 2007. Bushmeat and the fate of trees with seeds dispersed by large primates in a lowland rain forest in western Amazonia. *Biotropica*. 39: 348-354.
- Ojeda, R. A., Blendinger, P. G. y Brandl, R. 2000. Mammals in South American drylands: faunal similarity and trophic structure. *Global Ecology and Biogeography*. 9: 115-123.
- Olguin Monroy, H., León, L., Samper-Palacios, U. M., y Sánchez-Cordero, V. 2008. Mastofauna de la región de los Chimalapas, Oaxaca, México. En: Lorenzo, C., Espinoza, E., y Ortega, J. *Avances en el estudio de los mamíferos II*. Publicaciones Especiales. México: Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C. Pp. 165-216.
- Ordóñez-Garza, N., y Carrera-E, J. P. 2015. Mammals of Mexico. *Journal Of Mammalogy*, 96(6), 1365-1366.
- Orr, M. y Smith, T. B. 1998. Ecology and speciation. *Tree*. 13 (12): 502-506.

- Ortíz-Martínez, T. y Rico-Gray, V. 2007. Spider monkeys (*Ateles geoffroyi vellerosus*) in a tropical deciduous forest in Tehuantepec, Oaxaca, México. *The Southwestern Naturalist*. 52: 393-399.
- Pacheco, L. F. y Simonetti, J. A. 1998. Consecuencias demográficas para *Inga ingoides* (Mimosoideae) por la pérdida de *Ateles paniscus* (Cebidae), uno de sus dispersores de semillas. *Ecología en Bolivia*. 31: 67-90.
- Pacheco, L. F. y Simonetti, J. A. 2000. Genetic structure of a mimosoid tree deprived of its seed disperser, the spider monkey. *Conservation Biology*. 14: 1766-1775.
- Paredes, O. S., Norris, D., de Oliveira, T. G., y Michalski, F. 2017. Water availability not fruitfall modulates the dry season distribution of frugivorous terrestrial vertebrates in a lowland Amazon forest. *PloS one*. 12 (3): e0174049. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174049>.
- Pérez-García, E. A., Meave, J., y Gallardo, C. 2001. Vegetación y flora de la región de Nizanda, istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. *Acta Botanica mexicana*. 56: 19–88.
- Pérez-García, E., Meave, J., y Salas, S. 2010. Nizanda, Oaxaca. En: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Bezaury, J., y Dirzo, R. (Editores). Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México. México: Fondo de Cultura Económica, CONABIO. Pp. 538-542.
- Pringle, R. M. 2008. Elephants as agents of habitat creation for small vertebrates at the-patch-scale. *Ecology*. 89 (1): 26–33.
- Ramamoorthy, T. P., Bye, R., Lot, A. y Fa, J. 1998. Diversidad biológica de México: Orígenes y distribución. México: Instituto de Biología-Universidad Nacional Autónoma de México. Oxford University Press. Nueva York, USA. 792 pp.

- Ramírez-Pulido, J. y Müdespacher, C. 1987. Estado actual y perspectivas del conocimiento de los mamíferos de México. *Ciencia*. 38: 49-67.
- Ramírez-Pulido, J., González-Ruiz, N., Gardner, A. L. y Arroyo-Cabrales, J. 2014. List of Recent Land Mammals of Mexico. Editorial Museum of Texas Tech University. 69 pp.
- Ray, J. y Sunkist, M. 2001. Trophic relations in a community of African rainforest carnivores. *Oecologia*. 127: 395-408.
- Redfern, J. V., Grant, R., Biggs, H. y Getz, W. M. 2003. Surface-water constraints on herbivore foraging in the Kruger National Park, South Africa. *Ecology*. 84 (8): 2092–2107.
- Redford, K. H. 1992. The empty forest. *Bioscience*. 42: 412-422.
- Redford, K. H. y Feinsinger, P. 2003. The half-empty forest: sustainable use and the ecology of interactions. En: Reynolds, J., Mace, G. M., Redford, K. H. y Robinson, J. G. (Editores). Conservation of exploited species. Cambridge University Press. Cambridge, UK. Pp. 370-399.
- Ringuelet, R. A. 1975. Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. *Ecosur*. 2 (3): 1-122.
- Robinson, J. G. y Bennett, E. L. 2000. Hunting for sustainability in tropical forests. New York: Columbia University Press. Nueva York, USA. 582 pp.
- Roldán, A. y Simonetti, J. A. 2001. Plant-animal interactions in tropical Bolivian forests with different hunting pressures. *Conservation Biology*. 15: 617-623.
- Rumiz, D.I. 2001. El rol de la fauna en la dinámica del bosque neotropical: una revisión del conocimiento actual adaptado al caso de Bolivia. En: Mostacedo, B. y Fredericksen, T. (Editores). Regeneración y silvicultura de bosques tropicales en Bolivia. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible BOLFOR. Pp. 31-52.

- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Editorial Limusa. Distrito Federal, México. 504 pp.
- Rzedowski, J. 1998. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. En: Ramamoorthy, T. P., Bye, R., Lot, A., y Fa, J. Diversidad biológica de México. Orígenes y distribución. Instituto de Biología, UNAM. México. Pp. 129-145.
- San Juan de Mis Amores. 2021. Mamíferos con sus crías posan ante las cámaras trampa instaladas en el Santuario de Flora y Fauna Los Colorados. www.sanjuandemisamores.co/2021/04/16/mamiferos-con-sus-crias-posan-ante-las-camaras-trampa-instaladas-en-el-santuario-de-flora-y-fauna-los-colorados/. Consultado el 12 de junio del 2025.
- Sandoval, M. L., Szumik, C. A. y Barquez, R. M. 2010. Bats and marsupials as indicators of endemism in the Yungas forest of Argentina. *Zoological Research*. 31 (3): 633-644.
- Schmidly, D. J., y Bradley, R. D. 2016. *Los mamíferos de Texas* (7.^a ed.). Prensa de la Universidad de Texas.
- Schmidt-Nielsen, K. 1964. Desert animals: physiological problems of heat and water. Oxford University Press. Nueva York, USA. 312 pp.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2025. Proyecto de Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-059-SEMARNAT-2025, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Diario Oficial de la Federación. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales | Gobierno | gob.mx. Consultado el 30 de octubre del 2025.
- Sergio, F., Caro, T., Brown, D., Clucas, B., Hunter, J., Ketchum, J., McHugh, K. y Hiraldo, F. 2008. Top predators as conservation tools: ecological rationale, assumptions and efficacy. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 39: 1-19.

- Sheil, F., Spironello, D., Winarni, W. R. y Andelman, S. J. 2011. Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions Royal Society B*. 366: 2703–2711.
- Sinclair, A.R. 2003. The role of mammals as ecosystem landscapers. *Alces*. 39: 161-176.
- Soriano, P. J. 2000. Functional structure of bat communities in tropical rainforests and Andean cloud forests. *Ecotropicos*. 13: 1-20.
- Stoner, K.E., Riba-Hernández, P., Vulinec, K., y Lambert, J. E. 2007. The role of mammals in creating and modifying seed shadows in tropical forests and some possible consequences of their elimination. *Biotropica*. 39: 316-327.
- Swan, M., Di Stefano, J., Chistie, F., Steel, E. y York, A. 2014. Detecting mammals in heterogeneous landscapes: implications for biodiversity monitoring and management. *Biodiversity and Conservation*. 23: 343-355.
- Szumik, C. y Goloboff, P. 2004. Areas of endemism: an improved optimality criterion. *Systematic Biology*. 53 (6): 968-977.
- Szumik, C., Cuezco, F., Goloboff, P. y Chalup, A. 2002. An optimality criterion to determine areas of endemism. *Systematic Biology*. 51: 806-816.
- Tanwar, K. S., Sadhu, A. y Jhala, Y. V. 2021. Camera trap placement for evaluating species richness, abundance, and activity. *Scientific Reports*. 11 (1): 23050
- Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica*. 24: 283-292.
- Terborgh, J., Nuñez-Iturri, G., Pitman, N.C., Cornejo Valverde, F., Alvarez, P., Swamy, V., Pringle, E.G. y Paine, C.E. 2008. Tree recruitment in an empty forest. *Ecology*. 89: 1757-1768.

- Terry, C. J. 1981. Habitat differentiation among three species of *Sorex* and *Neurotrichus gibbsi* in Washington. *American Midland Naturalist*. 106: 119-125.
- Torres, A., Esquivel, C. y Ceballos, G. 1995. Diversidad y conservación de los mamíferos marinos de México. *Revista Mexicana de Mastozoología*. 1: 22-43.
- Varma, S., Pittet, A., y Jamadagni, H. S. 2006. Experimenting usage of cameratraps for population dynamics study of the Asian elephant *Elephas maximus* in southern India. *Current Science*. 91 (3): 324-331.
- Vaughan, T. A., Ryan, J. M. y Czaplewski, N. J. 2000. *Mammalogy* (4^a ed.). Saunders-College-Publishing. Texas, USA. 565 pp.
- Villarreal, D., Machicote, M. y Pardiñas, U. F. 2008. Modern plains vizcacha (*Lagostomus maximus*) as a bone-accumulating agent in the Argentine Pampas. *Journal of Mammalogy*. 89 (3): 700–707.
- Wallace, A. R. 1876. *The geographical distribution of animals II*. Harper y Brothers, Publishers. Nueva York, USA. 634 pp.
- Wallace, R. B., Lilian, R., Painter, E., Rumiz, D. I. y Herrera, J. C. 2000. La estacionalidad y el manejo de vida silvestre en los bosques de producción del oriente de Bolivia [Seasonality and wildlife management in managed forests of eastern Bolivia]. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*. 8: 65–81.
- Withers, P. C. 1982. Effect of diet and assimilation efficiency on water balance for two desert rodents. *Journal of Arid Environments*. 3 (3): 251–257.
- Zielinski, W. J. y Kucera T. E. 1995. American Marten, Fisher, Lynx, and Wolverine: survey methods for their detection. USDA Forest Service General Technical. California, USA. 172 pp.

