



**División de Ciencias Biológicas y de la Salud
Posgrado en Maestría en Biología**

**“Ecología trófica en la comunidad de carnívoros medianos y grandes
del noroeste de Chihuahua, México”**

TESIS

**Que para obtener el grado de
MAESTRO EN BIOLOGÍA**

PRESENTA

Biól. Jorge Luis Reyes Díaz

2233804943

0000-0001-9175-7946

jorgereyesdiaz46@gmail.com

COMITÉ TUTORAL

Codirectora: Dra. Aurora Alondra Castro Campillo

Codirector: Dr. Carlos Alberto López González

Asesora: Dra. Nalleli Elvira Lara Díaz

JURADO

Presidente: Dra. Zamira Anahí Ávila Valle

Secretario: Dr. Christian Alejandro Delfín Alfonso

Vocal: Dra. Nalleli Elvira Lara Díaz

Vocal: Dr. Gerardo Sánchez Rojas

Iztapalapa, Ciudad de México a 16 de diciembre de 2025

**La Maestría en Biología de la
Universidad Autónoma Metropolitana
pertenece al Padrón de
Posgrados de Calidad de la SECIHTI.**

El jurado designado por la
División de Ciencias Biológicas y de la Salud
de la Unidad Iztapalapa aprobó la tesis que presentó

Biól. Jorge Luis Reyes Díaz

El día 16 de diciembre del año de 2025.

Comité Tutorial y Jurado

Codirectora: Dra. Aurora Alondra Castro Campillo

Codirector: Dr. Carlos Alberto López González

Asesora: Dra. Nalleli Elvira Lara Díaz

Sinodal: Dra. Zamira Anahí Ávila Valle

Sinodal: Dr. Christian Alejandro Delfín Alfonso

Sinodal: Dr. Gerardo Sánchez Rojas

Declaración de originalidad

El que suscribe Biól. Jorge Luis Reyes Díaz, alumno del posgrado Maestría en Biología, de la División de Ciencias Biológicas y de la Salud, de la Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa y autor de la tesis o idónea comunicación de resultados titulada: “Ecología trófica en la comunidad de carnívoros medianos y grandes del noroeste de Chihuahua, México”,

Declaro que:

1. La tesis o idónea comunicación de resultados que presento ante la Dra. Nalleli Elvira Lara Díaz, la Dra. Zamira Anahí Ávila Valle, el Dr. Christian Alejandro Delfín Alfonso y el Dr. Gerardo Sánchez Rojas para lo obtención del grado de Maestro en Biología es de mi autoría y original creación, producto del resultado de mi trabajo de investigación personal e individual; el cual cuenta con las correspondientes citas textuales del material bibliográfico utilizado y con el debido otorgamiento de los créditos autorales.
2. En la tesis o idónea comunicación de resultados no he reproducido párrafos completos; ilustraciones, fotografías, diagramas, cuadros y tablas, sin otorgamiento del crédito autorial y fuente correspondiente.
3. En consecuencia, relevo de toda responsabilidad a la Universidad Autónoma Metropolitana de cualquier demanda o reclamación que llegara a formular alguna persona física o moral que se considere con derecho sobre la tesis o idónea comunicación de resultados, respondiendo por la autoría y originalidad de la misma, asumiendo todas las consecuencias económicas y jurídicas si ésta no fuese de mi creación.

La presente declaración de originalidad se firma en la Ciudad de México el 16 de diciembre del 2025.

Atentamente



Biól. Jorge Luis Reyes Díaz

Agradecimientos académicos

El presente proyecto de investigación fue realizado gracias a la beca de posgrado (CVU: 2001187) otorgada por la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI; antes CONAHCYT). Asimismo, se agradece el financiamiento y apoyo logístico de la Universidad Autónoma de Querétaro (UAQ), Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), Soluciones Ambientales itzeni, A.C., Arizona Game Fish Department, New Mexico Game and Fish Department, Defenders of Wildlife, U.S. Fish and Wildlife Service y Wild Earth Guardians.



A la Dra. Nalleli E. Lara Díaz por todo su apoyo y seguimiento durante la planeación del proyecto, pero principalmente por la paciencia e inspiración para desarrollarlo.

Al Dr. Carlos A. López González por la oportunidad para formar parte de su equipo de trabajo y por la confianza para trabajar con tan invaluable cantidad de material biológico en el Laboratorio de Zoología de la Facultad de Ciencias Naturales de la UAQ.

A la Dra. A. Alondra Castro Campillo por todo su apoyo, revisiones y comentarios para mejorar y enriquecer el proyecto, pero también por la confianza para recibirme en el Laboratorio de Mamíferos de la UAM-I.

A la Biól. M. Gabriela Camargo Aguilera, quien estuvo a cargo de los análisis genéticos del proyecto, además de su apoyo durante las estancias en el laboratorio.

A la Biól. A. Edrei Cerón Luna por su apoyo en la logística y procesamiento de las muestras de oso negro (*Ursus americanus*) en el laboratorio.

A los miembros del jurado encargados de la revisión y aprobación del presente escrito, Dr. Christian A. Delfín Alfonso, Dr. Gerardo Sánchez Rojas y Dra. Zamira A. Ávila Valle, por su tiempo y recomendaciones para mejorarlo.

A las dueñas, dueños y personal de los predios particulares, colonias y ejidos en el noroeste de Chihuahua, México, que permitieron el acceso a sus tierras para desarrollar las actividades del proyecto, así como a los pobladores en general por su hospitalidad.

A los miembros del equipo técnico del proyecto de monitoreo, conservación y reintroducción del lobo mexicano en la Sierra Madre Occidental, M. en C. Tafoya Ávila M.S., M. en C. Leal González A., M. en C. Agoitia Fonseca V., Biól. Fabián Rosas R., Biól. Pacheco Gutiérrez R.O., M. en C. Maya Ortega C., Ecól. Juárez López R., Biól. Álvaro Montejó R.I., M. en C. Córdova Montejó M., Biól. Álvaro Montejó J.A., Biól. Montiel Cruz M.G., Biól. Zepeda Hernández Z.K., y Biól. Cruz Domínguez K.J., por su apoyo en el trabajo de campo.

A todas y todos los estudiantes de la Licenciatura en Biología de la UAQ que, con su interés y curiosidad, apoyaron en el procesamiento de las muestras; particularmente a aquellos que permanecieron en el laboratorio: Biól. Novella Erreguín I.A., Biól. Binnis Dávalos D. y Biól. Sánchez Góngora D.A.

Al Dr. Pablo Corcuera Martínez del Río por el préstamo de su microscopio para la identificación taxonómica de los componentes encontrados en las muestras.

Al M. en C. Antonio Galán Alcalá, Coordinador de Vinculación Académica y Social (COVIAS) de la UAM-I, por la expedición de los documentos necesarios para asistir a los cursos especializados en el Instituto de Ecología, A.C., que enriquecieron los análisis y discusión del proyecto.

Al Dr. Francisco J. Gutiérrez Mendieta y a la Lic. Angélica Ostos Sánchez por su amabilidad y atención para poder concluir la Maestría en Biología en tiempo y forma. Así como a todas y todos aquellos que colaboraron en el proceso burocrático a lo largo de la maestría.

Agradecimientos personales

A mis padres, madrina, tías y tíos, por recibirme nuevamente en casa para poder culminar este segundo escalón en mi carrera. Por mantenerse al pendiente sobre mi avance, además de las necesidades y dificultades que atravesé para poder concluir. Les agradezco todo el apoyo que me brindaron, especialmente a mi tía Mercedes, quien en un gesto de buena fe encendió su cirio para que pudiera ingresar a la maestría, pero tristemente no le alcanzó la vida para verme concluirla. Para ti y todos mis familiares que se encuentran contigo, les dedico la presente tesis.

A Nalle, porque a pesar de las adversidades llegamos hasta aquí. Gracias por continuar acompañándome y brindándome todo el apoyo posible desde la licenciatura. Nada habría sido igual sin su ejemplo y dedicación. Usted es de esas profesoras que dejan una huella enorme en la vida de lo(a)s estudiantes; los cientos de comentarios positivos y recomendaciones sobre sus clases no me dejarán mentir ¡Sigamos adelante!

Al Dr. Carlos, gracias por permitirme continuar involucrado en tan entrañables aventuras. Los últimos años han sido de mucho aprendizaje y crecimiento profesional, y una gran parte de ello se la debo a usted y su liderazgo. Gracias por darme la confianza para hacer cosas que ingenuamente creía que no podía lograr. Espero podamos seguir colaborando y sacar todos aquellos pendientes resguardados en el Darkside.

A la Dra. Alondra, por haber mostrado interés en mi formación y crecimiento profesional. Gracias por haberme aceptado como su estudiante y haberme brindado su apoyo cuando más lo necesitaba. Sin duda, sus comentarios y recomendaciones permitieron enriquecer mi proyecto y lo hicieron más interesante. Además, gracias por todos sus consejos y palabras de apoyo que me motivaron a reencontrarme en la maestría.

A esa pequeña parte de la manada que me acompañó hasta el final, Carmen, Rugieri, Ivancle, Juanito, Dulce, Karencia y *Alleni*. Gracias por formar parte de las últimas aventuras que Shihuahua me regaló. Atesoraré todos esos grandes recuerdos a su lado y espero volver a coincidir con todas y todos ustedes algún día. *“La fuerza del lobo es la manada, y ustedes son mi manada”*.

A mi dream team: Itzel, Diegorundi y Binnisio. Si bien una nueva aventura siempre puede ser impredecible, ustedes hicieron que todos esos cambios fueran más sencillos de enfrentar. Gracias por colaborar conmigo y por permitirme enseñarles un poquito de lo que a mí me tocó aprender de la incansable Fernanda Cruz. Fer, muchas gracias por tu guía, enseñanzas y sobre todo paciencia para enfrentar un nuevo mundo en mi carrera. Sin duda dejaste unos zapatos enormes por llenar, pero sigo trabajando para poder hacerlo algún día. Gracias por todo.

A mis compañeras y compañeros: Sel, Pily, Víctor, Malondra, Karen y Uriel. Gracias por haber hecho más llevadera la maestría, ya sea en clases, trabajos en equipo, comidas, chismes o en cualquier otra tontería. Me sorprende demasiado que siendo y teniendo proyectos tan diferentes pudimos coincidir tan bien. Gracias por las gratas experiencias, las atesoro y me las llevo por siempre.

A la Mtra. Pía y al Dr. Aaron, por haberme hecho sentir más que bienvenido en mi efímera estancia en el Laboratorio de Ecología Animal. Y a la Dra. Alejandra Quintanar, por el apoyo y los consejos para afrontar las adversidades ante un sistema escolar totalmente desconocido para mí.

Índice general

Resumen	1
Abstract	2
Introducción	3
Antecedentes y justificación	8
Preguntas de investigación	12
Hipótesis	13
Objetivos	14
Métodos	15
Área de estudio	15
Recolecta de muestras y material biológico	17
Extracción de ADN e identificación genética de los carnívoros	17
Identificación y análisis de componentes alimentarios	19
Lavado de muestras	19
Identificación taxonómica de los componentes consumidos	19
Análisis de componentes alimentarios	20
Redes de interacción trófica	23
Retribución social y divulgación científica	28
Resultados	29
Recolección de muestras e identificación genética de los carnívoros	29
Identificación taxonómica y análisis de diversidad de los componentes consumidos	30
Análisis de dieta y componentes alimentarios	33
Redes de interacción trófica	47
Infografía y artículo de divulgación científica	54
Discusión	55
Relevancia de la identificación genética de las heces fecales de los carnívoros	55
Diversidad de componentes alimentarios en la comunidad de carnívoros	58
Consumo diferencial de los componentes alimentarios en la comunidad de carnívoros	63
El venado cola blanca: un recurso indispensable	63
El ganado: promotor de conflicto entre productores y depredadores	66
El alimento suplementario: instrumento contra conflictos	70
Las presas subestimadas: animales medianos, pequeños y muy pequeños	72
Los componentes inesperados: plantas en la dieta de los carnívoros	76

La comunidad de carnívoros desde la perspectiva de las redes de interacción trófica.....	79
La topología de las redes de interacción trófica	79
Las presas centrales de la comunidad y sus riesgos potenciales	81
Anidamiento y modularidad: patrones de coexistencia en la comunidad	83
La robustez de la comunidad desde un escenario de extinciones puntuales	86
El manejo ganadero en una comunidad de depredadores	91
Conclusiones.....	95
Bibliografía.....	97

Índice de figuras

Figura 1. Área de estudio para evaluar la ecología trófica de los carnívoros de talla mediana y grande en el noroeste de Chihuahua, México.....	16
Figura 2. Diversidad de taxa en los componentes alimentarios por categoría de clasificación, incluyendo a todos los carnívoros analizados.....	31
Figura 3. Estimación de la diversidad de presas en la dieta de cinco carnívoros depredadores en el noroeste de Chihuahua, México.....	32
Figura 4. Número de taxa que componen la dieta de cada carnívoro estudiado en el noroeste de Chihuahua, México.....	35
Figura 5. Componentes alimentarios consumidos por los carnívoros en el noroeste de Chihuahua, México.....	37
Figura 6. Porcentaje de componentes alimentarios detectados, de acuerdo con el hábitat (diferentes tipos de vegetación y uso de suelo) de donde provinieron las muestras	40
Figura 7. Importancia relativa de las presas más consumidas y de los hábitats donde las encuentran en las dietas de cada especie de carnívoro estudiado en el noroeste de Chihuahua, México	43
Figura 8. Representación esquemática de la contribución de los componentes alimentarios más representativos en la dieta de los carnívoros en el noroeste de Chihuahua, México	46
Figura 9. Red de interacción trófica entre cinco depredadores (superior/verde) y sus presas (inferior/naranja) más representativas en el noroeste de Chihuahua, México.....	49
Figura 10. Módulos de presas detectados para cada carnívoro de la comunidad del noroeste de Chihuahua, México.....	50
Figura 11. Comparación de las extinciones secundarias de depredadores acumuladas después de cada paso de extinción primaria en los taxa de presas.....	53
Figura 12. Prototipo de infografía sobre interacciones tróficas entre depredadores y presas (líneas) en el noroeste de Chihuahua, México.....	54

Índice de cuadros

Cuadro 1. Factores de corrección (Y) utilizados por especie de carnívoro. X = Peso de la especie <i>in vivo</i> consumida en kilogramos, conforme a la literatura.	22
Cuadro 2. Proporción total de muestras (N) con respecto a una submuestra igual a 150 (p150). N = Número total de muestras por especie de carnívoro.....	27
Cuadro 3. Número de muestras de carnívoros recolectadas en diferentes tipos de predios que fueron verificadas genéticamente.	29
Cuadro 4. Número de muestras de carnívoros verificadas genéticamente, recolectadas en sitios con diferentes tipos de vegetación y uso de suelo.....	30
Cuadro 5. Estimación de la diversidad verdadera mediante números de Hill en la dieta de cinco carnívoros en el noroeste de Chihuahua, México	33
Cuadro 6. Ítems alimentarios arreglados por categorías y subcategorías de componentes alimentarios consumidos por la comunidad de carnívoros medianos y grandes del noroeste de Chihuahua, México	34
Cuadro 7. Ítems y componentes de la dieta por categorías y subcategorías en orden de importancia, consumidos por cada especie de carnívoro en el noroeste de Chihuahua, México	38
Cuadro 8. Número de componentes alimentarios detectados en muestras provenientes de sitios con diferentes tipos de vegetación y uso de suelo por especie de depredador.....	41
Cuadro 9. Porcentaje de varianza explicada por cada dimensión en los AC para cada carnívoro en el noroeste de Chihuahua, México	42
Cuadro 10. Contribución relativa de las diferencias en la composición entre años de muestreo interanual: en azul se indica recableado de interacciones y en naranja el recambio de especies	51

Índice de apéndices

Apéndice I. Diversidad y peso corporal de los componentes alimentarios presentes en la dieta de cinco depredadores carnívoros en el noroeste de Chihuahua, México	122
Apéndice II. Estimación de la diversidad en la dieta de cinco depredadores carnívoros en el noroeste de Chihuahua, México, con curvas de rarefacción y extrapolación a partir de datos observados	125
Apéndice III. Taxa consumidos por la comunidad de carnívoros medianos y grandes del noroeste de Chihuahua, México	131
Apéndice IV. Número de componentes alimentarios clasificados por categorías/subcategorías recuperados de muestras fecales de cinco depredadores (Carnívoros) en el noroeste de Chihuahua, México	137
Apéndice V. Valores de contribución y cosenos ² de las variables categóricas incluidas, conforme a los tipos de vegetación y uso de suelo, así como de los componentes alimentarios en las tres o cuatro dimensiones (D1-D4) resultantes de los análisis de correspondencia para cada uno de los cinco depredadores carnívoros e el noroeste de Chihuahua, México	139
Apéndice VI. Métricas de las redes de interacción calculadas para cada año de muestreo y en conjunto	142
Apéndice VII. Métricas cualitativas y cuantitativas para evaluar la centralidad e importancia relativa de las presas en la red de interacción trófica.	143
Apéndice VIII. Valores Z y significancia (valor de <i>p</i>) de las métricas de las redes de interacción calculadas para cada año de muestreo y en conjunto.....	146
Apéndice IX. Taxa consumidos por la comunidad de carnívoros medianos y grandes del noroeste de Chihuahua, México, los cuales fueron considerados para la construcción de la red de interacción trófica	147
Apéndice X. Gráficos de la modularidad de las redes de interacción para cada año de muestreo: 2018 a 2022.....	148
Apéndice XI. Simulación de extinciones puntuales en la comunidad de depredadores y presas del noroeste de Chihuahua, México	151
Apéndice XII. Artículo de divulgación científica publicado en “Contactos, Revista de Educación en Ciencias e Ingeniería” de la UAM Unidad Iztapalapa.....	154
Apéndice XIII. Listado de componentes alimentarios reportados y potenciales para coyote (<i>C. latrans</i>), gato montés (<i>L. rufus</i>), lobo mexicano (<i>C. lupus baileyi</i>), puma (<i>P. concolor</i>) y oso negro (<i>U. americanus</i>) en el noroeste de Chihuahua y Sonora, México	156

Resumen

El noroeste de México posee la comunidad de carnívoros depredadores más grande en el país. Abordar la dieta de los depredadores a nivel comunidad puede develar su dinámica alimentaria y los factores potenciales que permiten su coexistencia. El objetivo del presente estudio fue caracterizar los elementos que componen la ecología trófica de la comunidad de carnívoros en el noroeste de Chihuahua, México. Durante 2018 a 2022 se colectaron 2,077 excrementos de carnívoros que se asociaron a cada especie mediante análisis de ADNmt. Los excrementos fueron lavados y los componentes no digeridos identificados taxonómicamente. Se estimó la diversidad verdadera en la dieta de los depredadores, se construyeron curvas de rarefacción y extrapolación, y se calculó la frecuencia y porcentaje de aparición de los componentes consumidos, además de la biomasa relativa aportada. También se realizaron análisis de correspondencia entre los componentes consumidos y el tipo de hábitat. Se construyeron redes de interacción trófica bipartitas, cuya topología fue descrita mediante métricas cualitativas y cuantitativas. Finalmente se realizó un análisis de extinción de especies en cascada. La comunidad estuvo compuesta por depredadores generalistas con un amplio espectro de componentes alimentarios (88 taxa), donde los coyotes y osos negros fueron depredadores omnívoros, mientras que lobos mexicanos, pumas y gatos monteses fueron hipercarnívoros. Se identificaron diez especies de presas centrales en la comunidad, destacando al venado cola blanca y ganado bovino, además de otras presas de talla pequeña y mediana. El consumo de ganado presentó alta correspondencia con los bosques de pino-encino y pastizales para el lobo mexicano, puma y coyote. La comunidad presentó bajos niveles de anidamiento y modularidad trófica significativa que refleja segregación alimentaria, lo que permite la coexistencia de los depredadores a pesar de la superposición de nicho trófico. Dichos factores permitieron que la comunidad tuviera una alta robustez ante eventos de extinción en cascada, brindando resiliencia y estabilidad ante potenciales catástrofes ecológicas. Los resultados contribuyen sustancialmente a la comprensión de la comunidad de carnívoros en el noroeste de Chihuahua y pueden fungir como la base para establecer planes de manejo y conservación de las especies de depredadores y su hábitat en el noroeste de México.

Palabras clave: Depredación; diversidad de presas, hábitos alimentarios; modularidad trófica; redes alimentarias; venado cola blanca.

Abstract

Northwestern Mexico hosts the largest community of predatory carnivores in the country. Investigating predator diets at the community level can reveal feeding dynamics and the potential mechanisms that facilitate coexistence. The objective of this study was to characterize the trophic ecology of the carnivore community in northwestern Chihuahua, Mexico. From 2018 to 2022, we collected 2,077 carnivore scats, which were assigned to species using mtDNA analysis. Scats were washed, and undigested remains were taxonomically identified. We estimated the true dietary diversity, constructed rarefaction and extrapolation curves, and calculated the frequency and percentage of occurrence of food items, as well as their relative biomass contribution. We also performed correspondence analyses between diet components and habitat types. Bipartite trophic interaction networks were built and described using both qualitative and quantitative metrics. Lastly, we conducted a species extinction cascade analysis. The community consisted of generalist predators consuming a broad spectrum of food items (88 taxa). Coyotes and black bears were omnivorous, whereas Mexican wolves, pumas, and bobcats were hypercarnivorous. Ten key prey species were identified, most notably white-tailed deer and cattle, along with various small- and medium-sized mammals. Cattle consumption by Mexican wolves, pumas, and coyotes was strongly associated with pine-oak forests and grasslands. The trophic network showed low nestedness but significant modularity, indicating dietary segregation that facilitates predator coexistence despite overlapping trophic niches. These characteristics rendered the community highly robust to cascading extinction events, enhancing resilience and stability in the face of potential ecological disturbances. These findings provide valuable insights into the carnivore community of northwestern Chihuahua and offer a scientific basis for the development of management and conservation strategies for predator species and their habitats in northwestern Mexico.

Keywords: Predation; prey diversity; feeding habits; trophic modularity; food webs; white-tailed deer.

Introducción

Desde el comienzo de su historia, los mamíferos carnívoros han sido animales notables para la humanidad, debido a la dualidad con que ésta los percibe en función de sus hábitos depredadores. Por un lado, se los considera íconos de belleza, elegancia, fuerza, pero principalmente de destreza, gracias a sus habilidades como cazadores; sin embargo, estas mismas características provocan temor e incluso aversión, ya que representan riesgos para la supervivencia y para las actividades productivas en los remanentes de áreas silvestres (Bruskotter *et al.* 2017; Lozano *et al.* 2019). Actualmente, el Orden Carnivora está compuesto por 312 especies, pertenecientes a 129 Géneros agrupados en 16 Familias en todo el mundo (Mammal Diversity Database [MDD] 2024). En México se ha documentado la presencia del 10.58% de esas especies ($n = 33$ especies; Lara-Díaz *et al.* 2023), las cuales poseen adaptaciones excepcionales para su alimentación a base de carne, tales como garras para sujetar a las presas, la agudización de la visión, olfacción y audición para la cacería, pero principalmente modificaciones a la dentición (Eizirik *et al.* 2010; van Valkenburgh y Wayne 2010).

Los carnívoros poseen fuertes dentaduras capaces de cortar y desgarrar piel, carne y tendones; en particular, los dientes carnasiales, representados generalmente por un premolar superior y un molar inferior, funcionan en conjunto como un mecanismo especializado de tijera para ejercer una tensión cortante que les permite triturar huesos (Eisenberg 1989; Andrade-Ponce *et al.* 2015). También presentan caninos alargados con forma cónica e incisivos afilados que les permiten punzar y sostener a sus presas. A estas características dentarias suele estar asociado un arco cigomático muy bien desarrollado para sostener una sólida musculatura masticadora que proporciona mayor fuerza a la mordida (Andrade-Ponce *et al.* 2015). Si bien la modificación de los dientes molariformes a dientes carnasiales produjo la reducción en número de molares y premolares, la retención de algunas de estas piezas dentales sin modificar les permite aprovechar eventualmente otro tipo de recursos alimentarios además de la carne (Eisenberg 1989; Eizirik *et al.* 2010; van Valkenburgh y Wayne 2010), brindándoles una enorme plasticidad alimentaria; aunque algunos grupos como los feliformes (Suborden: Feliformia) pueden presentar tendencias hipercarnívoras, es decir una alimentación compuesta casi exclusivamente por carne (van Valkenburgh 1988).

Estas características colocan a los carnívoros como componentes fundamentales dentro de los procesos ecológicos que mantienen el equilibrio en los ecosistemas (Boitani y Powell 2012; Ripple *et al.* 2014b; Beschta y Ripple 2019). Su importancia ecológica radica principalmente en que se encuentran en la cima de las cascadas tróficas, controlando las poblaciones de consumidores primarios (top-down; Ganz *et al.* 2024) y, por ende, actúan de forma indirecta sobre la abundancia, densidad y disponibilidad de hongos y plantas en los ecosistemas terrestres (Miller *et al.* 2001; Ritchie y Johnson 2009). La depredación, como interacción antagónica y promotor evolutivo, es necesaria para la dinámica de las comunidades, puesto que tiene efectos sobre el comportamiento, la fisiología, la historia de vida e inclusive sobre las presiones de selección que impulsan las adaptaciones adquiridas por las presas para evitar ser capturadas y consumidas (Granados-Sánchez *et al.* 2008; Alanís-Hernández *et al.* 2023; Nascimiento *et al.* 2024). Asimismo, los grandes carnívoros son capaces de modificar la distribución, abundancia y comportamiento de las poblaciones de mesocarnívoros (Levi y Wilmers 2012; Moll *et al.* 2021; Rodríguez Curras *et al.* 2024), con lo cual también tienen un impacto indirecto sobre las poblaciones de presas y carnívoros de talla pequeña (Ritchie y Johnson 2009; Suraci *et al.* 2016). Además de que son capaces de ejercer los mismos efectos reguladores sobre la densidad poblacional de otros carnívoros de talla grande (Kortelo *et al.* 2007; Smith y Bangs 2009), fomentando así la diversificación y competencia por los recursos alimentarios (Ritchie y Johnson 2009; Beschta y Ripple 2019; Roe *et al.* 2019).

Uno de los ejemplos por excelencia acerca del efecto de los grandes carnívoros sobre los ecosistemas fue la reintroducción de los lobos grises (*Canis lupus*) en el Parque Nacional de Yellowstone, Estados Unidos de América (EUA), donde su presencia ha controlado la alta densidad poblacional de wapitíes (*Cervus canadensis*) y de otros cérvidos que suprimían el desarrollo y proliferación de diferentes especies vegetales (Ripple y Beschta 2012; Boyce 2018). En consecuencia, el regreso de los lobos también resultó en el restablecimiento de múltiples especies en el parque como diferentes aves (Baril y Hansen 2007; Hollenbeck y Ripple 2008) y de los castores (*Castor canadensis*; Smith y Tyers 2012; Gable *et al.* 2020), además de que otros carnívoros y aves se beneficiaron de los restos de carroña que generaban las presas cazadas por los lobos (Wilmers *et al.* 2003; Ripple *et al.* 2014a). Por otra parte, los pumas (*Puma concolor*) y osos negros (*Ursus americanus*) fueron relativamente suprimidos

por exclusión competitiva (Kortelo *et al.* 2007; Smith y Bangs 2009), un efecto que también ha sido registrado para los mesocarnívoros, después de la reintroducción de los lobos en el Parque Nacional Isle Royale, EUA (Rodríguez Curras *et al.* 2024). Estos efectos también podrían presentarse en el noroeste de México, ya que desde hace 14 años la región cuenta con una población de lobo mexicano (*C. l. baileyi*), gracias a los esfuerzos para la reintroducción de la subespecie (López-González *et al.* 2021; Lara-Díaz *et al.* 2022). Sin embargo, se carece de estudios ecológicos que indiquen el comportamiento y las interacciones existentes dentro de la comunidad de mamíferos frente al regreso de los lobos a la vida libre, lo cual genera incertidumbre acerca de si ha comenzado a restaurarse el rol ecológico del lobo mexicano en los ecosistemas del noroeste de México.

Un enfoque para abordar las interacciones dentro de una comunidad es el análisis tradicional de los hábitos alimentarios en los depredadores, ya que facilita estimar de forma indirecta la frecuencia y porcentaje de aparición de cada una de las especies consumidas (*e. g.*, fauna silvestre y doméstica), permitiendo realizar inferencias sobre su importancia relativa en la dieta de los depredadores (Luna-Soria y López-González 2005; Martínez-Vázquez *et al.* 2010; Arroyo-Arce *et al.* 2018). Dichas interacciones tróficas se pueden representar gráficamente mediante **redes de interacción trófica**, las cuales indican cómo se conforman las comunidades para coexistir en tiempo y espacio (Del Val de Gortari 2022), además de que las propiedades topológicas de la red (organización de sus componentes) son cruciales para comprender la dinámica y la estabilidad de la comunidad, puesto que brindan un panorama general para describir y comparar diferentes comunidades (Thébault y Fontaine 2010; Delmas *et al.* 2018).

En general, las redes pueden describirse mediante un **conjunto de nodos** (especies) interconectados por **enlaces o líneas** (*i. e.*, interacciones) entrecruzadas que dan origen a la red (Martínez-Falcón *et al.* 2019; Abarca-Arenas *et al.* 2022). Algunas de las propiedades topológicas más comunes para evaluar a las comunidades mediante redes, ya que están asociadas teóricamente con la **resiliencia de la red trófica** (*i. e.*, su capacidad para soportar el impacto de un disturbio y volver a su estado original; Lloret *et al.* 2011; Tylianakis *et al.* 2010; Hodgson *et al.* 2015), son: (a) el **grado de modularidad** que ocurre cuando determinadas especies interactúan con mayor frecuencia con ciertos subconjuntos de especies presa que con el resto de la comunidad (Guimerà *et al.* 2010) y (b) el **anidamiento** que ocurre

cuando las **especies especialistas** (*e. g.*, carnívoros con el menor número de interacciones) se alimentan de subconjuntos de presas de las **especies generalistas** (*e. g.*, carnívoros con el mayor número de interacciones; Kondoh *et al.* 2010; Dehling 2018). El anidamiento también permite detectar a las **especies centrales o núcleo** (*i. e.*, generalistas) que le proporcionan a la red su estructura y **robustez** (*i. e.*, capacidad de mantener su estructura a pesar de las perturbaciones; Ávila-Thieme *et al.* 2023), mientras que las **especies periféricas** (*i. e.*, especialistas) se mantienen conectadas a las especies núcleo (Bascompte y Jordano 2014; Martínez-Falcón *et al.* 2019).

Existen diferentes **métricas** que permiten una comprensión integral de la estructura de una red alimentaria, las cuales pueden variar a nivel específico, interespecífico y de red (Lu *et al.* 2023), proporcionando información vital para dilucidar la coexistencia entre los miembros de la comunidad, e incluso, generar predicciones sobre las consecuencias de la pérdida de especies en la dinámica de un ecosistema (Thompson *et al.* 2012; Harvey *et al.* 2017; Ståhl *et al.* 2025). Entre estas métricas están: (a) **conectividad** (*i. e.*, número de interacciones diferentes que tiene una especie), la cual permite conocer de forma cualitativa el grado de especialización de una especie con respecto al resto (Beltrán y Traveset 2018) y (b) **conectancia** (*i. e.*, la proporción de enlaces observados con base en el total de enlaces posibles en la red), la cual dependiendo del punto de vista, otorga diferentes grados de **estabilidad y resistencia** (*i. e.*, capacidad de la red para adaptarse a cambios o presiones sin que se altere su estado fundamental; Vallina y Le Quéré 2011; Villa-Galaviz *et al.* 2012; Hodgson *et al.* 2015) ante posibles **extinciones puntuales** (*i. e.*, desaparición de una o varias especies de una red ecológica que provoca una cascada de extinciones; Ávila-Thieme *et al.* 2023; Ståhl *et al.* 2025).

El efecto de las extinciones se puede amortiguar con base en la **complementariedad funcional** de las especies que componen la comunidad, la cual indica si los componentes de la red pueden ser sustituibles entre sí con base en su grado de especialización o generalización; en particular, el grado de generalización se asocia con una alta superposición de nicho, por ende, con una alta **redundancia funcional** (Blüthgen y Klein 2011; Fetzer *et al.* 2015), con lo que se pueden inferir relaciones de competencia en las dinámicas tróficas dentro de la comunidad (Meyer *et al.* 2020; Monterroso *et al.* 2020). En consecuencia, el análisis y la comprensión de las redes de interacción trófica pueden fungir como base para

planificar y establecer estrategias de conservación de las comunidades de carnívoros, las cuales actualmente se encuentran en constante amenaza por las actividades humanas (Eizirik *et al.* 2010; Wolf y Ripple 2018; Fernández-Sepúlveda y Martín 2022).

Antecedentes y justificación

Los estados del noroeste de México, particularmente Chihuahua y Sonora, poseen la comunidad de carnívoros depredadores de talla mediana (10 a 20 kg) y grande (≥ 20 kg) más diversa de todo el país (López-González y García-Mendoza 2012, 2024; Lara-Díaz *et al.* 2022), comunidad conformada especies como coyote (*Canis latrans*), lobo mexicano (*C. l. baileyi*), gato montés (*Lynx rufus*), ocelote (*Leopardus pardalis*), puma (*P. concolor*), jaguar (*Panthera onca*) y oso negro (*U. americanus*). Con la excepción del ocelote, se han abordado los hábitos alimentarios individuales de cada especie de carnívoro, tanto en diferentes periodos como localidades, lo que representa una limitante para comprender la dinámica y funcionamiento holístico en esta comunidad.

Existen estudios sobre los hábitos alimentarios de félidos, tales como pumas, jaguares y gatos monteses (Rosas-Rosas *et al.* 2003, 2008; Luna-Soria y López-González 2005; Cassaigne *et al.* 2016, 2020), además de coyotes (Hernández *et al.* 1994) en el Estado de Sonora, mientras que en el Estado de Chihuahua predominan los estudios sobre los hábitos alimentarios de los coyotes (List *et al.* 2003; Álvarez-Córdova *et al.* 2022), a los que se suma un estudio reciente sobre el lobo mexicano (Reyes-Díaz *et al.* 2024). Asimismo, tanto para el noreste de Sonora como para el centro-noroeste de Chihuahua, existen estudios sobre los hábitos alimentarios del oso negro (Sierra Corona *et al.* 2005; López-González *et al.* 2009; Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales/Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [SEMARNAT/CONANP] 2012). A estos se suman tesis de nivel licenciatura y maestría sobre los hábitos alimentarios del oso negro (Silva Hurtado 2004; Cerón Luna 2023), gatos monteses (Bárcenas Rodríguez 2010), coyotes (Alvarado 2009) y lobos mexicanos (Saldívar Burrola 2015; Reyes Díaz 2021). Todos estos estudios han ampliado la información sobre la historia natural de los depredadores del noroeste de México, lo que ha permitido discernir entre sus hábitos alimentarios generalistas, oportunistas y/o especialistas de forma individual, además de destacar ciertas preferencias por grupos alimentarios o presas particulares.

Los hábitos alimentarios han sido ampliamente abordados mediante distintos métodos para inferir las interacciones ecológicas interespecíficas de varios depredadores (Farías 2012; Nilsen *et al.* 2012). Entre estos destaca el análisis de las heces fecales por ser un método no invasivo que suele ser comúnmente utilizado para estudiar la ecología trófica de carnívoros

(Klare *et al.* 2011), entre otras razones, porque facilita obtener información de especies con comportamientos elusivos y crípticos (Birks *et al.* 2005; Tobler *et al.* 2008), además por su eficacia al contar con un número representativo de muestras que aumenta la precisión de los análisis (Nilsen *et al.* 2012; Morin *et al.* 2019), finalmente este método es relativamente económico con respecto a otros tipos de estudios que emplean observaciones directas, dispositivos de percepción remota, firmas de ácidos grasos, análisis estomacales y/o isótopos estables (Morin *et al.* 2019; Monterroso *et al.* 2020). Cabe resaltar que el uso e identificación de las heces fecales no debe ser utilizado de manera indiscriminada con base en características morfométricas, ya que pueden existir umbrales de incertidumbre en la longitud, diámetro y la forma, todo lo cual puede derivar en identificaciones imprecisas (Cazón *et al.* 2009; Dellinger *et al.* 2011; Monterroso *et al.* 2019). Esto es particularmente cierto cuando existen especies sintópicas cuyas heces fecales son morfológicamente similares (*e. g.*, lobos y coyotes, pumas y jaguares). Por ello, es recomendable invertir en la identificación genética precisa de las heces fecales, utilizando ADN mitocondrial (mtADN o mADN; Laguardia *et al.* 2015; Losinger *et al.* 2015; Monterroso *et al.* 2019).

El uso de análisis genéticos para identificación específica de las heces fecales se ha utilizado escasamente en estudios sobre los hábitos alimentarios de carnívoros en Norteamérica y Europa (Monterroso *et al.* 2019). En México, el uso de análisis genéticos para estos fines ha sido más abordado en tesis de licenciatura y maestría (Benítez Alemán 2014; Saldívar Burrola 2015; Reyes Díaz 2021; Hernández Escobar 2022; Cerón Luna 2023; Alcaraz Barranco 2024) que en artículos científicos (Rueda *et al.* 2013; Alanis-Hernández *et al.* 2023; Reyes-Díaz *et al.* 2024); de hecho, nunca se ha abordado para la identificación de más de dos especies o para una comunidad de carnívoros. Por ejemplo, tanto en un estudio sobre los hábitos alimentarios de una comunidad de carnívoros en el centro de México (Gómez-Ortiz *et al.* 2015), como en el de una comunidad de mesocarnívoro en Brasil (Rocha-Mendes *et al.* 2010), las heces fecales utilizadas fueron identificadas a través de características morfométricas y firmas de ácidos biliares. Por otro lado, en estudios más recientes donde se ha abordado la ecología trófica de diferentes comunidades de carnívoros en China, la identidad de las heces fecales utilizadas fue verificada genéticamente, además de que se construyeron redes de interacción depredador-presa para evaluar la composición y funcionamiento de las comunidades (Shao *et al.* 2021; Lu *et al.* 2023; Cong *et al.* 2024).

Tanto en los estudios de China como el presente, se enfatiza la relevancia de abordar la ecología trófica de las comunidades, en lugar de considerar unidades taxonómicas individuales, en especial si ya existen estudios previos sobre los hábitos alimentarios de las especies de interés. También es importante considerar que las muestras analizadas pertenezcan al mismo periodo y área de estudio, ya que esto garantiza que las interacciones ocurrieron dentro de la misma comunidad, lo que eventualmente puede ayudar a detectar patrones para enriquecer los planes de manejo y conservación en ecosistemas puntuales, en especial cuando ciertos patrones pueden derivar o influir en los conflictos existentes, potenciales o presumidos entre la fauna silvestre y los seres humanos, debido a la depredación de ganado o al consumo de productos cultivados en campos agrícolas.

Los conflictos humano-depredador, ya sean reales o percibidos, pueden representar una gran limitante para los esfuerzos de monitoreo, conservación y estudio de los carnívoros (López-González *et al.* 2021; Lara-Díaz *et al.* 2022). Debido a la mala percepción y escasa tolerancia hacia los depredadores en el noroeste de México, actualmente éstos se encuentran bajo constante asedio antrópico al considerarlos responsables de pérdidas recurrentes de ganado (García-Chávez *et al.* 2020; Lara-Díaz *et al.* 2022). Entre los depredadores, el lobo mexicano suele ser considerado como el principal causante de los siniestros en contra del ganado dentro del área de reintroducción en México, a pesar de que solo se le ha reintegrado recientemente a la vida libre, por lo que la persecución humana continúa amenazando a esta subespecie en peligro de extinción mencionada en la Norma Oficial Mexicana 059 SEMARNAT (NOM-059-SEMARNAT; Diario Oficial de la Federación [DOF], 15 de agosto, 2019). Este mismo tipo de persecución antrópica provocó la extinción del oso plateado (*Ursus arctos nelsoni*) en el siglo XX (Brown 1983). Al respecto, se han implementado diferentes estrategias para disminuir la aversión de los productores ganaderos hacia los depredadores, como compensaciones económicas por la depredación del ganado e incluso la colocación de alimento suplementario (carne de cerdo doméstico, *Sus scrofa*) en sitios estratégicos para evitar la ingesta de ganado por parte del lobo mexicano (Reyes-Díaz *et al.* 2024; Lara-Díaz *et al.* En prensa); de hecho, otros grandes depredadores, pequeños carnívoros, e incluso aves han aprovechado este alimento suplementario (Reyes Díaz 2021; Lara-Díaz *et al.* 2022).

Aunque se sabe que los depredadores pueden ocasionar siniestros sobre la fauna doméstica, los estudios sobre los conflictos humano-depredador apenas comienzan a desarrollarse en México (Flores-Armillas *et al.* 2020), particularmente en el norte del país (Bueno-Cabrera *et al.* 2005; Rosas-Rosas *et al.* 2010; Peña-Mondragón y Castillo 2013; Durán-Antonio *et al.* 2020). Por tanto, abordar la ecología trófica de los grandes carnívoros, e inclusive mesocarnívoros, no solo puede permitir comprender la dinámica de las comunidades, sino también generar información relevante sobre el consumo de ganado, principal causa de la persecución de los depredadores silvestres en el país (Peña-Mondragón y Castillo 2013; García-Chávez *et al.* 2020; Torres-Romero y Bender 2024).

Preguntas de investigación

- ❖ ¿Qué animales consumen los carnívoros silvestres en el noroeste de Chihuahua y con qué frecuencia?
- ❖ ¿Cuál es la proporción de especies silvestres y ganado en la dieta de los carnívoros silvestres del noroeste de Chihuahua?
- ❖ ¿La caracterización de las redes de interacción trófica entre depredadores y presas puede dilucidar las razones que permiten la coexistencia de la comunidad de carnívoros del noroeste de Chihuahua (*e. g.* superposición de nicho trófico, anidación, modularidad trófica)?
- ❖ ¿Existe suficiente conectividad entre los depredadores y presas del noroeste de Chihuahua para brindarle robustez a la comunidad ante eventos de extinción puntual?

Hipótesis

Si la diversidad de presas en la dieta de los carnívoros del noroeste de Chihuahua se traslapa, entonces existirá superposición de nicho trófico y alta conectancia en la red de interacciones entre depredadores y presas, pudiendo predecir que:

- ❖ La comunidad de carnívoros se alimentará de todos los grupos de vertebrados existentes en la región, particularmente de los mamíferos, aunque el número y proporción de taxa en la dieta variará según la especie de depredador; por lo tanto, se espera que debido a su naturaleza generalista-oportunista, los cánidos tendrán mayor conectividad en la red que los félidos por ser hipercarnívoros (Jensen *et al.* 2022; Karandikar *et al.* 2022; Reyes-Díaz *et al.* 2024), por otro lado los osos negros tendrán el grado más bajo de conectividad porque su dieta omnívora implicará consumir principalmente materia vegetal y artrópodos (Juárez-Casillas y Varas 2013).
- ❖ Aunque el consumo de animales domésticos (*i. e.*, ganado) estará registrado en la dieta de todos los carnívoros, debido a su tamaño corporal y hábitos principalmente carnívoros, será mayor en frecuencia en la dieta de puma, coyote y lobo mexicano (Flores-Armillas *et al.* 2020; García-Chávez *et al.* 2020; Torres-Romero y Bender 2024), en comparación con el gato montés que por ser de menor tamaño y del oso negro que por ser omnívoro tendrán mayor proporción de presas silvestres y otros componentes en su dieta (Juárez-Casillas y Varas 2013; Alanis Hernández 2019).
- ❖ Las diferencias entre los hábitos alimentarios de los depredadores se reflejarán en una alta diversidad de interacciones en la red, pero con bajos niveles de especialización derivada de depredadores generalistas-oportunistas, lo que le dará alta robustez a la red de interacción entre depredadores y presas; además, se presume que cada depredador presentará preferencia por determinadas especies o grupos de presas, lo que se reflejará en una modularidad trófica significativa en la red.

Objetivos

General:

Caracterizar los elementos que componen la ecología trófica de la comunidad de carnívoros (*C. latrans*, *Canis lupus baileyi*, *Ursus americanus*, *Lynx rufus* y *Puma concolor*) en el noroeste de Chihuahua, México, en un periodo de cinco años.

Específicos:

- Identificar cada especie de depredador a través del ADNmt de las células superficiales adheridas a las heces fecales recolectadas en campo.
- Documentar la diversidad de especies consumidas por los depredadores y su importancia relativa en sus dietas, mediante la estimación de la frecuencia y porcentaje de aparición en sus heces fecales, así como su biomasa relativa.
- Elaborar una red de interacción trófica entre las especies depredadoras bajo estudio y sus especies presa que habitan el noroeste de Chihuahua, México.
- Describir la topología de la red mediante métricas cualitativas y cuantitativas, particularmente la conectividad, la conectancia, la especialización, la superposición de nicho, el anidamiento, la modularidad trófica y la robustez.

Métodos

Área de estudio

Comprende un polígono de 27,257 km² al noroeste del Estado de Chihuahua, México que incluye ocho municipios: Janos, Ascensión, Casas Grandes, Nuevo Casas Grandes, Galeana, Ignacio Zaragoza, Madera y Namiquipa (Figura 1), donde además se encuentra inmersa el área de reintroducción del lobo mexicano (Reyes-Díaz *et al.* 2024). Las elevaciones van de los 348 a los 3,030 msnm (United States Geological Survey [USGS] 2012), donde predomina un clima templado semi-árido con una temperatura media anual que oscila entre 8°C - 14°C, así como una precipitación total anual entre 400 - 600 mm, siendo la humedad relativa del 50% (Cuervo-Robayo *et al.* 2014, 2019). La tenencia de la tierra está dividida en propiedades privadas, terrenos ejidales y colonias, estando destinado el 52.23% del uso del suelo principalmente a actividades pecuarias, agrícolas y silvícolas (García *et al.* 2009; Registro Agrario Nacional [RAN] 2017), por lo que existen grandes extensiones de pastizales para uso ganadero (24.46%), algunos terrenos dedicados a la agricultura (5.93%), mientras que el 21.84% se encuentra dominado por bosques de encino (*Quercus* spp.), pino (*Pinus* spp.), encino-pino, pino-encino y enebros (*Juniperus* spp.); el resto del área (43%) tiene matorral desértico y xerófilo, así como pocas superficies con asentamientos humanos y cuerpos de agua (2.4%; North American Land Change Monitoring System-Commission for Environmental Cooperation [NALCMS-CEC] 2023). Además, contiene dos Áreas Naturales Protegidas (ANP): a) la Reserva de la Biosfera Janos, dentro del Municipio homónimo y b) el Área de Protección de Flora y Fauna Campo Verde, al suroeste en el Municipio de Madera (CONANP 2023).

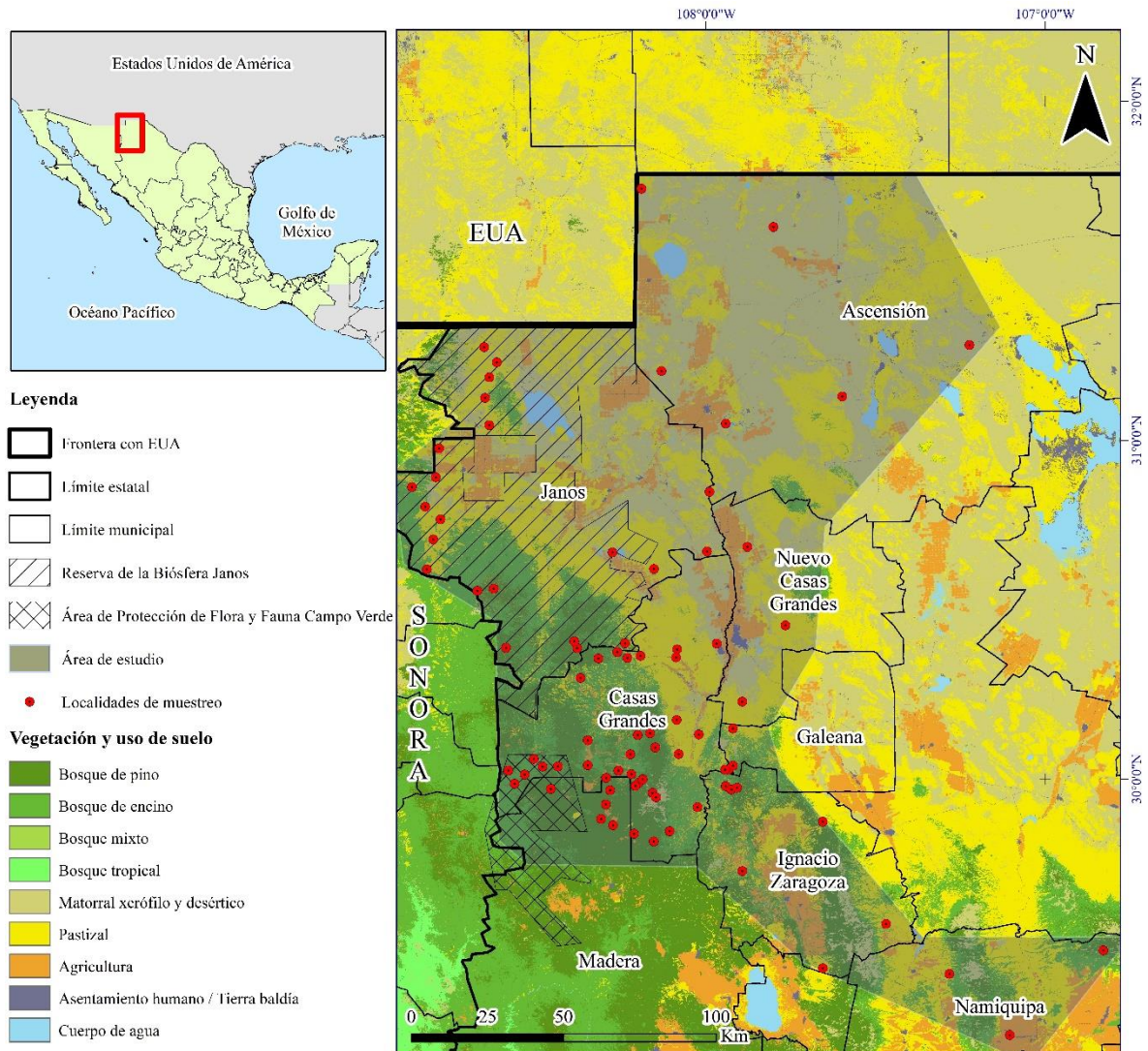


Figura 1. Área de estudio para evaluar la ecología trófica de los carnívoros de talla mediana y grande en el noroeste de Chihuahua, México.

Recolecta de muestras y material biológico

Durante el periodo 2018-2022 se recolectaron, de forma oportunista y no sistemática, heces fecales de carnívoros de talla mediana y grande en diferentes predios particulares, ejidos y colonias dentro del área de estudio. Inicialmente en el área, por sus características morfológicas y morfométricas (Aranda 2012; Elbroch y McFarland 2019), las heces fecales fueron identificadas como perteneciente a lobo mexicano, coyote, puma, gato montés y oso negro. Se realizaron al menos ocho colectas al mes, por el equipo técnico del Programa de Reintroducción y Monitoreo del lobo mexicano en el Noroeste de México, haciendo uso de los permisos de recolecta de la Subsecretaria de Gestión para la Protección Ambiental, Dirección General de Vida Silvestre, SEMARNAT: SGPA/DGVS:07284/17, 07032/19, 04575/20, 06854/21, y 02165/22 (López-González *et al.* 2018, 2019, 2020, 2021; Lara-Díaz *et al.* 2022). Cada muestra fue recolectada con guantes y depositada en bolsas individuales de papel estraza que se rotularon con los datos de recolecta (fecha, localidad, especie identificada, coordenadas), agregando observaciones sobre las características del sitio de recolecta. Para evitar la proliferación y contaminación por agentes fúngicos, las muestras fueron secadas bajo la luz directa del sol durante tres a diez días. Posteriormente, las muestras se enviaron y almacenaron en el Laboratorio de Zoología de la Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad Autónoma de Querétaro (LZ-FCN-UAQ) hasta su posterior procesamiento y análisis.

Extracción de ADN e identificación genética de los carnívoros

Todos los métodos y procedimientos genéticos y moleculares fueron realizados por personal especializado del LZ-FCN-UAQ. Para minimizar posibilidades de contaminación del material genético en las muestras, previo a cualquier método de análisis genético, se generaron condiciones de esterilización sobre el área de trabajo, mientras que las charolas, navajas y pinzas utilizadas fueron esterilizadas con etanol al 70% y fuego. Asimismo, se utilizó bata de algodón, cubrebocas y guantes de nitrilo durante todo el procedimiento. Cada excremento fue colocado sobre una charola esterilizada y con la ayuda de una navaja se raspó delicadamente su superficie, para posteriormente depositar el raspado dentro de un tubo Eppendorf de 2 ml hasta obtener un pesaje de 0.3 - 0.5gr de muestra. La purificación del ADN se realizó utilizando el QIAmp ®DNA Stool Mini Kit bajo el protocolo del fabricante (Qiagen Inc, Valencia, California), pero con un ajuste en la etapa de lisis y de la elución del

ADN que consistió en agregar 1.8ml de buffer ASL e incubar a 70°C durante 30 minutos; además, durante la elución del ADN se agregaron 100µl de buffer AE a la columna Qiagen que luego se centrifugó y lavó con 100µl de agua para reacción en cadena de la polimerasa (PCR). Finalmente, se centrifugó por segunda ocasión (Montana *et al.* 2017).

El ADN extraído se amplificó siguiendo el protocolo general de PCR para la identificación de cada muestra (Rinkevich 2012), utilizando cebadores universales para la identificación de mamíferos (mcb398 y mcb869; Verma y Singh 2003) y una concentración final de 15µl: 9µl de Green Taq (PROMEGA Corp, Madison, WI, USA), 0.2µl BSA 7.5% (Sigma-Aldrich, St. Louis, MO, USA), 0.2µl MgCl₂ (Qiagen Inc, Valencia, California), 0.3µl de cada cebador y 5µl de ADN (Montana *et al.* 2017). Para verificar el éxito de la amplificación se realizaron electroforesis en gel de agarosa, además de evaluar la presencia del ADN de interés. Los productos del PCR fueron limpiados utilizando ExoSAP-IT (USB Corporation, Cleveland, OH, USA) y posteriormente fueron enviados a secuenciar por la empresa de biotecnología Macrogen, Inc© (Seoul, South Korea). Las secuencias obtenidas (*i. e.*, forward y reverse) fueron revisadas en el software MEGA X (Kumar *et al.* 2018), para posteriormente compararlas con secuencias contenidas en la base de datos de GenBank (Benson *et al.* 2018), mediante la herramienta de búsqueda de alineación local básica (BLAST, por sus siglas en inglés; Altschul *et al.* 1990) del Centro Nacional para la Información Biotecnológica (NCBI, por sus siglas en inglés), desde donde se seleccionaron las muestras con una compatibilidad igual o mayor al 99% con las secuencias de *Canis lupus baileyi*, *C. latrans*, *Puma concolor*, *Lynx rufus* y *Ursus americanus*, respectivamente.

Identificación y análisis de componentes alimentarios

Lavado de muestras

Una vez concluidos todos los análisis genéticos, las muestras de heces fecales se colocaron dentro de medias de nylon, separando a cada una con un nudo para evitar la mezcla y pérdida de los ítems no digeridos que se encontraban en su interior (Putman 1984). Luego se les sumergió en un recipiente con agua caliente y se lavaron manualmente para eliminar la materia fecal hasta dejar los ítems no digeridos completamente limpios dentro de las medias; posteriormente, los ítems se dejaron a la intemperie hasta secarlos por completo (Putman 1984). Cada muestra se vació sobre una charola para separar los ítems e introducirlos en bolsas herméticas de plástico (7.5 x 7.5 cm) según su naturaleza (*e. g.*, pelo de guardia, piezas dentales, plumas, restos de artrópodos y materia vegetal) hasta su posterior identificación taxonómica. Para evitar la mezcla de ítems provenientes de diferentes muestras, al término de cada separación, la charola fue vaciada completamente y limpiada (Reyes Díaz 2021).

Identificación taxonómica de los componentes consumidos

La identificación taxonómica de las presas y otros componentes consumidos se realizó utilizando principalmente pelo de guardia preferentemente completo, ya que el pelo dañado suele presentar imperfecciones en las características de importancia taxonómica que perjudican el proceso de identificación (Arita y Aranda 1985). El pelo fue colocado sobre un portaobjetos y adherido al mismo mediante una gota de agua y un cubreobjetos, para posteriormente observarlo bajo la luz de un microscopio de campo claro que posee una cámara digital integrada (VELAB® modelo VE-BC3 PLUS). Se observaron características microscópicas del pelo tales como la médula, las escamas y la raíz para identificar las presas consumidas al nivel taxonómico más específico posible, siguiendo guías especializadas (Moore *et al.* 1974; Monroy-Vilchis y Rubio-Rodríguez 2003). Las piezas dentales, garras y pezuñas fueron identificadas mediante las guías de Elbroch (2006) y Álvarez-Castañeda y colaboradores (2017). Con la finalidad de complementar la identificación realizada con el pelo de guardia, se compararon las preparaciones anteriores con otras elaboradas a partir del material de referencia de especies resguardadas en el LZ-FCN-UAQ, cuya distribución geográfica incluyera el área de estudio (Anderson 1972; Hall 1981; López-González y García-Mendoza 2012, 2024). Se consultó la base de datos de la diversidad de mamíferos

(Mammal Diversity Database, por sus siglas en inglés; MDD 2024) para actualizar la nomenclatura científica de los mamíferos.

Las plumas y cálamos no pudieron ser identificadas a nivel específico porque no cuentan con características de utilidad taxonómica, aunque en ocasiones se pudo asociar su identificación con los picos, garras, dedos, e incluso escamas contenidas en las muestras. Los artrópodos fueron identificados a nivel de Orden mediante características morfológicas (Needham 2024). Algunas semillas pudieron ser identificadas mediante características morfológicas por comparación con material de referencia recolectado en el área de estudio, pero otras semillas y materia vegetal solo se identificaron a nivel de morfoespecie, ya que su estado de conservación no favoreció una identificación taxonómica precisa, de acuerdo con personal especializado del Laboratorio de Botánica de la Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad Autónoma de Querétaro.

Análisis de componentes alimentarios

Posterior a la identificación taxonómica, se construyó una base de datos en Excel® (Microsoft 365) para almacenar la información de cada muestra al nivel específico, así como el registro de la presencia/ausencia de todos los componentes alimentarios detectados en cada una, de acuerdo con la especie de carnívoro. Se calculó la riqueza de especies mediante el recuento simple de taxa, se construyeron curvas de rarefacción basadas en los números de Hill y se modeló la extrapolación en la dieta de cada uno de los carnívoros en el software iNEXT (Chao *et al.* 2016), considerando $q = 0$ como el orden de diversidad para la riqueza de especies y un total de 100 réplicas bootstrap para tener una mayor precisión con un nivel del intervalo de confianza igual a 0.95 (Chao *et al.* 2014). Además, se estimó el índice de dominancia de Simpson y el índice de entropía de Shannon-Wiener (Moreno 2001), para posteriormente estimar el número efectivo de especies mediante la conversión propuesta por Jost (2006; *i. e.*, diversidad verdadera; Moreno *et al.* 2011). Los análisis se implementaron en el software RStudio versión 4.3.1 (RStudio Team 2024), a través de las librerías ‘*vegan*’ y ‘*BiodiversityR*’ (Oksanen *et al.* 2022; Kindt 2023).

Los componentes alimentarios fueron clasificados en cinco categorías: mamíferos, aves, reptiles, artrópodos y materia vegetal. Los mamíferos fueron divididos en nueve subcategorías (didélfidos, lepóridos, ardillas [sciúridos], pequeños roedores [no sciúridos], carnívoros, ungulados silvestres, ganado [bovino, ovino y equino], alimento suplementario

[carne de cerdo doméstico] y mamíferos no identificados [no ID]). La materia vegetal se separó en seis categorías (árboles leñosos, árboles frutales, arbustos, vegetación desértica, hierbas y gramíneas, frutos no identificados [incluyendo las morfoespecies de semillas]). Se calculó el porcentaje de muestras en las que apareció cada especie consumida por medio de la frecuencia de aparición (FA ; Martínez-Vázquez *et al.* 2010) y se calculó el porcentaje de aparición de una especie entre todas las especies consumidas (PA ; Martínez-Vázquez *et al.* 2010), además de que se estimó la biomasa relativa consumida (BRC ; Ackerman *et al.* 1984; Luna-Soria y López-González 2005). Para el cálculo de los valores de FA , PA y BRC se usaron las siguientes fórmulas:

$$FA = \frac{Fs}{N} * 100 \quad PA = \frac{Fs}{Ft} * 100 \quad BRC = \frac{(FA * Y)}{\sum(FA * Y)} * 100$$

Donde:

Fs = Número de muestras en las que aparece la especie consumida

N = Número total de muestras analizadas

Ft = Suma de todas las apariciones de todas las especies consumidas

Y = Factor de corrección

El factor de corrección utilizado dependió de la especie de carnívoro analizado (Cuadro 1), conforme al peso de la especie consumida por muestra (*i. e.*, peso *in vivo* calculado de animales capturados en la región y complementado bibliográficamente). Para especies consumidas con pesos menores a 2 kg no se aplicó el factor de corrección y se consideró el peso estimado *in vivo* (Ackerman *et al.* 1984). Las presas que no pudieron ser identificadas a nivel específico o genérico y, por ende, cuyo peso *in vivo* era desconocido, no se consideraron en la estimación de la BRC . Las estimaciones de FA , PA y BRC de los componentes alimentarios se realizaron por separado para cada especie de carnívoro, mientras que la FA y PA también se estimaron para todos los carnívoros en conjunto; la BRC se excluyó de este nivel porque el factor de corrección específico de cada carnívoro no permitió homogenizar el cálculo (Cuadro 1; Ackerman *et al.* 1984; Baker *et al.* 1993; Weaver 1993; Hewitt y Robbins 1996; Monroy-Vilchis y Frieven 2006).

Cuadro 1. Factores de corrección (Y) utilizados por especie de carnívoro. X = Peso de la especie *in vivo* consumida en kilogramos, conforme a la literatura.

Especie	Factor de corrección (Y)
¹ Coyote (<i>C. latrans</i>)	0.321 ($X^{0.415}$)
² Lobo mexicano (<i>C. l. baileyi</i>)	$0.439 + 0.008 X$
³ Oso negro (<i>U. americanus</i>)	84.7 ($X^{-0.96}$)
⁴ Gato montés (<i>L. rufus</i>)	$16.63 + 4.09 X$
⁵ Puma (<i>P. concolor</i>)	$1.98 + 0.035 X$

¹Monroy-Vilchis y Frieven 2006; ²Weaver 1993; ³Hewitt y Robbins 1996; ⁴Baker *et al.* 1993; ⁵Ackerman *et al.* 1984.

Adicionalmente, se descargó la capa de la cobertura de suelo de Norteamérica con resolución a 30 metros en formato ráster (NALCMS-CEC 2023), la cual fue proyectada en ArcMap ver. 10.5 (Environmental Systems Research Institute [ESRI] 2012) y recortada a los límites geográficos del área de estudio para reclasificarla en nueve categorías de hábitats, conforme al tipo de vegetación y uso de suelo: bosque de pino, bosque de encino, bosque mixto, bosque tropical, matorral xerófilo y desértico, pastizal, agricultura, asentamiento humano/terreno baldío y cuerpos de agua (ver Figura 1). Utilizando la herramienta ‘*Extract by Mask (Spatial Analyst)*’ se asoció cada una de las muestras y especies consumidas a un tipo de vegetación y uso de suelo con base en las coordenadas geográficas de recolecta.

Para explorar de manera cuantitativa las tendencias en los hábitos alimentarios de cada especie de depredador, se realizó un análisis de correspondencia (AC) en RStudio versión 4.3.1 (RStudio Team 2024), utilizando las librerías ‘*ade4*’, ‘*FactoMineR*’, ‘*factoextra*’ y ‘*corrplot*’ (Kassambara y Mundt 2020; Dray *et al.* 2023; Husson *et al.* 2024; Wei *et al.* 2024) con base en el tipo de presas consumidas y el hábitat donde se encontraron sus heces fecales. El AC es una técnica exploratoria que trabaja con variables categóricas, que se dividen a su vez en nominales y ordinales, además de variables numéricas, las cuales pueden ser discretas o continuas, permitiendo reducir la información del estudio a través de tablas de contingencia que muestran la relación entre las categorías localizadas en las filas y columnas con una frecuencia de dos o más variables (Peña 2002; de la Fuente 2011). El objetivo del AC fue establecer y medir la asociación entre las categorías de componentes consumidos, así como de los tipos de vegetación y uso de suela con cada depredador, a través

del análisis simple de sus valores de contribución y de su respectiva proporción (coseno²) dentro de cada nueva dimensión creada en el hiperespacio. Además, para visualizar e interpretar los resultados más representativos del AC, se elaboraron esquemas bidimensionales con base en los valores de contribución y coseno².

Redes de interacción trófica

Las redes de interacción trófica fueron construidas y analizadas utilizando las librerías *'permute'*, *'lattice'*, *'vegan'*, *'network'*, *'sna'*, *'bipartite'*, *'data.table'*, *'betalink'*, *'igraph'* y *'NetworkExtinction'* (Dormann *et al.* 2009; Oksanen *et al.* 2022; Simpson *et al.* 2022; Ávila-Thieme *et al.* 2023; Butts *et al.* 2023; Corcoran *et al.* 2023; Barret *et al.* 2024; Butts 2024; Csárdi *et al.* 2024; Sarkar *et al.* 2024) en el lenguaje de programación RStudio versión 4.3.1 (RStudio Team 2024). Para ello, se generaron seis matrices cuantitativas de interacciones Depredador x Presa (D x P)—una por cada año de muestreo (2018-2022) y una considerando los cinco años en conjunto—donde las columnas representaron a cada uno de los carnívoros en el estudio (D, depredadores), ordenados del más generalista (mayor número de interacciones) al más especialista (menor número de interacciones), mientras que en las filas se enlistaron los diferentes componentes alimentarios (P, presas) por grupos taxonómicos (*i. e.*, reptiles, aves, mamíferos, materia vegetal; Alanis-Hernández *et al.* 2023).

Las matrices se utilizaron para construir **redes de interacción bipartitas**, entre depredadores y presas para cada año de muestreo (2018-2022) y para todos ellos en conjunto. La caracterización de la **topología** de las redes se realizó mediante el cálculo de diferentes métricas de índole cualitativa (no ponderada) y cuantitativa (ponderada) de las librerías *'bipartite'* y *'network'*. En cuanto a **métricas cualitativas** se usaron aquellas que consideran únicamente la ocurrencia de la interacción entre nodos (presencia/ausencia), tales como el **tamaño de la red (S)** que representa el número total de especies interactuantes en la red (depredadores y presas), la **conectividad (L)** que es el número de interacciones diferentes a nivel red y por especie de depredador (Blüthgen *et al.* 2008), así como la **conectancia (C)** que considera la proporción de interacciones observadas con respecto al número de interacciones posibles en la red (Beltrán y Traveset 2018). También se calculó la **generalidad de los depredadores (G)** y la **vulnerabilidad de las presas (V)** que está representada por la media del número de socios interactuantes (Bersier *et al.* 2002). Además, para conocer la importancia relativa de las presas individuales en la estructura de la red trófica se calculó el

grado (Dg) que indica el número de depredadores que consumen a cada presa, así como el **grado normalizado (ND)** que indica la proporción de todos los depredadores que consumen a la presa (Lu *et al.* 2023).

Por otro lado, en las **métricas cuantitativas** se consideraron la ocurrencia y el peso de la interacción entre nodos (**frecuencia de ocurrencia**), incluyendo el **peso de la red (W)** que representa la suma total de las frecuencias de ocurrencia de todas las interacciones de la red, la **diversidad de interacciones** basada en el índice de Shannon-Wiener (H'), el índice de **especialización de la red (H_2')** basado en el índice de Shannon-Wiener y el índice de **especialización específico (d')** basado en la distancia estandarizada de Kullback-Leibler, los cuales indican el grado de especialización con valores entre 0 (generalista) y 1 (especialista; Blüthgen *et al.* 2006). También se calculó la **superposición de nicho (NO)** que mide la media ponderada de similitud de las interacciones entre depredadores y presas a partir del índice de Pianka (1973; con valores entre 0 y 1, donde el último representa máxima superposición) y la **uniformidad de interacción (IE)** para comparar la homogeneidad entre frecuencias de interacción con valores entre 0 y 1, donde el último representa máxima uniformidad (Bersier *et al.* 2002). Además, se calculó la **centralidad de intermediación (BC)** para medir la importancia de las presas como conectores entre diferentes partes de la red y la **centralidad de cercanía (CC)** para medir la proximidad de una especie con todas las demás dentro de la red (Cirtwill *et al.* 2018; Lu *et al.* 2023). Los valores más altos en ambas métricas indican especies de presas con mayor centralidad e importancia en la red.

El **anidamiento** de las redes fue estimado de forma tanto cualitativa (**$NODF$** ; anidamiento basado en superposición y relleno decreciente) como cuantitativa (**$WNODF$** ; anidamiento ponderado); este último cuantifica el grado en el que las interacciones entre especies especializadas son subconjuntos de las interacciones de las especies más generalistas en las redes con valores entre 0° (sin anidamiento) y 100° (anidamiento perfecto; Almeida-Neto *et al.* 2008; Ulrich *et al.* 2009). Para probar la existencia de grupos de especies que interactúan más fuertemente entre sí, se realizó una **prueba de modularidad Q (MQ)** para redes bipartitas ponderadas donde se aplicaron 100 ejecuciones independientes, utilizando las redes generadas por el modelo nulo (r2d), generando solo una configuración modular para cada red (Dormann y Strauss 2014). Para determinar si los valores obtenidos de las métricas eran significativos o solo el resultado de interacciones al azar, se construyeron

modelos nulos con la función ‘*r2dtable*’ de la librería ‘*bipartite*’, usando 500 permutaciones que mantenían constantes la suma de las matrices y las filas/columnas (Dormann *et al.* 2008, 2009). Las métricas obtenidas fueron significativas cuando fueron mayores al 95% de las métricas obtenidas en los modelos nulos ($P < 0.05$), lo que indica que la red empírica se desvía significativamente de las expectativas nulas (*i. e.*, los modelos nulos construidos a partir de *r2d*; Cortés-Flores *et al.* 2023). Además, se estimaron los valores de *Z* para todas las matrices y se probó su significancia para detectar diferencias entre las métricas obtenidas con respecto a los modelos nulos (Dormann *et al.* 2008, 2009).

También se estimó la disimilitud de las redes de interacción, utilizando el índice de disimilitud de Whittaker de la librería ‘*betalink*’ para evaluar si la diversidad y peso de las interacciones entre depredadores y presas variaba con el paso de los años (Poisot *et al.* 2012). Utilizando el método ‘*commondenom*’ de las librerías ‘*betalink*’ y ‘*bipartite*’, se calcularon y analizaron dos componentes de la diversidad beta (β_{WN}): la **rotación de la composición** (β_{ST}) y el **recableado de las interacciones** (β_{OS}) en taxa compartidos entre años, con los que se calculó la contribución relativa porcentual de las diferencias en la composición ($[\beta_{ST} / \beta_{WN}] * 100$). Este índice de similitud comprende valores entre 0 y 1, donde los valores de $\beta_{ST} / \beta_{WN} > 50\%$ reflejan grandes diferencias en la composición de especies e interacciones entre redes (recambio de especies), mientras que valores de $\beta_{ST} / \beta_{WN} < 50\%$ indican bajos niveles de recambio de especies y mayor influencia por la reconfiguración del peso de las interacciones (recableado de interacciones; Cortés-Flores *et al.* 2023).

Adicionalmente, se realizó un análisis de extinción de especies en cascada, utilizando la librería ‘*NetworkExtinction*’ diseñada por Ávila-Thieme y colaboradores (2023). Se construyó una matriz cuadrada ponderada (mismo número de taxa en filas y columnas que contienen el peso de las interacciones entre depredadores y presas) para todos los años en conjunto, la cual fue transformada a una matriz de adyacencia para ser compatible con ‘*NetworkExtinction*’. Se simularon secuencias de extinciones de especies para la matriz con la función ‘*SimulateExtinctions*’ bajo el método ‘*Leastconnected*’ con un **umbral de extinción** (*IS*) igual a 0.75 (Ávila-Thieme *et al.* 2023), lo que implica que el modelo eliminó una por una a las especies de la matriz, comenzando con las menos conectadas (extinciones primarias) para evitar la sobreestimación de la robustez (Ståhl *et al.* 2025), lo que provoca la extinción de los depredadores cuando éstos pierden el 75% del peso de sus interacciones

(extinciones secundarias). Es importante mencionar que ‘*NetworkExtinction*’ solo analiza cascadas tróficas de abajo hacia arriba (down-top; Berg *et al.* 2015), por lo que la extinción de los depredadores no afecta la supervivencia de las presas (Ávila-Thieme *et al.* 2023). Asimismo, se calcularon los **índices de robustez R_{50} y R_{100}** que indican, respectivamente, la fracción de eventos de extinción primaria que provocan que el 50% y el 100% respectivo de todas las especies interactuantes de la red se extingan a través de extinciones primarias y secundarias (Dunne *et al.* 2002; Bellingeri *et al.* 2013). Por último, se realizaron 100 simulaciones de extinciones aleatorias con un $IS = 0.75$ que fungieron como modelo nulo para comparar las simulaciones realizadas previamente, cuyos valores fueron graficados utilizando la librería ‘*ggplot2*’ (Wickham *et al.* 2024).

Debido a que el número de muestras de cada especie de carnívoro no fue homogéneo, se multiplicó la abundancia de cada componente alimentario por la proporción total de muestras de cada carnívoro que representara una submuestra de $n = 150$ muestras (Cuadro 2). Para evitar la sobre representación de taxa en la red, se clasificó la abundancia de los componentes alimentarios según su frecuencia de aparición en 10 categorías a través de las rupturas naturales de Jenks, utilizando la librería ‘*classInt*’ en RStudio versión 4.3.1 (Bivand *et al.* 2023; RStudio Team 2024) y se eliminaron los taxa que tuvieran la abundancia igual o menor a la categoría más baja de la clasificación (< 2), ya que representan taxa raros con interacciones débiles (Blüthgen *et al.* 2006). Los taxa restantes fueron utilizados para la construcción de la red de interacción contenida en la infografía y en el artículo de divulgación. Sin embargo, para mejorar la visualización y representación de las presas, los artrópodos, los pequeños roedores (ratas, ratones y tuzas), las ardillas, los conejos y los zorrillos fueron agrupados en sus respectivas categorías, además de que los mamíferos y frutos no identificados fueron eliminados de la red.

Cuadro 2. Proporción total de muestras (N) con respecto a una submuestra igual a 150 (p150).

N = Número total de muestras por especie de carnívoro.

Especie	N	p150
Coyote (<i>C. latrans</i>)	576	0.2604
Lobo mexicano (<i>C. l. baileyi</i>)	789	0.1901
Oso negro (<i>U. americanus</i>)	187	0.8021
Gato montés (<i>L. rufus</i>)	339	0.4424
Puma (<i>P. concolor</i>)	186	0.8064

Para dibujar la red de interacción de una forma visualmente atractiva y fácil de interpretar para un público en general, se utilizó el software Cytoscape (ver. 3.10.3; Shannon *et al.* 2003). La red fue construida de forma bipartita, ilustrando las interacciones tróficas depredador-presa, además de señalar los taxa aprovechados por los pobladores de Chihuahua (Treviño Fernández 2015; SEMARNAT 2023). Los enlaces de interacción fueron ponderados a través del grosor del enlace para representar el peso de la interacción (frecuencia de ocurrencia y/o importancia relativa), además de señalar cuáles interacciones fueron comunes y cuáles son raras para cada depredador.

Retribución social y divulgación científica

La retribución social solicitada por parte de la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI; antes CONAHCYT) se realizó mediante la elaboración de una infografía y la redacción de un artículo de divulgación científica, ambos enfocados en las interacciones tróficas más significativas de la comunidad de carnívoros y sus presas en el noroeste de Chihuahua, México, cuyo proceso de selección de interacciones y elaboración del material se detalla a continuación.

Por su parte, el artículo de divulgación científica tuvo el objetivo de darles a conocer a los lectores, en un lenguaje claro y ausente de tecnicismos científicos, a los lectores cuáles fueron las interacciones tróficas depredador-presa más significativas que permiten la coexistencia de los depredadores en el noroeste de Chihuahua, México, haciendo énfasis en las relaciones que mantienen el equilibrio ecológico dentro de la comunidad. El artículo se redactó en idioma español y fue publicado en “Contactos, Revista de Educación en Ciencias e Ingeniería” de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa. Se trata de una revista periódica de divulgación que cuenta con el Número Internacional Normalizado de Publicaciones Seriadas (ISSN; por sus siglas en inglés) 2683-2607, además de que se encuentra en el índice de revistas mexicanas de divulgación científica y tecnológica del SECIHTI.

Resultados

Recolección de muestras e identificación genética de los carnívoros

Durante el periodo 2018-2022 se recolectó un total de 2,179 muestras en 69 ranchos privados, 20 ejidos y tres colonias, dentro de las cuales 2,077 (95.32%) presentaron correspondencia genética igual o mayor al 99% con la subespecie *Canis lupus baileyi* o con las especies *C. latrans*, *Lynx rufus*, *Puma concolor* o *Ursus americanus* (Cuadro 3), respectivamente. Por presentar contaminación por agente fúngicos o un deterioro significativo del material extraído, las muestras restantes (4.68%; n = 72) no pudieron ser amplificadas ni consideradas en la identificación de la especie/subespecie de origen, por lo que fueron eliminadas de los análisis de componentes alimentarios.

Cuadro 3. Número de muestras de carnívoros recolectadas en diferentes tipos de predios que fueron verificadas genéticamente.

Especie	Tipo de predio			Total
	Ranchos	Ejidos	Colonias	
Coyote (<i>C. latrans</i>)	486	85	5	576
Lobo mexicano (<i>C. l. baileyi</i>)	702	84	3	789
Oso negro (<i>U. americanus</i>)	166	20	1	187
Gato montés (<i>L. rufus</i>)	303	32	4	339
Puma (<i>P. concolor</i>)	168	18	0	186
Total	1,825	239	13	2,077

Del total de muestras verificada genéticamente (Cuadro 4), el 56.23% (n = 1168) fueron recolectadas en sitios con bosque de pino como vegetación dominante, seguido por otros tipos de bosques (22.1%; n = 459), pastizales (12.47%; n = 259), parcelas agrícolas (5.39%; n = 112), matorrales xerófilos y desérticos (3.42%; n = 71) y terrenos baldíos (0.39%; n = ocho). Las muestras de cada uno de los carnívoros siguieron la misma tendencia, donde la mayor proporción de las muestras fueron recolectadas en bosques de pino y encino, además de pastizales, mientras que las muestras recolectadas en terrenos baldíos y matorrales xerófilos y desérticos fueron escasas con respecto del resto; las parcelas agrícolas presentaron una cantidad representativa para casi todos los carnívoros del estudio con excepción de los pumas y osos negros (Cuadro 4).

Cuadro 4. Número de muestras de carnívoros verificadas genéticamente, recolectadas en sitios con diferentes tipos de vegetación y uso de suelo. Ag = Parcelas agrícolas; BE = Bosque de encino; BP = Bosque de pino; MXD = Matorral Xerófilo y Desértico; P = Pastizal; TB = Terreno Baldío.

Especie	Tipo de vegetación y uso de suelo						Total
	Ag	BE	BP	MXD	P	TB	
Coyote (<i>C. latrans</i>)	34	147	262	26	102	5	576
Lobo mexicano (<i>C. l. baileyi</i>)	53	132	500	9	93	2	789
Oso negro (<i>U. americanus</i>)	3	36	128	12	8	0	187
Gato montés (<i>L. rufus</i>)	17	101	166	13	41	1	339
Puma (<i>P. concolor</i>)	5	43	112	11	15	0	186
Total	112	459	1168	71	259	8	2,077

Identificación taxonómica y análisis de diversidad de los componentes consumidos

Del total de muestras verificadas genéticamente, se obtuvieron 2,686 ítems pertenecientes a vertebrados (n = 2,019), materia vegetal (n = 548), invertebrados (n = 114), e incluso basura (n = cinco; *e. g.*, envolturas, cuerdas, cuero curtido), dentro de los cuales se identificaron 88 taxa en diferentes niveles taxonómicos (un Filo, dos Clases, cinco Órdenes, dos Subórdenes, cinco Familias, 19 Géneros, 46 Especies y ocho morfoespecies; Apéndice I). Los mamíferos (silvestres, ganado y alimento suplementario), la materia vegetal y los artrópodos fueron los componentes alimentarios más diversos (n = 47, 25 y 11 taxa, respectivamente), mientras que las aves y los reptiles fueron los menos diversos con tres y dos taxa, respectivamente (Figura 2).

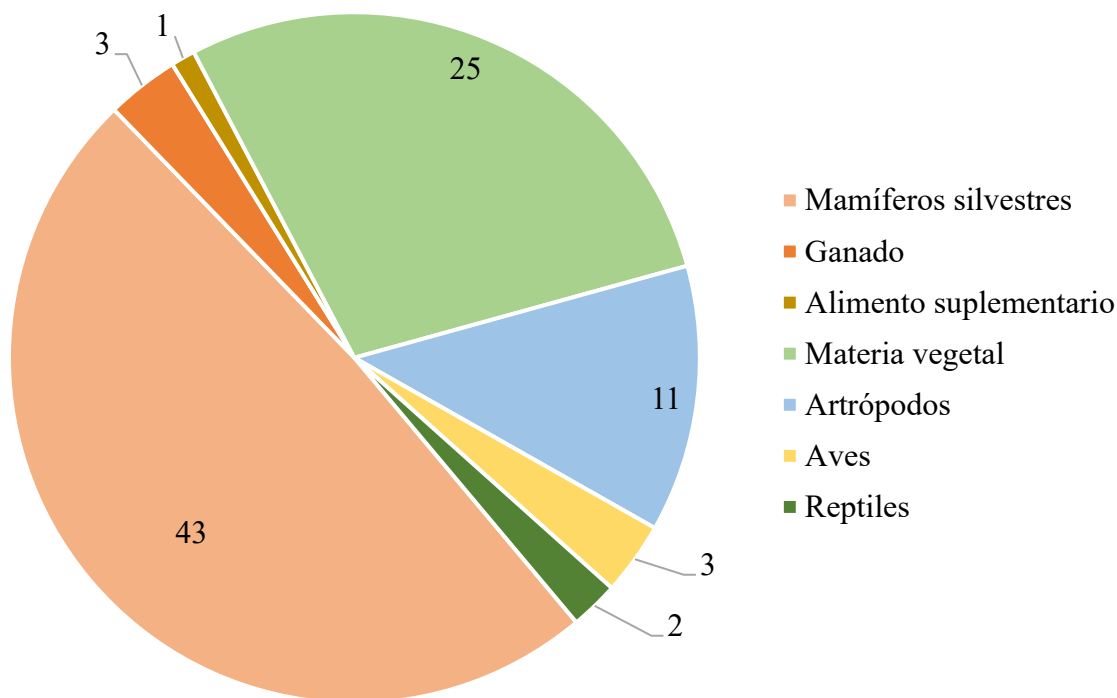


Figura 2. Diversidad de taxa en los componentes alimentarios por categoría de clasificación, incluyendo a todos los carnívoros analizados.

La diversidad en la dieta de los carnívoros oscila entre 32 y 61 taxa, donde los coyotes presentaron la mayor diversidad ($n = 61$), seguidos por el oso negro ($n = 38$), el gato montés ($n = 36$), el lobo mexicano y el puma (ambos con $n = 32$). No obstante, desde la extrapolación de datos para el doble de los ítems observados, se infiere que los cinco carnívoros del estudio pueden ampliar la riqueza de su dieta entre tres y nueve taxa más (Figura 3; Cuadro 5; ver también Apéndice II), donde el coyote y el oso negro presentarían la mayor diversidad ($n = 65$ y 45 respectivamente), seguidos por el puma ($n = 41$), el gato montés ($n = 39$) y el lobo mexicano ($n = 35$). Los números de Hill estimados con el exponencial de entropía indican que la diversidad verdadera en la dieta de los carnívoros oscila entre 10 y 22 taxa, correspondiente en promedio al $39.65\% \pm 7.08$ de los taxa en la dieta de los carnívoros, mientras que los números de Hill estimados con el inverso del índice de Simpson muestran que la diversidad verdadera oscila entre seis y 13 taxa, los cuales representan en promedio el $22.85\% \pm 3.71$ de los taxa (Cuadro 5).

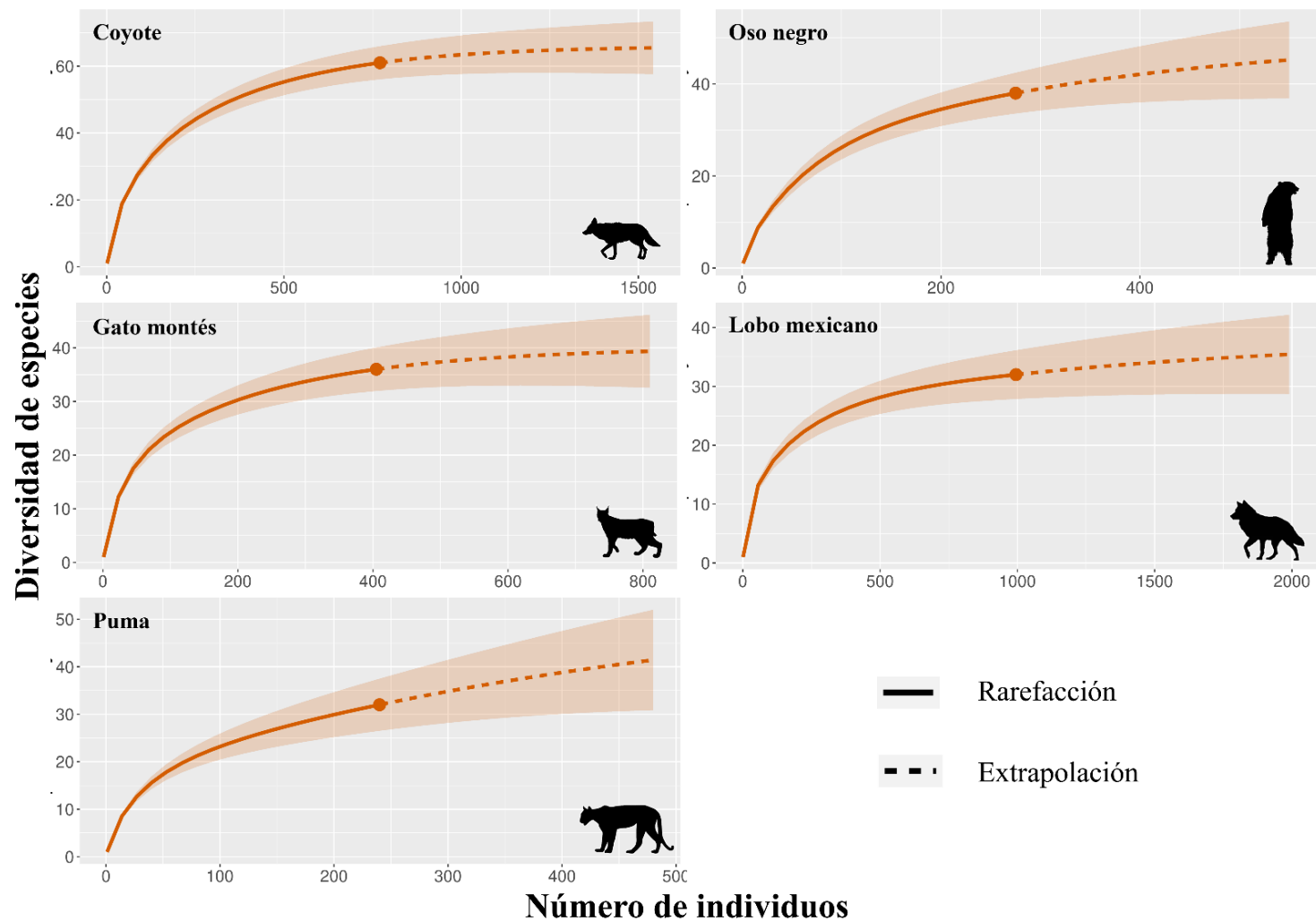


Figura 3. Estimación de la diversidad de presas en la dieta de cinco carnívoros depredadores en el noroeste de Chihuahua, México (coyote, *Canis latrans*; oso negro, *Ursus americanus*; gato montés, *Lynx rufus*; lobo mexicano, *C. lupus baileyi* y puma, *Puma concolor*) con curvas de rarefacción (línea continua) y extrapolación (línea punteada).

Cuadro 5. Estimación de la diversidad verdadera mediante números de Hill en la dieta de cinco carnívoros en el noroeste de Chihuahua, México. ${}^0D_{\text{obs}}$ = Riqueza de taxa observada; ${}^0D_{\text{ext}}$ = Riqueza de taxa extrapolada; 1D = Números de Hill estimados con el exponencial de entropía de Shannon-Wiener; 2D = Números de Hill estimados con el inverso del índice de Simpson.

Especie	${}^0D_{\text{obs}}$	${}^0D_{\text{ext}}$	1D	2D
Coyote (<i>C. latrans</i>)	61	65	22.45	12.99
Lobo mexicano (<i>C. l. baileyi</i>)	32	35	9.78	6.24
Oso negro (<i>U. americanus</i>)	38	45	14.43	7.71
Gato montés (<i>L. rufus</i>)	36	39	16.60	9.39
Puma (<i>P. concolor</i>)	32	41	14.64	8.64

Análisis de dieta y componentes alimentarios

La comunidad de carnívoros se alimentó principalmente de otros mamíferos, siendo los ungulados silvestres los que presentaron mayor *FA* (25.71%) y *PA* (19.88%), seguidos por los pequeños roedores, animales domésticos y lepóridos (*FA* = 12.04 – 15.31; *PA* = 9.31 – 11.84%); aunque, el alimento suplementario y los árboles leñosos tuvieron mayor presencia en las muestras que los lepóridos (*FA* = 12.08 – 14.11%; *PA* = 9.34 – 10.91%; Cuadro 6). El resto de las categorías/subcategorías mostraron valores de *FA* ≤ 8.04% y *PA* ≤ 6.22% en la dieta de la comunidad de carnívoros, siendo los reptiles, la basura, los árboles frutales, la vegetación desértica y la subcategoría “otros mamíferos” los ítems más raros (Cuadro 6). Por otro lado, los ungulados silvestres, los animales domésticos y el alimento suplementario alcanzaron en conjunto el 85.6% de la *BRC*, mientras que el porcentaje restante correspondió al resto de los mamíferos y aves identificados en la dieta de la comunidad (Cuadro 6).

Cuadro 6. Ítems alimentarios arreglados por categorías y subcategorías de componentes alimentarios consumidos por la comunidad de carnívoros medianos y grandes del noroeste de Chihuahua, México. Los ítems están arreglados por orden de importancia decreciente en las subcategorías. N = Número de muestras; n = Número de apariciones; FA = Frecuencia de aparición; PA = Porcentaje de aparición; BRC = Biomasa relativa consumida.

Componentes		Ítems	FA (%)	PA (%)	BRC (%)
Categoría	Subcategoría	n			
Mamíferos		1,932	93.02	71.93	98.52
	Ungulados silvestres	534	25.71	19.88	42.07
	Pequeños roedores	318	15.31	11.84	0.6
	Ganado	317	15.26	11.8	29.03
	Alimento suplementario	293	14.11	10.91	14.53
	Lepóridos	250	12.04	9.31	6.73
	Ardillas	116	5.58	4.32	2.09
	Carnívoros	89	4.29	3.31	3.36
	Mamíferos no ID	11	0.53	0.41	0.12
	Didélfidos	4	0.19	0.15	0.12
Aves		84	4.04	3.13	1.48
Reptiles		3	0.14	0.11	-
Artrópodos		114	5.49	4.24	-
Materia vegetal		548	26.38	20.4	
	Árboles leñosos	251	12.08	9.34	-
	Hierbas y gramíneas	167	8.04	6.22	-
	Arbustos	58	2.79	2.16	-
	Vegetación desértica	32	1.54	1.19	-
	No identificadas	32	1.54	1.19	-
	Árboles frutales	8	0.39	0.3	-
Basura		5	0.24	0.19	-
N = 2,077		2,686		100	100

En general, la dieta de los carnívoros presentó variación a nivel específico. El 83.6% de la dieta de los coyotes estuvo compuesta por una mayor diversidad de mamíferos y materia vegetal (n = 34 y 17, respectivamente), mientras que la dieta de los gatos monteses, lobos mexicanos y pumas estuvo dominada por una amplia diversidad de mamíferos, correspondientes al 75% - 81.25% (n = 25 – 27 taxa). Por otro lado, los osos negros tuvieron mayor equitatividad entre la materia vegetal, los mamíferos y los artrópodos (n = 10 – 14 taxa), los cuales en conjunto representaron el 94.73% de la diversidad en su dieta (Figura 4).

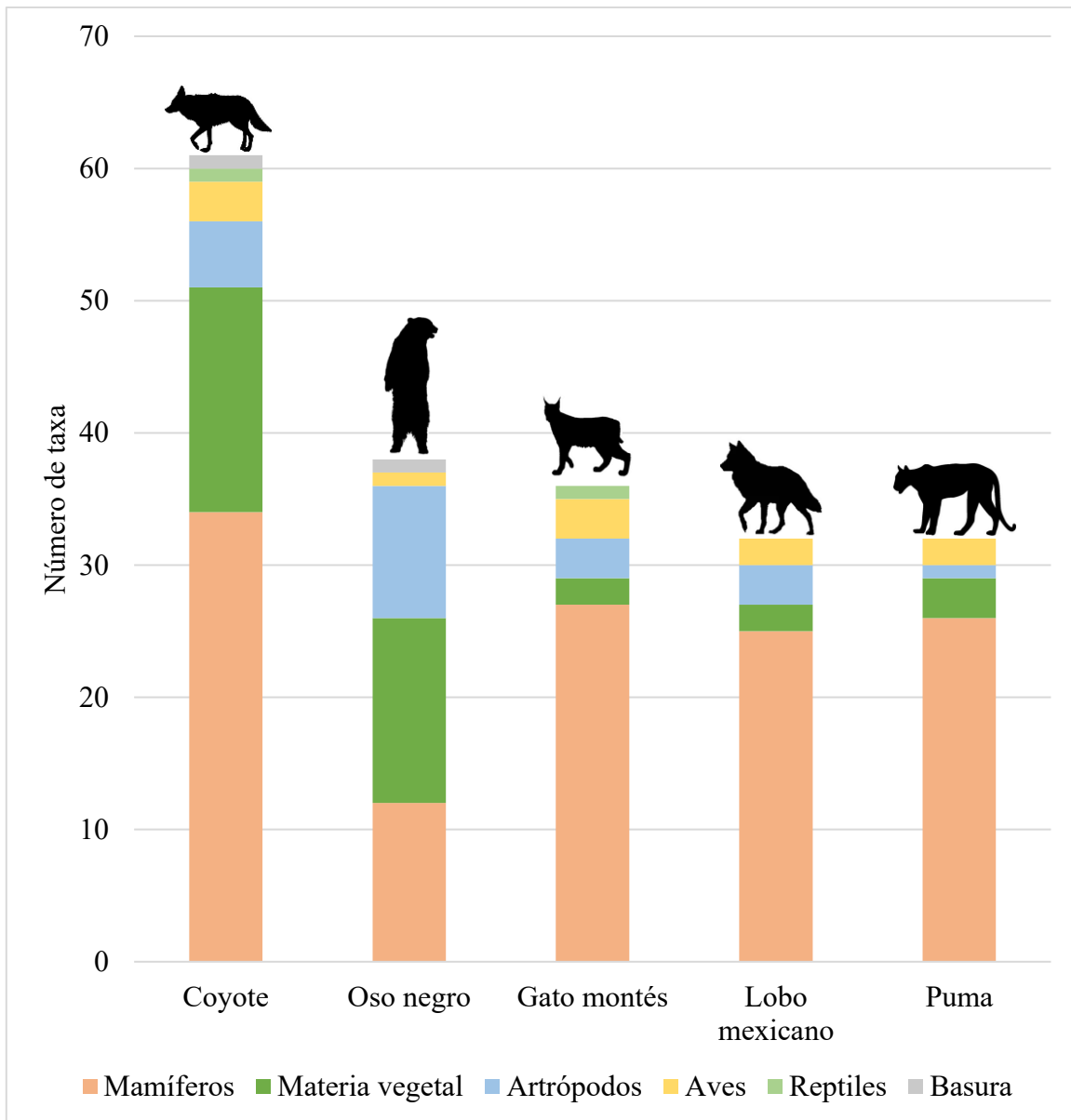


Figura 4. Número de taxa que componen la dieta de cada carnívoro estudiado en el noroeste de Chihuahua, México.

Al nivel específico, cada carnívoro presentó diferentes componentes alimentarios predominantes en sus respectivas dietas, conforme a la frecuencia (*FA*) y porcentaje (*PA*) de aparición, así como a la biomasa relativa consumida (*BRC*) de las presas depredadas. Los ungulados silvestres fueron el componente más consumido por pumas, lobos y coyotes ($FA = 23.96\% - 39.78\%$; $PA = 17.90\% - 30.83\%$; $BRC = 35.21\% - 51.22\%$), mientras que para los gatos monteses y osos este fue el tercer y quinto componente más consumido, respectivamente (Figura 5; Cuadro 7). Los pequeños roedores y lepóridos fueron más relevantes en la dieta de los félidos ($FA = 17.2\% - 40.12\%$; $PA = 13.33\% - 33.58\%$; $BRC = 0.09\% - 11.95\%$) que en los cánidos ($FA = 4.69\% - 17.36\%$; $PA = 3.72\% - 12.97\%$; $BRC = 0.46\% - 3.72\%$). En cambio, los pequeños roedores y lepóridos estuvieron poco representados en la dieta de los osos, frente a la predominancia de la materia vegetal (constituida por árboles leñosos, arbustos, vegetación desértica) e incluso de artrópodos ($FA = 6.95\% - 61.5\%$; $PA = 4.73\% - 41.82\%$); los árboles leñosos también fueron relevantes en la dieta de los coyotes (Figura 5; Cuadro 7). Aunque el ganado estuvo presente en la dieta de todos los carnívoros, fue más relevante en los lobos, coyotes y pumas ($FA = 12.37\% - 21.55\%$; $PA = 9.58\% - 17.09\%$; $BRC = 21.96 - 36.2\%$); en cambio, su consumo fue casi nulo en las dietas de los gatos monteses y osos, no obstante que el ganado tuvo alta representatividad de *BRC* en sus dietas (23.73% y 35.32%, respectivamente; Figura 5; Cuadro 7). Por último, el alimento suplementario fue relevante únicamente en la dieta del lobo mexicano siendo el segundo componente más consumido, aunque en los gatos monteses y coyotes también fue un componente secundario (Figura 5; Cuadro 7).

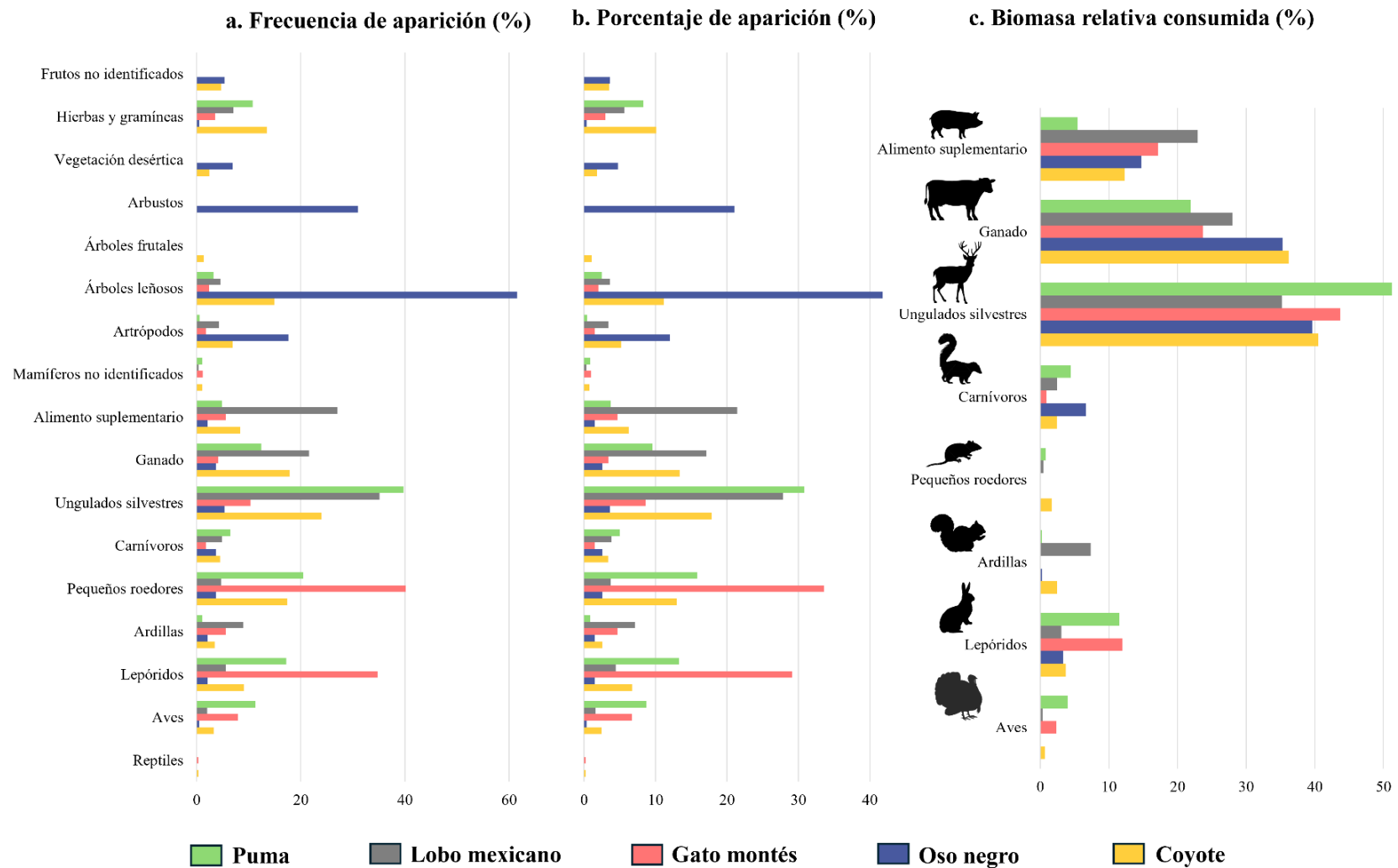


Figura 5. Componentes alimentarios consumidos por los carnívoros en el noroeste de Chihuahua, México, con base en: a) la frecuencia de aparición (FA), b) el porcentaje de aparición (PA) y c) la biomasa relativa consumida (BRC) de las presas depredadas.

Cuadro 7. Ítems y componentes de la dieta por categorías y subcategorías en orden de importancia, consumidos por cada especie de carnívoro en el noroeste de Chihuahua, México. n = Número de apariciones; FA = Frecuencia de aparición; PA = Porcentaje de aparición; BRC = Biomasa relativa consumida. Los datos particulares sobre el consumo de cada especie de presa por los depredadores aparecen en el Apéndice III.

Especie de carnívoros	Componentes		Ítems	FA (%)	PA (%)	BRC (%)
	Categoría	Subcategoría	n			
Coyote	Reptiles		2	0.35	0.26	-
	Aves		19	3.30	2.46	0.70
	Mamíferos		493	85.59	63.94	99.30
		Ungulados silvestres	138	23.96	17.90	40.52
		Ganado	103	17.88	13.36	36.20
		Pequeños roedores	100	17.36	12.97	1.68
		Lepóridos	52	9.03	6.74	3.72
		Alimento suplementario	48	8.33	6.23	12.30
		Carnívoros	26	4.51	3.37	2.41
		Ardillas	20	3.47	2.59	2.46
		Mamíferos no ID	6	1.04	0.78	-
	Artrópodos		40	6.94	5.19	-
	Materia vegetal		205	35.59	26.59	-
		Árboles leñosos	86	14.93	11.15	-
		Hierbas y gramíneas	78	13.54	10.12	-
		Frutos no ID	24	4.17	3.11	-
		Vegetación desértica	17	2.95	2.21	-
		Árboles frutales	8	1.39	1.04	-
	Basura		4	0.69	0.52	-
Oso negro	Aves		1	0.53	0.36	-
	Mamíferos		43	22.99	15.64	100.00
		Ungulados silvestres	10	5.35	3.64	39.65
		Pequeños roedores	7	3.74	2.55	0.02
		Carnívoros	7	3.74	2.55	6.65
		Ganado	7	3.74	2.55	35.32
		Lepóridos	4	2.14	1.45	3.31
		Ardillas	4	2.14	1.45	0.28
		Alimento suplementario	4	2.14	1.45	14.76
	Artrópodos		33	17.65	12.00	-
	Materia vegetal		197	105.35	71.64	-
		Árboles leñosos	115	61.50	41.82	-
		Arbustos	58	31.02	21.09	-
		Vegetación desértica	15	8.02	5.46	-
		Frutos no ID	8	4.28	2.91	-
		Hierbas y gramíneas	1	0.53	0.36	-
	Basura		1	0.53	0.36	-

Gato montés	Reptil		1	0.29	0.25	-
	Aves		27	7.96	6.67	2.34
	Mamíferos		289	85.25	71.36	97.66
		Pequeños roedores	136	40.12	33.58	0.09
		Lepóridos	118	34.81	29.14	11.95
		Ungulados silvestres	35	10.32	8.64	43.71
		Ardillas	19	5.60	4.69	0.07
		Alimento suplementario	19	5.60	4.69	17.22
		Ganado	14	4.13	3.46	23.73
		Carnívoros	6	1.77	1.48	0.89
		Mamíferos no ID	4	1.18	0.99	-
	Artrópodos		6	1.77	1.48	-
	Materia vegetal		20	5.90	4.94	-
		Hierbas y gramíneas	12	3.54	2.96	-
		Árboles leñosos	8	2.36	1.98	-
Lobo mexicano	Aves		16	2.03	1.61	0.35
	Mamíferos		850	107.73	85.43	99.65
		Ungulados silvestres	277	35.11	27.84	35.21
		Alimento suplementario	213	27.00	21.41	22.92
		Ganado	170	21.55	17.09	27.97
		Ardillas	71	9.00	7.14	7.37
		Lepóridos	44	5.58	4.42	3.08
		Carnívoros	38	4.82	3.82	2.44
		Pequeños roedores	37	4.69	3.72	0.46
		Didélfidos	3	0.38	0.30	0.20
	Artrópodos		34	4.31	3.42	-
	Materia vegetal		92	11.66	9.25	-
		Hierbas y gramíneas	56	7.10	5.63	-
		Árboles leñosos	36	4.56	3.62	-
Puma	Aves		21	11.29	8.75	4.00
	Mamíferos		192	103.23	80.00	96.00
		Ungulados silvestres	74	39.78	30.83	51.22
		Pequeños roedores	38	20.43	15.83	0.76
		Lepóridos	32	17.20	13.33	11.56
		Ganado	23	12.37	9.58	21.96
		Carnívoros	12	6.45	5.00	4.42
		Alimento suplementario	9	4.84	3.75	5.44
		Ardillas	2	1.08	0.83	0.26
		Didélfidos	1	0.54	0.42	0.38
		Mamíferos no ID	1	0.54	0.42	-
	Artrópodos		1	0.54	0.42	-
	Materia vegetal		26	13.98	10.83	-
		Hierbas y gramíneas	20	10.75	8.33	-
		Árboles leñosos	6	3.23	2.50	-

En general, el total de los componentes alimentarios de la comunidad de carnívoros fueron recuperados a partir de muestras recolectadas en seis diferentes tipos de vegetación y uso de suelo (Figura 6), donde la mayoría se recuperó en hábitats de bosques de pino o encino (n = 1450 y 577, respectivamente), mientras que el resto provino de pastizales (n = 332), parcelas agrícolas (n = 142), matorrales xerófilos y desérticos (n = 99) y terrenos baldíos (n = nueve). A nivel específico, el número de componentes alimentarios detectados siguió la misma tendencia en casi todos los depredadores, con excepción del oso negro en donde el número detectado de componentes alimentarios fue mayor en matorrales xerófilos y desérticos que los detectados en pastizales y parcelas agrícolas. Por otro lado, en los terrenos baldíos no se recolectaron muestras de pumas ni de osos negros, mientras que las muestras para el resto de los depredadores fueron escasas (Cuadro 8).

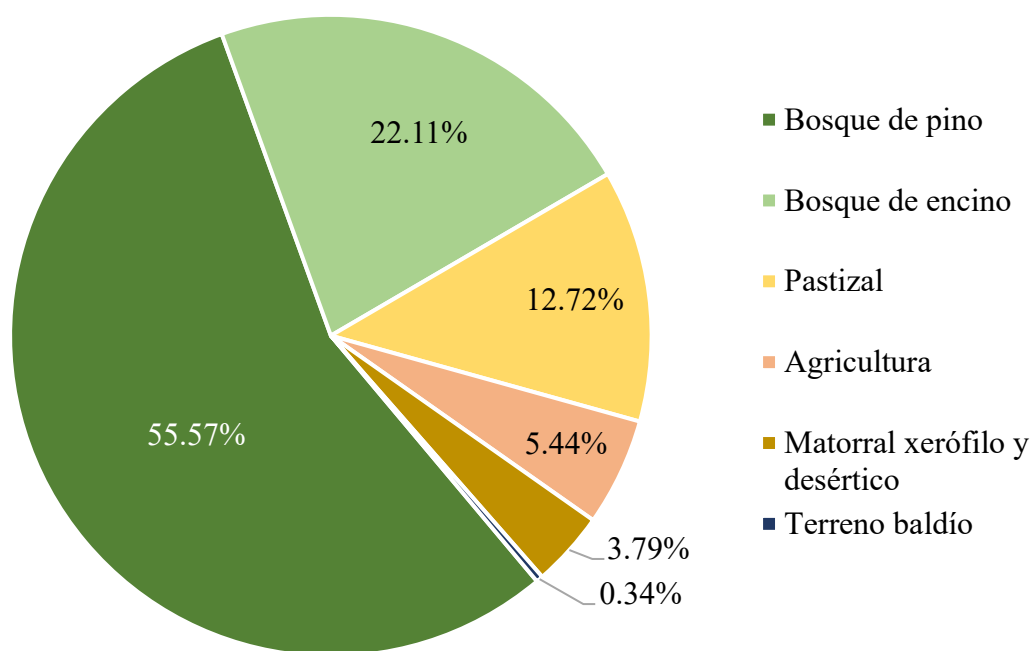


Figura 6. Porcentaje de componentes alimentarios detectados, de acuerdo con el hábitat (diferentes tipos de vegetación y uso de suelo) de donde provinieron las muestras.

Cuadro 8. Número de componentes alimentarios detectados en muestras provenientes de sitios con diferentes tipos de vegetación y uso de suelo por especie de depredador.

Especie	Tipo de vegetación y uso de suelo					
	Bosque de pino	Bosque de encino	Pastizal	Agricultura	Matorral xerófilo y desértico	Terreno baldío
Coyote (<i>C. latrans</i>)	344	192	140	48	38	5
Lobo mexicano (<i>C. l. baileyi</i>)	577	152	112	65	14	3
Oso negro (<i>U. americanus</i>)	190	64	10	3	14	0
Gato montés (<i>L. rufus</i>)	200	119	47	21	15	1
Puma (<i>P. concolor</i>)	139	50	23	5	5	0

Los análisis de correspondencia (AC) mostraron que los componentes alimentarios consumidos por los depredadores en sitios con diferentes tipos de vegetación y uso de suelo se distribuyen en entre tres y cuatro dimensiones principales, donde las dos primeras explican entre el 68.72% y el 93.91% de la varianza en la dieta, dependiendo del depredador (Cuadro 9). En el Apéndice IV aparecen los datos con los que se elaboraron los AC, mientras que el Apéndice V muestra los valores de contribución y los valores de cosenos² de los componentes alimentarios y los tipos de vegetación y uso de suelo para cada dimensión.

Cuadro 9. Porcentaje de varianza explicada por cada dimensión en los AC para cada carnívoro en el noroeste de Chihuahua, México. Ver en el Apéndice V la aportación detallada de las variables en el AC de cada depredador.

Especie	Dimensión	Eigenvalor	Varianza explicada (%)	Varianza explicada acumulada (%)
Coyote (<i>C. latrans</i>)	1	0.03	41.98	41.98
	2	0.02	26.74	68.72
	3	0.02	21.40	90.11
	4	0.01	9.89	100.00
Lobo mexicano (<i>C. l. baileyi</i>)	1	0.02	47.05	47.05
	2	0.01	26.51	73.56
	3	0.01	16.76	90.32
	4	0.00	9.68	100.00
Oso negro (<i>U. americanus</i>)	1	0.07	65.46	65.46
	2	0.02	20.67	86.13
	3	0.01	13.87	100.00
Gato montés (<i>L. rufus</i>)	1	0.03	53.53	53.53
	2	0.02	26.62	80.15
	3	0.01	16.51	96.66
	4	0.00	3.34	100.00
Puma (<i>P. concolor</i>)	1	0.06	73.50	73.50
	2	0.02	20.41	93.91
	3	0.00	6.09	100.00

La representación gráfica de los AC mostró los componentes alimentarios y hábitats (tipos de vegetación y uso) con mayor contribución en las dimensiones 1 y 2, las cuales explican el mayor porcentaje de la varianza en la dieta de los depredadores (Cuadro 9; Figura 7). Los pastizales, bosques de encino y bosques de pino, junto con el ganado y las ardillas, alcanzaron la mayor contribución para los coyotes (Figura 7). Los lobos mexicanos mostraron resultados parecidos con una alta contribución de los mismos tipos de vegetación y componentes, además de carnívoros, alimento suplementario, lepóridos y pequeños roedores (Figura 7). Para los osos negros, los bosques de encino, pastizales y matorral xerófilo y desértico fueron los hábitats con mayor contribución, mientras que las presas con mayor contribución fueron las ardillas y los frutos no identificados (Figura 7). En los pumas los hábitats con mayor contribución fueron los pastizales, matorrales xerófilos y desérticos, junto con ungulados silvestres y pequeños roedores (Figura 7), mientras que para los gatos monteses, todos los tipos de vegetación, con la excepción de las parcelas agrícolas, presentaron alta contribución, destacando los árboles leñosos, aves, alimento suplementario y ardillas en su dieta (Figura 7).

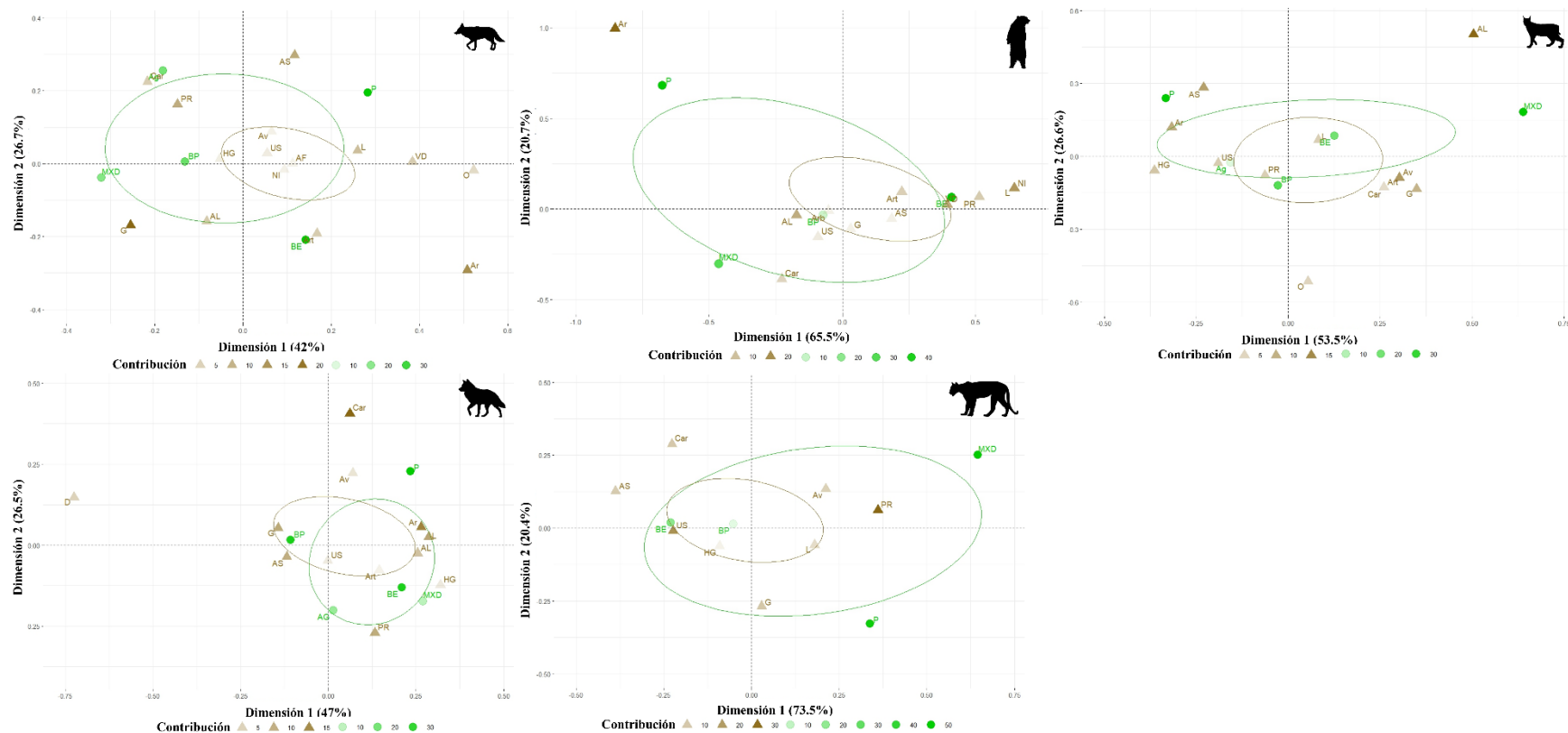


Figura 7. Importancia relativa de las presas más consumidas y de los hábitats donde las encuentran en las dietas de cada especie de carnívoro estudiado en el noroeste de Chihuahua, México, conforme al hiperespacio conformado por las dos primeras dimensiones del respectivo análisis de correspondencia. El porcentaje de varianza total explicado por las dimensiones 1 y 2 se muestra entre paréntesis; la escala cualitativa de mayor a menor intensidad del color respectivo en la base de cada gráfico, indica la contribución relativa de las presas (triángulos marrones) y de los hábitats (círculos verdes). Abreviaturas: Presas: A = Aves; O = Mamíferos no identificados; L = Lepóridos; PR = Pequeños roedores; Ar = Ardillas; Car = Carnívoros; US = Ungulados silvestres; AS = Alimento suplementario; G = Ganado; Art = Artrópodos; AL = Árboles leñosos; AF = Árboles frutales; Arb = Arbustos; VD = Vegetación desértica; HG = Hierbas y gramíneas; NI = Frutos no identificados. Hábitats por tipos de vegetación y uso de suelo: Ag = Agricultura; BE = Bosque de encino; BP = Bosque de pino; MXD = Matorral xerófilo y desértico; P = Pastizal.

El tipo de hábitat que predominó en los AC fueron los pastizales, ya que tuvieron una mayor contribución y representación de las dos primeras dimensiones (D1 y D2) para todos los carnívoros explicando entre 13.9% y 73.5% de la varianza total (Figura 8a). En este hábitat se destacaron determinadas presas como las ardillas en la dieta de coyotes, gatos monteses y osos negros, así como algunos mesocarnívoros en la dieta de los grandes carnívoros como los lobos mexicanos, pumas y osos negros, además del ganado para coyotes y pumas (Figura 8a). Otros componentes alimentarios destacados en los pastizales incluyeron lepóridos y vegetación desértica en la dieta de coyotes; aves, árboles leñosos y gramíneas en la de los gatos monteses y pequeños roedores en la de lobos mexicanos (Figura 8a).

Los bosques de encino tuvieron mayor contribución y representación dentro de las dimensiones uno y tres (D1 y D3) en todos los depredadores, las cuales explicaron entre 6.1% y 65.5% de la varianza total (Figura 8b). En estos bosques destacó la presencia de los lepóridos en la dieta de gatos monteses, lobos mexicanos y osos negros; el alimento suplementario en la dieta de coyotes y pumas, así como los pequeños roedores en la dieta de coyotes y osos negros (Figura 8b). Otros componentes alimentarios destacados en los bosques de encinos fueron los mesocarnívoros y artrópodos en la dieta de gatos monteses; las ardillas y el ganado en la de los lobos mexicanos, así como la materia vegetal (vegetación desértica, frutos no identificados y árboles leñosos) en la dieta de osos negros (Figura 8b).

Los bosques de pino (Figura 8c), al igual que los de encino, tuvieron mayor contribución y representación entre las dimensiones D1 y D3 en todos los depredadores, aunque con menor porcentaje de varianza explicada (entre 6.1% y 47.1%). En los bosques de pino destacó la presencia de árboles leñosos en la dieta de coyotes y gatos monteses; el alimento suplementario en la dieta de ambos félidos y el ganado en la dieta de los lobos mexicanos y osos negros (Figura 8c). En este hábitat de bosques de pino también destacaron las ardillas y lepóridos en la dieta de lobos mexicanos; los mamíferos no identificados y pequeños roedores en la de gatos monteses, además de mesocarnívoros en la dieta de coyotes y de ungulados silvestres en la dieta de osos negros (Figura 8c).

Los matorrales xerófilos y desérticos presentaron una contribución y representación muy variables en los depredadores (entre dimensiones D1 y D4) con entre 9.7% y 73.5% de varianza explicada (Figura 8d). En los matorrales destacaron los árboles leñosos en la dieta de coyotes, gatos monteses y lobos mexicanos; las ardillas en la dieta de gatos monteses y

lobos mexicanos, así como los ungulados silvestres en la dieta de pumas y osos negros (Figura 8d). Otros componentes alimentarios que destacaron en los matorrales incluyeron aves y hierbas en la dieta de gatos monteses, mesocarnívoros en la de coyotes, pequeños roedores en la de pumas y ganado en la de osos negros (Figura 8d).

Las parcelas agrícolas solo estuvieron representadas en la dieta de coyotes, gatos monteses y lobos mexicanos con una contribución entre las dimensiones D1 y D4, por lo que el porcentaje de varianza total explicada fue el más bajo (entre 3.3% y 16.8%) de todos los tipos de vegetación y uso de suelo (Figura 8e). Los ungulados silvestres se destacaron en las dietas de ambos cánidos; los artrópodos y las hierbas en la de lobos mexicanos, los frutos no identificados en la de coyotes y el ganado en la de gatos monteses (Figura 8e).

Finalmente, los terrenos baldíos (*i. e.*, sitios desprovistos de vegetación aparente resultado de actividades antrópicas) no fueron incluidos en los AC debido al limitado número de muestras de coyote ($n = \text{cinco}$), lobo mexicano ($n = \text{dos}$) y gato montés ($n = \text{uno}$) y aunque se identificaron diferentes componentes alimentarios (*e. g.*, ungulados silvestres, pequeños roedores, aves, artrópodos, árboles leñosos y hierbas), éstos no mostraron un patrón aparente.

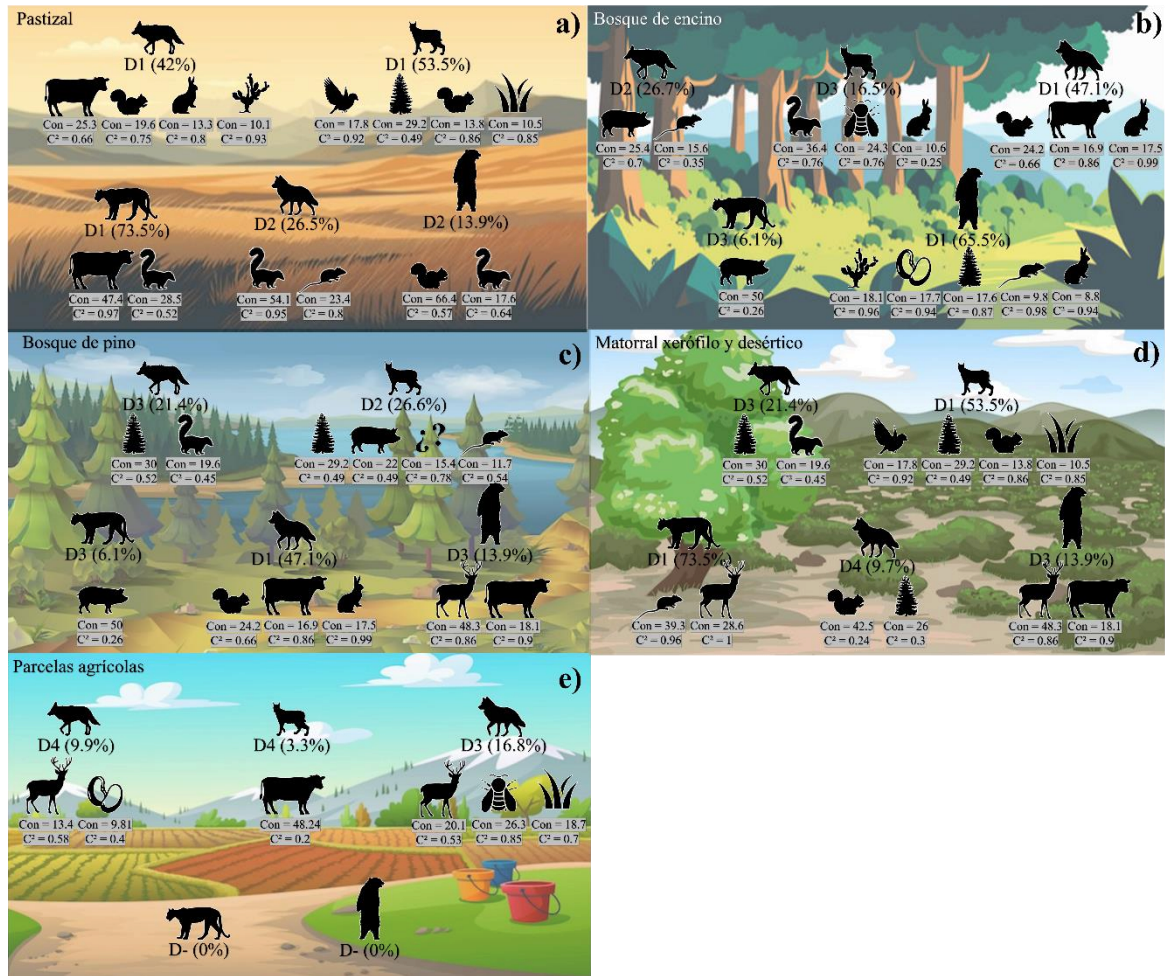


Figura 8. Representación esquemática de la contribución de los componentes alimentarios más representativos en la dieta de los carnívoros en el noroeste de Chihuahua, México, dentro de: a) pastizales, b) bosques de encino, c) bosques de pino, d) matorrales xerófilos y desérticos y e) parcelas agrícolas. Abreviaturas: D1-4, dimensión específica en el análisis de correspondencia, junto con el porcentaje de varianza explicada entre paréntesis para cada carnívoro. Con = valor de contribución del componente alimentario para la construcción de la dimensión; C^2 = Valor de coseno cuadrado (i. e., porcentaje de representación del componente alimentario en los diferentes tipos de hábitat).

Redes de interacción trófica

La red de interacción general (Figura 9) tuvo un tamaño de 93 taxa (cinco depredadores y 88 presas; se descartó el componente alimentario “basura” de la red) con un peso igual a 2675 derivado de 194 enlaces diferentes, lo que representó el 44% de los enlaces posibles ($C = 0.44$, $p = 1.57\text{e-}63$; Figura 9). Los depredadores con mayor conectividad en la red fueron los coyotes ($L = 60$) y los osos ($L = 37$), seguido por los gatos monteses ($L = 36$), los pumas y los lobos ($L = 32$ c/u), los cuales presentaron una uniformidad de interacción media-alta ($IE = 0.68$, $p = 0$), lo cual implica que las especies de carnívoros están interactuando en una frecuencia similar y ninguna domina sobre el resto. De hecho, hubo una superposición de nicho media ($NO = 0.48$). En promedio, los depredadores interactuaron cuantitativamente con 15 presas ($G = 15.1$), mientras que las presas interactuaron con tres depredadores ($V = 2.91$). La red presentó una diversidad de interacciones alta ($H' = 4.12$; i. e., valor > 3) con bajos niveles de especialización ($H_2' = 0.29$, $p = 0$), donde los coyotes y pumas se caracterizaron por ser los depredadores más generalistas ($d' = 0.16$ y 0.17 , respectivamente), seguidos por el lobo mexicano y el gato montés ($d' = 0.27$ y 0.33 , respectivamente); el oso negro se comportó como el depredador más especializado de la comunidad ($d' = 0.63$).

En la red existieron diez presas que fueron consumidas por todos los depredadores del estudio ($Dg = 5$ y $ND = 1$): aves, conejo castellano (*Sylvilagus floridanus*), ardillón de roca (*Otospermophilus variegatus*), zorrillos listados (*Mephitis* sp.), pecarí de collar (*Dicotyles tajacu*), alimento suplementario (*Sus scrofa*), venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), ganado bovino (*Bos taurus*), saltamontes (Orthoptera) y bayas de enebro (*Juniperus* sp.), las cuales presentaron la mayor centralidad e importancia en la red, tal y como indicaron sus valores de intermediación ($BC = 63.65$ c/u) y cercanía ($CC = 1$ c/u) entre todas las presas de la red. El grado de generalidad/especialidad trófica de los depredadores derivó en una red moderadamente anidada ($WNODF = 33.86^\circ$, $p = 0.0019$; $NODF = 51.63^\circ$, $p = 0.0019$) en la que pudieron detectarse cuatro módulos ($MQ = 50.9 \pm 0.07$, $p = 0.0048$; Figura 10). Los félidos (pumas y gatos monteses) compartieron el mismo módulo (M2), donde destaca la presencia de aves, lepóridos, pequeños roedores, carnívoros e incluso ungulados de talla mediana como pecaríes y borregos (*Ovis aries*). Los lobos presentaron un módulo caracterizado por la presencia de sciúridos, zorrillos listados, alimento suplementario

y ungulados de talla grande, tales como venado cola blanca, ganado bovino y equino (*Equus caballus*; M3; Figura 10). Los coyotes presentaron el módulo más amplio donde destacaron diferentes taxa de pequeños roedores, carnívoros y una alta diversidad de materia vegetal (M4). Finalmente, el módulo de los osos negros se distinguió por la presencia de materia vegetal, artrópodos y zorrillos (M1; Figura 10). Los resultados de las métricas calculadas por cada año de muestreo, para las presas y los valores Z y de significancia se muestran en los Apéndices VI, VII y VIII, respectivamente.

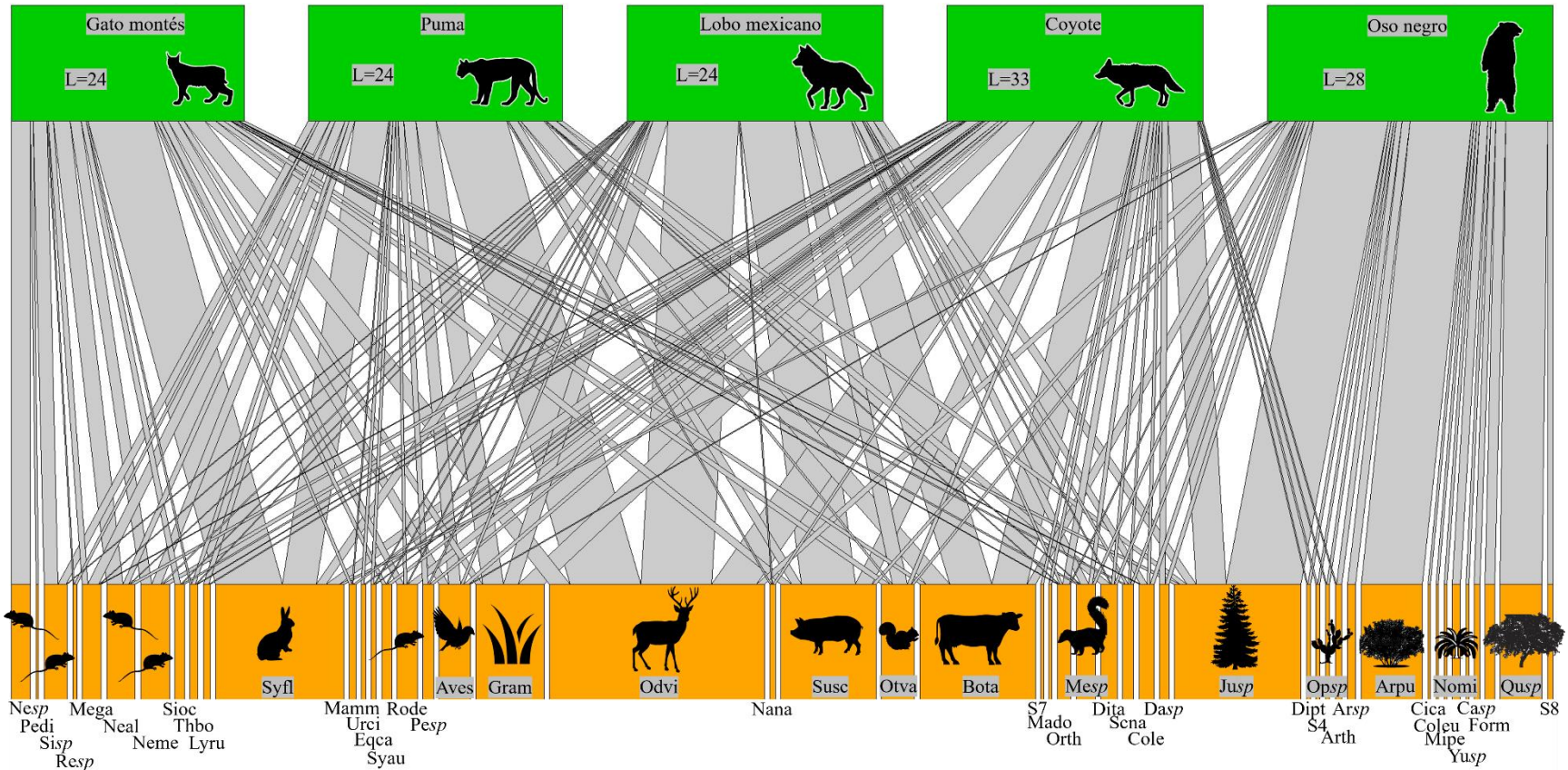


Figura 9. Red de interacción trófica entre cinco depredadores (superior/verde) y sus presas (inferior/naranja) más representativas en el noroeste de Chihuahua, México. Las siglas indican el nombre del taxón consumido, conforme a las dos primeras letras del género y las dos primeras letras del epíteto específico. La “S” seguida por un número representa las semillas identificadas como morfoespecies. El grosor de las bandas grises representa la importancia relativa de la presa. Ver el Apéndice IX para los nombres completos de las presas y los depredadores. Nota: para una mejor representación y visualización, únicamente se muestran en la red las presas más representativas, seleccionadas bajo el método descrito en el apartado “Retribución social y divulgación científica”. La totalidad de presas para cada carnívoro aparece en el Apéndice III.

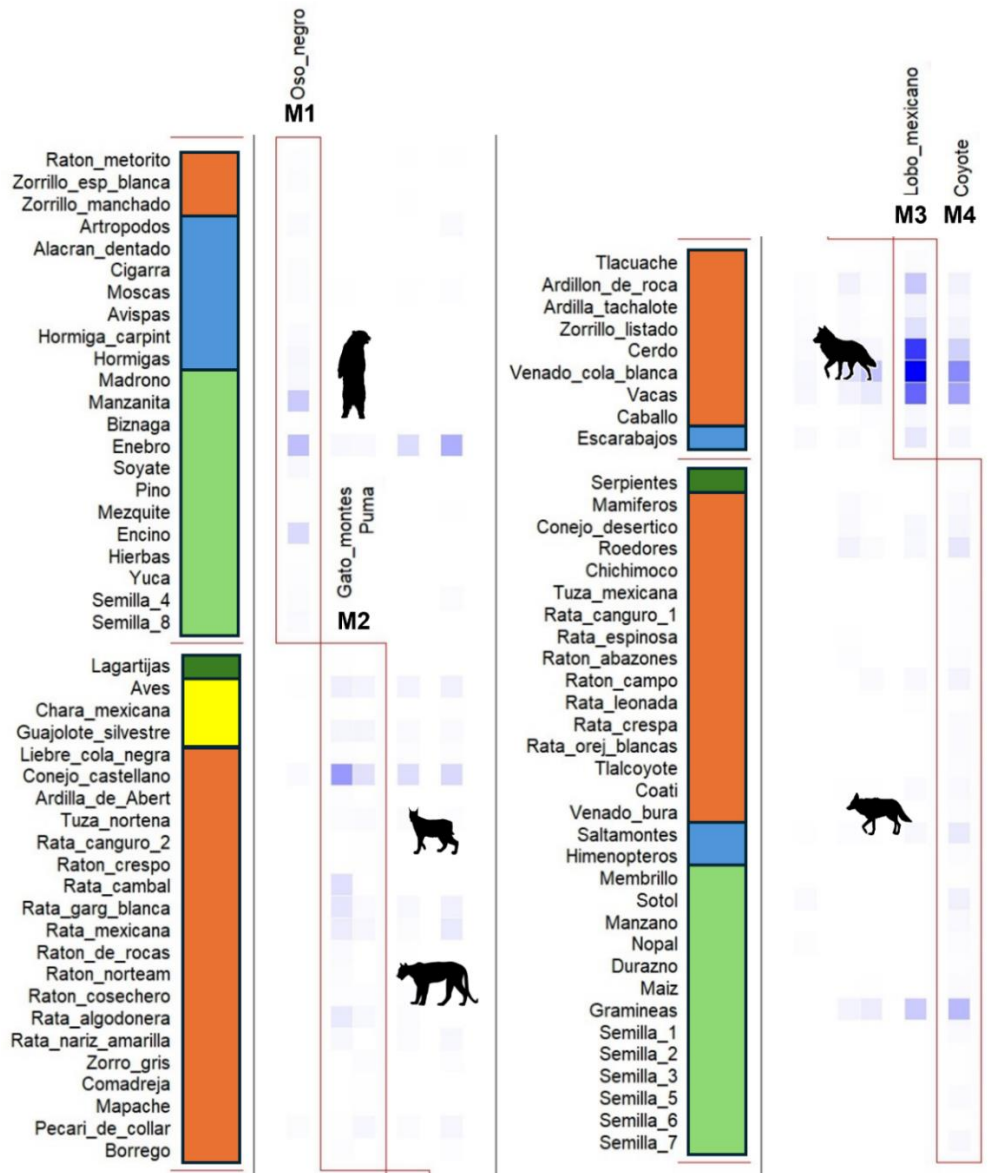


Figura 10. Módulos de presas detectados para cada carnívoro de la comunidad del noroeste de Chihuahua, México. Las líneas rojas encuadran en el módulo (M1-M4) respectivo a las especies de las presas que conforman los componentes alimentarios para cada depredador; dentro de cada módulo, la intensidad de los cuadros azules representa la frecuencia de interacción entre el depredador y una presa particular (e. g., blanco, escasa frecuencia; azul marino, alta frecuencia). El color de las barras (izquierda) indica el tipo de componente alimentario: mamíferos (naranja), aves (amarillo), reptiles (verde oscuro), artrópodos (azul) y materia vegetal (verde claro). Los gráficos de la modularidad para cada año de muestreo aparecen en el Apéndice X.

El análisis de disimilitud de Whittaker indicó que en el 40% de las comparaciones entre años de muestreo existió recableado de las interacciones que osciló entre el 47.45% y el 48.64%, mientras que en el 60% restante existió un ligero recambio en la composición de especies que osciló entre el 53.33% y el 60.71%. Por otro lado, en el 100% de las comparaciones entre cada uno de los años de muestreo y con el conjunto de ellos, el recambio de especies osciló entre el 50% y el 65.74% (Cuadro 10). El muestreo realizado en 2018 fue el que más recableado de interacciones presentó cuando se le comparó con el resto de los años de muestreo, mientras que el muestreo de 2022 fue el que presentó más recambios de especies en comparación con el resto de los años (Cuadro 10).

Cuadro 10. Contribución relativa de las diferencias en la composición entre años de muestreo interanual: en azul se indica recableado de interacciones y en naranja el recambio de especies.

Años	2018-2022	2018	2019	2020	2021	2022
2018-2022	1					
2018	0.590	1				
2019	0.657	0.474	1			
2020	0.5	0.448	0.533	1		
2021	0.574	0.486	0.561	0.477	1	
2022	0.536	0.549	0.607	0.576	0.582	1

Los índices de robustez mostraron que frente a eventos de extinción puntual, la comunidad de depredadores y presas necesitaría perder el 45% ($R_{50} = 0.45$) de sus taxa menos conectados para provocar la extinción del 50% de todos los taxa en la comunidad (45% de presas mediante extinciones primarias y 5% de depredadores mediante eventos de extinción secundaria), mientras que se necesitaría perder el 95% ($R_{100} = 0.95$) de sus taxa para provocar la extinción del 100% de todos los taxa en la comunidad (95% de presas, mediante extinciones primarias y 5% de depredadores, mediante eventos de extinción secundaria). Estas estimaciones se pudieron evaluar detalladamente gracias a la simulación de extinciones puntuales en la comunidad, las cuales predijeron que la pérdida del 85.23% ($n = 75$) de las presas mediante extinciones primarias, provocaría la pérdida de los cinco depredadores del estudio mediante extinciones secundarias, lo que derivaría en una red totalmente desconectada con 11 taxa aislados.

La simulación de extinciones (ver Apéndice XI), sumada a los datos de modularidad (Figura 11), permitieron dilucidar que el oso negro sería el primer depredador en desaparecer al perderse 26 taxa de presas (*e. g.*, artrópodos, pequeños roedores, materia vegetal), provocando que siete taxa (biznaga *Ferocactus* sp., soyate *Nolina microcarpa*, pinos *Pinus* sp., encinos *Quercus* sp., herbáceas *Solanum* sp., yucas *Yucca* sp., así como otros frutos sin identificar como la Semilla 8) queden totalmente aislados en la red al no ser aprovechados por otros depredadores. Los gatos monteses, pumas y coyotes desaparecerían casi simultáneamente al extinguirse entre 63 y 66 taxa, en particular cuando se pierden algunas especies de aves y lepóridos. Por su parte, el lobo mexicano se extinguiría al perderse 75 taxa de presas en la comunidad (Figura 11a), generando que cuatro taxa de presas queden aislados en la red: gramíneas, enebros *Juniperus* sp., ganado bovino y venado cola blanca. De manera adicional, el promedio de los modelos nulos estima que mediante extinciones aleatorias sólo se extinguirían dos especies de depredadores (*e. g.*, oso negro y gato montés). Por otro lado, al considerar únicamente taxa de presas silvestres en la comunidad (Figura 11b), el oso negro sería el primer depredador en extinguirse al perderse 26 taxa de presas; en cambio, sería necesario perder 57 y 59 presas para que se extinga el lobo mexicano y el gato montés, respectivamente, mientras que para la extinción del puma y del coyote deberían perderse 62 y 64 taxa, respectivamente. En un escenario desprovisto de animales domésticos, el promedio de los modelos nulos estima que los cinco depredadores del estudio se extinguirían mediante extinciones aleatorias.

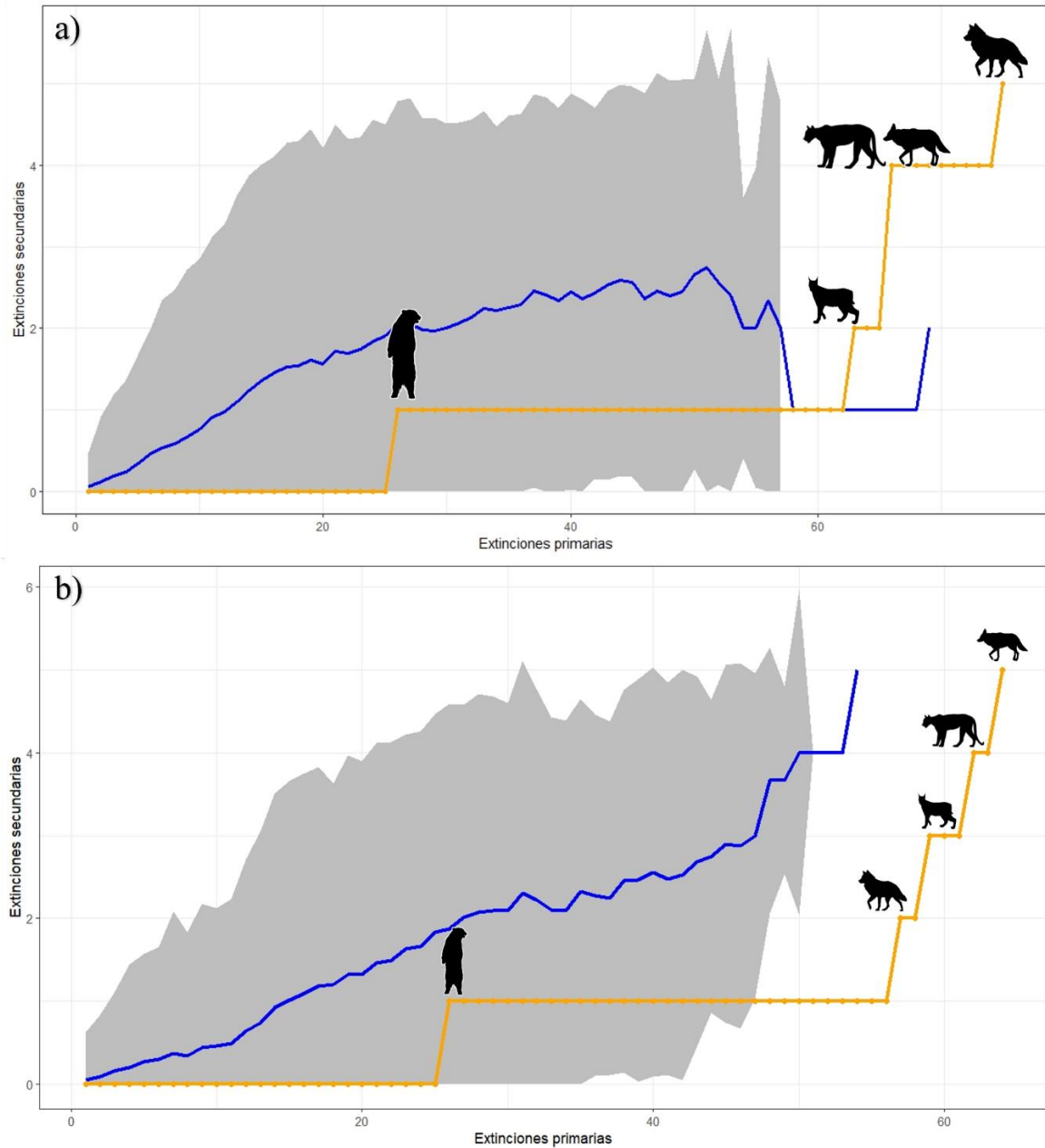


Figura 11. Comparación de las extinciones secundarias de depredadores acumuladas después de cada paso de extinción primaria en los taxa de presas para: a) todos los taxa de presas silvestres y domésticas y b) únicamente con taxa silvestres. La línea amarilla representa las extinciones secundarias del modelo y la línea azul, el promedio del intervalo de confianza de $\pm 95\%$ con respecto del área gris para las extinciones secundarias del modelo nulo. Las siluetas de los depredadores indican el punto en la secuencia de extinciones primarias donde cada depredador desaparecería de la comunidad a causa de una extinción secundaria.

Infografía y artículo de divulgación científica

El resumen, abstract y portada del artículo de divulgación se puede consultar en el apéndice XII, el cual ya fue publicado en el número 144 (octubre - diciembre) de Contactos (Reyes Díaz *et al.* 2025). En cuanto a la construcción de la infografía, se consideró 48 taxa como componentes alimentarios, de los cuales cinco fueron eliminados (mamíferos y materia vegetal no identificados), 23 fueron reagrupados en siete categorías y 20 permanecieron de forma independiente, resultando en 27 taxa de presas y cinco de depredadores (Figura 12). Después de descartar únicamente a los insectos, pequeños roedores y aves passeriformes, la infografía muestra que más del 90% de los taxa de la red también son aprovechados de manera cinegética, silvícola y/o tradicional por la población humana en Chihuahua, México.



Figura 12. Prototipo de infografía sobre interacciones tróficas entre depredadores y presas (líneas) en el noroeste de Chihuahua, México.

Discusión

Relevancia de la identificación genética de las heces fecales de los carnívoros

El desarrollo de métodos innovadores en la genética ha permitido enriquecer sustancialmente los resultados obtenidos en diferentes tipos de investigaciones biológicas. Por ejemplo, gracias a la implementación de métodos genético-moleculares realizados desde 1974 (Vázquez-Domínguez y Vega 2006), los estudios mastozoológicos en México se han visto altamente beneficiados en campos como la sistemática, taxonomía, filogeografía, e incluso la parasitología y virología de pequeñas especies (*e. g.*, roedores, quirópteros, eulipotiflos). No obstante, existe una carencia notable en el estudio de especies de mamíferos de talla mediana y grande, probablemente asociada con las complicaciones metodológicas, económicas y logísticas que implican el manejo directo de tales especies para obtener muestras genéticas. Esto es particularmente cierto para los carnívoros, los cuales en general son estudiados mediante métodos indirectos en México (Reyes-Díaz *et al.* 2021). En este sentido, como fue reportado por primera vez por Höss y colaboradores (1992), la búsqueda y recolecta de heces fecales, como método de estudio indirecto, puede contrarrestar tales limitaciones, ya que permite la obtención de material genético a partir de las muestras.

La secuenciación del material genético permite verificar la identidad de las especies a las que pertenecen las muestras recolectadas, contrarrestando la imprecisión que supone identificar a las heces fecales únicamente a través de sus características morfológicas y morfométricas (Monterroso *et al.* 2013, 2019; Losinger *et al.* 2015; Morin *et al.* 2016), en especial cuando se desarrollan estudios ecológicos sobre los hábitos alimentarios de las especies y, por ende, se evita generar información errónea (Jensen *et al.* 2022; Reyes-Díaz *et al.* 2024). No obstante, el análisis genético-molecular con dichos fines ha sido escasamente utilizado para los carnívoros en Norteamérica y Europa, alcanzando apenas el 8% ($n = 33$) de los estudios realizados entre 1992 y 2017 para Canidae, Felidae, Mustelidae y Ursidae (Monterroso *et al.* 2019). En México estos estudios son todavía más escasos y no contemplan más de dos especies en la misma área de estudio (Rueda *et al.* 2013; Alanis-Hernández *et al.* 2023; Reyes-Díaz *et al.* 2024). En el presente estudio, la identificación genética permitió verificar la identidad y distinguir entre las heces fecales de lobos mexicanos (*Canis lupus baileyi*) y los coyotes (*C. latrans*; Reyes-Díaz *et al.* 2024) sintópicos, las cuales presentan una alta similitud morfológica y morfométrica (Aranda 2012; Elbroch y McFarland 2019),

al igual que entre las heces de los félidos, incluyendo gatos monteses (*Lynx rufus*), ocelotes (*Leopardus pardalis*), pumas (*Puma concolor*) y jaguares (*Panthera onca*). Aunque los ocelotes y jaguares presentaron pocos registros en el área de estudio (Brown y López González 2001; López-González *et al.* 2014; del Pozo-López *et al.* 2025), la verificación genética de las heces fecales fue indispensable tanto para identificar a la especie como para obtener información adicional a partir de ese material genético.

La amplificación y estudio de regiones altamente variables del ADN como los microsatélites, permite caracterizar el genotipo de las muestras, haciendo posible identificar diferentes individuos en la población (De Barba *et al.* 2017), e inclusive su sexo al amplificar regiones específicas de los cromosomas sexuales donde se localizan los genes codificadores de la amelogenina o los dedos de zinc (Sembon *et al.* 2008; Farahvash *et al.* 2016; Phandee *et al.* 2016). Estos datos demográficos pueden representar una fuente de información sumamente valiosa para el estudio y propuesta de medidas de conservación para los carnívoros (De Barba *et al.* 2017), en especial para aquellos que se encuentran clasificados dentro de alguna categoría de riesgo para su conservación como los jaguares u osos negros (*Ursus americanus*; Eizirik *et al.* 2001; Montiel-Reyes *et al.* 2014); o incluso la población del lobo mexicano en vida libre en el país, ya que únicamente se han desarrollado estudios en ejemplares bajo el cuidado de especialistas (García-Moreno *et al.* 1996).

Se debe considerar que inclusive especies como pumas, gatos monteses y coyotes que no se encuentran dentro de alguna categoría de riesgo, pueden presentar incógnitas acerca de la diversidad genética en sus poblaciones, particularmente por presentar una amplia distribución en México y en el continente (Jensen *et al.* 2022; Lavariega *et al.* 2022; Murphy *et al.* 2022). Dichas especies no deben considerarse como unidades monotípicas, sino como conjuntos de poblaciones que pueden presentar una alta diversidad genética tanto dentro como entre sus poblaciones (Vázquez-Domínguez y Vega 2006), la cual se puede derivar a partir de barreras geográficas o antropogénicas tales como las carreteras o las grandes urbes (Anaya-Padrón *et al.* 2023). Por tanto, la situación hace indispensable que se aprovechen al máximo las muestras recolectadas no solo para abordar la ecología trófica de las especies, sino también para futuras investigaciones que permitan comprender y ayudar a planificar estrategias para entender y conservar el mundo natural.

Una de las limitantes para los métodos genético-moleculares es la cantidad y calidad del material genético extraído, la cual puede verse perjudicada por diferentes factores como: (1) la estacionalidad (*e. g.*, las lluvias o nevadas humedecen las muestras y promueven su contaminación), (2) la edad aparente de la muestra (*i. e.*, las muestras muy viejas pueden presentar deterioro del material genético), pero principalmente (3) la presencia de microorganismos que pueden contaminar o degradar el material genético de la muestra (Piggott 2004; Panasci *et al.* 2011; Saldívar Burrola 2015). A pesar de estos factores, los estudios realizados en México mostraron una alta eficacia para la extracción y amplificación de ADN de forma satisfactoria, logrando verificar entre el 87.4% - 88.4% de las muestras recolectadas en estudios que consideraron únicamente una especie objetivo (Saldívar Burrola 2015; Cerón Luna 2023), donde incluso se identificaron diferentes individuos y su sexo (Reyes Díaz 2021; Hernández Escobar 2022; Cerón Luna 2023). Por otro lado, cuando se consideraron comunidades de carnívoros, el porcentaje de eficacia presentó un espectro más amplio con verificación entre 67.8% - 84.2% (Lu *et al.* 2023; Cong *et al.* 2024). En cambio, en el presente estudio se logró verificar genéticamente el 95.3% de las muestras recolectadas, siendo las principales limitantes el error en la amplificación del ADN y la contaminación por agentes fúngicos, lo cual pudo deberse particularmente a un manejo incorrecto de las muestras durante la recolecta o incluso durante el procesamiento genético-molecular en el laboratorio (Kohn y Wayne 1997). La proliferación de hongos en la superficie de algunas muestras también fue el resultado de un mal procesamiento de secado bajo la radiación solar directa con lo que algunas heces fecales retuvieron humedad y se mantuvieron en un ambiente oscuro dentro de las bolsas de papel estraza. Ambas situaciones deben evitarse con la finalidad de no reducir el número de muestras viables para los análisis, especialmente cuando el número de muestras puede ser limitado por tratarse de especies raras, ya sea por su estatus de conservación o por los sitios por los que suelen desplazarse sean difíciles de abordar.

Diversidad de componentes alimentarios en la comunidad de carnívoros

Los carnívoros son animales destacados en los ecosistemas por los distintos roles ecológicos que desempeñan y aunque su clasificación sugiere que todos ellos tienen hábitos alimentarios hipercarnívoros (*i. e.*, dieta que se compone en más de 70% de carne; Holliday y Steppan 2004), la realidad es que en México casi el 90% de ellos son pequeños carnívoros o mesocarnívoros que también suelen alimentarse de insectos, panales y materia vegetal como frutos, tallos y hojas (Peña Mondragón y del Val 2022; Alanis-Hernández y Sánchez-Rojas 2025), lo que les permite aumentar sustancialmente la diversidad de componentes alimentarios en su dieta con respecto a aquellas especies que se alimentan casi exclusivamente de carne. En este sentido, la comunidad de carnívoros de talla mediana y grande en el noroeste de Chihuahua, México, mostró una asombrosa plasticidad alimentaria con 88 taxa como componentes alimentarios, los cuales permitieron detectar hábitos hipercarnívoros, tanto en los de talla grande (*i. e.*, lobo mexicano y puma) como en los mesocarnívoros (*i. e.*, gato montés), detectándose una menor diversidad de componentes en su dieta (entre 32 y 36 taxa) comparada con la de los osos negros (38 taxa) que presentaron hábitos omnívoros con tendencia a la insecto-herbivoría y de los coyotes (61 taxa) que se comportaron como omnívoros con tendencias a la carnivoría. La premisa se vio reforzada ya que, si bien las curvas de rarefacción indicaron que se muestreó la mayor parte de la diversidad en la dieta de los depredadores, desde la extrapolación se infiere que la diversidad podría incrementarse entre tres y nueve taxa en cada uno, especialmente en los osos negros y coyotes, los carnívoros con la mayor riqueza potencial de taxa en su dieta (45 y 65, respectivamente). No obstante, se debe considerar que el número efectivo estimado de componentes alimentarios estimado representó un porcentaje significativamente menor (entre 23% y 40%) al número de taxa identificados en la dieta de cada depredador, por lo que probablemente los nuevos taxa detectados podrían tener poca representación, pudiendo ser considerados como componentes incidentales en la dieta de los depredadores a partir de un consumo generalista/oportunista, tal y como fue observado en todos los miembros de la comunidad de carnívoros estudiada.

En México, los osos negros han sido caracterizados como una especie de carnívoro de talla grande en cuya dieta predominan los componentes vegetales, secundados por insectos y otros artrópodos (Juárez-Casillas y Varas 2013). Es probable que un muestreo ampliado

para los osos negros en el área de estudio derive en nuevos componentes alimentarios de esta naturaleza, aunque también podrían detectarse restos de mamíferos. Es decir, si bien los osos son capaces de capturar mamíferos de manera oportunista, también suelen comportarse como carroñeros facultativos dominantes, por lo que podrían aprovechar las presas cazadas por otros depredadores (Allen *et al.* 2014, 2015, 2021), en especial dentro de un área con alta diversidad de carnívoros. En un escenario diferente, los pumas son depredadores generalistas sumamente versátiles—estudios sobre sus hábitos alimentarios han reportado una diversidad de 232 especies consumidas a lo largo de América (Karandikar *et al.* 2022). Contrario a lo que se esperaría en depredadores de talla grande, parte de su diversidad estuvo representada por una alta frecuencia de presas de talla pequeña y mediana, por lo que ampliar el muestreo de heces fecales en la presente área de estudio podría resultar en taxa de mamíferos de mayor tamaño e inclusive reptiles y/o aves, tal y como se ha reportado para el Estado de Sonora (Rosas-Rosas *et al.* 2003, 2008; Cassaigne *et al.* 2016, 2020). La situación puede ser similar para el resto de los depredadores del estudio donde los nuevos taxa potenciales en sus dietas están representados únicamente por presas de talla pequeña. Por ejemplo, estudios en Norteamérica reportan 204 especies en la dieta del gato montés, destacando la diversidad de roedores y aves (Alanis Hernández 2019). Sin embargo, otro trabajo en la misma área de estudio mostró que incluso después de un periodo de muestreo prolongado que resultó en un mayor número de muestras de lobo mexicano, no se presentaron nuevas presas de tallas significativas en la dieta de estos depredadores reintroducidos (Reyes-Díaz *et al.* 2024). En cambio, los coyotes podrían presentar una variación a la tendencia observada, ya que su naturaleza omnívora generalista también les permitiría añadir nuevos componentes vegetales o de artrópodos en su dieta, tal y como se ha reportado con alta frecuencia en estudios realizados en Norteamérica (Jensen *et al.* 2022).

Considerando las diferentes categorías de componentes alimentarios, los mamíferos silvestres constituyeron casi el 50% ($n = 43$) del total de taxa en la dieta de la comunidad de carnívoros, lo que a su vez representa el 50.6% de las 85 especies de mamíferos silvestres presentes en el área de estudio y que podrían considerarse como presas potenciales para los depredadores (López-González y García-Mendoza, 2012, 2024). El Apéndice XIII contiene el listado de componentes alimentarios reportados, incluyendo a los mamíferos considerados como presas potenciales en la dieta de los depredadores en el noroeste de México. Cabe

mencionar que en el noroeste de México también se distribuyen tres especies de musarañas (Mammalia: Eulipotyphla) y 20 de murciélagos (Mammalia: Chiroptera; López-González y García-Mendoza, 2012, 2024), pero ninguna de ellas ha sido reportada como parte de la dieta de los carnívoros en el noroeste de México (Hernández *et al.* 1994; List *et al.* 2003; Rosas-Rosas *et al.* 2003, 2008; Silva Hurtado 2004; Luna Soria y López González 2005; Sierra Corona *et al.* 2005; Alvarado 2009; Bárcenas Rodríguez 2010; SEMARNAT/CONANP 2012; Cassaigne *et al.* 2016, 2020; Álvarez-Córdova *et al.* 2022; Reyes-Díaz *et al.* 2024). Sin embargo, estos órdenes no pueden descartarse como presas potenciales, ya que se han reportado musarañas como parte de la dieta de los gatos monteses y pumas en Norteamérica (Alanis Hernández 2019; Karandikar *et al.* 2022), e incluso en el Desierto Chihuahuense (López-Vidal *et al.* 2014), además de que Wroe y Wroe (1982) avistaron a un gato montés capturando murciélagos al vuelo en Arizona, EUA, mientras que Young (1958) mencionó que estos mesocarnívoros también pueden consumir murciélagos juveniles que han caído al suelo dentro de las cuevas. El consumo de murciélagos dentro de cuevas también se ha reportado en tlacuaches (*Didelphis marsupialis*), zorras grises (*Urocyon cinereoargenteus*) y gatos domésticos (*Felis catus*) en Chiapas, México (Martínez-Coronel *et al.* 2009). De hecho, es probable que el consumo de murciélagos esté más asociado con los mesocarnívoros que con los grandes carnívoros; *e. g.*, Theimer y colaboradores (2017) documentaron en Arizona, EUA, el consumo de murciélagos muertos por zorrillos listados (*Mephitis mephitis*), mapaches (*Procyon lotor*), zorras grises, gatos domésticos, e inclusive roedores, mientras que los perros domésticos (*C. l. familiaris*) y los coyotes solo abordaron a los cadáveres sin consumirlos. Es posible inferir que los lobos mexicanos podrían presentar la misma conducta.

Otros estudios de la región del noroeste de México han reportado el consumo de pumas, cacomixtles nortños (*Bassariscus astutus*), perritos de la pradera (*Cynomys ludovicianus*) y tuzas (*Thomomys umbrinus*) en la dieta de pumas, gatos monteses y coyotes en el noroeste de México (List *et al.* 2003; Rosas-Rosas *et al.* 2003, 2008; Luna Soria y López González 2005; Alvarado 2009), pero estas especies no fueron consumidas en el área de estudio. En cambio, aquí se reportan 17 nuevas especies de mamíferos (dos carnívoros y 15 roedores) consumidas por la comunidad de carnívoros en el noroeste de México, las cuales no habían sido registradas en estudios previos: zorra gris, tlalcoyote (*Taxidea taxus*), chichimoco (*Neotamias dorsalis*), ardilla de Abert (*Sciurus aberti*), tuza mexicana

(*Cratogeomys castanops*), ratón crespo de abazones (*Chaetodipus hispidus*), ratón de las rocas (*Peromyscus difficilis*), ratón de orejas negras (*P. melanotis*), ratón espinoso mexicano (*Heteromys irroratus*), rata algodónera crespa (*Sigmodon hispidus*), rata algodónera de orejas blancas (*S. leucotis*), incluyendo a algunas especies reportadas por Reyes-Díaz y colaboradores (2024): ardilla tachalote (*Sciurus nayaritensis*), tuza norteña pequeña (*Thomomys bottae*), ratón metorito mexicano (*Microtus mexicanus*), rata cambalachera mexicana (*Neotoma mexicana*), ratas algodónera de vientre leonado y de nariz amarilla (*S. fulviventer* y *S. ochrognathus*, respectivamente).

La materia vegetal fue la segunda categoría más diversa en la dieta de la comunidad de carnívoros con 25 taxa, de los cuales 19 taxa son nuevos registros tróficos, lo que incrementa a 37 taxa de plantas vasculares consumidas en el noroeste de México. Aunque el área de estudio no cuenta con inventarios de plantas vasculares que permitan conocer la proporción de plantas representadas en la dieta de los depredadores, se debe tomar en cuenta que estas plantas representan una proporción ínfima, considerando la diversidad existente en el centro del Estado (1322 especies; Estrada-Castillón y Villarreal-Quintanilla 2010), entre las cuales 163 son especies de árboles y arbustos de los bosques templados de Chihuahua (Lebgue-Keleng *et al.* 2015). También, los artrópodos estuvieron representados por 11 taxa en la dieta de los carnívoros, los cuales se incrementaron a 16 taxa consumidos por los carnívoros en el noroeste de México; sin embargo, esta diversidad disminuyó debido a que la mayor parte de los restos de artrópodos estaban triturados y se habían perdido caracteres de importancia taxonómica, por lo que la mayoría de las muestras sólo se identificaron al nivel de Orden o Familia. Las excepciones fueron las hormigas del género *Camponotus* y los alacranes de manos gordas (*Diplocentrus peloncillensis*; López-González *et al.* 2009). Sierra-Corona y colaboradores (2005) también han reportaron el consumo de caracoles (Filo Mollusca) por osos negros en Sonora, México.

De manera similar, la inexistencia de guías de identificación para plumas y/o escamas disminuyó la diversidad de aves y reptiles. En la mayoría de las aves sólo se logró la identificación al nivel de Clase, con excepción de la chara pechigrís (*Aphelocoma wollweberi*) y del guajolote silvestre (*Meleagris gallopavo*). En los reptiles la identificación fue al nivel Suborden (*i. e.*, Lacertilia y Serpentes; Reyes Díaz 2021). Otros estudios han reportado el consumo de especies en las Familias Corvidae y Cathartidae entre las aves, así

como de víboras del género *Crotalus* y de tortugas (*Gopherus agassizii* y *Kinosternon sonoriense*) entre los reptiles (Hernández *et al.* 1994; Rosas-Rosas *et al.* 2008; Cassaigne *et al.* 2016, 2020). Se debe tomar en cuenta que el área de estudio posee una alta diversidad de aves (227 especies; Manzano-Fischer *et al.* 2006), mientras que el Estado de Chihuahua posee una alta diversidad de reptiles (137 especies; Lemos-Espinal *et al.* 2017), por lo que el listado de presas potenciales en estas Clases para la comunidad de carnívoros en el noroeste de Chihuahua, México, podría ampliarse significativamente, aun sin considerar a las 38 especies de anfibios reportadas para el estado (Lemos-Espinal *et al.* 2017). Para reducir las limitaciones de la identificación taxonómica de los ítems contenidos en las heces fecales, se deben ampliar los métodos genético-moleculares y anexarlos a la identificación de las presas consumidas con ayuda de la secuenciación de alto rendimiento (HTS, por sus siglas en inglés *high-throughput sequencing*; Nielsen *et al.* 2018; Monterroso *et al.* 2019); la HTS permite identificar una amplia diversidad de presas mediante unidades taxonómicas moleculares (MOTU, por sus siglas en inglés), lo cual no solo se puede aplicar para analizar la dieta de los carnívoros, sino también para la dieta de otras especies de tallas menores (Lopes *et al.* 2015; Ushio *et al.* 2018; Sato 2024).

Consumo diferencial de los componentes alimentarios en la comunidad de carnívoros

El noroeste de México posee la comunidad de carnívoros más grande del país, haciendo necesaria una amplia diversidad y disponibilidad de recursos alimentarios que permita reducir potencialmente la competencia entre ellos (Chen *et al.* 2024; Cong *et al.* 2024). Sin embargo, es posible que los competidores se adapten para consumir en diferentes proporciones los recursos alimentarios compartidos, o bien, que los consuman en diferentes hábitats o periodos, promoviendo así la coexistencia entre ellos (*i. e.*, partición de nicho derivada de exclusión competitiva; Garrote y Pérez de Ayala 2019; Cong *et al.* 2024).

El venado cola blanca: un recurso indispensable

Si bien la comunidad de carnívoros del noroeste de Chihuahua, México, se caracterizó por una alta diversidad de mamíferos en sus dietas, los ungulados silvestres destacaron al aparecer en poco más del 25% de las muestras (*FA*) y alcanzando casi el 20% de los componentes alimentarios (*PA*), lo que representó el 42% de la biomasa relativa consumida (*BRC*) por ellos. A pesar de que dicha subcategoría está compuesta por el pecarí de collar (*Dicotyles tajacu*), el venado bura (*Odocoileus hemionus*) y el venado cola blanca (*O. virginianus couesi*), este último fue la presa silvestre más importante para la comunidad al representar el 94.7% ($n = 506$) de las muestras de ungulados silvestres. Aunque el venado cola blanca estuvo presente en la dieta de todos los depredadores del estudio, su consumo fue predominante para los pumas, lobos mexicanos y coyotes (24% - 39.8% de *FA*), en comparación con los osos negros y gatos monteses (5.4% y 10.3% de *FA*, respectivamente).

La tendencia sobre el consumo de ungulados silvestres en esta comunidad de carnívoros fue similar a los reportes individuales de algunos de sus miembros en el Estado de Sonora, México. Los pumas tuvieron una mayor *FA* del venado cola blanca en sus muestras (46.6% - 74%), dejando a los pecaríes como presas complementarias (3% - 35%; Luna Soria y López González 2005; Rosas-Rosas *et al.* 2008; Cassaigne *et al.* 2016, 2020). En cambio, la aparición de los venados cola blanca en la dieta de osos negros y gatos monteses fue menor (2.9% y 7.8% de *FA*, respectivamente; Silva Hurtado 2004; Luna Soria y López González 2005; Sierra Corona *et al.* 2005). En algunas localidades, los borregos cimarrones (*Ovis canadensis*) fueron otra especie de ungulado silvestre predominante en la dieta de los pumas (40% de *FA*), mientras que los venados bura y pecaríes fueron presas complementarias (15% - 17% de *FA*; Rosas-Rosas *et al.* 2003). No obstante, para los

mesocarnívoros (*i. e.*, coyotes y gatos monteses) los venados cola blanca tuvieron mayor *FA* en su dieta (6% - 18.9%) que los borregos cimarrones y pecaríes (1.9% - 9.9%; Alvarado 2009).

Este patrón mostró que la dieta de los pumas en el noroeste de México se compone principalmente de ungulados de talla mediana y grande, donde la selección de la especie de ungulado a consumir puede depender de su disponibilidad, abundancia y fluctuaciones poblacionales (Rosas-Rosas *et al.* 2003; Cassaigne *et al.* 2020). Además, los análisis de correspondencia mostraron una alta correspondencia entre el consumo de venado cola blanca en matorrales xerófilos y desérticos en la dieta de los pumas del área de estudio, lo que puede estar asociado a la partición de nicho que reduce la competencia con los lobos en los bosques de pino-encino, ya que se ha reportado que las manadas de estos cánidos pueden suprimir la presencia y consumo de ungulados por pumas en EUA (Kortelo *et al.* 2007; Bartnick *et al.* 2013; Elbroch *et al.* 2018). En este sentido, los cérvidos son la presa silvestre más importante para los lobos mexicanos tanto en México como en EUA (Reyes-Díaz *et al.* 2024), aunque el consumo de venado cola blanca en México (34.7% de *FA*) fue menor en comparación al consumo de wapitíes (*Cervus canadensis*) en EUA (48% - 73.4% de *FA*; Reed *et al.* 2006; Carrera *et al.* 2008; Merkle *et al.* 2009). Los wapitíes no se distribuyen de manera natural en México (Carrera y Ballard 2003), pero tienen una amplia distribución y disponibilidad en EUA, por lo que pueden aportar grandes cantidades de biomasa a la dieta de los lobos mexicanos (36% - 98%), lo que probablemente disminuye la representatividad de otras presas de tallas menores en su dieta, ya que incluso los venados bura y cola blanca fueron presas complementarias e incidentales en EUA (Reed *et al.* 2006; Carrera *et al.* 2008; Merkle *et al.* 2009; Smith *et al.* 2023).

A pesar de que los venados bura son más grandes que los venados cola blanca (74.5 kg y 57.5 kg, respectivamente; Leopold 1959; Galindo-Leal y Weber 1998) y que se pueden suponer como la presa más relevante en cuanto a la cantidad de biomasa que podrían ofrecer a la comunidad de carnívoros en el noroeste de Chihuahua, México, se debe considerar que la mayoría de sus muestras fueron recolectadas en los bosques de pino y encino (78.3%; $n = 1627$). Esta situación pudo haber sesgado la aparición de los venados buras, ya que suelen distribuirse en zonas abiertas con cobertura vegetal de altura media, como es el caso de los matorrales desérticos y pastizales (Pérez-Solano y Gallina Tessaro 2019), tal y como se

detectó aquí en un par de muestras de coyote en el presente estudio. La situación puede ser similar para los berrendos (*Antilocapra americana*) y los bisontes (*Bison bison*), los cuales se distribuyen en los matorrales y pastizales del área de estudio, aunque ambas especies son localmente raras debido a que sus poblaciones fueron diezmadas durante el siglo XX y actualmente se encuentran en recuperación, por lo que es poco probable que aparezcan en la dieta de los depredadores (Leopold 1959; Carreón-Hernández y Lafón-Terrazas 2018, SEMARNAT/CONANP 2018; Reyes-Díaz *et al.* 2024).

Un caso particular se observó en la dieta de los coyotes, donde los venados cola blanca fueron la presa silvestre más frecuente (21.9% de *FA*) en el noroeste de Chihuahua, México, contra lo que se ha reportado en resto del país (Jensen *et al.* 2022), donde los coyotes suelen comportarse como mesocarnívoros que consumen grandes proporciones de pequeños mamíferos, materia vegetal y lagomorfos (> 20% de *FA* c/u), mientras que los ungulados son presas incidentales (< 10% de *FA*). Por otro lado, en los bosques de Canadá y del norte y este de EUA los coyotes suelen consumir grandes ungulados en mayores proporciones (20% - 40% de *FA*) con respecto a la mayoría restante de componentes alimentarios (Jensen *et al.* 2022). Se ha hipotetizado que la extirpación de los lobos en diferentes partes de Norteamérica promovió que los coyotes adoptaran parte de su rol ecológico en los ecosistemas, comportándose como depredadores ápice (Mathews y Porter 1992; Ballard *et al.* 1999; Roemer *et al.* 2009; Ripple *et al.* 2013). No obstante, debido a su talla, incluso cazando en grupos, suelen ser ineficientes para capturar presas mucho más grandes que ellos como los wapitíes, alces (*Alces alces*) o caribúes (*Rangifer tarandus*; Benson *et al.* 2017), cazando mayormente venados cola blanca (Patterson y Messier 2000; Kilgo *et al.* 2012); inclusive, mientras mayor es la densidad de coyotes en el área, aumenta la incidencia de caza de venados bura (Hayward *et al.* 2023). En el caso de México, antes de su extirpación de la vida silvestre, los últimos lobos mexicanos fueron capturados en la década de los 1970s (McBride 1980), lo que posiblemente—en ausencia de este depredador ápice que los suprimiera—les permitió tanto a los coyotes como a los pumas aprovechar al máximo a los grandes ungulados disponibles (Avrin *et al.* 2023). Incluso después de la reintroducción de los lobos en el país, los coyotes continúan alimentándose constantemente de ungulados, incluyendo a especies domésticas en altas proporciones (17.9% de *FA*) que superan el consumo de otros componentes alimentarios (< 17.4% de *FA* c/u). Por tanto, el noroeste de Chihuahua, México,

puede considerarse la región más sureña de Norteamérica donde los coyotes se comportan más como un depredador ápice que como un mesocarnívoro.

Es totalmente viable que los venados cola blanca sean la presa silvestre más consumida por los pumas, lobos mexicanos y coyotes, considerando no solo la talla de estos cérvidos, sino que también son relativamente abundantes en los predios y ejidos del área de estudio (López-González *et al.* 2018-2021; Lara-Díaz *et al.* 2022), así como en las áreas colindantes del Estado de Sonora, México (Lara-Díaz *et al.* 2011); aunque no existen estudios formales sobre su abundancia y densidad poblacional en el Chihuahua, México (Mandujano *et al.* 2024). No obstante, se debe considerar que los venados cola blanca son un recurso esencial no solo para la comunidad de carnívoros, sino también para los seres humanos (*i. e.*, usos tradicionales y cinegéticos de subsistencia o deportivos). El venado cola blanca es el cérvido de mayor distribución en México (Gallina *et al.* 2014), además de ser la especie cinegética más importante en todo el país y se le considera como un trofeo de caza básico (Villarreal *et al.* 2014). Se debe tomar en cuenta que, de existir prácticas de caza excesivas e insostenibles, la disponibilidad de venados cola blanca puede disminuir y poner en riesgo a las poblaciones de depredadores debido a la escases y/o ausencia de presas de talla similares en el área de estudio (Parsons *et al.* 2022; Reyes-Díaz *et al.* 2024). Además, otro factor de riesgo para la resiliencia de los venados cola blanca es la competencia con el ganado por el forraje (Ripple *et al.* 2015; Gordon 2018), lo que genera conflictos con los productores ganaderos no solo con los ungulados silvestres, sino también con los depredadores que se han beneficiado al consumir ganado (Flores-Armillas *et al.* 2020; Chinchilla *et al.* 2022).

El ganado: promotor de conflicto entre productores y depredadores

El ganado que fue consumido con alta frecuencia (15.3% de *FA*, 11.8% de *PA* y 29% de *BRC*) por la comunidad de carnívoros del noroeste de Chihuahua, México, estuvo representado por ovinos (*Ovis aries*), equinos (*Equus caballus*), pero primordialmente por bovinos (*Bos taurus*; 95.3% de las muestras, $n = 302$). Los bovinos fueron consumidos por todos los depredadores del estudio, pero principalmente por los cánidos (20.7% y 17.2% de *FA* para lobo mexicano y coyote, respectivamente) y los pumas (11.3% de *FA*), mientras que su consumo fue poco frecuente en los osos negros y gatos monteses (3.5% y 3.7% de *FA*, respectivamente). De igual forma, aunque fueron consumidos con poca frecuencia, los caballos aparecieron en la dieta de lobos mexicanos, pumas y coyotes (0.3% - 1.1% de *FA*),

mientras que estos últimos y los gatos monteses también consumieron borregos (0.3% y 0.6% de *FA*, respectivamente). Esta misma tendencia e importancia de los ungulados se presentó en la dieta de los lobos mexicanos, coyotes y pumas, lo que indica que estos carnívoros aprovechan de manera indistinta las presas que tienen disponibles en el medio; *i. e.*, hacen uso de ungulados domésticos debido a la ausencia de otras presas silvestres de talla grande además del venado cola blanca, tal como ha ocurrido con otros depredadores en diferentes partes del mundo (Khan *et al.* 2018, 2020; Ugarte *et al.* 2019).

El consumo de ganado bovino y ovino por pumas ha sido reportado en proporciones similares en Sonora, México (6.8% - 12%; Rosas-Rosas *et al.* 2008; Cassaigne *et al.* 2016, 2020), así como en proporciones inferiores, aunque con grandes aportes de biomasa, en la dieta de los osos negros (1% de *FA* y 1.4% - 50% de *BRC*; Silva Hurtado 2004; Sierra-Corona *et al.* 2005). A pesar de que no existen estudios sobre el consumo de ganado por carnívoros en el área de estudio, entre los años 2013 - 2020 se reportaron 86 eventos de depredación provocados por pumas (45.3%), coyotes (33.7%), lobos mexicanos (18.6%), osos negros e incluso perros ferales (1.2% c/u). Aunque el 87.2% ($n = 75$) de los reportes fueron cubiertos por el Seguro de Muerte por Ataque de Depredadores (SMAD; por un monto igual a \$527,175.00 mxn; García-Chávez *et al.* 2020), la implementación de dicho seguro presenta deficiencias que pueden ocasionar insatisfacción entre los pobladores de la región (Rosas-Rosas *et al.* 2015; Lara-Díaz *et al.* En prensa). Esta situación hace necesario buscar otras alternativas para evitar la depredación de ganado en lugar de utilizar compensaciones económicas, lo que eventualmente podría permitir la coexistencia entre humanos y depredadores. Sin embargo, para poder generar estrategias viables y funcionales que eviten este tipo de conflictos, primero es necesario detectar los patrones de consumo de ganado por la comunidad de carnívoros en el noroeste de México.

En el área de estudio se encontró una alta correspondencia entre el consumo de ganado por pumas y coyotes en los pastizales, así como el consumo de carnívoros por puma y el consumo de ardillas, lepóridos y vegetación desértica por coyotes en este tipo de ecosistema. Los pumas son carnívoros de talla grande que incluyen una gran diversidad de otros carnívoros como parte de su dieta a lo largo de América ($n = 32$ especies; Karandikar *et al.* 2022). Esta tendencia también se observó en el presente estudio, ya que los pumas tuvieron el mayor consumo y diversidad de carnívoros en su dieta (6.5% de *FA*; $n =$ seis

especies: coatí [*Nasua narica*], comadreja de cola larga [*Neogale frenata*], gato montés, mapache, zorra gris y zorrillo listado). El consumo de ganado y de carnívoros por grandes félidos ha sido asociado con la ausencia de ungulados silvestres en el área (Khan *et al.* 2018, 2020), lo que podría explicar los hábitos alimentarios de los pumas en los pastizales. Por otro lado, ya se había propuesto que el consumo de ganado por coyotes en los pastizales de la Reserva de la Biósfera de Janos (RBJ), Chihuahua, México, podría estar relacionado probablemente a la disminución de presas silvestres importantes para estos cánidos, tales como las ratas canguro (*Dipodomys* sp.) y lepóridos (Lagomorpha), pero principalmente por la desaparición de diferentes colonias de perritos de la pradera (*Cynomys ludovicianus*) en la reserva (List *et al.* 2003; Gómez-Vieyra y Domínguez-Castellanos 2024). Por su parte, Torres-Romero y colaboradores (2023) han reportado que la depredación de ganado por coyotes suele estar asociado a los pastizales y zonas agrícolas.

En Sonora, México, los ataques provocados por jaguares y pumas se han visto asociados positivamente con los matorrales xerófilos y bosques de encino, además de la proximidad con cuerpos permanentes de agua y caminos (Rosas-Rosas *et al.* 2010). En este sentido, tanto los pastizales como los matorrales suelen ser vegetación secundaria que provoca discontinuidad en los parches de bosque, al igual que las parcelas agrícolas y caminos, lo que suele generar que los carnívoros deambulen por estos sitios y se encuentren con la producción de ganado bajo sistemas extensivos, facilitando así su consumo especialmente cuando el ganado se encuentra desatendido o con ningún tipo de protección (Mijiddorj *et al.* 2018; Guerrero-Rodríguez *et al.* 2020; Reyes-Díaz *et al.* 2024; Torres-Romero *et al.* 2024). Por otro lado, se debe considerar que el ganado no se distribuye exclusivamente en zonas abiertas como los pastizales y matorrales, sino que también suele abundar en los bosques del área de estudio bajo las mismas condiciones de manejo descritas (Callejas-Juárez *et al.* 2014; Servicio de Información Alimentaria y Pesquera [SIAP] 2023). Por ende, en el presente estudio se encontró una alta correspondencia entre el consumo de ganado por lobos mexicanos en los bosques de pino y encino, al igual que una correspondencia moderada en el consumo de ganado por oso negro en los bosques de pino y matorrales xerófilos. Tanto los lobos mexicanos como los osos negros son especies en peligro de extinción asociadas a los bosques de la Sierra Madre Occidental (SMOc; Delfín-Alonso *et al.* 2012; Heffelfinger *et al.* 2017), por tanto, es factible que ambas especies suelen

consumir ganado en estos ecosistemas, mientras que los pumas y coyotes lo hacen en zonas abiertas.

El oso negro fue el depredador con la menor proporción de consumo de ganado en el área de estudio, lo que se respalda por un solo evento de depredación registrado para esta especie dentro del área (García-Chávez *et al.* 2020). Esta situación es bastante contrastante con lo reportado en el noreste de México (Peña-Mondragón y Castillo 2013), donde los osos negros fueron la segunda especie de carnívoro con el mayor número de ataques al ganado ($n = 549$), solo por detrás de los coyotes ($n = 777$). Aunque los osos negros ocasionaron las mayores pérdidas económicas debido a su alto consumo de ganado caprino, bovino y ovino (\$43,077.00 dólares; Peña-Mondragón y Castillo 2013), en el noroeste de Chihuahua su consumo de bovinos fue ínfimo. Aun así, a nivel nacional los osos negros provocaron el 5% de los ataques al ganado, cifra que sólo es eclipsada por los cánidos y félidos como los mayores causantes de pérdidas ganaderas, tanto a nivel nacional como internacional (Ugarte *et al.* 2019; Torres-Romero y Bender 2024).

En el periodo 2017-2020, los reportes por depredación de ganado provocados por cánidos (*i. e.*, coyotes y perros ferales) comprendieron el 50.3% a nivel nacional (Torres-Romero *et al.* 2023), aún sin considerar los reportes de lobo mexicano en el noroeste de México (García-Chávez *et al.* 2020; Lara-Díaz *et al.* En prensa). El lobo mexicano fue el depredador con el mayor consumo de ganado en el área de estudio, lo que ha provocado aversión entre los pobladores de la región (López-González *et al.* 2021; Lara-Díaz *et al.* 2022). No obstante, se debe considerar que en el área de estudio y a nivel internacional, los lobos suelen consumir mayor proporción de presas silvestres que ganado bovino, aun cuando este sea abundante en el área (Janeiro-Otero *et al.* 2020); sin embargo, este patrón depende de la disponibilidad de presas silvestres como ha ocurrido con los lobos mexicanos en EUA y otras subespecies en países europeos (Reed *et al.* 2006; Carrera *et al.* 2008; Merkle *et al.* 2009; Mattioli *et al.* 2011; Nowak *et al.* 2011; Davis *et al.* 2012; Wagner *et al.* 2012). También, cabe señalar que los lobos suelen consumir los cadáveres de ganado que están disponibles en el paisaje (Morehouse y Boyce *et al.* 2011; Reyes-Díaz *et al.* 2022, 2024), los cuales pueden ser producto de condiciones climáticas extremas, accidentes o incluso envenenamiento por plantas silvestres (Allison *et al.* 2016; Contreras Servín 2016; Domínguez 2016). Es difícil cuantificar cuál es la disponibilidad de cadáveres y cómo

contribuye al consumo reportado de ganado, lo que a su vez complica discernir entre los probables eventos de depredación y del consumo de carroña en la dieta (Reyes-Díaz *et al.* 2024). Por tanto, para evitar que los lobos y otros depredadores se acostumbren a alimentarse de este recurso, se ha recomendado la eliminación sanitaria del ganado muerto (Morehouse y Boyce *et al.* 2011).

El alimento suplementario: instrumento contra conflictos

Los conflictos humano-depredador en el noroeste de México tuvieron auge durante el siglo XX, cuando los reportes y anécdotas acerca de la depredación de ganado entre los pobladores provocó la persecución de todos los depredadores de la región y culminó en la extinción del oso plateado y la extirpación del lobo mexicano en vida libre (de la Peña 1947; Brown 1983; Reyes-Díaz *et al.* 2022). La situación requirió de la planificación e implementación de estrategias que redujeran e inhibieran potencialmente los conflictos, en particular con la población de lobo mexicano que actualmente intenta reintegrarse a vida silvestre (López-González *et al.* 2021; Lara-Díaz *et al.* 2022). La suplementación de carne de cerdo doméstico (*Sus scrofa*) resultó en una estrategia relevante que utilizó los hábitos de los lobos por consumir animales muertos de talla grande, disponibles en el paisaje (Morehouse y Boyce 2011; Ciucci *et al.* 2020; Klauder *et al.* 2021), lo que a su vez resultó en que fuera el segundo componente más consumido por los lobos mexicanos (27% de *FA*, 21.4 de *PA* y 22.9% de *BRC*) y que superara la ingesta de ganado en el área de estudio (Reyes-Díaz *et al.* 2024).

Se ha observado que esta estrategia puede llegar a reducir la aparición de ganado en la dieta de los lobos mexicanos (Reyes Díaz 2021), además de favorecer la supervivencia de los individuos que se integran recientemente a la vida silvestre, debido a su historial bajo cuidado humano, edad y/o condición social (*e. g.*, individuos solitarios; Wikenros *et al.* 2023). Además, también puede ayudarlos a establecer un territorio fijo al provocar que visiten recurrentemente los sitios de suplementación (López-González *et al.* 2018, 2019, 2020, 2021; Lara-Díaz *et al.* 2022). Cabe mencionar que la localización del alimento suplementario dentro del territorio potencial de los lobos posiblemente ocasionó su baja aparición en las dietas del resto de los depredadores, aun cuando tuvo grandes aportes de biomasa (2.1% - 8.3% de *FA* y 12.3% - 22.9% de *BRC*). Asimismo, se encontró una correspondencia moderada entre el consumo de alimento suplementario por coyotes, pumas y gatos monteses en los

bosques de pino y encino, debido a que los sitios de suplementación se localizaban en estos tipos de ecosistemas donde se registraba la mayor actividad de los lobos mexicanos en el área de estudio (López-González *et al.* 2018, 2019, 2020, 2021; Lara-Díaz *et al.* 2022).

El alto consumo de alimento suplementario por los lobos mexicanos (Reyes-Díaz *et al.* 2024) corrobora la tendencia a preferir el consumo de presas de talla grande, las cuales les brindan grandes cantidades de biomasa, como el caso de los wapitíes en EUA (Reed *et al.* 2006; Carrera *et al.* 2008; Merkle *et al.* 2009). Además, el consumo de alimento suplementario requiere de una menor inversión energética, ya que no necesitan cazar a su presa para alimentarse (Metz *et al.* 2020). La situación también se asocia a que el alimento suplementario suele ser efectivo cuando las demandas alimentarias de los carnívoros no se satisfacen fácilmente con los recursos naturales (Garshelis *et al.* 2017), como la baja diversidad de presas de talla grande para los lobos en el área de estudio, pero también es eficaz cuando el alimento es atractivo para las especies de interés y cuando los carnívoros no asocian la alimentación con los seres humanos (Garshelis *et al.* 2017), como pudo haber ocurrido con el resto de depredadores del estudio, así como con otros mamíferos e incluso aves que se distribuyen en el área (Reyes Díaz 2021).

El alimento suplementario también pudo fungir como una alternativa frente al consumo de ganado e incluso de presas silvestres de talla pequeña (Reyes-Díaz *et al.* 2024). Al respecto, se ha observado que el consumo de ganado en países asiáticos y europeos es alto cuando existe baja disponibilidad de presas de talla mediana y grande (Newsome *et al.* 2016). Sin embargo, se debe considerar que el alimento suplementario no se distribuye de forma natural en el área de estudio y por ello puede llegar a representar una alta inversión económica para solventarlo, resultando en que este recurso se vuelva inviable para los proyectos de conservación a mediano y largo plazo (López-González *et al.* 2018, 2019, 2020, 2021; Lara-Díaz *et al.* 2022). Por ello, se deben buscar alternativas silvestres que puedan remplazar la carne de cerdo doméstico en la dieta de los lobos reintroducidos en México. En este sentido, el área de estudio también posee poblaciones de pecarí de collar—un ungulado de talla mediana—que, a pesar haber sido consumido por todos los depredadores de la comunidad estudiada, tuvo baja *FA* en sus dietas (0.3% - 4.8%), siendo los pumas sus principales depredadores. Posiblemente esto se deba a que estos ungulados presentan un comportamiento agresivo y gregario como los jabalíes del viejo mundo (Mech y Boitani 2003), lo que podría

dificultar su captura, incluso para los depredadores que suelen matar rápidamente a sus presas como los félidos. En algunas localidades de Sonora, México, se ha registrado un alto consumo de pecaríes por pumas (Luna Soria y López González 2005) e incluso se ha propuesto que la suplementación de estos ungulados *in vivo* podría disminuir la depredación de ganado por parte de pumas y jaguares al haber mayor disponibilidad de presas de talla mediana, aunque también podría disminuir el consumo de otras presas silvestres de tallas menores (Cassaigne *et al.* 2020).

Las presas subestimadas: animales medianos, pequeños y muy pequeños

Los ungulados y el alimento suplementario, representados por siete especies (8% de la diversidad de taxa en la comunidad) con más de 25 kg de peso, dominaron en la dieta de los lobos mexicanos, pumas e incluso coyotes, aunque en estos últimos más del 60% de los ítems encontrados en sus muestras comprendió otros componentes alimentarios (*PA*), entre ellos presas de tallas menores. No obstante, en la comunidad de carnívoros del noroeste de Chihuahua, México, los gatos monteses tuvieron el mayor consumo de presas de talla pequeña y mediana con hasta el 90.6% de sus muestras (*FA*), alcanzando el 75.8% de los ítems en ellas (*PA*). Por ende, ambos depredadores presentan hábitos alimentarios propios de mesocarnívoros, aunque los gatos monteses tendieron a la hipercarnivoría al igual que todos los félidos del mundo (*i. e.*, carnívoros estrictos; Sarasola *et al.* 2016). Por su parte, los coyotes presentaron un comportamiento tendiente hacia los depredadores ápice sin descartar o suprimir a las presas pequeñas y medianas en su dieta (39.1% de *FA* y 29.2% de *PA*), en contraposición a lo que se ha observado en los lobos mexicanos (*i. e.*, un depredador ápice) cuyo consumo de presas de talla grande (*i. e.*, venado cola blanca, ganado bovino y alimento suplementario) disminuye la aparición de otras presas silvestres en la dieta con la subsecuente reducción en el consumo de presas de tallas menores, las cuales solo son consideradas como componentes complementarios en su dieta (Reyes-Díaz *et al.* 2024).

En Norteamérica, los gatos monteses se caracterizan por alimentarse frecuentemente de lepóridos y roedores (Granorden: Glires), cuyas especies consumidas varían dependiendo de la localidad estudiada (Alanís Hernández 2019). El noroeste de México no fue la excepción ya que los glires aparecieron en el 65% - 100% de las muestras (*FA*), mientras que los reptiles (*i. e.*, lagartijas y serpientes) y las aves fungieron como presas complementarias. Por otra parte, en el Estado de Sonora también se ha documentado el consumo incidental de

mesocarnívoros (*i. e.*, zorrillo listado y comadreja de cola larga) y venado cola blanca (Luna Soria y López González 2005; Alvarado 2009; Bárcenas Rodríguez 2010). En cambio, en el área de estudio se observó que los ungulados, tanto silvestres como domésticos, fueron presas complementarias para los gatos monteses (14.5% de *FA*), superando la ingesta del resto de componentes con excepción de los glires. Se estimó que los ungulados aportaron el 67.4% de la *BRC* para los gatos monteses, la cual asciende a 84.7% si se considera el alimento suplementario; es decir, que a pesar de que las presas de talla grande fueron escasas en la dieta de los gatos monteses, sus altos pesos eclipsaron la biomasa de las presas de talla pequeña como glires, aves y reptiles (presas con peso promedio de 1.9 kg; Luna Soria y López González 2005). Debido a su talla menor, es muy probable que el consumo de ganado por gatos monteses se haya derivado por necrofagia de los cadáveres disponibles en el paisaje, como en el caso del alimento suplementario; mientras que la ingesta de venado cola blanca pudo resultar de la captura de cervatillos como se ha reportado en EUA, aunque algunos individuos han sido capaces de cazar venados cola blanca adultos (Larivière y Walton 1997; Labisky 1998; Morin *et al.* 2016).

En Sonora, México, los coyotes presentaron una tendencia similar a los gatos monteses, ya que sus presas principales fueron los glires y sus presas complementarias fueron reptiles, aves, carnívoros (*i. e.*, cacomixtle norteño) y ungulados (Hernández *et al.* 1994; Alvarado 2009). A pesar de que en el área de estudio los ungulados y el alimento suplementario fueron frecuentes en la dieta de los coyotes y aportaron grandes cantidades de *BRC* (89%), los glires no fueron eclipsados, ya que estuvieron presentes en el 26.4% de todas sus muestras, aunque la *BRC* aportada fue mínima (7.9%) por la talla de estas presas. Las diferencias en la dieta de los coyotes documentadas en los estados de Chihuahua y Sonora, México, pueden derivar de la adaptabilidad de los coyotes, lo que provoca que su dieta varíe considerablemente de acuerdo con los cambios estacionales y geográficos en la disponibilidad de sus presas (List *et al.* 2003). A pesar de que Álvarez-Córdova y colaboradores (2022) reportaron que los coyotes suelen usar indistintamente los pastizales y los bosques en Chihuahua, México, en el presente estudio se detectaron patrones de consumo dependiendo el tipo de hábitat, donde los coyotes mostraron una alta correspondencia en el consumo de ardillas y lepóridos dentro de los pastizales y una correspondencia moderada en el consumo de mesocarnívoros y pequeños roedores en los bosques de pino y encino. Esto se

contrapone con Hayward y colaboradores (2023), quienes reportaron que los coyotes suelen evitar mamíferos pequeños, mesocarnívoros y especies arborícolas en su dieta a nivel continental. El patrón de los coyotes en el presente estudio también puede estar asociado con eludir la competencia con otros mesocarnívoros como los gatos monteses, los cuales tuvieron una correspondencia moderada en el consumo de glires en los bosques de pino y encino. Asimismo, cabe resaltar que se detectó una alta correspondencia en el consumo de ardillas y lepóridos por lobos en los bosques de pino y encino, lo que podría provocar una supresión en los mesocarnívoros (Moll *et al.* 2021; Rodríguez Curras *et al.* 2024).

En Sonora, México, los pumas consumieron frecuentemente lepóridos (3% - 33% de *FA*) y otros carnívoros (12% - 25% de *FA*), siendo estos últimos uno de los grupos con mayor diversidad en su dieta: zorrillos, comadrejas, gatos monteses, coyotes, coatíes, mapaches, cacomixtles, e incluso restos de canibalismo (*i. e.*, restos de puma; Rosas-Rosas *et al.* 2003, 2008; Luna Soria y López González 2005). Si bien los carnívoros también presentaron una alta diversidad en la dieta de los pumas en el área de estudio, su *FA* en la misma fue notoriamente menor (6.5%) que lo reportado para el Estado de Sonora, México. El consumo frecuente de mesocarnívoros puede ser el resultado de la supresión que ejercen sobre los pumas en su papel de depredadores ápice (Avrin *et al.* 2023). Por otro lado, Cassaigne y colaboradores (2016) reportaron que los pumas suelen visitar sitios donde existen cadáveres de otros carnívoros, tlacuaches y aves, por lo que su consumo también pudo ser resultado de carroñeo. En Chihuahua, México, las aves y los lepóridos presentaron mayor *FA* en la dieta de los pumas (11.3% y 17.2%, respectivamente) que los carnívoros, lo que contrasta con lo reportado en Sonora, ya que las aves, reptiles, pequeños roedores, e inclusive tlacuaches fueron presas incidentales (1.1% - 10% de *FA*). En el presente estudio, los tlacuaches también fueron presas incidentales en la comunidad (0.4% - 0.5% de *FA*), solo consumidos por pumas y lobos mexicanos. No obstante, los pequeños roedores fueron el segundo componente más consumido en la dieta de los pumas (20.4% de *FA*), los cuales tuvieron una alta correspondencia de consumo en los matorrales xerófilos y desérticos.

Finalmente, los osos negros son los carnívoros con el menor consumo de materia animal en el noroeste de México, representando apenas el 16.7% de *FA* en Sonora, mientras que en situaciones extremas donde no supera el 4% en Chihuahua, México (SEMARNAT/CONANP 2012). Cabe destacar que la mayor parte de la materia animal

consumida por los osos, la mayor parte está representada por artrópodos (*e. g.*, opiliones, alacranes de manos gordas, himenópteros, ortópteros, coleópteros, homópteros; Silva Hurtado 2004, Sierra Corona *et al.* 2005; López-González *et al.* 2009), tal y como fue observado en el presente estudio (17.7% de *FA*), mientras que el resto de los depredadores presentaron consumo incidental de estos animales (0.5% - 6.9% de *FA*). Esto concuerda con lo reportado para coyotes en Sonora (1.9% de *FA*; Hernández *et al.* 1994; Alvarado 2009), pero contrasta con lo reportado por Alvarado (2009) para gatos monteses, los cuales presentaron alta frecuencia de insectos en su dieta (25.3% de *FA*). Cabe destacar que los escarabajos peloteros (Superfamilia: Scarabaeoidea) son bastante comunes en el área de estudio y que aparecieron completos (*i. e.*, sin triturar) en diversas muestras, por lo que probablemente no fueron consumidos por los depredadores, sino que se adhirieron a las heces fecales antes de ser recolectadas (Reyes Díaz 2021).

Por otro lado, los osos presentaron consumo incidental exclusivamente de aves, zorrillos manchados (*Spilogale leuconotus*) y zorrillos de espalda blanca (*Conepatus leuconotus*; 0.5% de *FA* c/u), pero en el área de estudio la diversidad de mamíferos fue notoriamente mayor con respecto a lo reportado en otros estudios del noroeste de México (Silva Hurtado 2004; Sierra Corona *et al.* 2005; SEMARNAT/CONANP 2012), donde los zorrillos, pequeños roedores, lepóridos y ardillas fueron los mamíferos de talla mediana y pequeña más consumidos (2.1% - 3.7% de *FA*). Los glires tuvieron alta correspondencia de consumo por los osos en los bosques de encino, mientras que los zorrillos tuvieron una correspondencia de consumo moderada en los pastizales. Estas presas incidentales se vieron eclipsadas por el consumo de los componentes dominantes en la dieta de los osos negros: la materia vegetal.

Los componentes inesperados: plantas en la dieta de los carnívoros

Con la excepción de los osos, la materia vegetal, representada por hojas, tallos y primordialmente frutos, fue el componente más raro (26.4% de *FA* y 20.4 de *PA*) identificado en la dieta de la comunidad de carnívoros del noroeste de Chihuahua, México-considerando que casi el 80% de los ítems encontrados dentro de las heces fecales correspondieron a materia animal. De entre las seis subcategorías en que se dividió a la materia vegetal, los árboles leñosos fueron la subcategoría dominante (12.1% de *FA*), especialmente por las bayas de enebro (*Juniperus* sp.) que fueron detectadas en las muestras de todos los depredadores del estudio. El consumo de estas bayas es bastante común en las dietas de omnívoros y otros pequeños mamíferos en EUA (Miller 2001), e inclusive en la dieta del lobo mexicano considerado como un carnívoro facultativo (Reyes-Díaz *et al.* 2024). Es muy factible que la presencia de las bayas de enebro y de otras semillas en las heces fecales de hipercarnívoros como los félidos se haya llevado a cabo de forma indirecta, mediante el consumo, entre otros materiales, de los contenidos estomacales a sus presas (Sarasola *et al.* 2016). Debido a que las semillas contenidas en sus heces fecales aún son viables para germinar, aunado a las grandes distancias que suelen recorrer, los félidos son considerados grandes dispersores de semillas (Sarasola *et al.* 2016), una función que suele ser muy adjudicada a mesocarnívoros y a consumidores primarios (Peña Mondragón y del Val 2022; Alanis-Hernández y Sánchez-Rojas 2025).

Al igual que las aves, murciélagos y otros consumidores primarios, en su conjunto la comunidad de carnívoros del noroeste de Chihuahua, México, también podría estar contribuyendo a los procesos de regeneración de los ecosistemas, gracias a la dispersión de semillas, lo cual implicaría una mayor importancia ecológica acumulada para toda esta comunidad. De manera tradicional, este tipo de importancia ecológica solo se atribuye a los mesocarnívoros y osos negros (Peña Mondragón y del Val 2022), ya que los últimos a pesar de ser carnívoros de talla grande tienen tendencias alimentarias más parecidas a los mesocarnívoros que a los depredadores ápice en el área de estudio. Un ejemplo similar ocurre con las hierbas y gramíneas, las cuales también estuvieron presentes en las muestras de todos los depredadores del presente estudio con excepción de los osos negros (aunque estos últimos si han consumido hierbas y pastos en el estado de Sonora, México; Silva Hurtado 2004; Sierra Corona *et al.* 2005). El consumo de pastos ha sido asociado en algunos carnívoros como un

método de purga para eliminar parásitos intestinales o el exceso de pelo de sus presas (Mech 1970; Reyes Díaz 2021), aunque en el caso de los omnívoros podría ser parte de su dieta.

Los osos negros y coyotes representaron a los depredadores omnívoros en este estudio, los cuales fueron los únicos en consumir el resto de las subcategorías vegetales identificadas (*i. e.*, arbustos, árboles frutales, vegetación desértica y semillas no identificadas). Aunque los estudios previos realizados sobre coyotes en el noroeste de México (Alvarado 2009; Álvarez-Córdova *et al.* 2022), suelen ser inespecíficos acerca de los componentes vegetales en su dieta, clasificándolos como “materia vegetal” o “frutos”, la *FA* (13.2% - 37%) concuerda con lo reportado aquí. La falta de especificidad en la identificación de la materia vegetal dificulta conocer la relevancia y frecuencia de cada uno de los componentes vegetales en la dieta de estos cánidos, aunque los coyotes del área de estudio se alimentaron frecuentemente de bayas de enebro y pastos (28.5% de *FA* en conjunto), además de frutos (*e. g.*, membrillo, manzana, durazno, tuna; 8.5% de *FA*). El hecho de que los coyotes utilicen de forma indistinta los pastizales y los bosques en Chihuahua, México (Álvarez-Córdova *et al.* 2022), aunado a sus hábitos alimentarios generalistas, concuerda con su consumo frecuentemente de materia vegetal proveniente de diferentes tipos de hábitats sin algún patrón aparente. Aunque cabe resaltar que los coyotes presentaron una correspondencia moderada en el consumo de frutos y estróbilos de especies arbóreas tanto en los bosques de pino como en los matorrales xerófilos y desérticos del área de estudio, al igual que una alta correspondencia con el consumo de vegetación desértica en los pastizales.

En los osos negros el escenario fue diferente, ya que los componentes vegetales se identificaron a nivel específico. En el Estado de Sonora, México, los osos negros se alimentaron frecuentemente de los frutos de especies arbustivas (*i. e.*, manzanita y yuca; 16.4% - 32% de *FA*) y de especies arbóreas (*i. e.*, enebros, pinos y encinos; 16.4% - 33.7% de *FA*), mientras que los pastos y la vegetación desértica fueron componentes complementarios en su dieta (1.8% - 16.1% de *FA*; Silva Hurtado 2004; Sierra Corona *et al.* 2005). En el Estado de Chihuahua, México, el consumo de frutos y estróbilos de las especies arbustivas y arbóreas antes mencionadas fue notoriamente mayor (80% - 92.5% de *FA* en conjunto; SEMARNAT/CONANP 2012), además de que los pastos y la vegetación desértica fueron componentes incidentales en su dieta (< 7% de *FA*). Este patrón se relaciona con la estrecha asociación de los osos negros con los bosques templados (Delfín-Alonso *et al.* 2012)

que resulta en su alta correspondencia para el consumo de especies arbóreas en los bosques de encino, sitio donde suelen estar más disponibles los frutos y estróbilos de las especies consumidas (Lebgue-Keleng *et al.* 2015).

Con base en los patrones y el consumo diferencial de cada uno de los componentes alimentarios en la comunidad de depredadores del noroeste de México, es posible obtener conclusiones preliminares sobre los hábitos alimentarios de cada uno de los carnívoros del presente estudio. Aunque no se debe soslayar que cada uno de estos depredadores es parte de una comunidad, cuyos hábitos alimentarios en conjunto se pueden utilizar para revelar las bases del funcionamiento de la comunidad de carnívoros del noroeste de Chihuahua, México.

La comunidad de carnívoros desde la perspectiva de las redes de interacción trófica

Gracias a la identificación precisa de los depredadores mediante técnicas genético-moleculares en heces fecales, se pudo detectar la alta diversidad de presas y otros componentes alimentarios en sus dietas. Asimismo, fue posible verificar las interacciones tróficas entre las especies involucradas, a partir de la construcción de redes de interacción trófica, así como generar información estructural de una comunidad que permite la coexistencia de múltiples depredadores. Con ello también fue posible identificar a las especies de presas funcionalmente importantes que pueden mantener la integridad y resiliencia en la comunidad completa (presas y depredadores) ante perturbaciones ambientales o antropogénicas (Lu *et al.* 2023; Cong *et al.* 2024).

La topología de las redes de interacción trófica

La comunidad estudiada en el noroeste de Chihuahua, México, estuvo compuesta por cinco depredadores y 88 presas, resultando en un tamaño de la red ($n = 93$ taxa) notoriamente mayor al de otras comunidades de depredadores y presas estudiadas en México ($n = 47 - 50$ taxa; Gómez-Ortiz *et al.* 2015; Alanis-Hernández *et al.* 2023; Alcaraz Barranco 2024) y en otras partes del mundo ($n = 21 - 66$ taxa; Rocha-Mendes *et al.* 2010; Lu *et al.* 2023; Vissia *et al.* 2023; Cong *et al.* 2024). Únicamente fue superada por la comunidad ($n = 112$ taxa) reportada por Shao y colaboradores (2021), quienes identificaron a los taxa interactuantes como Unidades Taxonómicas Moleculares (MOTU, por sus siglas en inglés). Es probable que el tamaño detectado de las comunidades, en particular el número de presas, esté relacionado con un mayor esfuerzo de muestreo tal y como lo indicaron la rarefacción y extrapolación (Olesen *et al.* 2010; Terry y Lewis 2020), puesto que el número de muestras del presente estudio ($n = 2077$) superó entre dos y diez veces ($n = 198 - 1185$) al número de muestras de los estudios previamente citados, además del propio periodo de muestreo (entre tres y seis años). Otro factor pudo ser la presencia de depredadores omnívoros o mesocarnívoros en la comunidad, ya que la materia vegetal y otros componentes animales de talla pequeña en sus dietas puede aumentar el tamaño de las comunidades estudiadas (Rocha-Mendes *et al.* 2010; Gómez-Ortiz *et al.* 2015; Alanis-Hernández *et al.* 2023), en comparación con aquellos estudios que no consideraron la materia vegetal o los artrópodos en la dieta de los depredadores (Shao *et al.* 2021; Lu *et al.* 2023; Vissia *et al.* 2023; Cong *et al.* 2024).

Una comunidad con una alta diversidad tanto de depredadores como de presas es proclive a tener un alto número de interacciones potenciales, no obstante, en la naturaleza solo ocurrirán aquellas que son ecológicamente viables (Olesen *et al.* 2010; Duchenne *et al.* 2024). La comunidad del noroeste de Chihuahua, México, presentó una alta diversidad de interacciones ($L = 194$ diferentes) que representaron el 44% de las interacciones potenciales. Dicha proporción de interacciones fue altamente significativa ($p < 0.001$), considerando que otras comunidades de depredadores y presas han presentado rangos de conectancia que oscilan entre 0.28 - 0.38 y una conectividad de la red notoriamente menor ($L = 34 - 41$; Lu *et al.* 2023). Los altos valores de conectancia en una comunidad particularmente grande pueden indicar cualitativamente que la comunidad está compuesta por especies generalistas (Blüthgen *et al.* 2006, 2008), ya que tanto depredadores como presas están interactuando con una alta proporción de sus contrapartes disponibles en la comunidad. En este caso, cada depredador interactuó en promedio con 15 taxa de presas (generalidad) y cada presa interactuó en promedio con tres especies de depredadores (vulnerabilidad). Cuantitativamente, la red de interacción trófica presentó bajos niveles de especialización ($H_2' = 0.29$, $p = 0$), respaldando que la comunidad está compuesta por depredadores con hábitos alimentarios generalistas con una uniformidad de interacción alta ($IE = 0.68$, $p = 0$), es decir que muy pocas interacciones dominaron de forma general en la comunidad (Blüthgen *et al.* 2006, 2008).

Al nivel específico, la mayoría de los depredadores presentaron bajos niveles de especialización ($d' = 0.16 - 0.33$). La excepción fueron los osos negros ($d' = 0.63$), puesto que se alimentaron de una alta diversidad de materia vegetal y artrópodos no consumida por ningún otro depredador del estudio y, por ende, alcanzaron una alta especialización alimentaria. El resto de los componentes consumidos por los osos (*e. g.*, aves y mamíferos) también fueron consumidos por el resto de los depredadores, con excepción de los zorrillos de espalda blanca (*Conepatus leuconotus*) que aparecieron exclusivamente en la dieta de los osos negros al igual que fue reportado para Sonora, México (Silva Hurtado 2004; Sierra Corona *et al.* 2005). A pesar de que existió una alta proporción de presas compartidas entre los depredadores, la superposición de nicho trófico fue moderada en la comunidad ($NO = 0.48$), lo que resalta la importancia de las presas exclusivas en las dietas de cada uno de los depredadores y que, a su vez, contribuye a disminuir la competencia por los recursos

alimentarios entre los depredadores (Tallian *et al.* 2022). Por otra parte, si se considera el número efectivo de taxa en la dieta de los depredadores, es posible que tales presas exclusivas para cada depredador no sean presas representativas en sus respectivas dietas, e inclusive ni para la comunidad. Por tanto, las redes de interacción resultaron ser de utilidad para develar la presencia de presas núcleo o centrales que son funcionalmente importantes para la comunidad de carnívoros y probablemente para su conservación (Delibes-Mateos *et al.* 2011; Lai *et al.* 2012; Harvey *et al.* 2017).

Las presas centrales de la comunidad y sus riesgos potenciales

La red de interacción de la comunidad del noroeste de Chihuahua, México, mostró diez taxa de presas centrales, ya que fueron consumidas por todos los depredadores del estudio. Entre esas presas centrales, los venados cola blanca y pecaríes de collar fueron las presas silvestres de mayor talla, asociadas con un amplio consumo por parte de pumas y cánidos. Otras presas dcentrales fueron de talla pequeña y mediana como aves, conejos, ardillones de roca y zorrillos listados, las cuales fueron relevantes en diferente proporción para la dieta de félidos y cánidos, además de saltamontes y bayas de enebro que fueron componentes importantes y abundantes en la dieta de cánidos y osos negros. Es importante señalar que los venados, pecaríes, conejos y algunas aves son especies con un amplio aprovechamiento cinegético de subsistencia y deportivo en el Estado de Chihuahua (Treviño Fernández 2015; Vital-García *et al.* 2024), al igual que existen temporadas donde se permite la caza deportiva de coyotes y pumas (SEMARNAT 2023). El aprovechamiento cinegético de dichas especies es crucial y debe manejarse de forma adecuada en la región, ya que las prácticas excesivas e insostenibles pueden poner en riesgo la estabilidad y equilibrio de la comunidad si disminuyen las poblaciones de presas centrales. Esto también aplica para las dos especies de depredadores más generalistas de la comunidad, cuyo amplio espectro de presas podría mantener el equilibrio y brindarle mayor resiliencia a la comunidad al aprovechar las presas de alguna otra especie de depredador en caso de que éste se extinguiese (González del Pliego *et al.* 2024), tal como probablemente ocurrió tras la extirpación del lobo mexicano de vida silvestre (Mathews y Porter 1992; Ballard *et al.* 1999).

A pesar de las regulaciones y vedas cinegéticas, el noroeste de México es una región sumamente extensa, lo que podría dificultar el monitoreo adecuado de estas prácticas, provocando que existan casos de cacería ilegal que incluyen la cacería de represalia contra los carnívoros que suelen depredar ganado (Torres-Romero *et al.* 2024; Lara-Díaz *et al.* En prensa), e inclusive contra otras especies que pueden amenazar los campos agrícolas, los recursos ganaderos y/o el propio bienestar del ganado (*e. g.*, perritos de la pradera, berrendos, bisontes; Centro Ecológico de Sonora [CES] 1992; Ceballos *et al.* 1993; SEMARNAT/CONANP 2018). Sin embargo, las prácticas cinegéticas no son la única actividad antropogénica que puede provocar cambios en la estructura de la comunidad. Los cambios en el uso de suelo pueden derivar en la destrucción de grandes extensiones de bosque para la construcción de potreros que beneficien y aumenten la producción de ganadería extensiva (Galicía Sarmiento 2016), además de las prácticas silviculturales que pueden promover el cultivo y conservación de especies maderables de importancia económica en el oeste del Estado de Chihuahua (Ruelas Monjardín y Dávalos Sotelo 1999; Madrid y Barrera 2008). Este panorama podría poner en riesgo la abundancia de los enebros y podría afectar la disponibilidad de sus bayas (*i. e.*, estróbilos) que son ampliamente consumidas por las presas y los depredadores de la comunidad (Miller 2001). Por otro lado, aunque los pastizales podrían beneficiar la presencia y diversidad de saltamontes y otros artrópodos (Poniatowski *et al.* 2024), estos suelen aportar bajos niveles calóricos a las dietas de los depredadores, aun siendo consumidos en grandes cantidades como se observó en lobos (Barton *et al.* 2020), por lo que su relevancia puede ser subjetiva desde una perspectiva nutricional.

Las presas silvestres no fueron los únicos taxa centrales en la red de interacción, sino que también el ganado bovino y el alimento suplementario fueron relevantes para la comunidad de carnívoros del noroeste de Chihuahua, México. El ganado bovino fue introducido durante el siglo XVI en el Estado de Chihuahua (Anderson *et al.* 2015), es decir que han estado presentes durante casi medio milenio en los ecosistemas del norte del país, debido a su amplia producción bajo sistemas extensivos. Este escenario favorece la posibilidad de que estos animales domésticos sean considerados parte de los ecosistemas en la actualidad, ya que incluso su enorme producción de estiércol beneficia a las poblaciones de escarabajos peloteros, los cuales son fundamentales en los ciclos físico-químicos del suelo y la infiltración del agua al subsuelo (Torabian *et al.* 2024). El presente estudio también

muestra la importancia del ganado como recurso alimenticio para los depredadores (Reyes-Díaz *et al.* 2024); inclusive, los cadáveres del ganado pueden ser aprovechadas por las especies carroñeras de la comunidad como se ha observado en diversas partes del mundo (O'Bryan *et al.* 2018; Mateo-Tomás *et al.* 2019; Cabrera-García *et al.* 2025).

El escenario no es alentador debido a los actuales conflictos con los productores ganaderos y las grandes pérdidas económicas que les representan (Peña-Mondragón y Castillo 2013; van Eeden *et al.* 2017; García-Chávez *et al.* 2020; Lara-Díaz *et al.* En prensa). A pesar de los esfuerzos para evitar los eventos de depredación de ganado por grandes carnívoros, ninguna estrategia y/o herramienta ha sido totalmente efectiva en México ni en ninguna otra parte del mundo (van Eeden *et al.* 2017; Iliopoulos *et al.* 2019; Ohrens *et al.* 2019), mientras que la presencia humana y correcta vigilancia son la medida más adecuada para evitar conflictos con los depredadores (Eklund *et al.* 2017; van Eeden *et al.* 2017). Los conflictos humano-depredador son un tópico que necesita abordarse de manera urgente debido a la delicadeza e importancia para la conservación de los grandes depredadores tanto a nivel nacional como internacional, por lo que el presente estudio confirma la relevancia del ganado bovino en la dieta de los depredadores del noroeste de Chihuahua, México.

Por otro lado, el alimento suplementario fue una estrategia implementada a corto plazo en el área de estudio, cuya importancia y centralidad para la comunidad se puede considerar breve, puesto que ya no se ha provisto desde hace tres años para los lobos en vida libre (López-González C.A., com. pers., invierno de 2023). A pesar de que las presas centrales son los principales taxa responsables de la amplia superposición de nicho trófico dentro de la comunidad de carnívoros estudiados, se debe considerar que su consumo diferencial puede derivar en patrones anidados o modulares que le aportan estructura y estabilidad a la comunidad.

Anidamiento y modularidad: patrones de coexistencia en la comunidad

La organización de las redes de interacción tróficas permite develar la estructura funcional de las comunidades y el papel que ejercen las especies que las componen en los ecosistemas (Delmas *et al.* 2018), aunque su aplicación en comunidades de mamíferos terrestres ha sido sumamente escasa (Lu *et al.* 2023). La comunidad de depredadores y presas del noroeste de Chihuahua, México, presentó un anidamiento moderado tanto cualitativa

como cuantitativamente ($NODF = 51.63^\circ$, $p = 0.0019$; $WNODF = 33.86^\circ$, $p = 0.0019$), lo que se relaciona con una superposición de nicho trófico moderada ($NO = 0.48$) detectada para la comunidad. En general, los altos niveles de superposición trófica provocan altos niveles de anidamiento, ya que las dietas de las especies especialistas son subconjuntos de las dietas de las especies generalistas (Kondoh *et al.* 2010), lo que le da una estructura jerárquica a la comunidad y posiblemente dificulta la coexistencia entre sus componentes debido a competencia por los recursos alimentarios (Lu *et al.* 2023; Cong *et al.* 2024). No obstante, debido a que en la comunidad estudiada solo se contemplaron las presas compartidas entre los depredadores sin tomar en cuenta sus periodos de actividad, áreas de distribución y el hábitat, no es posible evaluar de forma precisa la competencia interespecífica existente en la comunidad (Murray *et al.* 2023); pero la superposición sugiere la existencia de ciertos niveles de segregación alimentaria que permiten la coexistencia de diferentes especies depredadoras en la misma comunidad, lo cual se observó en los cuatro módulos (M1-M4) identificados en la red de interacciones ($MQ = 50.9 \pm 0.07$, $p = 0.0048$).

En la comunidad estudiada, cada especie depredadora se caracterizó por presentar un módulo específico, con excepción de los felinos (*i. e.*, puma y gato montés) que compartieron el mismo módulo de presas. Este resultado contrasta con lo reportado por Lu y colaboradores (2023), donde los mesocarnívoros y los grandes carnívoros presentaron módulos separados con algunos módulos adicionales dentro del gremio de los grandes carnívoros, lo cual estuvo relacionado con que en esa comunidad existieron mesocarnívoros y grandes carnívoros con altos niveles de especialización alimentaria. En cambio, en el presente estudio todos los depredadores se caracterizaron por presentar hábitos alimentarios generalistas con un amplio espectro de presas. A pesar de esto, la segregación alimentaria observada con base en la modularidad de la comunidad, muestra que los depredadores del noroeste de Chihuahua, México, presentan ciertos patrones de dependencia hacia presas específicas, sin importar que éstas sean consumidas por múltiples depredadores, tal y como ocurre con las presas centrales de la red de interacción.

Los pumas y gatos monteses compartieron el mismo módulo de presas, lo que resalta el nicho felino compartido por ambas especies. Es probable, sin embargo, que exista un submódulo de presas del gato montés anidado en el módulo de presas del puma, mostrando un patrón parecido a lo reportado por Lu y colaboradores (2023) en una comunidad de

carnívoros en China. En este caso, es posible que los gatos monteses sean mayormente dependientes de las presas de talla pequeña y mediana (*e. g.*, aves, roedores y lepóridos) como se ha reportado para todo el territorio norteamericano (Alanis Hernández 2019). Estas presas también son consumidas frecuentemente por los pumas (Karandikar *et al.* 2022), junto con otras presas de talla mediana como los mesocarnívoros y algunos ungulados (*i. e.*, pecarí de collar y borregos). Aunque estas últimas presas también se encontraron dentro del módulo de los gatos monteses, su consumo fue ínfimo y probablemente solo sea el resultado de carroñeo debido a que su talla como mesocarnívoros les dificultaría capturar dichas presas.

Por otra parte, pese a pertenecer al mismo Género y compartir casi todas las presas animales, los lobos mexicanos y coyotes presentaron módulos totalmente diferentes. Por un lado, el módulo de los lobos mexicanos destacó por la presencia de las presas de talla grande más frecuentes en la dieta de la comunidad (*i. e.*, venado cola blanca, ganado bovino y caballo) y el alimento suplementario, lo que refleja la dependencia de estos cánidos por las presas grandes (Reyes-Díaz *et al.* 2024), aunque también estuvieron presentes algunos mamíferos de talla mediana (*i. e.*, sciúridos y zorrillos listados) que pueden complementar los requerimientos energéticos de los lobos cuando están imposibilitados a cazar presas de tallas mayores. Por otro lado, los coyotes presentaron el módulo con el mayor espectro de presas en la comunidad, destacando taxa de pequeños roedores, mesocarnívoros, pero principalmente materia vegetal. Dicho módulo muestra el mismo patrón donde los coyotes se alimentan como un mesocarnívoro a lo largo de Norteamérica (Jensen *et al.* 2022); sin embargo, y como se ha discutido previamente, es notorio que los coyotes distribuidos en el noroeste de Chihuahua, México, muestren tendencias alimentarias similares a las de un depredador ápice. Es posible que en un futuro, como ocurre con los félidos, los lobos y coyotes podrían compartir un mismo módulo trófico, donde las presas de los lobos mexicanos formen parte de un submódulo de las presas contenidas en el módulo de los coyotes. Esta hipótesis sugiere que la comunidad estudiada puede llegar a tender hacia un anidamiento entre depredadores generalistas; *e. g.*, que las presas de los depredadores generalistas más especializados (*i. e.*, gatos monteses y lobos mexicanos) pueden volverse subconjuntos de las presas de los depredadores más generalistas (*i. e.*, pumas y coyotes) dentro de la comunidad.

Finalmente, los osos negros presentaron un módulo trófico caracterizado por un amplio espectro de taxa de materia vegetal, artrópodos, e incluso zorrillos, lo que le asigna

el estatus del depredador más especializado en la comunidad de carnívoros del noroeste de Chihuahua, México. A pesar de que la talla de los osos negros podría sugerir que se alimentan principalmente de carne, está bien documentado que su dieta se compone principalmente de materia vegetal y se complementa con presas animales en Norteamérica (Juárez-Casillas y Varas 2013), por lo que los hábitos alimentarios omnívoros generalistas de los osos negros les brindan una alta capacidad de adaptación con base en la disponibilidad local de los alimentos, tal y como ocurre con otros úrsidos como son los osos pardos (Bojarska y Selva 2012; Lu *et al.* 2023). Dicha situación probablemente puede inhibir la competencia por los recursos alimentarios con el resto de los depredadores sintópicos del área de estudio y por tanto permitir la coexistencia interespecífica.

La robustez de la comunidad desde un escenario de extinciones puntuales

En la actualidad, las comunidades y ecosistemas del mundo se encuentran en un silencioso periodo de recableado ecológico debido a la pérdida y adición de especies provocada por diferentes perturbaciones antrópicas, el cambio climático y la introducción de especies domésticas e invasoras (Pimm *et al.* 2014; Young *et al.* 2016; Mendoza y Araújo 2019; Morand 2020). La extinción local o extirpación de especies provoca la pérdida de sus interacciones ecológicas en la comunidad, lo que a su vez puede desencadenar una serie de extinciones secundarias de las especies que dependen de ellas dentro de las redes de interacción trófica (Curtsdotter *et al.* 2011; Ståhl *et al.* 2025). Sin embargo, los efectos de la pérdida de especies pueden ser amortiguados naturalmente mediante el recableado de interacciones y/o el recambio de especies (Ávila-Thieme *et al.* 2023; Cortés-Flores *et al.* 2023), brindándole cierto grado de robustez a la comunidad (Ståhl *et al.* 2025).

La comunidad del noroeste de Chihuahua, México, presentó una ligera mayor proporción de recambio de taxa de presas (60%) que de recableado de interacciones (40%) con el paso de los años. El recambio de especies observado pudo estar asociado al consumo de presas incidentales en la comunidad, las cuales al ser componentes raros derivados del consumo oportunista no aparecieron constantemente durante todos los años de muestreo. También es probable que el recambio esté asociado a taxa vegetales debido a la estacionalidad de germinación y/o fructificación como suele ocurrir en redes de interacción de especies herbívoras, visitantes florales o polinización (Corcket *et al.* 2017; Cortés-Flores *et al.* 2023; Tavera *et al.* 2023). En una red de interacción trófica donde los principales

componentes de la red son animales, la estacionalidad podría deberse a la ausencia de las especies en el área derivada de migraciones o incluso por hibernación/torpor (Gnanadesikan *et al.* 2017; Scopes *et al.* 2024); sin embargo, el recambio de especies por estos factores se descarta porque las especies de la comunidad estudiada no los presentan. Por otro lado, el recableado de interacciones puede estar más asociado con la disponibilidad de las presas en los años o a factores intrínsecos de los depredadores y del área de estudio que provocaron el consumo diferencial de las presas con el paso del tiempo (*e. g.*, individuos muestreados con diferente experiencia de caza, tipo de hábitat y diversidad de presas en los predios muestreados). No obstante, para poder verificar la hipótesis es necesario estimar las abundancias de las presas y los depredadores, aunado a la identificación genética de individuos de depredadores en la comunidad con lo que pueden realizarse redes de interacción trófica intraespecífica que brindarían más información estructural sobre la comunidad (Alanis-Hernández *et al.* 2023).

A pesar del atípico recambio de especies y el recableado natural de interacciones en la comunidad, el amplio espectro de presas para cada uno de los depredadores derivó en una baja especialización alimentaria tanto a nivel depredador como a nivel comunidad. Esto puede incrementar su resiliencia puesto que, si se pierde un taxón en la comunidad, existen altas probabilidades de que su rol sea reemplazado por otro, debido a la redundancia funcional derivada de la alta generalidad alimentaria (Abrams 2000; Fetzer *et al.* 2015). Además, la modularidad en las redes de interacción les confiere una mayor estabilidad a las comunidades, ya que la segregación de presas puede evitar que las perturbaciones se dispersen entre módulos (Thébault y Fontaine 2010; Stouffer y Bascompte 2011). Por tanto, con base en dichas premisas se pudo estimar que la robustez de la comunidad fue alta ($R_{50} = 0.45$; $R_{100} = 0.95$), inclusive cuando se consideró una red de interacciones ponderada con umbrales de extinción que suelen evitar la sobreestimación de la robustez (Ståhl *et al.* 2025). De hecho, se estimó que es necesario perder poco más del 85% ($n = 75$) de los taxa de presas para provocar la extinción secundaria de los cinco depredadores del estudio, aunque los modelos nulos con simulación de extinciones aleatorias estimaron que en promedio, únicamente se extinguirían dos depredadores de la comunidad después de perder 69 taxa de presas, lo que respalda la alta robustez de la comunidad.

A nivel específico, el ritmo de extinción para cada uno de los depredadores fue diferente con base en los taxa de presas extintos en la comunidad y su dependencia potencial a los mismos, partiendo desde la extinción primaria de las presas menos conectadas en la comunidad, ya que ésta suele predecir de forma más sólida la robustez en las redes tróficas, además de proporcionar señales temporales y ecológicas más claras en cuanto a la extinción (Ståhl *et al.* 2025). En este sentido, se encontró que los depredadores siguen un patrón de extinción notoriamente relacionado a su nivel de especialización alimentaria en la comunidad. Por ende, los osos negros se extinguirían primero (extinción primaria de 26 taxa) por ser los depredadores con la mayor especialización derivada de consumir predominantemente materia vegetal y artrópodos. No obstante, sus hábitos alimentarios omnívoro-generalistas, probablemente le permitirían explotar otros recursos disponibles, ya que inclusive se detectó basura en algunas muestras del estudio, lo que indica que algunos ejemplares pueden llegar a acercarse a los asentamientos humanos en busca de alimento tal y como ocurre en otras partes del noreste del país (SEMARNAT/CONANP 2012), aunque no con la misma frecuencia y escala, debido a la ausencia de grandes urbes y poblados en el área de estudio.

La subsecuente simulación de extinciones estimó que después de perder entre 63 y 66 taxa de presas se extinguirían los gatos monteses, pumas y coyotes de manera casi simultánea, debido a la desaparición de aves, algunos glires y mesocarnívoros, e incluso pecaríes, los cuales son presas frecuentes en la dieta de dichos depredadores. No obstante, la extinción de los pumas y particularmente de los coyotes podría ser prematura, ya que ambos depredadores poseen bajos niveles de especialización alimentaria y un amplio espectro de presas tanto en el área de estudio como en Norteamérica (Jensen *et al.* 2022; Karandikar *et al.* 2022). También e debe considerar que la comunidad aún contaría con la disponibilidad de materia vegetal (*e. g.*, bayas de enebro) y otras presas de talla mediana y grande (presas centrales como algunos glires, venados, ganado bovino, entre otros) que de igual forma son frecuentemente consumidos por estos depredadores. Sin embargo, es probable que bajo dicho escenario la competencia por los recursos alimentarios se intensificaría, provocando una mayor supresión por parte de los lobos mexicanos hacia pumas y coyotes, debido a que los lobos consumen frecuentemente presas de talla grande en el área de estudio (Reyes-Díaz *et al.* 2024), lo que provocaría que el lobo mexicano fuera el último depredador en extinguirse

en la comunidad después de que se perdieran 75 taxa de presas, principalmente aquellas que están más conectadas en la red con base en los parámetros establecidos en la simulación.

Cabe resaltar que la simulación de extinciones primarias y secundarias deriva de las frecuencias de interacción trófica observadas sin considerar factores demográficos, ecológicos y/o conductuales de las especies interactuantes (Ávila-Thieme *et al.* 2023), además de que el modelo tampoco considera variables antrópicas en el modelo, por lo que dicha simulación funge como una base para formular hipótesis que permitan establecer estrategias y planes de manejo para la conservación de los depredadores y sus presas. En este sentido, la simulación de extinciones en cascada tuvo un patrón contrastante para los depredadores en un escenario libre de especies domésticas. Si bien la extinción de los osos negros no sufrió modificaciones, el resto de los depredadores se extinguirían casi simultáneamente al perderse entre 57 y 64 taxa de presas. De hecho, el lobo mexicano sería el segundo depredador en extinguirse al haber perdido dos componentes importantes en su dieta (*i. e.*, ganado bovino y alimento suplementario), obligándolo a depender del venado cola blanca y otras presas de tallas menores.

Debido a que los venados cola blanca son una presa central en la comunidad, es probable que la competencia interespecífica se intensificaría por dicho recurso, desfavoreciendo particularmente al lobo mexicano, incluso sin considerar el aprovechamiento cinegético. El resto de los depredadores de la comunidad podrían aprovechar otros recursos alimentarios, ya que es notable que la ausencia de las especies domésticas no provocó cambios relevantes en su ritmo de extinción, indicando que no dependen de dichas especies tal y como lo mostró la modularidad trófica de la red. Por otro lado, los modelos nulos con simulación de extinciones aleatorias también estimaron que en promedio se extinguirían todos los depredadores de la comunidad al perderse 55 taxa de presas; de hecho, con base en los efectos generados en su ausencia sobre la subsistencia de los carnívoros de la comunidad, se podría sugerir que el ganado bajo sistemas extensivos ya forma parte de la comunidad en el noroeste del Estado de Chihuahua.

El escenario libre de especies domésticas también demostró un resultado interesante: a pesar de que los pumas y coyotes consumen frecuentemente ganado bovino en la comunidad, su ritmo de extinción permaneció casi igual en su ausencia, lo que parece indicar que el consumo frecuente de una presa no refleja específicamente dependencia por la misma.

Además, se debe considerar que ambos fueron los depredadores más generalistas de la comunidad, cuya relativa redundancia funcional tiene un rol importante porque contribuye a la resiliencia de los ecosistemas y puede ayudar a mantener una variedad de procesos y funciones (Hector y Bagchi 2007); *e. g.*, presentar alta superposición de nicho trófico con los depredadores de la comunidad que presentan mayor riesgo de extinción (*i. e.*, lobo mexicano y oso negro). No obstante, si bien la protección de especies amenazadas es importante para evitar la aceleración de extinciones, es indispensable prestar atención a las especies no amenazadas para evitar que se descuide su contribución a la integridad y resiliencia de la comunidad (Baker *et al.* 2019; González del Pliego *et al.* 2024).

Es notable que para conservar eficazmente la biodiversidad y la riqueza de interacciones se necesita considerar los roles de las especies dentro de los ecosistemas, particularmente cuando algunas de las especies de depredadores más importantes en las redes de interacción a nivel global suelen ser los lobos, coyotes y pumas (González del Pliego *et al.* 2024). También, es claro que existe un patrón evolutivo y contemporáneo donde la disponibilidad de presas es indispensable para la persistencia de las poblaciones de carnívoros en las comunidades (Wolf y Ripple 2016; Nascimento *et al.* 2024). Por tanto, comprender cómo los cambios en la composición y pérdida de especies y sus interacciones tróficas afectan al funcionamiento y estabilidad del ecosistema es fundamental para los esfuerzos de conservación actual y futura (Lu *et al.* 2023; Antunes *et al.* 2024; Ståhl *et al.* 2025). Por tanto, es recomendable considerar en este tipo de estudios al resto de miembros de la comunidad (*e. g.*, mesocarnívoros, pequeños carnívoros, aves rapaces) para tener un mejor entendimiento de los ecosistemas chihuahuenses. Especialmente cuando las reconfiguraciones en las comunidades de presas parecen ser relevantes para determinar el riesgo de extinción de los depredadores e influir potencialmente en patrones de extinción a largo plazo (Nascimento *et al.* 2024), por lo que además de abordar a las especies de forma individual, también es necesario conocer el contexto ecológico en el que subsisten de forma comunitaria.

El manejo ganadero en una comunidad de depredadores

En las últimas décadas, la importancia del ganado a nivel mundial se ha reflejado en las altas densidades poblacionales de animales de producción que representan el sustento de poco más de mil millones de personas (Robinson *et al.* 2014; Gilbert *et al.* 2018; Food and Agricultural Organization [FAO] 2025). Los países en vías de desarrollo son algunos de los más beneficiados debido a las grandes aportaciones en su economía local, además de ser una fuente importante de alimento, materias primas, divisas y empleos (Tinoco *et al.* 2011; Herrero *et al.* 2013). Sin embargo, cuando estos beneficios se ven amenazados por los depredadores es necesario desarrollar planes de manejo ganadero que eviten los conflictos humano-depredador, reduciendo la incidencia de eventos de depredación de ganado y eventualmente salvaguardando la vida de los carnívoros depredadores de la comunidad (Rosas-Rosas *et al.* 2010).

En este sentido, los lobos mexicanos poseen una historia de persecución que provocó su extirpación de la vida silvestre y que actualmente los mantiene en peligro de extinción debido a que los conflictos se mantienen vigentes (DOF 2019; Lara-Díaz *et al.* En prensa), inhibiendo su coexistencia con los productores ganaderos y generando una aversión general hacia todos los depredadores de la región. No obstante, los resultados del presente estudio indicaron que los lobos no son los únicos consumidores frecuentes de ganado, sino también los coyotes y pumas, lo que coincide con los reportes por depredación en el área de estudio (García-Chávez *et al.* 2020). Generalmente, los estudios que abordan los conflictos humano-depredador tienen la finalidad de detectar los factores que los promueven, donde surgen recomendaciones que pueden llegar a inhibirlos potencialmente. Sin embargo, muchas recomendaciones no toman en cuenta las tradiciones, la cultura heredada o las facilidades de la región para la producción ganadera (Torres-Romero y Bender 2024), volviéndolas logística y económicamente inviables para aquellos pobladores con hatos pequeños cuya producción es complementaria o meramente de subsistencia como ocurre en diferentes partes de México (Zarco-González *et al.* 2012; Álvarez *et al.* 2015; Anaya-Zamora *et al.* 2017).

En el noroeste de Chihuahua, México, se detectó que los lobos mexicanos tienen una alta dependencia por el consumo de ganado bovino, lo que es bastante contrastante con otras regiones del mundo donde existe una mayor diversidad de ungulados silvestres (Newsome *et al.* 2016; Reyes-Díaz *et al.* 2024). Sin embargo, la detección de ganado en la dieta de los

lobos presentó una alta correspondencia con los bosques de pino y encino, lo que sugiere que el ganado es más vulnerable al ataque de estos cánidos en las zonas boscosas asociadas con las serranías, ya que estos terrenos facilitan la persecución de los ungulados grandes (Mech *et al.* 2015); además de que los bosques de la Sierra Madre Occidental son el hábitat idóneo para los lobos mexicanos (Heffelfinger *et al.* 2017). Por otro lado, se encontró una alta correspondencia de aparición de ganado en la dieta de coyotes y pumas en los pastizales. En el caso de los coyotes, éstos pueden aprovechar sus hábitos cursoriales en zonas abiertas para cazar al igual que ocurre en zonas con un mayor impacto humano (Bender *et al.* 2017; Torres-Romero *et al.* 2023). En cambio, el caso de los pumas fue notable, ya que la depredación de ganado por grandes felinos suele estar asociada con áreas provistas de matorrales y bosques (Zarco-González *et al.* 2013; Silva-Caballero *et al.* 2022; Torres-Romero y Bender 2024) que les brindan suficiente cobertura vegetal para ocultarse y acechar efectivamente a sus presas (Coon *et al.* 2020). Es posible que en el área de estudio la segregación territorial de los lobos podría promover que los pumas se vean desplazados (Kortelo *et al.* 2007; Smith y Bangs 2009), obligándolos a alimentarse potencialmente de ganado en los pastizales.

El detectar dichos patrones de correspondencia permitió identificar los escenarios potenciales para la ocurrencia de la depredación de ganado por carnívoros específicos, pero es necesario implementar recomendaciones que consideren las prácticas ganaderas tradicionales del área de estudio con base en observaciones relacionadas en la región. De primera instancia, la presencia humana y la correcta vigilancia del ganado es la alternativa más eficaz para evitar los conflictos humano-depredador (Eklund *et al.* 2017; van Eeden *et al.* 2017), ya que la superposición de actividad entre el ganado y los depredadores puede no ser relevante como se reportó para el Desierto Chihuahuense (Durán-Antonio *et al.* 2020). Si la vigilancia humana no puede ser constante, se ha recomendado el uso de perros o incluso de burros (*E. asinus*) como animales guardianes de ganado (Andelt 1992; van Bommel y Johnson 2012; Eklund *et al.* 2017; Guerrero-Rodríguez *et al.* 2020). Sin embargo, los perros empleados deben estar entrenados para dicha labor, ya que los perros ferales de rango libre también han sido causantes de ataques a ovinos y becerros que se encontraban desatendidos, incluso cerca de los asentamientos humanos (Silva-Rodríguez y Sieving 2011, 2012; Lu *et al.* 2023; Torres-Romero *et al.* 2023).

En este sentido, la protección del ganado gestante e individuos juveniles (menores a un año) es indispensable, pues se ha observado que son más propensos al ataque de depredadores, por lo que se recomienda resguardarlos de forma intensiva en instalaciones cercanas a las viviendas de los productores (Rosas-Rosas *et al.* 2008, 2015; Ugarte *et al.* 2019; Durán-Antonio *et al.* 2020; Guerrero-Rodríguez *et al.* 2020). Otro factor relevante suele ser la temporada de estiaje, cuando ha ocurrido el mayor número de ataques y consumo de ganado por jaguares, pumas, lobos mexicanos y osos negros en el noroeste de México (Sierra-Corona *et al.* 2005; Rosas-Rosas *et al.* 2008; Reyes Díaz 2021; Silva-Caballero *et al.* 2022). En dicha temporada, el ganado suele ser reunido cerca de las fuentes de agua permanentes, los cuales también suelen ser frecuentados por los depredadores, por lo que se ha recomendado establecer sitios con disponibilidad de agua lejos de las zonas ribereñas o con demasiada cobertura vegetal que facilite el asecho de los depredadores (Silva-Caballero *et al.* 2022; Torres-Romero y Bender 2024).

Una recomendación para la protección indirecta del ganado es permitir que los depredadores dispongan de presas silvestres en sus hábitats, ya que se ha reportado en diferentes partes del mundo que sin la abundancia necesaria de presas silvestres, los conflictos entre ganado y depredadores suelen volverse frecuentes (Hosseini-Zavarei *et al.* 2013; Khan *et al.* 2018, 2020; Mills *et al.* 2024). En el área de estudio se detectaron ocho presas silvestres centrales (*i. e.*, conejo castellano, ardillón de roca, zorrillo listado, pecarí de collar, venado cola blanca, aves, saltamontes y bayas de enebro) que fueron consumidas por todos los depredadores del estudio, lo que mantiene la conectividad central de las interacciones tróficas en la comunidad. Además, de forma específica se pueden consultar los datos de modularidad trófica que indican las presas a las que cada uno de los depredadores tiene mayor dependencia potencial. Aunque, en el caso particular de los lobos mexicanos, pumas y coyotes es claro que los venados cola blanca fueron la presa silvestre más importante y frecuente en sus dietas, al igual que lo es para los seres humanos en términos de aprovechamiento cinegético, no existen estudios formales sobre la abundancia y densidad poblacional de los venados en el Estado de Chihuahua (Mandujano *et al.* 2024). De hecho, la información sobre su aprovechamiento se reduce a algunas UMAs sin contemplar la región en general (Vital-García *et al.* 2024).

Si bien las recomendaciones previamente descritas pueden evitar la depredación de ganado, la realidad es que no son estrategias totalmente infalibles, por lo que en caso de presentar un siniestro, se recomienda eliminar u ocultar los cadáveres del ganado del medio natural (*e. g.*, enterrarlos o quemarlos) para evitar atraer a más depredadores al sitio (Morehouse y Boyce *et al.* 2011; Torres-Romero y Bender 2024). Esto es particularmente necesario para que los individuos juveniles, seniles, heridos o enfermos de los depredadores no se acostumbren a consumir cadáveres de ganado o incluso para evitar que los individuos de lobo mexicano que suelen aprovechar los cadáveres disponibles en el medio sean atraídos (Morehouse y Boyce *et al.* 2011; Reyes-Díaz *et al.* 2022, 2024), especialmente cuando ya no disponen del alimento suplementario. Todas las recomendaciones están sujetas a la persistente y sistemática aplicación por parte de los productores ganaderos, ya que en muchas ocasiones no se ejecutan de manera activa y/o a largo plazo, provocando que los conflictos persistan. Al fin y al cabo, las prácticas ganaderas son el resultado de múltiples generaciones de prueba y error que muestran diferente grado de efectividad, dependiendo los medios y ambientes a los que se enfrentan (Torres-Romero y Bender 2024).

Conclusiones

La caracterización de los elementos que componen la ecología trófica de la comunidad de los carnívoros medianos y grandes en el noroeste de Chihuahua, México, permitió registrar parte de la diversidad de sus componentes alimentarios, así como su consumo diferencial con base en el hábitat y los diferentes hábitos de los depredadores, además de develar la topología de la red de interacción trófica que le da estructura y robustez a la comunidad. La identificación genética de los depredadores fue fundamental para distinguir las heces fecales de cada uno de los carnívoros, lo que a su vez permitió establecer que la comunidad estuvo compuesta por depredadores con hábitos alimentarios generalistas con un amplio espectro de componentes alimentarios: 88 taxa que incluyeron mamíferos silvestres, ganado, alimento suplementario, materia vegetal, artrópodos, aves y reptiles. Como los componentes tuvieron diferente frecuencia y relevancia en las dietas, fue posible encontrar tendencias alimentarias específicas para cada depredador. Para aumentar potencialmente la diversidad de componentes alimentarios en la comunidad, se recomienda aplicar la secuenciación genética de alto rendimiento con el fin de: a) detectar unidades taxonómicas moleculares de los grupos que no son comúnmente identificables bajo métodos tradicionales (*e. g.*, anfibios, peces, hongos), en las muestras y b) lograr mayor especificidad en la identificación de aves y reptiles.

Aunque los coyotes y osos negros presentaron la mayor diversidad de componentes alimentarios en la comunidad debido a sus hábitos omnívoros, los primeros tuvieron tendencia hacia la carnivoría de mamíferos y los segundos hacia la insecto-herbivoría. Por su parte, los lobos mexicanos, pumas y gatos monteses presentaron dietas hipercarnívoras compuestas predominantemente por mamíferos. El consumo dominante de mamíferos, sumado al de materia vegetal en las especies omnívoras, generó una moderada superposición de nicho trófico y bajos niveles de especialización alimentaria en la comunidad que resultó en presas silvestres centrales para los depredadores (conejo castellano, ardillón de roca, zorrillo listado, pecarí de collar, venado cola blanca, aves, saltamontes y bayas de enebro). Estos ítems alimentarios deben ser considerados en los planes de manejo y conservación de los ecosistemas debido a su importancia en la conectividad de la comunidad y a su relevancia en la dieta de los depredadores en el noroeste de México.

El ganado bovino también constituyó una presa central en la comunidad de carnívoros y su consumo tuvo una alta correspondencia con los bosques de pino-encino para los lobos mexicanos y con los pastizales para los pumas y coyotes. Estos patrones brindan escenarios donde es posible y necesario aplicar estrategias específicas para evitar la depredación de ganado por estos depredadores con la mayor ingesta de ganado en la comunidad. Lo anterior cobra relevancia frente a la actual supresión del alimento suplementario (carne de cerdo), el cual justo tenía esa finalidad y era consumido por todos los depredadores, pero especialmente por los lobos mexicanos.

La red de interacciones tróficas mostró una alta diversidad de interacciones, propia de una comunidad compuesta por depredadores con baja especialización alimentaria y con hábitos alimentarios generalistas. Por ende, también se encontraron bajos niveles de anidamiento y una modularidad trófica significativa, la cual potencialmente generó una segregación alimentaria junto con una superposición de nicho trófico moderada. Todas estas propiedades de la red favorecen la coexistencia de cinco especies de depredadores de talla mediana y grande en la misma comunidad y, en su conjunto, contribuyen para que la comunidad presente una alta robustez ante eventos de extinción en cascada, presentando alta resiliencia y estabilidad ante potenciales catástrofes ecológicas. No obstante, es recomendable aplicar análisis demográficos de las especies interactuantes, así como de partición espacial y temporal de nicho para comprender de mejor forma la dinámica de la comunidad para enriquecer los resultados obtenidos con los análisis de redes de interacción trófica. Todos estos análisis son necesarios para contribuir sustancialmente a la comprensión y conservación de los ecosistemas en el noroeste de Chihuahua, México.

Bibliografía

- Abarca- Arenas LG, Valero-Pacheco E, Delfin-Alfonso CA, Morteo-Ortiz E y Franco-López J. 2022. Redes tróficas como herramienta para el estudio de la diversidad y complejidad de ecosistemas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 93:e934126.
- Abrams PA. 2000. The evolution of predator-prey interactions: Theory and evidence. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31(1):79-105.
- Ackerman B, Lindzey F y Hemker T. 1984. Cougar food habits in southern Utah. *The Journal of Wildlife Management* 48(1):147-155.
- Alanis Hernández LA. 2019. Análisis de la dieta del gato montés (*Lynx rufus*, Schreber 1777) a lo largo de su distribución en Norteamérica. Tesis de Maestría en Ciencias en Biodiversidad y Conservación, Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Hidalgo, México. 68 pp.
- Alanis-Hernández LA y Sánchez-Rojas G. 2025. Depredadores infravalorados, los mesocarnívoros. *Therya ixmana* 4(1):27-29.
- Alanis-Hernández LA, Sánchez-Rojas G, Martínez-Falcón PA, López-González CA, Espinosa-Flores ME y Ramírez-Bravo OE. 2023. Trophic interactions between two sympatric mesocarnivores in an anthropized landscape from the Mexican highlands. *Global Ecology and Conservation* 47:e02673.
- Alcaraz Barranco AM. 2024. Ecología trófica de felinos en la Península de Yucatán, México. Tesis de Maestría en Biología, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa. Ciudad de México, México. 83 pp.
- Allen D. 2000. "*Liomys irroratus*" (On-line), Animal Diversity Web. Disponible en https://animaldiversity.org/accounts/Liomys_irroratus/
- Allen ML, Elbroch LM, Wilmers CC y Wittmer HU. 2014. Trophic facilitation or limitation? Comparative effects of pumas and black bears on the scavenger community. *PLOS One* 9(7):e102257.
- Allen ML, Elbroch LM, Wilmers CC y Wittmer HU. 2015. The comparative effects of large carnivores on the acquisition of carrion by scavengers. *The American Naturalist* 185(6):822-833.
- Allen ML, Elbroch LM y Wittmer HU. 2021. Can't bear the competition: Energetic losses from kleptoparasitism by a dominant scavenger may alter foraging behaviors of an apex predator. *Basic and Applied Ecology* 51:1-10.
- Allison CD, Turner JL y Wenzel JC. 2016. Poisonous Plants of New Mexico Rangelands. College of Agricultural, Consumer and Environmental Sciences. New Mexico State University, The Lineberry Center for Natural Resource Management Circular 678. 175 pp.
- Almeida-Neto M, Guimarães P, Guimarães PR, Loyola RD y Ulrich W. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: Reconciling concept and measurement. *Oikos* 127(8):1227-1239.
- Altschul SF, Gish W, Miller W, Myers EW y Lipman DJ. 1990. Basic local alignment search tool. *Journal of Molecular Biology* 215(3):403-410.
- Alvarado MC. 2009. Interacciones alimentarias de depredadores en el noroeste del estado de Sonora. Tesis de Maestría en Ciencias Forestales, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Nuevo León, México. 58 pp.
- Álvarez G, Natalia S, Gerritsen PRW y Gómez Llamas JC. 2015. Percepciones campesinas del jaguar en diez localidades de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán en el

- Occidente de México: implicaciones para su conservación. *Sociedad y Ambiente* 1(7):35-54.
- Álvarez-Castañeda ST, Álvarez T y González-Ruiz N. 2017. Guía para la Identificación de los Mamíferos de México en Campo y Laboratorio/Keys for Identifying Mammals of Mexico in the Field and in the Laboratory. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. y Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C. México. 528 pp.
- Álvarez-Córdova F, Fernández JA, Camargo-Sanabria AA, Ontiveros JC y Titulaer M. 2022. Relative abundance, habitat selection, and diet of the coyote in northern Mexico. *Therya* 13(3):253-258.
- Álvarez-Romero J. y Medellín RA. 2005. *Ovis aries* (salvaje). Vertebrados superiores exóticos en México: diversidad, distribución y efectos potenciales. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Base de datos SNIB-CONABIO. Proyecto U020. México D.F.
- Anaya-Padrón MG, López-González CA, Rico Y y Espinosa-Flores ME. 2023. Do highways influence the genetic structure of coyotes (*Canis latrans*) in a highly fragmented urban-rural landscape in central Mexico? *Mammal Research* 68(4):397-408.
- Anaya-Zamora V, López-González CA y Pineda-López RF. 2017. Factores asociados en el conflicto humano-carnívoro en un área natural protegida del centro de México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 4(11):381-393.
- Andelt WF 1992. Effectiveness of livestock guarding dogs for reducing predation on domestic sheep. *Wildlife Society Bulletin* 20(1):55-62.
- Anderson S. 1972. Mammals of Chihuahua: Taxonomy and distribution. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 148(2):149-410.
- Anderson DM, Estell RE, González AL, Cibils AF y Torell A. 2015. Criollo cattle: Heritage genetics for arid landscapes. *Rangelands* 37(2):62-67.
- Andrade-Ponce GP, Jiménez-Ramírez JS, Montaña-Salazar SM y Riveros-Loaiza LM. 2015. Generalidades del Orden Carnivora. Pp. 23-55 en *Los Carnívoros Terrestres y Semiacuáticos Continentales de Colombia* (Suárez-Castro AF y Ramírez-Chaves HE, eds.). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Antunes C, Berti E, Brose U, Hirt MR, Karger DN, O'Connor LMJ, Pollock LJ, Thuiller W y Gauzens B. 2024. Linking biodiversity, ecosystem function, and Nature's contributions to people: a macroecological energy flux perspective. *Ecology and Evolution* 39(5):427-434.
- Aranda JM. 2012. Manual para el Rastreo de Mamíferos Silvestres de México. Primera edición. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F. 255 pp.
- Arita HT y Aranda M. 1985. Técnica para el Estudio y Clasificación de los Pelos. Instituto Nacional de Investigaciones Sobre Recursos Bióticos. Xalapa, Veracruz, México. 21 pp.
- Arroyo-Arce S, Thomson I, Cutler K y Wilmott S. 2018. Feeding habits of the jaguar *Panthera onca* (Carnivora: Felidae) in Tortuguero National Park, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 66(1):70-77.
- Ávila-Thieme MI, Kusch E, Corcoran E, Castillo SP, Valdovinos FS, Navarrete SA y Marquet PA. 2023. NetworkExtinction: An R package to simulate extinction propagation and rewiring potential in ecological networks. *Methods in Ecology and Evolution* 14(8):1952-1966.

- Avrin AC, Pekins CE, Wilmers CC, Sperry JH y Allen ML. 2023. Can a mesocarnivore fill the functional role of an apex predator? *Ecosphere* 14(1):e4383.
- Baker DJ, Garnett ST, O'Connor J, Ehmke G, Clarke RH, Woinarski JCZ y McGeoch MA. 2019. Conserving the abundance of nonthreatened species. *Conservation Biology* 33(2):319-328.
- Baker LA, Warren RJ y James WE. 1993. Bobcat Prey Digestibility and Representation in Scats. *Proceedings of Southeastern Fish and Wildlife Conference* 47:71-79.
- Ballard WB, Whitlaw HA, Young SJ, Jenkins RA y Forbes GJ. 1999. Predation and survival of white-tailed deer fawns in northcentral New Brunswick. *The Journal of Wildlife Management* 63(2):574-579.
- Bárcenas Rodríguez HV. 2010. Abundancia y dieta de lince en seis localidades de México. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Distrito Federal, México. 77 pp.
- Baril L y Hansen A. 2007. Avian Response to Willow Height Growth (*Salix* spp.) in Yellowstone's Northern Range. Report to Yellowstone National Park. WY, EUA
- Barret T, Dowle M, Srinivasan A, Gorecki J, Chirico M, Hocking T, Schwendinger B, Stetsenko P, Short T, Lianoglou S, Antonyan E, Bonsch M, Parsonage H, Ritchie S, Ren K, Tan X, Saporta R, Seiskari O, Dong X, Lang M, Iwasaki W, Wenchel S, Broman K, Schmidt T, Arenburg D, Smith E, Cocquemas F, Gomez M, Chataignon P, Blaser N, Selivanov D, Riabushenko A, Lee C, Groves D, Possenriede D, Parages F, Toth D, Yaramaz-David M, Perumal A, Sams J, Morgan M, Quinn M, Storey R, Saraswat M, Jacob M, Schubmehl M, Vaughan D, Silvestri L, Hester J, Damico A, Freundt S, Simons D, Sales de Andrade E, Miller C, Meldgaard JP, Tlapak V, Ushey K, Eddelbuettel D, Fischetti T, Shilon O, Khotilovich V, Wickham H, Becker B, Haynes K, Kamgang BC, Delmarcell O, O'Brien J, de Mezquita D, Czekanski M, Shemetov D, Jha N, Wu J, Giné-Vázquez, Chetia A, Amoakohene D y Krylov I. 2024. Package “*data.table*” version 1.16.4. Disponible en: <https://cran.r-project.org/web/packages/data.table/index.html>
- Bartnick TD, van Deelen TR, Quigley HB y Craighead D. 2013. Variation in cougar (*Puma concolor*) predation habits during wolf (*Canis lupus*) recovery in the southern Greater Yellowstone Ecosystem 91(2):82-93.
- Barton BT, Hill J, Wolff CL, Newsome TM, Ripple WJ y Lashley MA. 2020. Grasshopper consumption by grey wolves and implications for ecosystems. *Ecology* 101(2):e02892.
- Bascompte J y Jordano P. 2014. Mutualistic Networks. Monographs in Population Biology. Princeton University Press. NJ, EUA. 94 pp.
- Bellingeri M, Cassi D y Vincenzi S. 2013. Increasing the extinction risk of highly connected species causes a sharp robust-to-fragile transition in empirical food webs. *Ecological Modelling* 251:1-8.
- Beltrán R y Traveset A. 2018. Redes de interacción entre flores e himenópteros en dos comunidades costeras: Efectos de la pérdida de hábitat. *Ecosistemas* 27(2):102-114.
- Bender LC, Rosas-Rosas OC y Weisenberger ME. 2017. Seasonal occupancy of sympatric larger carnivores in the southern San Andres Mountains, south-central New Mexico, USA. *Mammal Research* 62(4):323-329.
- Benítez Alemán HE. 2014. Identificación molecular de heces y análisis de hábitos alimenticios de carnívoros en la Reserva de la Biósfera “Sierra del Abra Tanchipa”,

- San Luis Potosí, México. Tesis de Maestría en Ciencias, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. Estado de México, México. 73 pp.
- Benson A. 2023. "*Pecari tajacu*" (On-line), Animal Diversity Web. Disponible en https://animaldiversity.org/accounts/Pecari_tajacu/
- Benson DA, Cavanaugh M, Clark K, Karsch-Mizrachi I, Ostell J, Pruitt KD y Sayers EW. 2018. Genbank. Nucleic Acids Research 46(1):D41-D47.
- Benson JF, Loveless KM, Rutledge LY y Patterson BR. 2017. Ungulate predation and ecological roles of wolves and coyotes in eastern North America. Ecological Applications 27(3):718-733.
- Berg S, Pimenov A, Palmer C, Emmerson M y Jonsson T. 2015. Ecological communities are vulnerable to realistic extinction sequences. Oikos 124:486-496.
- Bersier LF, Banašek-Richter C y Cattin MF. 2002. Quantitative descriptors of food-web matrices. Ecology 83(9):2394-2407.
- Beschta RL y Ripple WJ. 2019. Can large carnivore change streams via a trophic cascade? Ecohydrology 12(1):e2048.
- Birks J, Messenger J, Brainthwaite T, Davison A, Brookes R y Strachan C. 2005. Are scar surveys a reliable method for assessing distribution and population status of pine martens? Pp. 235-252 en Martens and Fishers (*Martes*) in Human-altered Environments (Harrison DJ, Fuller AK y Proulx G, eds.). Springer, Boston, MA, EUA.
- Bivand R, Denney B, Dunlap R, Hernangómez, D, Ono H, Parry J y Stigler M. 2023. classInt: Choose Univariate Class Intervals. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Disponible en <https://cran.r-project.org/web/packages/classInt/index.html>
- Blüthgen N, Fründ Jochen, Vázquez DP y Menzel F. 2008. What do interaction network metrics tell us about specialization and biological traits? Ecology 89(12):3387-3399.
- Blüthgen N y Klein A-M. 2011. Functional complementary and specialization: The role of biodiversity in plant-pollinator interactions. Basic and Applied Ecology 12:282-291.
- Blüthgen N, Menzel F y Blüthgen N. 2006. Measuring specialization in species interaction networks. BMC Ecology 6:9.
- Boitani L y Powell R. 2012. Carnivore Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques. Oxford University Press. UK. 833 pp.
- Bojarska K y Selva N. 2012. Spatial patterns in brown bear *Ursus arctos* diet: the role of geographical and environmental factors. Mammal Review 42(2):120-143.
- Boyce MS. 2018. Wolves for Yellowstone: dynamics in time and space. Journal of Mammalogy 99(5):1021-1031.
- Brown DE. 1983. The Wolf in the Southwest. University of Arizona Press. AR, EUA. 195 pp.
- Brown DE y López González CA. 2001. Borderlands Jaguars: Tigres de la Frontera. University of Utah Press. UT, EUA. 184 pp.
- Bruskotter J., Vucetich J, Manfredo M, Karns G, Wolf C, Ard K, Carter NH, López-Bao JV, Chapron G, Gehrt SD y Ripple WJ. 2017. Modernization, risk, and conservation of the World's largest carnivores. Bioscience 67(7):646-655.
- Bueno-Cabrera A, Hernández-García L, Laundre J, Contreras-Hernández A y Shaw H. 2005. Cougar impact on livestock ranches in the Santa Elena Canyon, Chihuahua, Mexico. Pp. 141-149 en Proceedings of the eighth Mountain Lion Workshop (Beausoleil RA y Martorello DA, eds.). WA, EUA.

- Butts CT. 2024. Package “sna” version 2.8. Disponible en: <https://cran.r-project.org/web/packages/sna/index.html>
- Butts CT, Hunter D, Handcock M, Bender-deMoll S, Horner J, Wang L, Krivitsky PN, Knapp B, Bojanowski M y Klumb C. 2023. Package “network” version 1.18.2. Disponible en: <https://cran.r-project.org/web/packages/network/index.html>
- Cabrera-García ME, Mateo-Tomás P, Sarasola H, Zanón Martínez JI, Martínez-Miranzo B y Olea PP. 2025. Unravelling the multi-scale structure of vertebrate scavenger communities: The role of beta-diversity in livestock carcass consumption. *Basic and Applied Ecology* 83:64-72.
- Callejas-Juárez N, Aranda-Gutiérrez H, Rebollar-Rebollar S y de la Fuente-Martínez ML. 2014. Situación económica de la producción de bovinos de carne en el estado de Chihuahua, México. *Agronomía Mesoamericana* 25(1):133-139.
- Carreón-Hernández E y Lafón-Terrazas A. 2018. Programa de manejo de berrendo (*Antilocapra americana mexicana*) en Chihuahua, México. *Agro Productividad* 7(4):57-63.
- Carrera R y Ballard WB. 2003. Elk distribution in Mexico: a critical review. *Wildlife Society Bulletin* 31(4):1272-1276.
- Carrera R, Ballard W, Gipson P, Kelly BT, Krausman PR, Wallace MC, Villalobos C y Wester DB. 2008. Comparison of Mexican wolf and coyote diets in Arizona and New Mexico. *The Journal of Wildlife Management* 72(2):376-381.
- Cassaigne I, Medellín RA, Thompson RW, Culver M, Ochoa A, Vargas K, Childs JL, Sanderson J, List R y Torres-Gómez A. 2016. Diet of pumas (*Puma concolor*) in Sonora, Mexico, as determined by GPS kill sites and molecular identified scat, with comments on jaguar (*Panthera onca*) diet. *The Southwestern Naturalist* 61(2):125-132.
- Cassaigne I, Thompson RW, Medellín RA, Culver M, Ochoa A, Vargas K, Childs JL, Galaz M y Sanderson J. 2020. Augmentation of natural prey reduce cattle predation by puma (*Puma concolor*) and jaguar (*Panthera onca*) on a ranch in Sonora, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 65(2):123-130.
- Cazón AV, Juárez VD, Monjeau JA y Lilienfeld M. 2009. Discriminación de heces de puma (*Puma concolor*) y jaguar (*Panthera onca*) por identificación de sus ácidos biliares: una técnica para el monitoreo de carnívoros silvestres. *Mastozoología Neotropical* 16(2):449-453.
- Ceballos G, Mellink E y Hanebury L. 1993. Distribution and conservation status of prairie dogs *Cynomys mexicanus* and *Cynomys ludovicianus* in Mexico. *Biological Conservation* 63(2):105-112.
- CES. 1992. Estrategia para la recuperación del Berrendo sonorense. Segunda fase: Captura, marcaje y protección. Informe Técnico Final. Centro Ecológico de Sonora. Hermosillo, Sonora. 86pp.
- Cerón Luna AE. 2023. Alimentación y especialización individual de oso negro (*Ursus americanus* Pallas, 1780) en el noroeste de México. Tesis de Licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México. 55 pp.
- Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC, Sander EL, Ma KH, Colwell RK y Ellison AM. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* 84(1):45-67.

- Chao A, Ma KH y Hsieh TC. 2016. iNEXT (iNterpolation and Extrapolation) Online: Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity. Program and User's Guide published at http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/inext-online/
- Chen X, Tian T, Pan H, Jin Y, Zhang X, Xiang Y, Yang B y Zhang L. 2024. Coexistence mechanisms of small carnivores in a near-pristine area within the mountains of Southwest China. *Global Ecology and Conservation* 49:e02777.
- Chinchilla S, van den Bergue EVD, Polisar J, Arévalo C y Bonacic C. 2022. Livestock–carnivore coexistence: moving beyond preventive killing. *Animals* 12(4):479.
- Cirtwill AR, Dalla Riva GV, Gaiarsa MP, Bimler MD, Cagua EF, Coux C y Dehling DM. 2018. A review of species role concepts in food webs. *Food Webs* 16:e00093.
- Ciszek D. 2002. "*Lynx rufus*" (On-line), Animal Diversity Web. Disponible en https://animaldiversity.org/accounts/Lynx_rufus/
- Ciucci P, Mancinelli S, Boitani L, Gallo O y Grottoli L. 2020. Anthropogenic food subsidies hinder the ecological role of wolves: insights for conservation of apex predators in human-modified landscapes. *Global Ecology and Conservation* 21:e00841.
- Clement C. 2015. "*Equus caballus*" (On-line), Animal Diversity Web. Disponible en https://animaldiversity.org/accounts/Equus_caballus/
- CONANP. 2023. Áreas Naturales Protegidas Shapefile. Información espacial de las Áreas Naturales Protegidas. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Disponible en http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/info_shape.htm
- Cong W, Li J, Hacker C, Li Y, Zhang Y, Jin L, Zhang Y, Li D, Xue Y, Zhang Y. 2024. Different coexistence patterns between apex carnivores and mesocarnivores based on temporal, spatial, and dietary niche partitioning analysis in Qilian Mountain National Park, China. *eLife Preprint*.
- Contreras Servín C. 2016. Las sequías en la región centro-norte de México: 1868–1950. Pp. 153-176 en *Historia, Medio Ambiente y Áreas Naturales Protegidas en el Centro-norte de México* (Cañedo SA y Radding C, eds.). El Colegio de San Luis.
- Coon CAC, Mahoney PJ, Edelblutte E, McDonald Z y Stoner DC. 2020. Predictors of puma occupancy indicate prey vulnerability is more important than prey availability in a highly fragmented landscape. *Wildlife Biology* 2020(1):1-12.
- Corcket E, Giffard B y Sforza RFH. 2017. Food webs and multiple biotic interactions in plant–herbivore models. *Advances in Botanical Research* 81:111-137.
- Corcoran D, Ávila-Thieme MI, Valdovinos FS, Navarrete SA, Marquet PA y Kusch E. 2023. Package “*NetworkExtinction*” versión 1.0.3. Disponible en: <https://cran.r-project.org/web/packages/NetworkExtinction/index.html>
- Cortés-Flores J, Lopezaraiza-Mikel M, de Santiago-Hernández MH, Martín-Rodríguez S, Cristóbal-Pérez EJ, Aguilar-Aguilar MJ, Balvino-Olvera FJ, Delgado-Carrillo O, Sayago R, Fuchs EJ, Sánchez-Montoya G y Quesada M. 2023. Successional and phenological effects on plant-floral visitor interaction networks of a tropical dry forest. *Journal of Ecology* 111(4):927-942.
- Csárdi G, Nepusz T, Traag V, Horvát S, Zanini F, Noom D, Müller K, Salmon M, Antonov M y Zuckerberg C. 2024. Package “*igraph*” version 2.1.1. Disponible en: <https://cran.r-project.org/web/packages/igraph/index.html>
- Cuervo-Robayo AP, Téllez-Valdés O, Gómez-Albores MA, Venegas-Barrera CS, Manjarrez J y Martínez-Meyer E. 2014. Precipitación anual en México (1910-2009), escala 1:1000000. Modificado por CONABIO (2015). México, D.F.

- Cuervo-Robayo AP, Ureta C, Gómez-Albores MA, Meneses-Mosquera AK, Téllez-Valdés O y Martínez-Meyer E. 2019. Bioclimas, periodo: 2000 (1980-2009). Catálogo de metadatos geográficos. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Disponible en <http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/b19802009gw.html>
- Curtsdotter A, Binzer A, Brose U, De Castro F, Ebenman B, Eklöf A, Riede JO, Thierry A y Rall BC. 2011. Robustness to secondary extinctions: comparing trait-based sequential deletions in static and dynamic food webs. *Basic and Applied Ecology* 12(7):571-580.
- Davis ML, Stephens PA, Willis SG, Bassi E, Marcon A, Donaggio E, Capitani C, Apollonio M y Walker S. 2012. Prey selection by an apex predator: the importance of sampling uncertainty. *PLOS One* 7(10):e47894.
- De Barba M, Miquel C, Lobreaux S, Quenette PY, Swenson JE y Taberlet P. 2017. High-throughput microsatellite genotyping in ecology: improved accuracy, efficiency, standardization and success with low-quantity and degraded DNA. *Molecular Ecology Resources* 17(3): 492-507.
- de la Fuente FS. 2011. Análisis de Correspondencias Simples y Múltiples. Universidad Autónoma de Madrid. Madrid, España. 56 pp.
- de la Peña MT. 1947. La ganadería en Chihuahua. *Investigación Económica, Facultad de Economía, Universidad Nacional Autónoma de México* 7(2):175-226.
- Dehling DM. 2018. The structure of ecological networks. Pp. 29-42 en *Ecological Networks in the Tropics: An Integrative Overview of Species Interactions from some of the most Species-rich Habitats on Earth* (Dáttilo W y Rico-Gray V, eds.). Springer International Publishing AG, Switzerland.
- del Pozo-López MF, Juárez-López R y López-González CA. 2025. High elevation occurrences of jaguars (*Panthera onca*, Linnaeus 1758) (Mammalia, Felidae) in Northwestern Mexico, with a record of collaborative interactions. *Ecology and Evolution* 15:e72206.
- Del Val de Gortari E. 2022. Redes de interacciones para el estudio de la biodiversidad. *Revista Digital Universitaria* 23(2):1-8.
- Delfín-Alonso CA, López-González CA y Equihua M. 2012. Potential distribution of American black bears in northwest Mexico and implications for their conservation. *Ursus* 23(1):65-77.
- Delibes-Mateos M, Smith AT, Slobodchikoff CN y Swenson JE. 2011. The paradox of keystone species persecuted as pests: A call for the conservation of abundant small mammals in their native range. *Biological Conservation* 144(5):1335-1346.
- Dellinger JA, McVey JM, Cobb DT y Moorman CE. 2011. Diameter thresholds for distinguishing between red wolf and other canid scat. *Wildlife Society Bulletin* 35(4):416-420.
- Delmas E, Besson M, Brice M-H, Burkle LA, Dalla GV, Fortin M-J, Gravel D, Guimarães Jr. PR, Hembry DH, Newman EA, Olesen JM, Pires MM, Yeakel JD y Poisot T. 2018. Analysing ecological networks of species interactions. *Biological Reviews* 94(1):16-36.
- DOF. 2019. Modificación del Anexo Normativo III, Lista de especies en riesgo de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-categorías de riesgo y especificaciones

- para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación, 14 de noviembre de 2019.
- Dohring A. 2002. "*Conepatus leuconotus leuconotus*" (On-line), Animal Diversity Web. Disponible en https://animaldiversity.org/accounts/Conepatus_leuconotus_leuconotus/
- Domínguez J. 2016. Reseña histórica de la sequía en México: de la explicación divina a la incorporación de la ciencia. *Tecnología y Ciencias del Agua* 7(5):77-93.
- Dormann CF, Fründ J, Blüthgen N y Gruber B. 2009. Indices, graphs, and null models: analyzing bipartite ecological networks. *Open Ecology Journal* 2:7-24.
- Dormann CF, Gruber B y Fründ J. 2008. Introducing the bipartite package: Analysing ecological networks. *R News* 8(285):8-11.
- Dormann CF y Strauss R. 2014. A method for detecting modules in quantitative bipartite networks. *Methods in Ecology and Evolution* 5(1):90-98.
- Dray S, Dufour A-B y Thioulouse J. 2023. Package "ade4". R. Package version 1.7-22. Disponible en <https://cran.r-project.org/web/packages/ade4/index.html>
- Duchenne F, Barreto E, Guevara EA, Beck H, Bello C, Bobato R, Bolla D, Brenes E, Büttner N, Caron AP, Chaves-Elizondo N, Gavilanes MJ, Restrepo-González A, Castro JA, Kaehler M, Machado-de-Souza T, Machnicki-Reis M, Marcayata ASF, de Menezes CG, Nieto A, de Oliveira R, de Oliveira RAC, Richter F, Rojas BG, Romanowski LL, de Souza WL, Veluza DS, Weinstein B, Wüest R, Zanata TB, Zuniga K, Maglianesi MA, Santander T, Varassin IG y Graham CH. 2024. A probabilistic view of forbidden links: their prevalence and their consequences for the robustness of plant-hummingbird communities. *Ecology Letters* 28(1):e70073.
- Dunne JA, Williams RJ y Martinez ND. 2002. Network structure and biodiversity loss in food webs: Robustness increases with connectance. *Ecology Letters* 5:558-567.
- Durán-Antonio J, González-Romero A y Sosa VJ. 2020. Activity overlap of carnivores, their potential wild prey, and temporal segregation, with livestock in a Biosphere Reserve in the Chihuahuan Desert. *Journal of Mammalogy* 101(6):1609-1621.
- Eisenberg FJ. 1989. An introduction to the Carnivora. Pp. 1-9 en *Carnivore Behavior, Ecology and Evolution* (Gittleman JL, ed.). Springer.
- Eizirik E, Kim JH, Menotti-Raymond M, Crawshaw PG, O'Brien SJ y Johnson WE. 2001. Phylogeography, population history and conservation genetics of jaguars (*Panthera onca*, Mammalia, Felidae). *Molecular Ecology* 10(1):65-79.
- Eizirik E, Murphy WJ, Koepfli KP, Johnson WE, Dragoo JW, Wayne RK y O'Brien SJ. 2010. Pattern and timing of diversification of the mammalian order Carnivora inferred from multiple nuclear gene sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 56(1):49-63.
- Eklund A, López-Bao JV, Tourani M, Chapron G y Frank J. 2017. Limited evidence on the effectiveness of interventions to reduce livestock predation by large carnivores. *Scientific Reports* 7(1):2097.
- Elbroch, M. 2006. *Animal Skulls: A Guide of North America Species*. Stackpole Books. PA, EUA. 740 pp.
- Elbroch LM, Marescot L, Quigley H, Craighead D y Wittmer HU. 2018. Multiple anthropogenic interventions drive puma survival following wolf recovery in the Greater Yellowstone Ecosystem. *Ecology and Evolution* 8(14):7236-7245.

- Elbroch M y McFarland C. 2019. Mammal Tracks and Sign: A Guide to North American Species. 2nd ed. Stackpole Books. PA, EUA. 680 pp.
- ESRI. 2012. ArcGIS desktop. Release 10.5. Environmental Systems Research Institute, Inc. Redlands, California, USA.
- Estrada-Castillón E. y Villarreal-Quintanilla JA. 2010. Flora del centro del estado de Chihuahua, México. Acta Botánica Mexicana 92(1):51-118.
- Farahvash T, Vaez Torshizi R, Masoudi AA, Rezaei HR y Tavallaei M. 2016. AMELX and AMELY structure and application for sex determination of Iranian Maral deer (*Cervus elaphus maral*). Iranian Journal of Applied Animal Science 6(4):963-968.
- Farías AA. 2012. Los Carnívoros y su papel en el ecosistema. Pp. 30-36 en Los Carnívoros de Chile (Iriarte A y Jaksic F, eds.). Ediciones Flora y Fauna Chile y CASEB, P.U. Católica de Chile, Chile.
- Fernández-Sepúlveda J y Martín CA. 2022. Conservation status of the World's carnivorous mammals (Order Carnivora). Mammalian Biology 102:1911-1925.
- Fetzer I, Johst K, Schäwe R, Banitz T y Harms H. 2015. The extent of functional redundancy changes as species' roles shift in different environments. Proceedings of the National Academy of Sciences 112(48):14888-14893.
- Flores-Armillas VH, Valenzuela-Galván D, Peña-Mondragón JL y López-Medellín X. 2020. Human-wildlife conflicts in Mexico: Review of status and perspectives. Ecosistemas y Recursos Agropecuarios 7(1):e2274.
- FAO. 2025. Livestock System. Food and Agriculture Organization of the United Nations. [Hoy Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, ONUAA]. Disponible en: <https://www.fao.org/livestock-systems/en/>
- Fox R. 2001. "*Procyon lotor*" (On-line), Animal Diversity Web. Disponible en https://animaldiversity.org/accounts/Procyon_lotor/
- Gable TD, Johnson-Bice SM, Homkes AT, Windels SK y Bump JK. 2020. Outsized effect of predation: Wolves alter wetland creation and recolonization by killing ecosystem engineers. Science Advances 6:eabc5439.
- Galicía Sarmiento L. 2016. Dinámica de cambio del uso de suelo y vegetación en México: patrones de cambio, causas directas e indirectas y prioridades futuras. Pp. 235-249 en Geografía de México: Una reflexión espacial contemporánea (Moncada Maya JO y López López A, eds.). Instituto de Geografía-UNAM y Programa Editorial del Gobierno de la República-SEP. CDMX, México.
- Galindo-Leal C y Weber M. 1998. El venado de la Sierra Madre Occidental. Ediciones Culturales S.A. de C.V. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 272 pp.
- Gallina S, Mandujano S y Villarreal Espino-Barros OA. 2014. Monitoreo y Manejo del Venado Cola Blanca: Conceptos y Métodos. Instituto de Ecología A.C./Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Xalapa, Veracruz, México. 220 pp.
- Ganz TR, Bassing SB, DeVivo MT, Gardner B, Kertson BN, Satterfield LT, Shipley LA, Turnock BY, Walker SL, Abrahamson D, Wirsing AJ y Prugh LR. 2024. White-tailed deer population dynamics in a multipredator landscape shaped by humans. Ecological Applications 34(5):e3003.
- García MG, Narváez R, Castruita LU, Ayala NG, Núñez D, Gutiérrez IH, Ayala YL, Castruita G y Vélez SL. 2009. Unidad de Manejo Forestal Babícora Casas Grandes

- A.C. Estudio Regional Forestal. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Chihuahua, México. 231 pp.
- García-Chávez MC, Lara-Díaz NE, Juárez-López R, Fabián-Rosas R, Pacheco-Gutiérrez RO, Álvaro-Montejo RI, Córdova-Montejo M y López-González CA. 2020. El seguro de ataque por depredadores como herramienta para mitigar el conflicto entre grandes carnívoros y ganaderos del noroeste del estado de Chihuahua. Pp. 256-267 en Memorias del IV Coloquio Internacional de las Culturas del Desierto: Primera Parte (Cano A y Chávez G, coords.). México: Red Multidisciplinaria de Estudios del Desierto/CONACYT/Universidad Autónoma de Ciudad Juárez.
- García-Moreno J, Matocq MD, Roy MS, Geffen E y Wayne RK. 1996. Relationships and genetic purity of the endangered Mexican wolf based on analysis of microsatellite loci. *Conservation Biology* 10(2):376-389.
- Garrote G y Pérez de Ayala R. 2019. Spatial segregation between Iberian lynx and other carnivores. *Animal Biodiversity and Conservation* 42(2):347-354.
- Garshelis DL, Baruch-Mordo S, Bryant A, Gunther KA y Jerina K. 2017. Is diversionary feeding and effective tool for reducing human-bear conflicts? Case studies from North America and Europe. *Ursus* 28(1):31-55.
- Gilbert M, Nicolas G, Cinardi G, Van Boeckel TP, Vanwambeke SO, Wint GRW y Robinson TP. 2018. Data Descriptor: Global distribution data for cattle, buffaloes, horses, sheep, goats, pigs, chickens, and ducks in 2010. *Scientific Data*:180227.
- Gnanadesikan GE, Pearse WD y Shaw AK. 2017. Evolution of mammalian migrations for refuge, breeding, and food. *Ecology and Evolution* 7(15):5891-5900.
- Goldberg V y Ravagnolo O. 2015. Description of the growth curve for Angus pasture-fed cows under extensive systems. *Journal of Animal Science* 93(9):4285-4290.
- Gómez-Ortiz Y, Monroy-Vilchis O y Mendoza-Martínez GD. 2015. Feeding interactions in an assemblage of terrestrial carnivores in central Mexico. *Zoological Studies* 54:e16.
- Gómez-Vieyra K y Domínguez-Castellanos Y. 2024. Diversidad y conservación de los mamíferos silvestres de la Reserva de la Biosfera de Janos, Chihuahua, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 14(1):32-46.
- González del Pliego P, Galiana N, González-Trujillo JD, Mestre F, Bastos Araújo M y Bastazini VAG. 2024. Are threatened species important for glueing interaction networks together? *Perspectives in Ecology and Conservation* 22(4):342-347.
- Gordon IJ. 2018. Review: Livestock production increasingly influences wildlife across the globe. *Animal* 12(2):372-382.
- Granados-Sánchez D, Ruíz-Puga P y Barrera-Escorcia H. 2008. Ecología de la herbívora. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 14(1):51-63.
- Guerrero-Rodríguez JD, Alatorre-Hernández A y Silva-Caballero A. 2020. Factores que determinan la depredación de ganado por grandes felinos en vida libre. Pp. 193-204 en Manejo y Conservación del Jaguar en la Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa (Rosas-Rosas OC, Silva Caballero A y Durán Fernández A, eds.). Colegio de Postgraduados/SEMARNAT/CONANP/PNUD. México.
- Guimerà R, Stouffer DB, Sales-Pardo M, Leicht EA, Newman MEJ y Amaral LAN. 2010. Origin of compartmentalization in food webs. *Ecology* 91(10):2941-2951.
- Hakkinen K. 2001. "*Spilogale gracilis*" (On-line), Animal Diversity Web. Disponible en https://animaldiversity.org/accounts/Spilogale_gracilis/
- Hall ER. 1981. The Mammals of North America. 2nd ed. John Wiley & Sons Inc. NY, EUA. 690 pp.

- Harvey E, Gounand I, Ward CL y Altermatt F. 2017. Bridging ecology and conservation: from ecological networks to ecosystem function. *Journal of Applied Ecology* 54(2):371-379.
- Hayward MW, Mitchell CD, Kamler JF, Rippon P, Heit DR, Nams V y Montgomery RA. 2023. Diet selection in the coyote *Canis latrans*. *Journal of Mammalogy* 104(6):1338-1352.
- Hector A y Bagchi R. 2007. Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature* 448:188-190.
- Heffelfinger JR, Nowak RM y Peatkau D. 2017. Clarifying historical range to aid recovery of the Mexican wolf. *The Journal of Wildlife Management* 81(5):766-777.
- Hernández M. 2002. "*Aphelocoma ultramarina*" (On-line), Animal Diversity Web. Disponible en https://animaldiversity.org/accounts/Aphelocoma_ultramarina/
- Hernández L, Delibes M, e Hiraldo F. 1994. Role of reptiles and arthropods in the diet of coyotes in extreme desert areas of northern Mexico. *Journal of Arid Environments* 26:165-170.
- Hernández Escobar A. 2022. Variación de la alimentación del gato montés (*Lynx rufus escuinapae*) en un gradiente de ambientes antropizados en el sureste del Bajío Mexicano. Tesis de Licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México. 56pp.
- Herrero M, Grace D, Njuki J, Johnson N, Enahoro D, Silvestri S y Rufino MC. 2013. *Animal* 7(1):3-18.
- Hewitt DG y Robbins CT. 1996. Estimating grizzly bear food habits from fecal analysis. *Wildlife Society Bulletin* 24(3):547-550.
- Hodgson D, McDonald JL y Hosken DJ. 2015. What do you mean, “resilient”? *Trends in Ecology and Evolution* 30(9):503-506.
- Holliday JA y Steppan SJ. 2004. Evolution of hypercarnivory: the effect of specialization on morphological and taxonomic diversity. *Paleobiology* 30(1):108-128.
- Hoss M, Kohn M, Paabo S, Knauer F y Schroder W. 1992. Excrement analysis by PCR. *Nature* 359:199.
- Hosseini-Zavarei F, Farhadinia MS, Beheshti-Zavareh M y Abdoli A. 2013. Predation by grey wolf on wild ungulates and livestock in central Iran. *Journal of Zoology* 290(2):127-134.
- Hollenbeck JP y Ripple WJ. 2008. Aspen snag dynamics, cavity-nesting birds, and trophic cascades in Yellowstone's northern range. *Forest Ecology and Management* 255(3-4):1095-1103.
- Husson F, Josse J, Le S y Mazet J. 2024. Package “*FactoMineR*”. R. Package version 2.11. Disponible en <https://cran.r-project.org/web/packages/FactoMineR/index.html>
- Iliopoulos Y, Astaras C, Lazarou Y, Petridou M, Kazantzidis S y Waltert M. 2019. Tools for co-existence: fladry corrals efficiently repel wild wolves (*Canis lupus*) from experimental baiting sites. *Wildlife Research* 46(6):484-498.
- Janeiro-Otero A, Newsome TM, van Eeden LM, Ripple WJ y Dormann CF. 2020. Grey Wolf (*Canis lupus*) predation on livestock in relation to prey availability. *Biological conservation* 243:108433.

- Jensen AJ, Marneweck CJ, Kilgo JC y Jachowski DS 2022. Coyote diet in North America: geographic and ecological patterns during range expansion. *Mammal Review* 52(4):480-496.
- Jost L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113:363-375.
- Juárez-Casillas LA y Varas C. 2013. Black bears in Mexico, an update of literature review. *Therya* 4(3):447-465.
- Karandikar H, Serota MW, Sherman WC, Green JR, Verta G, Kremen C y Middleton AD. 2022. Dietary patterns of a versatile large carnivore, the puma (*Puma concolor*). *Ecology and Evolution* 12(6):e9002.
- Kassambara A y Mundt F. 2020. Package “factoextra”. R. Package version 1.0.7. Disponible en <https://cran.r-project.org/web/packages/factoextra/index.html>
- Khan U, Lovari S, Shah SA y Ferretti F. 2018. Predator, prey and humans in a mountain area: loss of biological diversity leads to trouble. *Biodiversity Conservation* 27:2795-2813.
- Khan U, Ferretti F, Shah SA y Lovari S. 2020. Large carnivore among people and livestock: the common leopard. Pp. 93-110 en *Problematic Wildlife II* (Angelici FM y Rossi L, eds.). Springer Nature. Switzerland.
- Kilgo JC, Ray HS, Vukovich M, Goode MJ y Ruth C. 2012. Predation by coyotes on white-tailed deer neonates. *The Journal of Wildlife Management* 76(7):1420-1430.
- Kindt R. 2023. BiodiversityR: Package for Community Ecology and Suitability Analysis. R package version 2.15-4. Disponible en <https://cran.r-project.org/web/packages/BiodiversityR/index.html>
- Klare U, Kamler JF y MacDonald DW. 2011. A comparison and critique of different scat-analysis methods for determining carnivore diet. *Mammal Review* 41(4):294-312.
- Klauder KJ, Borg BL, Sivy KJ y Prugh LR. 2021. Gifts of an enemy: scavenging dynamics in the presence of wolves (*Canis lupus*). *Journal of Mammalogy* 102(2):558-573.
- Kohn M y Wayne R. 1997. Facts from feces revisited. *TREE* 12(6):223-227.
- Kondoh M, Kato S y Sakato Y. 2010. Food webs are built up with nested subwebs. *Ecology* 91(11):3123-3130.
- Kortelo AD, Hurd TE y Murray D. 2007. Interactions between cougars (*Puma concolor*) and gray wolves (*Canis lupus*) in Banff National Park, Alberta. *Ecoscience* 14:214-222.
- Kumar S, Stecher G, Li M, Knyaz C y Tamura K. 2018. MEGA X: Molecular evolutionary genetics analysis across computing platforms. *Molecular Biology and Evolution* 35(6):1547-1549.
- Laguardia A, Wang J, Shi F-L, Shi K y Riordan P. 2015. Species identification refined by molecular scatology in a community of sympatric carnivores in Xinjiang, China. *Zoological Research* 36(2):72-78.
- Lai S-M, Liu W-C y Jordán F. 2012. On the centrality and uniqueness of species from the network perspective. *Biology Letters* 8(4):570-573.
- Lara-Díaz NE, Coronel-Arellano H, González-Bernal C, Gutiérrez-González C y López-González CA. 2011. Abundancia y densidad de venado cola blanca (*Odocoileus virginianus couesi*) en Sierra de San Luis, Sonora, México. *Therya* 2(2):125-137.
- Lara-Díaz NE, García-Chávez MC, Juárez-López R, Álvaro-Montejo JA, Reyes-Díaz JR, Armella-Villalpando MA, Soto-Álvarez MA y López-González CA. En prensa. Under an economic compensation scenario, can wolves return to the Mexican countryside? *Human-Wildlife Interactions*.
- Lara-Díaz NE, López-González CA, García-Chávez MC, Juárez-López R, Álvaro-Montejo RI, Reyes-Díaz JL, Álvaro-Montejo JA, Camargo-Aguilera MG, Barraza-Chávez

- DM, Cruz-Domínguez KJ. 2022. Estudio para el monitoreo y conservación del Lobo Mexicano y su hábitat. Programa para la Protección y Restauración de Ecosistemas y Especies en Riesgo. Universidad Autónoma de Querétaro. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Informe Final. México.
- Lara-Díaz NE, Reyes-Díaz JL, Hidalgo-Mihart MG y López-González CA. 2023. Chapter 10: Mexican terrestrial mammals in the Anthropocene. Pp. 215-235 en MEXICAN FAUNA IN THE ANTHROPOCENE (Jones RW, Álvarez F, Ornelas-García P y Pineda-López R, eds.). Springer Nature. Switzerland. 672 pp.
- Labisky RF. 1998. Behaviors of bobcats preying on white-tailed deer in the Everglades. The American Midland Naturalist 139(2):275-281.
- Larivière S y Walton LR. 1997. *Lynx rufus*. Mammalian Species 563:1-8.
- Lavariega MC, Briones-Salas M, Monroy-Gamboa AG y Ramos-Méndez D. 2022. Population density and daily activity patterns of bobcat in its southernmost continental distribution. Animal Biodiversity and Conservation 45(2):145-160.
- Lebgue-Keleng T, Soto-Cruz R, Quintana-Martínez G, Quiñonez-Martínez M, Balderrama-Castañeda S, Melgoza-Castillo A, Morales-Nieto C y Cortes-Palacio L. 2015. Árboles y arbustos templados de Chihuahua, México. Tecnociencia Chihuahua 9(1):49-57.
- Lemos-Espinal JA, Smith GR, Woolrich-Piña GA y Cruz A. 2017. Amphibians and reptiles of the state of Chihuahua, Mexico, with comparisons with adjoining states. ZooKeys 68(1):105-130.
- Leopold AS. 1959. Wildlife of Mexico: The game birds and mammals. University of California Press. 568 pp.
- Levi T y Wilmers CC. 2012. Wolves-coyotes-foxes: A cascade among carnivores. Ecology 93:921-929.
- List R, Manzano-Fisher P y McDonald DW. 2003. Coyote and kit fox diets in prairie dog towns and adjacent grasslands in Mexico. Pp. 183-188 en The Swift Fox: Ecology and Conservation of the Swift Foxes in a Changing World (Sovada M y Carbyn L, eds.). University of Regina Press, Regina, Saskatchewan, Canadá. 250 pp.
- Lloret F, Keeling EG y Sala A. 2011. Components of tree resilience: effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. Oikos 120(12):1909-1920.
- Lopes CM, De Barba M, Boyer F, Mercier C, da Silva Filho PJ, Heidtmann LM, Galiano D, Kubiak BB, Langone P, Garcias FM, Gielly L, Coissac E, de Freitas TRO y Taberlet P. 2015. DNA metabarcoding diet analysis for species with parapatric vs sympatric distribution: a case study on subterranean rodents. Heredity 114: 525-536.
- López-González CA, Aguilar-Miguel C, Mora-Carrilo F y González-Saucedo ZY. 2014. Ocelot (*Leopardus pardalis*): An addition of the mammals of Chihuahua, Mexico. Western North American Naturalist 74(4):482-484.
- López-González CA, García-Chávez MC, Lara Díaz NE, Juárez-López R, Pacheco-Gutiérrez RO, Fabián-Rosas R, Camargo-Aguilera MG, Álvaro-Montejo RI, Córdoba-Montejo M y Reyes-Díaz JL. 2020. Estudio para el Manejo, Monitoreo y Conservación del Lobo Mexicano (*Canis lupus baileyi*). Programa para la Recuperación y Restauración de Ecosistemas y Especies en Riesgo. Universidad Autónoma de Querétaro. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Reporte Final. México.

- López-González C y García-Mendoza DF. 2012. A checklist of the mammals (Mammalia) of Chihuahua, Mexico. *Check List* 8(6):1122-1133.
- López-González C y García-Mendoza DF. 2024. Mammals (Tetrapoda: Mammalia) of the Sierra Madre Occidental, Mexico: megadiversity in an area of high environmental complexity. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.) 40:1-35.
- López-González CA, Jones RW, Silva-Hurtado C y Sayago-Vázquez IA. 2009. Scorpions are a food item of American black bears in Sonora, Mexico. *Western North American Naturalist* 69(1):131-133.
- López-González CA, Lara-Díaz NE, Fabián-Rosas R, García-Chávez MC, Leal-González A, Agoitia-Fonseca V, Pacheco-Gutiérrez RO y Camargo-Aguilera MG. 2018. Programa de reintroducción y adaptación de Lobo Mexicano en la Sierra Madre Occidental. Reporte Final. Soluciones Ambientales ITZENI AC. Universidad Autónoma de Querétaro. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 504 pp.
- López-González CA, Lara-Díaz NE, García-Chávez MC, Juárez-López R, Álvaro-Montejo RI, Reyes-Díaz JL, Montiel-Cruz MG, Zepeda-Hernández ZK, Álvaro-Montejo JA, Camargo-Aguilera MG. 2021. Estudio para el monitoreo y conservación del Lobo Mexicano (*Canis lupus baileyi*) y su hábitat. Programa para la Protección y Restauración de Ecosistemas y Especies en Riesgo. Universidad Autónoma de Querétaro. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Informe Final. México.
- López-González CA, Lara-Díaz NE, García-Chávez MC, Juárez-López R, Pacheco-Gutiérrez RO, Fabián-Rosas R, Camargo-Aguilera MG, Álvaro-Montejo RI, Córdoba-Montejo M y Reyes-Díaz JL. 2019. Programa de conservación de Lobo Mexicano en Janos y Campo Verde. Universidad Autónoma de Querétaro. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Reporte Final. México. 474 pp.
- López-Vidal JC, Elizalde-Arellano C, Hernández L, Laundré JW, González-Romero A y Cervantes FA. 2014. Foraging of the bobcat (*Lynx rufus*) in the Chihuahuan Desert: ¿Generalist or specialist? *The Southwestern Naturalist* 59(2):157-166.
- Losinger RC, Gese EM y Waits LP. 2015. Evaluating the reliability of field identification and morphometric classifications for carnivore scats confirmed with genetic analysis. *Wildlife Society Bulletin* 39(3):593-602.
- Lozano J, Olszańsk A, Morales-Reyes Z, Castro AA, Malo AF, Moleón M, Sánchez-Zapata JA, Cortés-Avizanda A, von Wehrden H, Dorresteijn I, Kansky R, Fischer J y Martín-López B. 2019. Human carnivore relations: A systematic review. *Biology of Conservation* 237:480-492.
- Lu Q, Cheng C, Xiao L, Li J, Li X, Zhao X, Lu Z, Zhao J y Yao M. 2023. Food webs reveal coexistence mechanisms and community organization in carnivores. *Current Biology* 33(4):647-659.
- Luna-Soria H y López-González CA. 2005. Abundance and Food Habits of Cougars and Bobcats in the Sierra San Luis, Sonora, México. *USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-36*:416-420.
- Madrid L y Barrera JM. 2008. La actividad forestal en el estado de Chihuahua. Disponible en: https://www.ccmss.org.mx/wp-content/uploads/2014/10/La_actividad_forestal_en_el_estado_de_Chihuahua.pdf.

- MMD. 2024. Mammal Diversity Database (Version 1.13) [Data set]. Zenodo. Disponible en: <https://doi.org/10.5281/zenodo.4139722>
- Mandujano S, Sandoval-Comte A, González-Zamora A y Rodríguez P. 2024. Biogeographic analysis of population density of white-tailed deer in Mexico: importance of the protected natural areas and wildlife management units. *Therya* 15(1):91-102.
- Manzano-Fischer P, List R, Ceballos G y Cartron J-LC. 2006. Avian diversity in a priority area for conservation in North America: the Janos-Casas Grandes Prairie Dog Complex and adjacent habitats in northwestern Mexico. *Biodiversity and Conservation* 15:3801-3825.
- Marceau J. 2001. "*Nasua narica*" (On-line), Animal Diversity Web. Disponible en https://animaldiversity.org/accounts/Nasua_narica/
- Martínez-Coronel M, Morales-Medina X y Müdespacher-Ziehl C. 2009. Depredadores de murciélagos en la cueva de Los Laguitos, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 13:82-91.
- Martínez-Falcón AP, Martínez-Adriano CA y Dáttilo W. 2019. Redes complejas como herramientas para estudiar la diversidad de las interacciones ecológicas. Pp. 265-283 en *La Biodiversidad en un Mundo Cambiante: Fundamentos Teóricos y Metodológicos para su Estudio* (Moreno CE, ed.). Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Libermex, Ciudad de México, México.
- Martínez-Vásquez J, González-Monroy RM y Díaz-Díaz D. 2010. Hábitos alimentarios del coyote en el Parque Nacional Pico de Orizaba. *Therya* 1(2):145-154.
- Mateo-Tomás P, Olea PP y López-Bao JV. 2019. Time to monitor livestock carcasses for biodiversity conservation and public health. *Journal of Applied Ecology* 56(7):1850-1855.
- Mathews NE y Porter WF. 1992. Maternal defense behavior in white-tailed deer. Pp. 141-160 en *Ecology and Management of the Eastern Coyote* (Boer AR, ed.). Wildlife Research Unit, University of New Brunswick, Fredericton. New Brunswick, Canada.
- Mattioli L, Capitani C, Gazzola A, Scandura M y Apollonio M. 2011. Prey selection and dietary response by wolves in a high-density multi-species ungulate community. *European Journal of Wildlife Research* 57:909-922.
- McBride RT. 1980. The Mexican wolf (*Canis lupus baileyi*), a historical review and observation on its status and distribution. Technical report. US Fish and Wildlife Service. 38 pp.
- McCullough J. 2001. "*Meleagris gallopavo*" (On-line), Animal Diversity Web. Disponible en https://animaldiversity.org/accounts/Meleagris_gallopavo/
- Mech LD. 1970. The Wolf: The Ecology and Behavior of an Endangered Species. Natural History Press. MI, EUA. 384 pp.
- Mech LD y Boitani L. 2003. Wolves: Behavior, Ecology and Conservation. University of Chicago Press. IL, EUA. 472 pp.
- Mech LD, Smith DW y MacNulty DR. 2015. Wolves on the Hunt: The Behavior of Wolves Hunting Wild Prey. The University of Chicago Press. IL, EUA. 208 pp.

- Mendoza M y Araújo MB. 2019. Climate shapes mammal community trophic structures and humans simplify them. *Nature Communications* 10:5197.
- Merkle JA, Krausman PR, Stark DW, Oakleaf JK y Ballard WB. 2009. Summer diets of the Mexican Wolf (*Canis lupus baileyi*). *The Southwestern Naturalist* 54(4):480-485.
- Metz MC, Hebblewhite M, Smith DW, Stahler DR, MacNulty DR, Tallian A y Vucetich JA. 2020. What wolves eat and why. Pp. 157-168 en *Yellowstone Wolves: Science and Discovery in the World's First National Park* (Smith DW, Stahler DR y MacNulty DR, eds.). The University of Chicago Press. IL, EUA.
- Meyer J, Leempoel K, Losapio G y Hadly EA. 2020. Molecular ecological network analyses: An effective conservation tool for the assessment of biodiversity, trophic interactions, and community structure. *Frontiers in Ecology and Evolution* 8:588430.
- Mijiddorj TN, Alexander JS y Samelius G. 2018. Livestock depredation by large carnivores in the South Gobi, Mongolia. *Wildlife Research* 45(3):237-246.
- Miller B, Dugelby B, Foreman D, Martínez del Río C, Noss R, Phillips M, Reading R, Soule ME, Terborgh J y Willcox L. 2001. The importance of large carnivores to healthy ecosystems. *Endangered Species UPDATE* 8(5):202-210.
- Miller R. 2001. *Woodland Fish and Wildlife: Managing Western Juniper for wildlife*. Washington State University Cooperative Extension and U.S. Department of Agriculture:MSC0286.
- Mills KL, Bennitt E, Zhu K, Bartlam-Brooks HLA, Hubel TY, Wilson AM, Carter NH y Sanders NJ. 2024. Dynamic primary resources, not just wild prey availability, underpin lion depredation of livestock in a savanna ecosystem. *Ecology and Evolution* 14(9):e70208.
- Moll RJ, Jackson PJ, Wakeling BF, Lackey CW, Beckmann JP, Millspaugh JJ y Montgomery RA. 2021. An apex carnivore's life history mediates a predator cascade. *Oecologia* 196:223-234.
- Monroy-Vilchis O y Frieven C. 2006. Dejection and expulsion rates of coyotes (*Canis latrans*) in captivity. *The Southwestern Naturalist* 51(2):272-276.
- Monroy-Vilchis O y Rubio-Rodríguez R. 2003. *Guía de Identificación de Mamíferos Terrestres del Estado de México, a través del Pelo de Guardia*. Instituto Literario. Universidad Autónoma del Estado de México. Estado de México, México. 115 pp.
- Montana L, Caniglia R, Galaverni M, Fabbri E, Ahmed A, Černá Bolfíková B, Czamomska SD, Galov A, Godinho R, Hindrikson M, Hulva P, Jedrzejska B, Jelenič M, Kutal M, Saarma U, Skrbínšek T y Randi E. 2017. Combining phylogenetic and demographic inferences to assess the origin of the genetic diversity in an isolated wolf population. *PLOS One* 12(5):e0176560.
- Monterroso P, Castro D, Silva TL, Ferreras P, Godinho R y Alves PC. 2013. Factors affecting the (in)accuracy of mammalian mesocarnivore scat identification in south-western Europe. *Journal of Zoology* 289(4):243-250.
- Monterroso P, Díaz-Ruiz F, Lukács PM, Alves PC y Ferreras P. 2020. Ecological traits and the spatial structure of competitive coexistence among carnivores. *Ecology: Ecological Society of America* 101(8):e03059.

- Monterroso P, Godinho R, Oliveira T, Ferreras P, Kelly MJ, Morin DJ, Espera LP, Alves PC y Mills S. 2019. Feeding ecological knowledge: the underutilised power of faecal DNA approaches carnivore diet analysis. *Mammal Review* 49(2):97-112.
- Montiel-Reyes F, Maldonado JE, Del Real-Monroy M, Martínez-Méndez N y Ortega J. 2014. Non-invasive sampling reveals fine-scale genetic structure in black bear *Ursus americanus* populations from northeastern Mexico. *Endangered Species Research* 26(2):179-188.
- Moore TD, Spence LE, Dugnolle CE y Hepworth WG. 1974. Identification of the Dorsal Guard Hairs of Some Mammals of Wyoming. Wyoming Game and Fish Department. WY, EUA. 177 pp.
- Morand S. 2020. Emerging diseases, livestock expansion and biodiversity loss are positively related at global scale. *Biological Conservation* 248:108707.
- Morehouse AT y Boyce MS. 2011. From venison to beef: seasonal changes in wolf diet composition in a livestock grazing landscape. *Frontier in Ecology and the Environment* 9(8):440-445.
- Moreno CE. 2001. Métodos para Medir la Biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA. Vol 1. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED), Oficina Regional de Ciencias y Tecnología para América Latina y el Caribe (ORCYT), UNESCO Zaragoza, España. 84 pp.
- Moreno, C.E., F. Barragán, E. Pineda y N.P. Pavón. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:1249-1261.
- Morin DJ, Higdon SD, Holub JL, Montague DM, Fies ML, Waits LP y Kelly MJ. 2016. Bias in carnivore diet analysis resulting from misclassification of predator scats based on field identification: Bias and uncertainty in carnivore scat identification. *Wildlife Society Bulletin* 40(4):669-677.
- Morin DJ, LaRose S, Lonsinger RC, Gosselin EN, Kelly MJ y Waits LP. 2019. Comparing methods of estimating carnivore diets with uncertainty and imperfect detection. *wildlife society bulletin* 43(4):651-60.
- Murphy SM, Beausoleil RA, Stewart H, Cox JJ. 2022. Review of puma density estimates reveals sources of bias and variation, and the need for standardization. *Global Ecology and Conservation* 35:e02109.
- Murray DL, Goblin J, Scully A y Thornton DH. 2023. Conventional niche overlap measurements are not effective for assessing interspecific competition. *Frontiers in Ecology and Evolution* 11:1281108.
- NALCMS-CEC. 2023. Land cover of North America. At 30 meters. Edition 1.0. Raster digital data. Canada Centre for Remote Sensing (CCRS), Canada Centre for Mapping and Earth Conservation (CCMEO), Natural Resources Canada (NRCan), Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), and U.S. Geological Survey (USGS). Disponible en <http://www.cec.org/north-american-land-change-monitoring-system/>

- Nascimento JCS, Blanco F, Domingo MS, Cantalapiedra JL y Pires MM. 2024. The reorganization of predator–prey networks over 20 million years explains extinction patterns of mammalian carnivores. *Ecology Letters* 27(6):e14448.
- Needham K. 2024. The Spencer Entomological Collection. Beaty Biodiversity Museum, University of British Columbia. Disponible en <https://www.zoology.ubc.ca/entomology/>
- Newell T. 2002. "*Mustela frenata*" (On-line), Animal Diversity Web. Disponible en https://animaldiversity.org/accounts/Mustela_frenata/
- Newsome TM, Boitani L, Chapron G, Ciucci P, Dickman CR, Dellinger JA, López-Bao JV, Peterson RO, Shores CR, Wirsing AJ y Ripple WJ. 2016. Food habits of the world's gray wolves. *Mammal Review* 46(4):255-269.
- Nielsen JM, Clare EL, Hayden B, Brett MT y Kratina P. 2018. Diet tracing in ecology: method comparison and selection. *Methods in Ecology and Evolution* 9(2):278-291.
- Nilsen E, Christianson D, Gaillard J, Halley D, Linell J, Odden M, Panzacchi M, Toïgo C y Zimmermann B. 2012. Describing food habits and predations: field methods and statistical considerations. Pp. 256-272 en *Carnivore Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques* (Boitani L y Powell R, eds.). Oxford University Press. UK.
- Nowak S, Mysłajek RW, Kłosińska A y Gabryś G. 2011. Diet and prey selection of wolves (*Canis lupus*) recolonizing western and central Poland. *Mammalian Biology* 76(6):709-715.
- O'Bryan CJ, Brackowski AR, Beyer HL, Carter NH, Watson JEM y McDonald-Madden E. 2018. The contribution of predators and scavengers to human well-being. *Nature Ecology and Evolution* 2:229-236.
- Ohrens O, Bonacic C y Treves A. 2019. Non-lethal defense of livestock against predators: flashing lights deter puma attacks in Chile. *Frontiers in Ecology and the Environment* 17(1):32-38.
- Oksanen J, Blanchett FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'Hara RB, Solymos P, Stevens MHH, Szoecs E, Wagner H, Barbour M, Bedward M, Bolker B, Borcard D, Carvalho G, Chirico M, De Caceres M, Durand S, Evangelista HBA, FitzJohn R, Friendly M, Furneaux B, Hannigan G, Hill MO, Lahti L, McGlinn D, Ouellette MH, Cunha ER, Smith T, Stier A, Ter Braak CJF y Weedon J. 2022. Package "vegan". R. Package version 2.6-4. Disponible en <https://cran.rproject.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>
- Olesen JM, Bascompte J, Dupont YL, Elberling H, Rasmussen C y Jordano P. 2010. Missing and forbidden links in mutualistic networks. *Proceedings of The Royal Society Biological Sciences* 278(1706):725-732.
- Panasci M, Ballard WB, Breck S, Rodriguez D, Densmore III LD, Wester DB y Baker RJ. 2011. Evaluation of fecal DNA preservation techniques and effects of sample age and diet on genotyping success. *The Journal of Wildlife Management* 75(7):1616-1624.
- Parsons MA, Newsome TM y Young JK. 2022. The consequences of predators without prey. *Frontiers in Ecology and the Environment* 20(1):31-39.
- Patterson BR y Messier F. 2000. Factors influencing the killing rates of white-tailed deer by coyotes in eastern Canada. *The Journal of Wildlife Management* 64(3):721-732.
- Peña D. 2002. Análisis de Datos Multivariantes. McGraw-Hill/Interamericana el España. Madrid, España. 515 pp.

- Peña-Mondragón JL y Castillo A. 2013. Depredación de ganado por jaguar y otros carnívoros en el noreste de México. *Therya* 4(3):431-446.
- Peña Mondragón JL y del Val E. 2022. Los carnívoros olvidados. *Therya ixmana* 1(1):15-17.
- Pérez-Solano LA y Gallina Tessaro S. 2019. Activity patterns and their relationship to the habitat use of mule deer (*Odocoileus hemionus*) in the Chihuahuan Desert, Mexico. *Therya* 10(3):323-328.
- Phandee S, Phavaphutanon J, Sirinarumitr K, Laopiem S y Sirinarumitr T. 2016. Evaluation of amelogenin and Zinc-finger loci for sex identification in captive felids. *The Thai Journal of Veterinary Medicine* 46(1):41-47.
- Pianka E. 1973. The structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4:53-74.
- Piggott MP. 2004. Effect of simple age and season of collection on the reliability of microsatellite genotyping of fecal DNA. *Wildlife Research* 31(6):485-493.
- Pimm SL, Jenkins CN, Abell R, Brooks TM, Gittleman JL, Joppa LN, Raven PH, Roberts CM y Sexton JO. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344:1246752.
- Poisot T, Canard E, Mouillot D, Mouquet N y Gravel D. 2012. The dissimilarity of species interaction networks. *Ecology Letters* 15(12):1353-1361.
- Putman R. 1984. Facts from faeces. *Mammal Review* 14(2):79-97.
- Poniatowski D, Weißgräber V, Drung M, Freienstein FM, Kattermann, Scherer G y Fartmann T. 2024. Grassland nature reserves safeguard a high species richness and biomass of grasshoppers. *Journal of Applied Ecology* 61(11):2739-2750.
- Ramírez-Pulido J y Castro-Campillo A. 1990. Bibliografía Reciente de los Mamíferos de México: 1983/1988. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa. 120 pp.
- Reed JE, Ballard WB, Gipson PS, Kelly BT, Krausman PR, Wallace MC y Wester DB. 2006. Diets of free-ranging Mexican gray wolves in Arizona and New Mexico. *Wildlife Society Bulletin* 34(4):1127-1133.
- RAN. 2017. Datos geográficos de las tierras de uso común, por Estado – Formato SHAPE. Registro Agrario Nacional, Gobierno de México. Disponible en <https://datos.gob.mx/busca/dataset/datos-geograficos-de-las-tierras-de-uso-comun-por-estado--formato-shape>
- Reyes Díaz JL. 2021. Diversidad de presas en la dieta del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) e implicaciones para su conservación en el noroeste de México. Tesis de Licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México. 67 pp.
- Reyes-Díaz JL, Lara-Díaz NE, Camargo-Aguilera MG, Saldívar-Burrola LL y López-González CA. 2024. The importance of livestock in the diet of Mexican wolf (*Canis lupus baileyi*) in northwestern Mexico. *Wildlife Biology* 2024(6):e01272.
- Reyes-Díaz JL, Lara-Díaz NE y López-González CA. 2022. ¿Qué dientes tan grandes tienes! Un vistazo a la dieta del lobo mexicano. *Revista Digital Universitaria* 23(2).

- Reyes Díaz JL, López González CA, Castro Campillo AA y Lara Díaz NE. 2025. Entre dientes y garras: ¿Cómo coexisten los depredadores en Chihuahua? *Contactos, Revista De Educación En Ciencias E Ingeniería* 144:52-62.
- Reyes-Díaz JL, López-González CA, Kelt DA, Vargas-Cuenca J y Lara-Díaz NE. 2021. A synthesis of Mexican mammalogy in *Therya*: the first 10 years! *Therya* 12(1):115-130.
- Rinkevich S. 2012. An assessment of abundance, diet, and cultural significance of Mexican gray wolves in Arizona. Ph. D. Thesis (Philosophy with a major in wildlife and fisheries science), Graduate College, University of Arizona. AR, USA. 290 pp.
- Ripple WJ y Beschta RL. 2012. Trophic cascades in Yellowstone: The first 15 years after wolf reintroduction. *Biological Conservation* 145:205-213.
- Ripple WJ, Beschta RL, Fortin JK y Robbins CT. 2014a. Trophic cascades from wolves to grizzly bears in Yellowstone. *Journal of Animal Ecology* 83(1):223-233.
- Ripple WJ, Estes JA, Beschta RL, Wilmers CC, Ritchie EG, Hebblewhite M, Berger J, Elmhagen B, Letnic M, Nelson MP, Schmitz MJ, Smith, DW, Walach DA y Wirsing AJ. 2014b. Status and ecological effects of the World's largest carnivores. *Science* 343:1241484.
- Ripple WJ, Newsome TM, Wolf C, Dirzo R, Everatt T, Galetti M, Hayward MW, Kerley GIH, Levi T, Lindsey PA, Macdonald DW, Malhi Y, Painter LE, Sandom CJ, Terborgh J y Van Valkenburgh B. 2015. Collapse of the world's largest herbivores. *Science Advances* 1(4):e1400103.
- Ripple WJ, Wirsing AJ, Wilmers CC y Letnic M. 2013. Widespread mesopredator effects after wolf extirpation. *Biological Conservation* 160:70-79.
- Ritchie EG y Johnson CN. 2009. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology Letters* 12(9):982-998.
- Robinson TP, Wint GRW, Conchedda G, van Boeckel TP, Ercoli V, Palamara E, Cinardi G, D'Aiotti L, Hay SI y Gilbert M. 2014. Mapping the Global Distribution of Livestock. *PLOS One* 9:e96084.
- Rocha-Mendes F, Mikich SB, Quadros J y Pedro WA. 2010. Feeding ecology of carnivores (Mammalia, Carnivora) in Atlantic Forest remnants, Southern Brazil. *Biota Neotropica* 10(4):21-30.
- Rodríguez Curras M, Romanski MC y Pauli JN. 2024. The pulsed effects of reintroducing wolves on the carnivore community of Isle Royale. *Frontiers in Ecology and the Environment* 22(6):e2750.
- Roe D, Seddon N y Elliott J. 2019. Biodiversity Loss is a Development Issue: A Rapid Review of Evidence. International Institute for Environment and Development. London, UK.
- Roemer GW, Gompper ME y van Valkenburgh. 2009. The ecological role of the mammalian mesocarnivore. *BioScience* 59(2):165-173.
- Rosas-Rosas OC, Bender LC y Valdez R. 2008. Jaguar and Puma Predation on Cattle Calves in Northeastern Sonora, Mexico. *Rangeland Ecology and Management* 61(5):554-560.
- Rosas-Rosas OC, Bender LC y Valdez R. 2010. Habitat correlates of jaguar kill-sites of cattle in northeastern Sonora, Mexico. *Human-Wildlife Interactions* 4(1):103-111.

- Rosas-Rosas OC, Guerrero-Rodríguez JD y Hernández-SaintMartín AD. 2015. Manual de Prácticas Ganaderas para Regiones con Grandes Carnívoros en la Sierra Madre Oriental. Colegio de Postgraduados-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Puebla, México. 96 pp.
- Rosas-Rosas OC, Valdéz R, Bender LC y Daniel D. 2003. Food habits of puma in northwestern Sonora, Mexico. *Carnivore Ecology* 31(2):528-535.
- Rowe S. 2017. "*Microtus pennsylvanicus*" (On-line), Animal Diversity Web. Disponible en https://animaldiversity.org/accounts/Microtus_pennsylvanicus/
- Rueda P, Mendoza GD, Martínez D y Rosas-Rosas OC. 2013. Determination of the jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) diet in a tropical forest in San Luis Potosi, Mexico. *Journal of Applied Animal Research* 41(4):484-489.
- Ruelas Monjardín LC y Dávalos Sotelo R. 1999. La industria forestal del Estado de Chihuahua. *Madera y Bosques* 5(2):79-91.
- RStudio Team. 2024. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA. Disponible en <http://www.rstudio.com/>
- Saldívar Burrola LS. 2015. Hábitos alimentarios del Lobo Mexicano (*Canis lupus baileyi*) en el noroeste de Chihuahua. Tesis de Licenciatura en Biología, Instituto de Ciencias Biomédicas, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez. Ciudad Juárez, Chihuahua, México. 49 pp.
- Sarasola JG, Zanón-Martínez JI, Costán AS y Ripple WJ. 2016. Hypercarnivorous apex predator could provide ecosystem services by dispersing seeds. *Scientific Reports* 6:19647.
- Sarkar D, Andrews F, Wright K, Klepeis N, Larsson J, Wen Z, Murrel P, Eng S, Zeileis A y Courtiol A. 2024. R. Package "lattice" versión 0.22-6. Disponible en <https://cran.r-project.org/web/packages/lattice/index.html>
- Sato JJ. 2024. Diets of rodents revealed through DNA metabarcoding. *Mammal Study* 50(1):3-25.
- Scopes ER, Broome A, Walsh K, Bennie JJ y McDonald RA. 2024. Conservation implications of hibernation in mammals. *Mammal Review* 54(3):310-324.
- SEMARNAT. 2023. Calendario de épocas hábiles 2023-2024. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Gobierno de México. Disponible en <https://www.gob.mx/semarnat/documentos/calendario-de-epocas-habiles-2023-2024>
- SEMARNAT/CONANP. 2012. Programa de Acción para la Conservación de la Especie: Oso negro americano (*Ursus americanus*). Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales / Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.
- SEMARNAT/CONANP. 2018. Programa de acción para la conservación de la especie bisonte (*Bison bison*). Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales / Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.
- Sembon S, Suzuki S, Fuchimoto D, Iwamoto M, Kawarasaki T y Onishi A. 2008. Sex identification of pigs using polymerase chain reaction amplification of the amelogenin gene. *Zygote* 16(4):327-332.

- SIAP. 2023. Sistema de información agroalimentaria de consulta. Servicio de Información Alimentaria y Pesquera, Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural. Disponible en <https://www.gob.mx/siap/documentos/siacon-ng-161430>.
- Shannon P, Markiel A, Ozier O, Baliga NS, Wang JT, Ramage D, Amin N, Schwikowski B y Ideker T. 2003. Cytoscape: A software environment for integrated models of biomolecular interaction networks. *Genome Research* 13(11):2498-2504.
- Shao X, Lu Q, Xiong M, Bu H, Shi X, Wang D, Zhao J, Li S y Yao M. 2021. Prey partitioning and livestock consumption in the world's richest large carnivore assemblage. *Current Biology* 31(22):4887-4897.
- Shefferly N. 1999. "*Taxidea taxus*" (On-line), Animal Diversity Web. Disponible en https://animaldiversity.org/accounts/Taxidea_taxus/
- Siciliano Martina L. 2013. "*Didelphis virginiana*" (On-line), Animal Diversity Web. Disponible en https://animaldiversity.org/accounts/Didelphis_virginiana/
- Sierra Corona R, Sáyago Vázquez IA, Silva Hurtado MC y López González CA. 2005. Black bear abundance, habitat use, and food habits in the Sierra San Luis, Sonora, Mexico. *USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-36*:444-448.
- Silva-Caballero A, Bender LC y Rosas-Rosas OC. 2022. Livestock depredation by jaguars associated with dry-season core-use areas in a northeastern Mexico agrolandscape. *Western North American Naturalist* 82(1):177-182.
- Silva-Rodríguez EA y Sieving KE, 2011. Influence of care of domestic carnivores on their predation on vertebrates. *Conservation Biology* 25(4):808-815.
- Silva-Rodríguez EA y Sieving KE, 2012. Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. *Biological Conservation* 150(1):103-110.
- Silva Hurtado MC. 2004. Hábitos alimenticios del oso negro (*Ursus americanus*) en la Sierra de San Luis, Sonora, México. Tesis de Licenciatura en Biología, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Estado de Mexico, México. 63 pp.
- Simpson GL, R Core Team, Bates DM y Oksanen J. 2022. Package "*permute*". R. Package versión 0.9-7. Disponible en <https://cran.r-project.org/web/packages/permute/index.html>
- Smith DW y Bangs EE. 2009. Reintroduction of wolves to Yellowstone National Park: History, values and ecosystem restoration. Pp. 92-125 en *Reintroduction of Top-Order Predators* (Hayward MW y Somers JM, eds.). Blackwell Publishing Ltd. EUA.
- Smith JB, Greenleaf AR y Oakleaf JK. 2023. Kill rates on native ungulates by Mexican gray wolves in Arizona and New Mexico. *The Journal of Wildlife Management* 87(8):e22491.
- Smith DW y Tyers DB. 2012. The History and Current Status and Distribution of Beavers in Yellowstone National Park. *Northwest Science* 86(4):276-288.
- Ståhl PPG, Riikka P-D, Zhang L, Nordström MC y Kortsch S. 2025. Food web robustness depends on the network type and threshold for extinction. *Oikos* 2025(5):e11139.
- Stouffer DB y Bascompte J. 2011. Compartmentalization increases food-web persistence. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108(9):3648-3652.

- Suraci JP, Clinchy M, Dill LM, Roberts D y Zanette LY. 2016. Fear of large carnivores causes a trophic cascade. *Nature Communications* 7:10698.
- Tallian A, Ordiz A, Metz MC, Zimmermann B, Winkeros C, Smith DW, Stahler DR, Wabakken P, Swenson JE, Sand H y Kindberg J. 2022. Of wolves and bears: seasonal drivers of interference and exploitation competition between apex predators. *Ecological Monographs* 92(2):e1498.
- Tavera A, de Santiago-Hernández MH y Cuevas E. 2023. Temporal variation of a plant-floral visitor network in a temperate forest in Michoacán, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 94:e945139.
- Terry JCD y Lewis OT. 2020. Finding missing links in interactions networks. *Ecology* 101(7):e03047.
- Thébault E y Fontaine C. 2010. Stability of ecological communities and the architecture of mutualistic and trophic networks. *Science* 329:853-856.
- Theimer TC, Dyer AC, Keeley BW, Gilbert AT y Bergan DL. 2017. Ecological potential for rabies virus transmission via scavenging of dead bats by mesocarnivores. *Journal of Wildlife Diseases* 53(2):382-385.
- Thompson M, Brose U, Dunne JA, Hall Jr. RO, Hladyz S, Kitching RL, Martinez ND, Rantala H, Romanuk TN, Stouffer DB y Tylianakis JM. 2012. Food webs: reconciling the structure and function of biodiversity. *Current Biology* 27(12):689-697.
- Tinoco R, Martínez D, García R, Hernández G y Mora S. 2011. Aplicación de un sistema de demanda casi ideal (AIDS) a cortes de carnes de bovino, porcino, pollo, huevo y tortilla en el periodo de 1995-2008. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias* 2(1):39-51.
- Tobler MW, Carrillo-Percastegui SE, Leite Pitman R, Mares R y Powell G. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large-and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11(3):169-178.
- Tokar E. 2001. "*Canis latrans*" (On-line), Animal Diversity Web. Disponible en https://animaldiversity.org/accounts/Canis_latrans/
- Torabian S, Leffler AJ y Perkins L. 2024. Importance of restoration of dung beetles in the maintenance of ecosystem services. *Ecological Solutions and Evidence* 5(1):e12297.
- Torres-Romero EJ y Bender LC. 2024. Extent and patterns of livestock depredation in Mexico. *Rangeland Ecology and Management* 96(1):23-31.
- Torres-Romero EJ, Lira-Noruega A, Rosas-Rosas OC y Bender LC. 2023. Livestock depredation by coyotes and domestic dogs in Mexico. *Rangeland Ecology and Management* 87:97-104.
- Torres-Romero EJ, Penteriani V, Chávez C, Saldaña-Vázquez RA, Nuñez R, González Rojas JI, Sunny A y Calatayud J. 2024. Assessing the impact of human activities and land use change on livestock depredation by large carnivores in Mexico. *Animal Biodiversity and Conservation* 47(2):247-246.
- Treviño Fernández JC. 2015. Diagnóstico del potencial cinegético del Estado de Chihuahua. Disertación de Doctorado en Filosofía, Facultad de Zootecnia y Ecología, Universidad Autónoma de Chihuahua. Chihuahua, México. 216 pp.

- Tylianakis M, Laliberté E, Nielsen A y Bascompte J. 2010. Conservation of species interaction networks. *Biological Conservation* 143(10):2270-2279.
- Ugarte CS, Moreira-Arce D y Simonetti JA. 2019. Ecological attributes of carnivore-livestock conflict. *Frontiers in Ecology and Evolution* 7:433.
- Ulrich W, Almeida-Neto M y Gotelli NJ. 2009. A consumer's guide to nestedness analysis. *Oikos* 118(1):3-17.
- UNEP. 2023. Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre [CITES]: Apéndices I, II y III. CITES. United Nations Environment Programme, 25 de noviembre de 2023.
- USGS. 2012. 100-Meter Resolution Elevation of the Conterminous United States. [GeoTIFF]. National Atlas of the United States. United States Geological Survey. Disponible en <https://earthworks.stanford.edu/catalog/stanford-zz186ss2071>
- Ushio M, Murata K, Sado T, Nishiumi I, Takeshita M, Iwasaki W y Miya M. 2018. Demonstration of the potential of environmental DNA as a tool for the detection of avian species. *Scientific Reports* 8: 4493.
- Vallina SM y Le Quere C. 2011. Stability of complex food webs: Resilience, resistance and the average interaction strength. *Journal of Theoretical Biology* 272(1):160-173.
- van Bommel L y Johnson CN. 2012. Good dog! Using livestock guardian dogs to protect livestock from predators in Australia's extensive grazing systems. *Wildlife Research* 39(3):220-229.
- van Eeden LM, Crowther MS, Dickman CR, Macdonald DW, Ripple WJ, Ritchie EG y Newsome TM. 2017. Managing conflict between large carnivores and livestock. *Conservation Biology* 32(1):26-34.
- van Valkenburgh B. 1988. Trophic diversity in past and present guilds of large predatory mammals. *Paleobiology* 14(2):155-173.
- van Valkenburgh B y Wayne RK. 2010. Carnivores. *Current Biology* 20(21):R915-9.
- Vázquez-Domínguez E y Vega R. 2006. ¿Dónde estamos y hacia dónde vamos en el conocimiento genético de los mamíferos mexicanos? Pp: 67-73 en *Genética y Mamíferos Mexicanos: Presente y Futuro* (Vázquez-Domínguez E y Hafner DJ). New Mexico Museum of Natural History y Science. Bulletin 32. NM, EUA.
- Venne L. 2004. "*Tamias dorsalis*" (On-line), Animal Diversity Web. Disponible en https://animaldiversity.org/accounts/Tamias_dorsalis/
- Verma SK y Singh L. 2003. Novel universal primers establish identity of an enormous number of animal species for forensic application. *Molecular Ecology Notes* 3:28-31.
- Villa-Galaviz E, Boege K y del-Val E. 2012. Resilience in plant-herbivore networks during secondary succession. *PLOS One* 7:e5300.
- Villarreal O, Villarreal GJ, Viejo GJ, Reséndiz MR y Romero CS. 2014. Nuevas categorías de trofeos de venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) del Safari Club Internacional, para México. *Revista Colombiana de Ciencia Animal* 6(2):382-388.
- Vissia S, Virtuoso FAS, Bouman A y van Langevelde F. 2023. Seasonal variation in prey preference, diet partitioning and niche breadth in a rich large carnivore guild. *African Journal of Ecology* 61(1):141-152.

- Vital-García C, Clemente-Sánchez F, Quintero-Elisea JA y Iglesias-Coss R. 2024. Characteristics of the white-tailed deer hunting exploitation (*Odocoileus virginianus*) in Chihuahua, Mexico. *Agro Productividad* 17(1):147-150.
- Vu L. 2011. "*Urocyon cinereoargenteus*" (On-line), Animal Diversity Web. Disponible en https://animaldiversity.org/accounts/Urocyon_cinereoargenteus/
- Wagner C, Holzapfel M, Kluth G, Reinhardt I y Ansorge H. 2012. Wolf (*Canis lupus*) feeding habits during the first eight years of its occurrence in Germany. *Mammalian Biology* 77(3):196-203.
- Weaver J. 1993. Refining the equation for interpreting prey occurrence in Gray Wolf scats. *The Journal of Wildlife Management* 57:534-538.
- Wei T, Simko V, Levy M, Xie Y, Jin Y, Zemla J, Freidank M, Cai J y Protivinsky T. 2024. Package "corrplot" version 0.95. Disponible en: <https://cran.r-project.org/web/packages/corrplot/index.html>
- Wickham H, Chang W, Henry L, Pedersen TL, Takahashi K, Wilke C, Woo K, Yutani H y Dunnington D. 2024. Package "ggplot2" version 3.5.1. Disponible en: <https://cran.r-project.org/web/packages/ggplot2/index.html>
- Wilmers CC, Crabtree RL, Smith DW, Murphy KM y Getz WM. 2003. Trophic facilitation by introduced top predators: Grey Wolf subsidies to scavengers in Yellowstone National Park. *Journal of Animal Ecology* 72:909-916.
- Wikenros C, Di Bernardi C, Zimmermann B, Åkesson M, Demski M, Flagstad Ø, Mattisson J, Tallian A, Wabakken P y Sand H. 2023. Scavenging patterns of an inbred wolf population in a landscape with a pulse of human-provided carrion. *Ecology and Evolution* 13(7):e10236.
- Wolf C y Ripple WJ. 2016. Prey depletion as a threat to the world's large carnivores. *Royal Society Open Science* 3(8):160252.
- Wolf C y Ripple WJ. 2018. Rewilding the world's large carnivores. *Royal Society Open Science* 5(3):172235.
- Wroe DM y Wroe S. 1982. Observation of bobcat predation on bats. *Journal of Mammalogy* 63(4):682.
- Young HS, McCauley DJ, Galetti M y Dirzo R. 2016. Patterns, causes and consequences of Anthropocene defaunation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 47:333–358.
- Young SP. 1958. The Bobcat of Northamerica. The Stackpole Company/The Wildlife Management Institute. PA y WA, EUA. 193 pp.
- Zarco-González MM, Monroy-Vilchis O y Alaníz J. 2013. Spatial model of livestock predation by jaguar and puma in Mexico: conservation planning. *Biological Conservation* 159:80-87.
- Zarco-González MM, Monroy-Vilchis O, Rodríguez-Soto C y Urios V. 2012. Spatial factors and management associated with livestock predations by *Puma concolor* in Central Mexico. *Human Ecology* 40:631-638.

Apéndice I. Diversidad y peso corporal de los componentes alimentarios presentes en la dieta de cinco depredadores carnívoros en el noroeste de Chihuahua, México: **Cat** = Categoría, incluye subcategorías conforme al grupo más incluyente (ver texto): R = Reptiles; A = Aves; Mamíferos, divididos en: O = Mamíferos no identificados, D = Didélfidos, L = Lepóridos, PR = Pequeños roedores, Ar = Ardillas, Car = Carnívoros, US = Ungulados silvestres, AS = Alimento suplementario, G = Ganado; Art = Artrópodos; Materia Vegetal, incluye: AL = Árboles leñosos; Arb = Arbustos; AF = Árboles frutales; VD = Vegetación desértica; HG = Hierbas y gramíneas; NI = No identificado. **Taxa** señala la identificación taxonómica más precisa. En las columnas de los depredadores (Coyote, *Canis latrans*; Gato montés, *Lynx rufus*; Lobo mexicano, *C. lupus baileyi*; Puma, *Puma concolor* y Oso negro, *Ursus americanus*), el “1” indica presencia y el “0” ausencia de cada taxón en la dieta del carnívoro. **Aplica BRC**, señala si el taxón fue considerado (Si) o excluido (No) del análisis de biomasa relativa consumida (*BRC*). **PM** = Peso máximo, **Pm** = Peso mínimo y **PP** = Peso promedio, todos en kg y **FC** = factor de corrección aplicado (Si) o innecesario (No) en el análisis de *BRC*. **Cita** menciona, en orden de aparición, las fuentes de donde se obtuvieron los pesos de los componentes alimentarios: 1, Hernández 2002; 2, McCullough 2001; 3, Siciliano Martina 2013; 4, Anderson 1972; 5, Venne 2004; 6, Allen 2000; 7, Rowe 2017; 8, Cizek 2002; 9, Tokar 2001; 10, Vu 2011; 12, Hakkinen 2001; 13, Newell; 14, Shefferly 1999; 15, Marceau 2001; 16, Fox 2001; 17, Benson 2023; 18, Lara-Díaz *et al.* 2022; 19, Leopold 1959; 20, Galindo-Leal y Weber 1998; 21, Álvarez-Romero y Medellín 2005; 22, Goldberg y Ravagnolo 2015; 23, Clement 2015. En todos los casos, el guión se refiere a falta de información.

Cat	Taxa	Coyote	Gato montés	Lobo mexicano	Puma	Oso negro	Aplica BRC	PM	Pm	PP	FC	Cita
R	Lacertilia	0	1	0	0	0	No	-	-	-	-	-
R	Serpentes	1	0	0	0	0	No	-	-	-	-	-
A	Aves	1	1	1	1	1	No	-	-	-	-	-
A	<i>Aphelocoma wollbeweri</i>	1	1	0	0	0	Si	0.144	0.105	0.124	No	1
A	<i>Meleagris gallopavo</i>	1	1	1	1	0	Si	11	3.6	7.3	Si	2
O	Mammalia	1	1	0	1	0	No	-	-	-	-	-
D	<i>Didelphis virginiana</i>	0	0	1	1	0	Si	6	1.9	3.95	Si	3
L	<i>Lepus californicus</i>	1	1	1	1	0	Si	3.025	1.991	2.508	Si	4
L	<i>Sylvilagus audubonii</i>	1	1	1	0	0	Si	0.9	0.562	0.731	No	4
L	<i>Sylvilagus floridanus</i>	1	1	1	1	1	Si	1.299	0.881	1.09	Si	4
PR	Rodentia	1	1	1	1	0	No	-	-	-	-	-

Ar	<i>Otospermophilus variegatus</i>	1	1	1	1	1	Si	0.804	0.627	0.715	No	4
Ar	<i>Sciurus aberti</i>	0	1	0	0	0	Si	0.59	0.487	0.538	No	4
Ar	<i>Sciurus nayaritensis</i>	1	1	1	0	1	Si	0.814	0.814	0.814	No	4
Ar	<i>Neotamias dorsalis</i>	1	0	0	0	0	Si	0.074	0.061	0.067	No	5
PR	<i>Cratogeomys castanops</i>	1	0	0	0	0	Si	0.348	0.165	0.256	No	4
PR	<i>Thomomys</i> cfr. <i>bottae</i>	1	1	1	1	0	Si	0.209	0.091	0.15	No	4
PR	<i>Dipodomys</i> sp.	1	0	0	0	0	Si	0.067	0.033	0.05	No	4
PR	<i>Dipodomys</i> cfr. <i>merriami</i>	0	0	0	1	0	Si	0.053	0.032	0.042	No	4
PR	<i>Heteromys irroratus</i>	1	1	0	0	0	Si	0.06	0.05	0.055	No	6
PR	<i>Chaetodipus hispidus</i>	0	0	0	1	0	Si	0.054	0.031	0.042	No	4
PR	<i>Perognathus</i> sp.	1	1	0	0	0	Si	0.021	0.013	0.017	No	4
PR	<i>Microtus mexicanus</i>	1	0	1	0	1	Si	0.05	0.033	0.041	No	7
PR	<i>Neotoma</i> sp.	0	1	0	0	0	Si	0.228	0.162	0.195	No	4
PR	<i>Neotoma albigula</i>	1	1	1	1	0	Si	0.245	0.153	0.199	No	4
PR	<i>Neotoma mexicana</i>	1	1	1	1	0	Si	0.211	0.171	0.191	No	4
PR	<i>Peromyscus</i> sp.	1	0	1	1	1	Si	0.037	0.015	0.026	No	4
PR	<i>Peromyscus</i> cfr. <i>difficilis</i>	0	1	1	0	0	Si	0.036	0.028	0.032	No	4
PR	<i>Peromyscus</i> cfr. <i>melanotis</i>	0	1	0	0	0	Si	0.03	0.023	0.026	No	4
PR	<i>Reithrodontomys</i> sp.	0	1	1	1	0	Si	0.013	0.007	0.01	No	4
PR	<i>Sigmodon</i> sp.	0	1	1	1	0	Si	0.136	0.041	0.088	No	4
PR	<i>Sigmodon fulviventer</i>	1	0	1	1	0	Si	0.136	0.082	0.109	No	4
PR	<i>Sigmodon hispidus</i>	1	0	0	0	0	Si	0.091	0.071	0.081	No	4
PR	<i>Sigmodon leucotis</i>	1	0	0	0	0	Si	0.129	0.086	0.107	No	4
PR	<i>Sigmodon ochrognathus</i>	1	1	1	0	0	Si	0.1	0.041	0.07	No	4
Car	<i>Lynx rufus</i>	1	1	0	1	0	Si	15	4	9.5	Si	8
Car	<i>Canis latrans</i>	1	0	0	0	0	Si	21	7	14	Si	9
Car	<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	1	0	0	1	0	Si	9	2	5.5	Si	10
Car	<i>Canis leucurus</i>	0	0	0	0	1	Si	4.5	2	3.23	Si	11
Car	<i>Mephitis</i> sp.	1	1	1	1	1	Si	1.6	1.1	1.35	Si	4
Car	<i>Spilogale leucoparia</i>	0	0	1	0	1	Si	0.565	0.368	0.466	No	12
Car	<i>Neogale frenata</i>	0	0	0	1	0	Si	0.45	0.08	0.265	No	13
Car	<i>Taxidea taxus</i>	1	0	0	0	0	Si	12	4	8	Si	14
Car	<i>Nasua narica</i>	1	1	1	1	0	Si	5	3	4	Si	15
Car	<i>Procyon lotor</i>	0	0	0	1	0	Si	10.4	1.8	6.1	Si	16
US	<i>Dicotyles tajacu</i>	1	1	1	1	1	Si	42	15	28.5	Si	17
AS	<i>Sus scrofa</i>	1	1	1	1	1	Si	-	-	40	Si	18
US	<i>Odocoileus hemionus</i>	1	0	0	0	0	Si	94.5	54.5	74.5	Si	19
US	<i>Odocoileus virginianus couesi</i>	1	1	1	1	1	Si	65	50	57.5	Si	20
G	<i>Ovis aries</i>	1	1	0	0	0	Si	55	22	38.5	Si	21
G	<i>Bos taurus</i>	1	1	1	1	1	Si	-	-	85	Si	22

G	<i>Equus caballus</i>	1	0	1	1	0	Si	-	-	210	Si	23
Art	Arthropoda	1	0	0	0	1	No	-	-	-	-	-
Art	<i>Diplocentrus peloncillensis</i>	0	0	0	0	1	No	-	-	-	-	-
Art	Ortoptera	1	1	1	1	1	No	-	-	-	-	-
Art	Cicadidae	0	0	0	0	1	No	-	-	-	-	-
Art	Dytiscidae	0	0	0	0	1	No	-	-	-	-	-
Art	Coleoptera	1	1	1	0	1	No	-	-	-	-	-
Art	Diptera	1	1	1	0	1	No	-	-	-	-	-
Art	Aphelinidae	0	0	0	0	1	No	-	-	-	-	-
Art	Formicidae	0	0	0	0	1	No	-	-	-	-	-
Art	<i>Camponotus</i> sp.	0	0	0	0	1	No	-	-	-	-	-
Art	Himenoptera	1	0	0	0	0	No	-	-	-	-	-
	Materia vegetal											
AL	<i>Arbutus</i> sp.	0	0	0	0	1	No	-	-	-	-	-
Arb	<i>Arctostaphylos pungens</i>	0	0	0	0	1	No	-	-	-	-	-
AF	<i>Cydonia oblonga</i>	1	0	0	0	0	No	-	-	-	-	-
VD	<i>Dasyllirion</i> sp.	1	0	0	0	1	No	-	-	-	-	-
VD	<i>Ferocactus</i> sp.	0	0	0	0	1	No	-	-	-	-	-
AL	<i>Juniperus</i> sp.	1	1	1	1	1	No	-	-	-	-	-
AF	<i>Malus domestica</i>	1	0	0	0	0	No	-	-	-	-	-
VD	<i>Nolina microcarpa</i>	0	0	0	0	1	No	-	-	-	-	-
VD	<i>Opuntia</i> sp.	1	0	0	0	1	No	-	-	-	-	-
AL	<i>Pinus</i> sp.	0	0	0	0	1	No	-	-	-	-	-
VD	<i>Prosopis glandulosa</i>	1	0	0	0	1	No	-	-	-	-	-
AF	<i>Prunus persica</i>	1	0	0	0	0	No	-	-	-	-	-
AL	<i>Quercus</i> sp.	0	0	0	0	1	No	-	-	-	-	-
HG	<i>Solanum</i> sp.	0	0	0	0	1	No	-	-	-	-	-
Arb	<i>Yucca</i> sp.	0	0	0	0	1	No	-	-	-	-	-
HG	<i>Zea mayz</i>	1	0	0	1	0	No	-	-	-	-	-
HG	Gramínea	1	1	1	1	0	No	-	-	-	-	-
NI	Semilla 1	1	0	0	0	0	No	-	-	-	-	-
NI	Semilla 2	1	0	0	0	0	No	-	-	-	-	-
NI	Semilla 3	1	0	0	0	0	No	-	-	-	-	-
NI	Semilla 4	1	0	0	0	1	No	-	-	-	-	-
NI	Semilla 5	1	0	0	0	0	No	-	-	-	-	-
NI	Semilla 6	1	0	0	0	0	No	-	-	-	-	-
NI	Semilla 7	1	0	0	0	0	No	-	-	-	-	-
NI	Semilla 8	0	0	0	0	1	No	-	-	-	-	-

Apéndice II. Estimación de la diversidad en la dieta de cinco depredadores carnívoros en el noroeste de Chihuahua, México, con curvas de rarefacción y extrapolación a partir de datos observados. En **Especie** se mencionan los carnívoros: Coyote (*Canis latrans*), Gato montés (*Lynx rufus*), Lobo mexicano (*C. lupus baileyi*), Puma (*Puma concolor*) y Oso negro (*Ursus americanus*). **SC** = Cobertura de la muestra; **m** = tamaño de muestra (ítems). **Método** corresponde a cómo se obtuvo la diversidad en las muestras cuando la probabilidad q de que cierto componente esté en la muestra es nula; entonces, 0D es la riqueza estimada de Orden $q = 0$ (riqueza de especies), mientras que qD LCL y qD UCL corresponden a los límites de confianza para la diversidad estimada inferior y superior, respectivamente.

Especie	SC	m	Método	0D	qD LCL	qD UCL
Coyote	0.0758	1	Rarefacción	1.00	0.96	1.04
Coyote	0.7540	43	Rarefacción	18.85	16.74	20.96
Coyote	0.8388	86	Rarefacción	27.38	24.57	30.19
Coyote	0.8804	129	Rarefacción	33.35	30.07	36.64
Coyote	0.9054	171	Rarefacción	37.83	34.15	41.51
Coyote	0.9227	214	Rarefacción	41.51	37.49	45.53
Coyote	0.9352	257	Rarefacción	44.56	40.24	48.87
Coyote	0.9448	300	Rarefacción	47.13	42.57	51.69
Coyote	0.9521	342	Rarefacción	49.30	44.51	54.08
Coyote	0.9583	385	Rarefacción	51.22	46.23	56.21
Coyote	0.9634	428	Rarefacción	52.90	47.72	58.09
Coyote	0.9676	470	Rarefacción	54.35	48.99	59.72
Coyote	0.9713	513	Rarefacción	55.67	50.12	61.21
Coyote	0.9745	556	Rarefacción	56.83	51.11	62.56
Coyote	0.9773	599	Rarefacción	57.87	51.95	63.79
Coyote	0.9797	641	Rarefacción	58.77	52.64	64.91
Coyote	0.9819	684	Rarefacción	59.60	53.13	66.06
Coyote	0.9839	727	Rarefacción	60.33	53.36	67.31
Coyote	0.9857	769	Rarefacción	60.98	53.41	68.54
Coyote	0.9858	771	Observado	61.00	53.42	68.58
Coyote	0.9858	772	Extrapolación	61.01	53.42	68.61
Coyote	0.9873	812	Extrapolación	61.55	53.39	69.72
Coyote	0.9887	853	Extrapolación	62.04	53.29	70.79
Coyote	0.9899	893	Extrapolación	62.47	53.17	71.77
Coyote	0.9910	934	Extrapolación	62.86	53.02	72.70

Coyote	0.9920	974	Extrapolación	63.20	52.86	73.54
Coyote	0.9929	1015	Extrapolación	63.51	52.71	74.32
Coyote	0.9936	1055	Extrapolación	63.78	52.56	75.00
Coyote	0.9943	1096	Extrapolación	64.03	52.41	75.64
Coyote	0.9949	1136	Extrapolación	64.24	52.28	76.20
Coyote	0.9955	1177	Extrapolación	64.44	52.16	76.72
Coyote	0.9960	1217	Extrapolación	64.61	52.04	77.17
Coyote	0.9964	1258	Extrapolación	64.77	51.94	77.59
Coyote	0.9968	1298	Extrapolación	64.90	51.85	77.96
Coyote	0.9971	1339	Extrapolación	65.03	51.76	78.29
Coyote	0.9975	1379	Extrapolación	65.13	51.69	78.58
Coyote	0.9977	1420	Extrapolación	65.23	51.62	78.85
Coyote	0.9980	1460	Extrapolación	65.32	51.55	79.08
Coyote	0.9982	1501	Extrapolación	65.40	51.50	79.30
Coyote	0.9984	1542	Extrapolación	65.47	51.45	79.49
Gato montés	0.1043	1	Rarefacción	1.00	0.87	1.13
Gato montés	0.6863	23	Rarefacción	12.23	10.69	13.77
Gato montés	0.8178	45	Rarefacción	17.53	15.56	19.50
Gato montés	0.8765	68	Rarefacción	20.99	18.65	23.33
Gato montés	0.9057	90	Rarefacción	23.37	20.72	26.03
Gato montés	0.9235	112	Rarefacción	25.25	22.32	28.17
Gato montés	0.9360	135	Rarefacción	26.86	23.70	30.02
Gato montés	0.9446	157	Rarefacción	28.17	24.83	31.52
Gato montés	0.9517	180	Rarefacción	29.37	25.84	32.89
Gato montés	0.9571	202	Rarefacción	30.37	26.68	34.06
Gato montés	0.9616	224	Rarefacción	31.27	27.39	35.14
Gato montés	0.9657	247	Rarefacción	32.10	27.98	36.22
Gato montés	0.9690	269	Rarefacción	32.82	28.32	37.32
Gato montés	0.9721	292	Rarefacción	33.50	28.27	38.73
Gato montés	0.9747	314	Rarefacción	34.09	27.98	40.19
Gato montés	0.9770	336	Rarefacción	34.62	27.56	41.68
Gato montés	0.9791	359	Rarefacción	35.12	27.07	43.18
Gato montés	0.9810	381	Rarefacción	35.56	26.60	44.53
Gato montés	0.9827	404	Rarefacción	35.98	26.12	45.84
Gato montés	0.9828	405	Observado	36.00	26.11	45.89
Gato montés	0.9829	406	Extrapolación	36.02	26.09	45.95

Gato montés	0.9843	427	Extrapolación	36.36	25.67	47.06
Gato montés	0.9857	448	Extrapolación	36.68	25.26	48.10
Gato montés	0.9869	469	Extrapolación	36.97	24.86	49.07
Gato montés	0.9880	491	Extrapolación	37.24	24.47	50.01
Gato montés	0.9891	512	Extrapolación	37.48	24.12	50.84
Gato montés	0.9900	533	Extrapolación	37.70	23.79	51.62
Gato montés	0.9908	554	Extrapolación	37.91	23.48	52.33
Gato montés	0.9917	576	Extrapolación	38.10	23.17	53.02
Gato montés	0.9924	597	Extrapolación	38.27	22.90	53.63
Gato montés	0.9930	618	Extrapolación	38.42	22.65	54.19
Gato montés	0.9936	639	Extrapolación	38.56	22.42	54.71
Gato montés	0.9942	661	Extrapolación	38.70	22.19	55.20
Gato montés	0.9947	682	Extrapolación	38.81	21.99	55.63
Gato montés	0.9951	703	Extrapolación	38.92	21.81	56.03
Gato montés	0.9955	724	Extrapolación	39.02	21.64	56.40
Gato montés	0.9959	746	Extrapolación	39.11	21.48	56.75
Gato montés	0.9963	767	Extrapolación	39.19	21.33	57.05
Gato montés	0.9966	788	Extrapolación	39.27	21.20	57.33
Gato montés	0.9969	810	Extrapolación	39.34	21.08	57.60
Lobo mexicano	0.1593	1	Rarefacción	1.00	0.96	1.04
Lobo mexicano	0.9010	56	Rarefacción	13.21	11.51	14.91
Lobo mexicano	0.9406	111	Rarefacción	17.37	14.95	19.79
Lobo mexicano	0.9565	166	Rarefacción	20.16	17.39	22.94
Lobo mexicano	0.9662	221	Rarefacción	22.28	19.30	25.26
Lobo mexicano	0.9730	276	Rarefacción	23.94	20.75	27.13
Lobo mexicano	0.9781	332	Rarefacción	25.31	21.87	28.74
Lobo mexicano	0.9818	387	Rarefacción	26.41	22.68	30.13
Lobo mexicano	0.9847	442	Rarefacción	27.32	23.26	31.39
Lobo mexicano	0.9869	497	Rarefacción	28.10	23.59	32.61
Lobo mexicano	0.9887	552	Rarefacción	28.77	23.70	33.84
Lobo mexicano	0.9902	607	Rarefacción	29.35	23.68	35.03
Lobo mexicano	0.9914	663	Rarefacción	29.87	23.56	36.17
Lobo mexicano	0.9923	718	Rarefacción	30.32	23.46	37.18
Lobo mexicano	0.9931	773	Rarefacción	30.72	23.37	38.06
Lobo mexicano	0.9938	828	Rarefacción	31.08	23.28	38.87
Lobo mexicano	0.9943	883	Rarefacción	31.40	23.23	39.58

Lobo mexicano	0.9947	938	Rarefacción	31.71	23.23	40.18
Lobo mexicano	0.9950	993	Rarefacción	31.99	23.29	40.70
Lobo mexicano	0.9950	995	Observado	32.00	23.29	40.71
Lobo mexicano	0.9950	996	Extrapolación	32.01	23.29	40.72
Lobo mexicano	0.9952	1048	Extrapolación	32.26	23.39	41.14
Lobo mexicano	0.9954	1100	Extrapolación	32.51	23.47	41.54
Lobo mexicano	0.9956	1152	Extrapolación	32.74	23.55	41.93
Lobo mexicano	0.9958	1205	Extrapolación	32.97	23.62	42.32
Lobo mexicano	0.9959	1257	Extrapolación	33.19	23.70	42.68
Lobo mexicano	0.9961	1309	Extrapolación	33.39	23.77	43.02
Lobo mexicano	0.9963	1362	Extrapolación	33.60	23.84	43.35
Lobo mexicano	0.9964	1414	Extrapolación	33.79	23.90	43.67
Lobo mexicano	0.9966	1466	Extrapolación	33.97	23.96	43.98
Lobo mexicano	0.9967	1519	Extrapolación	34.15	24.02	44.28
Lobo mexicano	0.9968	1571	Extrapolación	34.32	24.06	44.57
Lobo mexicano	0.9970	1623	Extrapolación	34.48	24.11	44.85
Lobo mexicano	0.9971	1676	Extrapolación	34.63	24.15	45.12
Lobo mexicano	0.9972	1728	Extrapolación	34.78	24.19	45.38
Lobo mexicano	0.9973	1780	Extrapolación	34.92	24.22	45.63
Lobo mexicano	0.9974	1833	Extrapolación	35.06	24.25	45.87
Lobo mexicano	0.9975	1885	Extrapolación	35.19	24.28	46.10
Lobo mexicano	0.9976	1937	Extrapolación	35.32	24.31	46.33
Lobo mexicano	0.9977	1990	Extrapolación	35.44	24.33	46.55
Puma	0.1121	1	Rarefacción	1.00	0.90	1.10
Puma	0.6130	14	Rarefacción	8.52	7.03	10.02
Puma	0.7421	27	Rarefacción	12.67	10.50	14.84
Puma	0.8079	40	Rarefacción	15.59	12.86	18.32
Puma	0.8479	53	Rarefacción	17.83	14.51	21.14
Puma	0.8760	67	Rarefacción	19.76	15.74	23.78
Puma	0.8939	80	Rarefacción	21.26	16.49	26.03
Puma	0.9068	93	Rarefacción	22.56	16.94	28.17
Puma	0.9163	106	Rarefacción	23.71	17.14	30.27
Puma	0.9240	120	Rarefacción	24.83	17.04	32.62
Puma	0.9295	133	Rarefacción	25.78	15.89	35.67
Puma	0.9338	146	Rarefacción	26.67	14.76	38.58
Puma	0.9374	159	Rarefacción	27.51	13.78	41.24

Puma	0.9403	172	Rarefacción	28.31	12.88	43.73
Puma	0.9429	186	Rarefacción	29.12	12.08	46.17
Puma	0.9450	199	Rarefacción	29.85	11.47	48.23
Puma	0.9468	212	Rarefacción	30.56	11.00	50.12
Puma	0.9485	225	Rarefacción	31.24	10.63	51.85
Puma	0.9500	239	Rarefacción	31.93	10.31	53.55
Puma	0.9501	240	Observado	32.00	10.31	53.69
Puma	0.9502	241	Extrapolación	32.05	10.29	53.81
Puma	0.9514	253	Extrapolación	32.64	10.07	55.21
Puma	0.9527	266	Extrapolación	33.26	9.84	56.69
Puma	0.9539	278	Extrapolación	33.82	9.62	58.03
Puma	0.9551	291	Extrapolación	34.42	9.40	59.43
Puma	0.9563	303	Extrapolación	34.95	9.19	60.71
Puma	0.9574	316	Extrapolación	35.51	8.96	62.06
Puma	0.9586	329	Extrapolación	36.06	8.73	63.38
Puma	0.9596	341	Extrapolación	36.55	8.53	64.57
Puma	0.9607	354	Extrapolación	37.07	8.30	65.83
Puma	0.9617	366	Extrapolación	37.53	8.09	66.97
Puma	0.9627	379	Extrapolación	38.03	7.88	68.17
Puma	0.9636	391	Extrapolación	38.47	7.68	69.26
Puma	0.9646	404	Extrapolación	38.94	7.46	70.41
Puma	0.9655	417	Extrapolación	39.39	7.24	71.54
Puma	0.9664	429	Extrapolación	39.80	7.05	72.55
Puma	0.9673	442	Extrapolación	40.23	6.84	73.62
Puma	0.9681	454	Extrapolación	40.62	6.65	74.58
Puma	0.9690	467	Extrapolación	41.03	6.45	75.61
Puma	0.9698	480	Extrapolación	41.43	6.25	76.60
Oso negro	0.1265	1	Rarefacción	1.00	0.87	1.13
Oso negro	0.6518	16	Rarefacción	8.79	6.37	11.21
Oso negro	0.7282	31	Rarefacción	13.40	10.15	16.66
Oso negro	0.7754	46	Rarefacción	17.13	13.61	20.65
Oso negro	0.8122	61	Rarefacción	20.23	16.51	23.96
Oso negro	0.8415	76	Rarefacción	22.84	18.90	26.77
Oso negro	0.8664	92	Rarefacción	25.18	21.00	29.35
Oso negro	0.8850	107	Rarefacción	27.05	22.63	31.46
Oso negro	0.9000	122	Rarefacción	28.66	23.97	33.35

Oso negro	0.9123	137	Rarefacción	30.07	25.08	35.07
Oso negro	0.9223	152	Rarefacción	31.32	25.99	36.64
Oso negro	0.9305	167	Rarefacción	32.42	26.74	38.11
Oso negro	0.9377	183	Rarefacción	33.48	27.35	39.61
Oso negro	0.9433	198	Rarefacción	34.37	27.58	41.17
Oso negro	0.9479	213	Rarefacción	35.19	27.67	42.72
Oso negro	0.9518	228	Rarefacción	35.94	27.71	44.17
Oso negro	0.9550	243	Rarefacción	36.64	27.77	45.52
Oso negro	0.9577	258	Rarefacción	37.30	27.87	46.73
Oso negro	0.9600	274	Rarefacción	37.95	28.02	47.87
Oso negro	0.9601	275	Observado	38.00	28.05	47.95
Oso negro	0.9603	276	Extrapolación	38.04	28.06	48.02
Oso negro	0.9621	290	Extrapolación	38.58	28.22	48.95
Oso negro	0.9638	304	Extrapolación	39.10	28.36	49.85
Oso negro	0.9655	319	Extrapolación	39.64	28.52	50.75
Oso negro	0.9671	333	Extrapolación	40.11	28.64	51.58
Oso negro	0.9687	348	Extrapolación	40.59	28.74	52.44
Oso negro	0.9701	362	Extrapolación	41.02	28.82	53.22
Oso negro	0.9715	376	Extrapolación	41.43	28.88	53.98
Oso negro	0.9729	391	Extrapolación	41.85	28.94	54.76
Oso negro	0.9741	405	Extrapolación	42.22	28.98	55.46
Oso negro	0.9753	420	Extrapolación	42.60	29.01	56.18
Oso negro	0.9765	434	Extrapolación	42.94	29.04	56.83
Oso negro	0.9776	449	Extrapolación	43.28	29.06	57.50
Oso negro	0.9786	463	Extrapolación	43.59	29.08	58.10
Oso negro	0.9796	477	Extrapolación	43.88	29.09	58.67
Oso negro	0.9806	492	Extrapolación	44.18	29.10	59.26
Oso negro	0.9815	506	Extrapolación	44.45	29.10	59.79
Oso negro	0.9824	521	Extrapolación	44.72	29.11	60.33
Oso negro	0.9831	535	Extrapolación	44.96	29.11	60.81
Oso negro	0.9840	550	Extrapolación	45.21	29.11	61.31

Apéndice III. Taxa consumidos por la comunidad de carnívoros medianos y grandes del noroeste de Chihuahua, México. **n** = Número de apariciones; **Y** = Factor de corrección; **FA** = Frecuencia de aparición; **PA** = Porcentaje de aparición; **BRC** = Biomasa relativa consumida.

Taxa	Coyote (<i>Canis latrans</i>)						
	n	Peso (kg)	Y = 0.321 (X ^{0.415})	FA (%)	FA*Y	PA (%)	BRC (%)
Serpentes	2	-	-	0.347	-	0.259	-
Aves	14	-	-	2.431	-	1.816	-
<i>Aphelocoma wollbeveri</i>	1	0.124	1.124	0.174	0.195	0.130	0.194
<i>Meleagris gallopavo</i>	4	7.3	0.732	0.694	0.509	0.519	0.506
Mammalia	6	-	-	1.042	-	0.778	-
<i>Lepus californicus</i>	2	2.508	0.470	0.347	0.163	0.259	0.162
<i>Sylvilagus audubonii</i>	10	0.731	0.731	1.736	1.269	1.297	1.262
<i>Sylvilagus floridanus</i>	40	1.09	0.333	6.944	2.310	5.188	2.298
Rodentia	25	-	-	4.340	-	3.243	-
<i>Otospermophilus variegatus</i>	13	0.715	0.715	2.257	1.614	1.686	1.605
<i>Sciurus nayaritensis</i>	6	0.814	0.814	1.042	0.848	0.778	0.843
<i>Neotamias dorsalis</i>	1	0.067	0.067	0.174	0.012	0.130	0.012
<i>Cratogeomys castanops</i>	2	0.256	0.256	0.347	0.089	0.259	0.088
<i>Thomomys</i> cfr. <i>bottae</i>	2	0.15	0.150	0.347	0.052	0.259	0.052
<i>Dipodomys</i> sp.	2	0.05	0.050	0.347	0.017	0.259	0.017
<i>Heteromys irroratus</i>	2	0.055	0.055	0.347	0.019	0.259	0.019
<i>Perognathus</i> sp.	3	0.017	0.017	0.521	0.009	0.389	0.009
<i>Microtus mexicanus</i>	1	0.041	0.041	0.174	0.007	0.130	0.007
<i>Neotoma albigula</i>	15	0.199	0.199	2.604	0.518	1.946	0.515
<i>Neotoma mexicana</i>	21	0.191	0.191	3.646	0.696	2.724	0.693
<i>Peromyscus</i> sp.	11	0.026	0.026	1.910	0.050	1.427	0.049
<i>Sigmodon fulviventer</i>	1	0.109	0.109	0.174	0.019	0.130	0.019
<i>Sigmodon hispidus</i>	4	0.081	0.081	0.694	0.056	0.519	0.056
<i>Sigmodon leucotis</i>	4	0.107	0.107	0.694	0.074	0.519	0.074
<i>Sigmodon ochrognathus</i>	7	0.07	0.070	1.215	0.085	0.908	0.085
<i>Lynx rufus</i>	2	9.5	0.817	0.347	0.284	0.259	0.282
<i>Canis latrans</i>	1	14	0.960	0.174	0.167	0.130	0.166
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	2	5.5	0.651	0.347	0.226	0.259	0.225
<i>Mephitis</i> sp.	12	1.35	0.364	2.083	0.757	1.556	0.753
<i>Taxidea taxus</i>	3	8	0.761	0.521	0.396	0.389	0.394

<i>Nasua narica</i>	6	4	0.571	1.042	0.594	0.778	0.591
<i>Dicotyles tajacu</i>	9	28.5	1.289	1.563	2.014	1.167	2.003
<i>Sus scrofa</i>	48	40	1.484	8.333	12.365	6.226	12.297
<i>Odocoileus hemionus</i>	3	74.5	1.921	0.521	1.000	0.389	0.995
<i>Odocoileus virginianus couesi</i>	126	57.5	1.725	21.875	37.732	16.342	37.527
<i>Ovis aries</i>	2	38.5	1.460	0.347	0.507	0.259	0.504
<i>Bos taurus</i>	99	85	2.029	17.188	34.868	12.840	34.678
<i>Equus caballus</i>	2	210	2.953	0.347	1.025	0.259	1.020
Arthropoda	5	-	-	0.868	-	0.649	-
Ortoptera	21	-	-	3.646	-	2.724	-
Coleoptera	9	-	-	1.563	-	1.167	-
Diptera	2	-	-	0.347	-	0.259	-
Himenoptera	3	-	-	0.521	-	0.389	-
Basura	4	-	-	0.694	-	0.519	-
<i>Dasylirion</i> sp.	13	-	-	2.257	-	1.686	-
<i>Juniperus</i> sp.	86	-	-	14.931	-	11.154	-
<i>Malus domestica</i>	6	-	-	1.042	-	0.778	-
<i>Opuntia</i> sp.	3	-	-	0.521	-	0.389	-
<i>Prosopis glandulosa</i>	1	-	-	0.174	-	0.130	-
<i>Prunus persica</i>	2	-	-	0.347	-	0.259	-
<i>Zea mayz</i>	4	-	-	0.694	-	0.519	-
Gramínea	74	-	-	12.847	-	9.598	-
Semilla 1	5	-	-	0.868	-	0.649	-
Semilla 2	1	-	-	0.174	-	0.130	-
Semilla 3	1	-	-	0.174	-	0.130	-
Semilla 4	3	-	-	0.521	-	0.389	-
Semilla 5	4	-	-	0.694	-	0.519	-
Semilla 6	1	-	-	0.174	-	0.130	-
Semilla 7	7	-	-	1.215	-	0.908	-
Oso negro (<i>Ursus americanus</i>)							
Taxa	n	Peso (kg)	Y=84.7 (X^{0.415})	FA	FA*Y	PA	BRC
Aves	1	-	-	0.535	-	0.364	-
<i>Sylvilagus floridanus</i>	4	1.09	9.058231783	2.139	19.376	1.455	3.310
<i>Otospermophilus variegatus</i>	2	0.715	0.715	1.070	0.765	0.727	0.131
<i>Sciurus nayaritensis</i>	2	0.814	0.814	1.070	0.871	0.727	0.149
<i>Microtus mexicanus</i>	2	0.041	0.041	1.070	0.044	0.727	0.007

<i>Peromyscus</i> sp.	5	0.026	0.026	2.674	0.070	1.818	0.012
<i>Conepatus leuconotus</i>	3	3.23	14.2177371	1.604	22.809	1.091	3.897
<i>Mephitis</i> sp.	3	1.35	9.899196533	1.604	15.881	1.091	2.713
<i>Spilogale leucoparia</i>	1	0.466	0.466	0.535	0.249	0.364	0.043
<i>Dicotyles tajacu</i>	3	28.5	35.09716598	1.604	56.306	1.091	9.619
<i>Sus scrofa</i>	4	40	40.3986013	2.139	86.414	1.455	14.763
<i>Odocoileus virginianus couesi</i>	7	57.5	46.96492014	3.743	175.805	2.545	30.034
<i>Bos taurus</i>	7	85	55.23575401	3.743	206.765	2.545	35.323
Arthropoda	5	-	-	2.674	-	1.818	-
<i>Diplocentrus</i> sp.	1	-	-	0.535	-	0.364	-
Orthoptera	1	-	-	0.535	-	0.364	-
Cicadidae	3	-	-	1.604	-	1.091	-
Dytiscidae	1	-	-	0.535	-	0.364	-
Coleoptera	4	-	-	2.139	-	1.455	-
Diptera	3	-	-	1.604	-	1.091	-
Aphelinidae	1	-	-	0.535	-	0.364	-
<i>Camponotus</i> sp.	5	-	-	2.674	-	1.818	-
Formicidae	9	-	-	4.813	-	3.273	-
Basura	1	-	-	0.535	-	0.364	-
<i>Arbutus</i> sp.	7	-	-	3.743	-	2.545	-
<i>Arctostaphylos pungens</i>	56	-	-	29.947	-	20.364	-
<i>Dasyllirion</i> sp.	4	-	-	2.139	-	1.455	-
<i>Ferocactus</i> sp.	1	-	-	0.535	-	0.364	-
<i>Juniperus</i> sp.	68	-	-	36.364	-	24.727	-
<i>Nolina microcarpa</i>	7	-	-	3.743	-	2.545	-
<i>Opuntia</i> sp.	2	-	-	1.070	-	0.727	-
<i>Pinus</i> sp.	1	-	-	0.535	-	0.364	-
<i>Prosopis glandulosa</i>	1	-	-	0.535	-	0.364	-
<i>Quercus</i> sp.	39	-	-	20.856	-	14.182	-
<i>Solanum</i> sp.	1	-	-	0.535	-	0.364	-
<i>Yucca</i> sp.	2	-	-	1.070	-	0.727	-
Semilla 4	3	-	-	1.604	-	1.091	-
Semilla 8	5	-	-	2.674	-	1.818	-

Taxa	Gato montés (<i>Lynx rufus</i>)						
	n	Peso (kg)	Y=16.63 + 4.09X	FA	FA*Y	PA	BRC
Lacertilia	1	-	-	0.295	-	0.247	-
Aves	16	-	-	4.720	-	3.951	-
<i>Aphelocoma wollbieweri</i>	1	0.124	0.124	0.295	0.037	0.247	0.001
<i>Meleagris gallopavo</i>	10	7.3	46.487	2.950	137.130	2.469	2.337
Mammalia	4	-	-	1.180	-	0.988	-
<i>Lepus californicus</i>	2	2.508	26.88772	0.590	15.863	0.494	0.270
<i>Sylvilagus audubonii</i>	6	0.731	0.731	1.770	1.294	1.481	0.022
<i>Sylvilagus floridanus</i>	110	1.09	21.0881	32.448	684.275	27.160	11.662
Rodentia	12	-	-	3.540	-	2.963	-
<i>Otospermophilus variegatus</i>	13	0.715	0.715	3.835	2.742	3.210	0.047
<i>Sciurus aberti</i>	2	0.538	0.538	0.590	0.317	0.494	0.005
<i>Sciurus nayaritensis</i>	4	0.814	0.814	1.180	0.960	0.988	0.016
<i>Thomomys</i> cfr. <i>bottae</i>	3	0.15	0.15	0.885	0.133	0.741	0.002
<i>Heteromys irroratus</i>	1	0.055	0.055	0.295	0.016	0.247	0.000
<i>Perognathus</i> sp.	2	0.017	0.017	0.590	0.010	0.494	0.000
<i>Neotoma</i> sp.	32	0.195	0.195	9.440	1.841	7.901	0.031
<i>Neotoma albigula</i>	27	0.199	0.199	7.965	1.585	6.667	0.027
<i>Neotoma mexicana</i>	19	0.191	0.191	5.605	1.071	4.691	0.018
<i>Peromyscus</i> cfr. <i>difficilis</i>	5	0.032	0.032	1.475	0.047	1.235	0.001
<i>Peromyscus</i> cfr. <i>melanotis</i>	3	0.026	0.026	0.885	0.023	0.741	0.000
<i>Reithrodontomys</i> sp.	2	0.01	0.01	0.590	0.006	0.494	0.000
<i>Sigmodon</i> sp.	22	0.088	0.088	6.490	0.571	5.432	0.010
<i>Sigmodon ochrognathus</i>	8	0.07	0.07	2.360	0.165	1.975	0.003
<i>Lynx rufus</i>	1	9.5	55.485	0.295	16.367	0.247	0.279
<i>Mephitis</i> sp.	4	1.35	22.1515	1.180	26.137	0.988	0.445
<i>Nasua narica</i>	1	4	32.99	0.295	9.732	0.247	0.166
<i>Dicotyles tajacu</i>	1	28.5	133.195	0.295	39.291	0.247	0.670
<i>Sus scrofa</i>	19	40	180.23	5.605	1010.139	4.691	17.216
<i>Odocoileus virginianus couesi</i>	34	57.5	251.805	10.029	2525.478	8.395	43.042
<i>Ovis aries</i>	2	38.5	174.095	0.590	102.711	0.494	1.751
<i>Bos taurus</i>	12	85	364.28	3.540	1289.487	2.963	21.977
Orthoptera	2	-	-	0.590	-	0.494	-
Coleoptera	3	-	-	0.885	-	0.741	-
Diptera	1	-	-	0.295	-	0.247	-

<i>Juniperus</i> sp.	8	-	-	2.360	-	1.975	-
Gramínea	12	-	-	3.540	-	2.963	-
Lobo mexicano (<i>Canis lupus baileyi</i>)							
Taxa	n	Peso (kg)	Y=0.439 + 0.008X	FA	FA*Y	PA	BRC
Aves	11	-	-	1.394	-	1.106	-
<i>Meleagris gallopavo</i>	5	7.3	0.4974	0.634	0.315	0.503	0.353
<i>Didelphis virginiana</i>	3	3.95	0.4706	0.380	0.179	0.302	0.200
<i>Lepus californicus</i>	2	2.508	0.459064	0.253	0.116	0.201	0.130
<i>Sylvilagus audubonii</i>	7	0.731	0.731	0.887	0.649	0.704	0.726
<i>Sylvilagus floridanus</i>	35	1.09	0.44772	4.436	1.986	3.518	2.222
Rodentia	7	-	-	0.887	-	0.704	-
<i>Otospermophilus variegatus</i>	59	0.715	0.715	7.478	5.347	5.930	5.982
<i>Sciurus nayaritensis</i>	12	0.814	0.814	1.521	1.238	1.206	1.385
<i>Thomomys</i> cfr. <i>bottae</i>	3	0.15	0.15	0.380	0.057	0.302	0.064
<i>Microtus mexicanus</i>	1	0.041	0.041	0.127	0.005	0.101	0.006
<i>Neotoma albigula</i>	7	0.199	0.199	0.887	0.177	0.704	0.198
<i>Neotoma mexicana</i>	3	0.191	0.191	0.380	0.073	0.302	0.081
<i>Peromyscus</i> sp.	6	0.026	0.026	0.760	0.020	0.603	0.022
<i>Peromyscus</i> cfr. <i>difficilis</i>	1	0.032	0.032	0.127	0.004	0.101	0.005
<i>Reithrodontomys</i> sp.	2	0.01	0.01	0.253	0.003	0.201	0.003
<i>Sigmodon</i> sp.	3	0.088	0.088	0.380	0.033	0.302	0.037
<i>Sigmodon fulviventer</i>	1	0.109	0.109	0.127	0.014	0.101	0.015
<i>Sigmodon ochrognathus</i>	3	0.07	0.07	0.380	0.027	0.302	0.030
<i>Mephitis</i> sp.	33	1.35	0.4498	4.183	1.881	3.317	2.105
<i>Spilogale leucoparia</i>	1	0.466	0.466	0.127	0.059	0.101	0.066
<i>Nasua narica</i>	4	4	0.471	0.507	0.239	0.402	0.267
<i>Dicotyles tajacu</i>	3	28.5	0.667	0.380	0.254	0.302	0.284
<i>Sus scrofa</i>	213	40	0.759	26.996	20.490	21.407	22.924
<i>Odocoileus virginianus couesi</i>	274	57.5	0.899	34.728	31.220	27.538	34.929
<i>Bos taurus</i>	163	85	1.119	20.659	23.117	16.382	25.864
<i>Equus caballus</i>	7	210	2.119	0.887	1.880	0.704	2.103
Ortoptera	8	-	-	1.014	-	0.804	-
Coleoptera	25	-	-	3.169	-	2.513	-
Diptera	1	-	-	0.127	-	0.101	-
<i>Juniperus</i> sp.	36	-	-	4.563	-	3.618	-
Gramínea	56	-	-	7.098	-	5.628	-

	Puma (<i>Puma concolor</i>)						
Taxa	n	Peso (kg)	Y=1.98 + 0.035X	FA	FA*Y	PA	BRC
Aves	11	-	-	5.914	-	4.583	-
<i>Meleagris gallopavo</i>	10	7.3	2.2355	5.376	12.019	4.167	4.000
Mammalia	1	-	-	0.538	-	0.417	-
<i>Didelphis virginiana</i>	1	3.95	2.11825	0.538	1.139	0.417	0.379
<i>Lepus californicus</i>	1	2.508	2.06778	0.538	1.112	0.417	0.370
<i>Sylvilagus floridanus</i>	31	1.09	2.01815	16.667	33.636	12.917	11.193
Rodentia	3	-	-	1.613	-	1.250	-
<i>Otospermophilus variegatus</i>	2	0.715	0.715	1.075	0.769	0.833	0.256
<i>Thomomys</i> cfr. <i>bottae</i>	4	0.15	0.15	2.151	0.323	1.667	0.107
<i>Dipodomys</i> cfr. <i>merriami</i>	1	0.042	0.042	0.538	0.023	0.417	0.008
<i>Chaetodipus hispidus</i>	1	0.042	0.042	0.538	0.023	0.417	0.008
<i>Neotoma albigula</i>	5	0.199	0.199	2.688	0.535	2.083	0.178
<i>Neotoma mexicana</i>	9	0.191	0.191	4.839	0.924	3.750	0.308
<i>Peromyscus</i> sp.	5	0.026	0.026	2.688	0.070	2.083	0.023
<i>Reithrodontomys</i> sp.	2	0.01	0.01	1.075	0.011	0.833	0.004
<i>Sigmodon</i> sp.	7	0.088	0.088	3.763	0.331	2.917	0.110
<i>Sigmodon fulviventer</i>	1	0.109	0.109	0.538	0.059	0.417	0.020
<i>Lynx rufus</i>	5	9.5	2.3125	2.688	6.216	2.083	2.069
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	3	5.5	2.1725	1.613	3.504	1.250	1.166
<i>Mephitis</i> sp.	1	1.35	2.02725	0.538	1.090	0.417	0.363
<i>Neogale frenata</i>	1	0.265	0.265	0.538	0.142	0.417	0.047
<i>Nasua narica</i>	1	4	2.12	0.538	1.140	0.417	0.379
<i>Procyon lotor</i>	1	6.1	2.1935	0.538	1.179	0.417	0.392
<i>Dicotyles tajacu</i>	9	28.5	2.9775	4.839	14.407	3.750	4.794
<i>Sus scrofa</i>	9	40	3.38	4.839	16.355	3.750	5.442
<i>Odocoileus virginianus couesi</i>	65	57.5	3.9925	34.946	139.523	27.083	46.430
<i>Bos taurus</i>	21	85	4.955	11.290	55.944	8.750	18.617
<i>Equus caballus</i>	2	210	9.33	1.075	10.032	0.833	3.338
Orthoptera	1	-	-	0.538	-	0.417	-
<i>Juniperus</i> sp.	6	-	-	3.226	-	2.500	-
<i>Zea mays</i>	1	-	-	0.538	-	0.417	-
Gramínea	19	-	-	10.215	-	7.917	-

Apéndice IV. Número de componentes alimentarios clasificados por categorías/subcategorías recuperados de muestras fecales de cinco depredadores (Carnívoros) en el noroeste de Chihuahua, México, conforme a los hábitats (sitios con diferentes tipos de vegetación y uso de suelo). Las especies de **Carnívoros** son coyote, *Canis latrans*; lobo mexicano, *C. lupus baileyi*; oso negro, *Ursus americanus*; gato montés, *Lynx rufus*; puma, *Puma concolor*. **TVyUS**, tipos de vegetación y uso de suelo: Ag = Agricultura; BE = Bosque de encino; BP = Bosque de pino; MXD = Matorral xerófilo y desértico; P = Pastizal. En las categorías/subcategorías de presas, **Mamíferos**, incluye: O = Mamíferos no identificados; L = Lepóridos; PR = Pequeños roedores; Ar = Ardillas; Car = Carnívoros; US = Ungulados silvestres; AS = Alimento suplementario; G = Ganado; Art = Artrópodos; **Materia Vegetal**, incluye: AL = Árboles leñosos; AF = Árboles frutales; Arb = Arbustos; VD = Vegetación desértica; HG = Hierbas y gramíneas; NI = Frutos no identificados.

Carnívoros	TVyUS	Aves	Mamíferos								Art	Materia Vegetal					
			O	L	PR	Ar	Car	US	AS	G		AL	AF	Arb	VD	HG	NI
Coyote	Ag	2	0	4	12	0	1	7	3	6	1	4	0	0	1	6	1
	BE	5	2	16	19	9	2	33	7	27	14	24	2	0	6	19	6
	BP	7	2	18	44	6	17	58	23	53	14	47	5	0	6	36	8
	MXD	1	0	1	7	0	1	8	1	9	3	1	0	0	0	4	2
	P	4	2	13	17	5	5	29	14	8	8	9	2	0	5	13	5
Lobo mexicano	Ag	1	0	3	4	4	1	16	20	10	2	3	0	0	0	1	0
	BE	2	0	10	9	14	4	53	27	21	2	9	0	0	0	1	0
	BP	9	3	22	20	37	24	175	142	119	6	18	0	0	0	2	0
	MXD	0	0	1	1	3	0	4	3	2	0	0	0	0	0	0	0
	P	3	0	8	3	13	9	28	21	18	2	6	0	0	0	1	0
Oso negro	BE	0	0	2	3	0	1	1	1	1	11	20	0	12	8	0	4
	BP	0	0	2	4	3	5	9	3	5	20	79	0	41	14	0	4
	MXD	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	9	0	3	0	0	0
	P	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	5	0	2	0	0	0
Gato montés	Ag	1	0	6	7	1	0	2	1	1	0	0	0	0	0	1	0
	BE	9	1	36	35	5	3	10	7	5	2	4	0	0	0	2	0
	BP	14	3	55	74	9	3	18	7	7	2	2	0	0	0	6	0
	MXD	2	0	7	4	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0

	P	1	0	14	16	4	0	5	4	0	0	1	0	0	0	2	0
Puma	BE	4	0	5	5	0	4	19	2	5	0	0	0	0	0	5	0
	BP	12	0	17	22	0	7	46	7	13	0	0	0	0	0	11	0
	MXD	3	0	3	6	0	1	2	0	1	0	0	0	0	0	1	0
	P	2	0	4	5	0	0	5	0	4	0	0	0	0	0	2	0

Apéndice V. Valores de contribución y cosenos² de las variables categóricas incluidas, conforme a los tipos de vegetación y uso de suelo, así como de los componentes alimentarios en las tres o cuatro dimensiones (D1-D4) resultantes de los análisis de correspondencia para cada uno de los cinco depredadores carnívoros e el noroeste de Chihuahua, México. La contribución resalta la importancia de las variables en la conformación de la dimensión, mientras que el coseno cuadrado enfatiza su representación en el hiperespacio y con ello contribuye a resaltar la importancia de la dimensión. Ver Cuadro 9 para el porcentaje de varianza individual y acumulado que explican las D1-4.

Coyote (<i>Canis latrans</i>)									
Variables categóricas por tipo		Contribución				Cosenos²			
		D1	D2	D3	D4	D1	D2	D3	D4
Tipo de vegetación y uso de suelo	Agricultura	6.02	18.65	18.80	50.22	0.15	0.30	0.24	0.30
	Bosque de encino	14.49	49.47	4.52	6.38	0.29	0.63	0.05	0.03
	Bosque de pino	22.65	0.06	31.45	0.57	0.58	0.00	0.41	0.00
	Matorral xerófilo y desértico	14.84	0.33	45.16	34.68	0.32	0.00	0.50	0.18
	Pastizal	42.00	31.49	0.07	8.16	0.66	0.31	0.00	0.03
Componentes alimentarios	Aves	0.30	0.88	3.50	3.62	0.09	0.16	0.51	0.24
	Mamíferos no ID	6.20	0.01	0.60	0.82	0.92	0.00	0.05	0.03
	Lepóridos	13.25	0.41	0.90	11.14	0.80	0.02	0.03	0.16
	Pequeños roedores	8.28	15.61	15.11	12.23	0.29	0.35	0.27	0.10
	Ardillas	19.58	10.15	0.28	0.22	0.75	0.25	0.01	0.00
	Carnívoros	4.62	7.83	19.59	10.18	0.21	0.23	0.45	0.11
	Ungulados silvestres	1.52	0.67	0.71	13.37	0.28	0.08	0.07	0.58
	Alimento suplementario	2.48	25.36	7.90	2.23	0.11	0.70	0.17	0.02
	Ganado	25.30	17.48	1.93	3.14	0.66	0.29	0.03	0.02
	Artrópodos	4.26	8.75	5.64	9.83	0.28	0.37	0.19	0.15
	Árboles leñosos	2.19	12.73	30.00	16.87	0.07	0.27	0.52	0.13
	Árboles frutales	0.43	0.00	8.42	1.42	0.09	0.00	0.85	0.07
	Vegetación desértica	10.05	0.00	0.07	2.99	0.93	0.00	0.00	0.07
	Hierbas y gramíneas	0.81	0.08	0.15	2.15	0.56	0.04	0.05	0.35
	Frutos no ID	0.72	0.03	5.21	9.81	0.13	0.00	0.46	0.40
Gato montés (<i>Lynx rufus</i>)									
Variables categóricas por tipo		Contribución				Cosenos²			
		D1	D2	D3	D4	D1	D2	D3	D4
Tipo de vegetación y uso de suelo	Agricultura	3.59	0.18	12.89	78.35	0.29	0.01	0.32	0.39
	Bosque de encino	13.47	12.48	39.79	4.58	0.42	0.19	0.38	0.01

	Bosque de pino	1.16	40.62	0.96	7.38	0.05	0.91	0.01	0.02
	Matorral xerófilo y desértico	44.12	7.27	42.38	2.49	0.72	0.06	0.21	0.00
	Pastizal	37.67	39.44	3.97	7.20	0.64	0.33	0.02	0.01
Componentes alimentarios	Aves	17.77	3.00	0.17	0.39	0.92	0.08	0.00	0.00
	Mamíferos no ID	0.08	15.36	3.21	16.72	0.01	0.78	0.10	0.11
	Lepóridos	5.78	7.88	10.59	0.01	0.45	0.30	0.25	0.00
	Pequeños roedores	3.90	11.73	2.46	6.55	0.36	0.54	0.07	0.04
	Ardillas	13.75	3.92	0.45	2.72	0.86	0.12	0.01	0.01
	Carnívoros	2.94	1.40	36.40	0.01	0.20	0.05	0.76	0.00
	Ungulados silvestres	9.15	0.39	5.82	3.38	0.81	0.02	0.16	0.02
	Alimento suplementario	7.24	21.99	12.57	4.76	0.32	0.49	0.17	0.01
	Ganado	12.30	3.62	0.04	48.24	0.72	0.11	0.00	0.18
	Artrópodos	1.96	0.93	24.27	0.01	0.20	0.05	0.76	0.00
	Árboles leñosos	14.65	29.24	0.48	9.20	0.49	0.49	0.00	0.02
	Hierbas y gramíneas	10.48	0.54	3.53	8.01	0.85	0.02	0.09	0.04
Lobo mexicano (<i>Canis lupus baileyi</i>)									
Variables categóricas por tipo		Contribución				Cosenos²			
		D1	D2	D3	D4	D1	D2	D3	D4
Tipo de vegetación y uso de suelo	Agricultura	0.05	22.56	65.39	4.93	0.00	0.34	0.63	0.03
	Bosque de encino	32.29	22.09	9.20	19.91	0.62	0.24	0.06	0.08
	Bosque de pino	32.98	1.37	2.90	0.03	0.95	0.02	0.03	0.00
	Matorral xerófilo y desértico	4.95	3.56	15.57	74.40	0.18	0.07	0.20	0.55
	Pastizal	29.73	50.42	6.94	0.73	0.49	0.47	0.04	0.00
Componentes alimentarios	Aves	0.35	6.39	3.21	1.07	0.07	0.68	0.21	0.04
	Didélfidos	7.65	0.57	1.89	0.03	0.88	0.04	0.08	0.00
	Lepóridos	17.48	0.23	0.02	0.00	0.99	0.01	0.00	0.00
	Pequeños roedores	3.17	23.35	0.02	0.36	0.19	0.80	0.00	0.00
	Ardillas	24.18	1.95	6.94	42.51	0.66	0.03	0.07	0.24
	Carnívoros	0.70	54.11	1.02	2.20	0.02	0.95	0.01	0.01
	Ungulados silvestres	0.00	5.36	20.06	16.41	0.00	0.22	0.53	0.25
	Alimento suplementario	14.54	2.46	17.22	11.18	0.60	0.06	0.25	0.09
	Ganado	16.89	4.13	1.07	0.16	0.86	0.12	0.02	0.00
	Artrópodos	1.23	0.62	26.27	0.06	0.11	0.03	0.85	0.00
	Árboles leñosos	11.32	0.19	3.57	26.01	0.63	0.01	0.07	0.30
	Hierbas y gramíneas	2.47	0.64	18.71	0.02	0.26	0.04	0.70	0.00

Puma (<i>Puma concolor</i>)									
Variables categóricas por tipo		Contribución				Cosenos²			
		D1	D2	D3	-	D1	D2	D3	-
Tipo de vegetación y uso de suelo	Bosque de encino	20.85	0.53	56.64	-	0.81	0.01	0.18	-
	Bosque de pino	2.94	0.84	35.69	-	0.48	0.04	0.48	-
	Matorral xerófilo y desértico	56.27	30.84	5.26	-	0.86	0.13	0.01	-
	Pastizal	19.94	67.79	2.40	-	0.51	0.48	0.01	-
Componentes alimentarios	Aves	7.52	10.88	2.17	-	0.70	0.28	0.02	-
	Lepóridos	7.48	2.78	1.03	-	0.90	0.09	0.01	-
	Pequeños roedores	39.27	4.07	5.03	-	0.96	0.03	0.01	-
	Carnívoros	4.91	28.51	28.25	-	0.32	0.52	0.15	-
	Ungulados silvestres	28.64	0.21	0.63	-	1.00	0.00	0.00	-
	Alimento suplementario	10.77	4.09	49.96	-	0.67	0.07	0.26	-
	Ganado	0.16	47.43	3.03	-	0.01	0.97	0.02	-
	Hierbas y gramíneas	1.26	2.04	9.91	-	0.48	0.21	0.31	-
Oso negro (<i>Ursus americanus</i>)									
Variables categóricas por tipo		Contribución				Cosenos²			
		D1	D2	D3	-	D1	D2	D3	-
Tipo de vegetación y uso de suelo	Bosque de encino	57.00	4.76	15.05	-	0.92	0.02	0.05	-
	Bosque de pino	5.23	3.41	22.89	-	0.47	0.10	0.43	--
	Matorral xerófilo y desértico	16.02	21.31	57.60	-	0.46	0.19	0.35	-
	Pastizal	21.75	70.53	4.46	-	0.48	0.50	0.02	-
Componentes alimentarios	Lepóridos	8.83	0.89	1.29	-	0.94	0.03	0.03	-
	Pequeños roedores	9.79	0.52	0.04	-	0.98	0.02	0.00	-
	Ardillas	15.40	66.43	1.99	-	0.42	0.57	0.01	-
	Carnívoros	1.91	17.60	5.89	-	0.22	0.64	0.14	-
	Ungulados silvestres	0.45	4.05	48.31	-	0.04	0.11	0.86	-
	Alimento suplementario	0.72	0.20	5.39	-	0.38	0.03	0.59	-
	Ganado	0.03	1.22	18.10	-	0.01	0.09	0.90	-
	Artrópodos	8.69	4.95	2.56	-	0.80	0.14	0.05	-
	Árboles leñosos	17.59	2.09	9.68	-	0.87	0.03	0.10	-
	Arbustos	0.83	0.09	1.08	-	0.76	0.03	0.21	-
	Vegetación desértica	18.10	0.19	3.09	-	0.96	0.00	0.03	-
	Frutos no ID	17.66	1.77	2.59	-	0.94	0.03	0.03	-

Apéndice VI. Métricas de las redes de interacción calculadas para cada año de muestreo y en conjunto.

Métricas		2018	2019	2020	2021	2022	2018-2022
Número de depredadores		5	5	5	5	5	5
Número de presas		40	39	56	46	57	88
Tamaño (S)		45	44	61	51	62	93
Peso (W)		299	623	664	496	490	2675
Conectividad (L)		68	88	108	93	112	194
Conectancia (C)		0.345	0.4512	0.3857	0.4043	0.3929	0.4409
Uniformidad de interacción (IE)		0.6446	0.6617	0.7119	0.6667	0.6985	0.6767
Generalidad (G)		9.82	8.31	14.22	11.32	12.17	15.1
Vulnerabilidad (V)		1.78	2.74	2.7	2.43	2.54	2.91
Superposición de nicho (NO)		0.3131	0.4716	0.4324	0.3817	0.3437	0.4752
Diversidad de interacciones (H')		3.4154	3.4894	4.0118	3.6259	3.9484	4.119
Especialización de la red (H_2')		0.5155	0.3329	0.3435	0.312	0.4172	0.2924
Especialización de depredador (d')	Coyote	0.2065	0.1496	0.2483	0.1604	0.2971	0.1565
	Lobo mexicano	0.5155	0.3432	0.3659	0.2776	0.4112	0.2673
	Oso negro	0.7458	0.7319	0.6059	0.5515	0.737	0.6261
	Gato montés	0.4465	0.2275	0.3395	0.5396	0.4526	0.3291
	Puma	0.4858	0.2554	0.255	0.1368	0.2867	0.1651
Anidamiento ($NODF$)		7.72	10.14	19.02	14.79	17.71	51.63
Anidamiento ponderado ($WNODF$)		3.37	6.51	13.07	8.9	8.41	33.86
Modularidad (MQ)		18.16	22.61	28.87	15.74	25.2	50.9
Número de módulos		3	4	4	4	5	4
Robustez 50% ($R50$)		No aplica					0.45
Robustez 100% ($R100$)		No aplica					0.95

Apéndice VII. Métricas cualitativas y cuantitativas para evaluar la centralidad e importancia relativa de las presas en la red de interacción trófica.

Taxa	Grado (Dg)	Grado normalizado (ND)	Centralidad de intermediación (BC)	Centralidad de intermediación normalizada (NBC)	Centralidad de cercanía (CC)	Centralidad de cercanía normalizada (NCC)
Lacertilia	1	0.2	0.00	0.00	0.70	0.00953
Serpentes	1	0.2	0.00	0.00	0.83	0.01132
Aves	5	1	63.65	0.05	1.00	0.01359
<i>Aphelocoma wollbeveri</i>	2	0.4	6.21	0.00	0.87	0.01187
<i>Meleagris gallopavo</i>	4	0.8	14.93	0.01	0.91	0.01234
Mammalia	3	0.6	13.78	0.01	0.90	0.01226
<i>Didelphis virginiana</i>	2	0.4	1.54	0.00	0.72	0.00984
<i>Lepus californicus</i>	4	0.8	14.93	0.01	0.91	0.01234
<i>Sylvilagus audubonii</i>	3	0.6	8.21	0.01	0.89	0.01203
<i>Sylvilagus floridanus</i>	5	1	63.65	0.05	1.00	0.01359
Rodentia	4	0.8	14.93	0.01	0.91	0.01234
<i>Otospermophilus variegatus</i>	5	1	63.65	0.05	1.00	0.01359
<i>Sciurus aberti</i>	1	0.2	0.00	0.00	0.70	0.00953
<i>Sciurus nayaritensis</i>	4	0.8	50.54	0.04	0.98	0.01328
<i>Neotamias dorsalis</i>	1	0.2	0.00	0.00	0.83	0.01132
<i>Cratogeomys castanops</i>	1	0.2	0.00	0.00	0.83	0.01132
<i>Thomomys</i> cfr. <i>bottae</i>	4	0.8	14.93	0.01	0.91	0.01234
<i>Dipodomys</i> sp.	1	0.2	0.00	0.00	0.83	0.01132
<i>Dipodomys</i> cfr. <i>merriami</i>	1	0.2	0.00	0.00	0.67	0.00914
<i>Heteromys irroratus</i>	2	0.4	6.21	0.00	0.87	0.01187
<i>Chaetodipus hispidus</i>	1	0.2	0.00	0.00	0.67	0.00914
<i>Perognathus</i> sp.	2	0.4	6.21	0.00	0.87	0.01187
<i>Microtus mexicanus</i>	3	0.6	41.25	0.03	0.95	0.01296
<i>Neotoma</i> sp.	1	0.2	0.00	0.00	0.70	0.00953
<i>Neotoma albigula</i>	4	0.8	14.93	0.01	0.91	0.01234
<i>Neotoma mexicana</i>	4	0.8	14.93	0.01	0.91	0.01234
<i>Peromyscus</i> sp.	3	0.6	9.84	0.01	0.89	0.01203
<i>Peromyscus</i> cfr. <i>difficilis</i>	2	0.4	1.08	0.00	0.74	0.01000

<i>Peromyscus</i> cfr. <i>melanotis</i>	1	0.2	0.00	0.00	0.70	0.00953
<i>Reithrodontomys</i> sp.	3	0.6	4.17	0.00	0.77	0.01046
<i>Sigmodon</i> sp.	3	0.6	4.17	0.00	0.77	0.01046
<i>Sigmodon fulviventer</i>	2	0.4	3.85	0.00	0.86	0.01171
<i>Sigmodon hispidus</i>	1	0.2	0.00	0.00	0.83	0.01132
<i>Sigmodon leucotis</i>	1	0.2	0.00	0.00	0.83	0.01132
<i>Sigmodon ochrognathus</i>	3	0.6	8.21	0.01	0.89	0.01203
<i>Lynx rufus</i>	3	0.6	13.78	0.01	0.90	0.01226
<i>Canis latrans</i>	1	0.2	0.00	0.00	0.83	0.01132
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	2	0.4	7.90	0.01	0.87	0.01187
<i>Conepatus leuconotus</i>	1	0.2	0.00	0.00	0.70	0.00953
<i>Mephitis</i> sp.	5	1	63.65	0.05	1.00	0.01359
<i>Spilogale leucoparia</i>	2	0.4	15.25	0.01	0.80	0.01085
<i>Neogale frenata</i>	1	0.2	0.00	0.00	0.67	0.00914
<i>Taxidea taxus</i>	1	0.2	0.00	0.00	0.83	0.01132
<i>Nasua narica</i>	4	0.8	14.93	0.01	0.91	0.01234
<i>Procyon lotor</i>	1	0.2	0.00	0.00	0.67	0.00914
<i>Dicotyles tajacu</i>	5	1	63.65	0.05	1.00	0.01359
<i>Sus scrofa</i>	5	1	63.65	0.05	1.00	0.01359
<i>Odocoileus hemionus</i>	1	0.2	0.00	0.00	0.83	0.01132
<i>Odocoileus virginianus couesi</i>	5	1	63.65	0.05	1.00	0.01359
<i>Ovis aries</i>	2	0.4	6.21	0.00	0.87	0.01187
<i>Bos taurus</i>	5	1	63.65	0.05	1.00	0.01359
<i>Equus caballus</i>	3	0.6	9.84	0.01	0.89	0.01203
Arthropoda	2	0.4	33.96	0.03	0.93	0.01265
<i>Diplocentrus peloncillensis</i>	1	0.2	0.00	0.00	0.70	0.00953
Orthoptera	5	1	63.65	0.05	1.00	0.01359
Cicadidae	1	0.2	0.00	0.00	0.70	0.00953
Dytiscidae	1	0.2	0.00	0.00	0.70	0.00953
Coleoptera	4	0.8	50.54	0.04	0.98	0.01328
Diptera	4	0.8	50.54	0.04	0.98	0.01328
Aphelinidae	1	0.2	0.00	0.00	0.70	0.00953
Formicidae	1	0.2	0.00	0.00	0.70	0.00953
<i>Camponotus</i> sp.	1	0.2	0.00	0.00	0.70	0.00953
Himenoptera	1	0.2	0.00	0.00	0.83	0.01132
<i>Arbutus</i> sp.	1	0.2	0.00	0.00	0.70	0.00953

<i>Arctostaphylos pungens</i>	1	0.2	0.00	0.00	0.70	0.00953
<i>Cydonia oblonga</i>	1	0.2	0.00	0.00	0.83	0.01132
<i>Dasyilirion</i> sp.	2	0.4	33.96	0.03	0.93	0.01265
<i>Ferocactus</i> sp.	1	0.2	0.00	0.00	0.70	0.00953
<i>Juniperus</i> sp.	5	1	63.65	0.05	1.00	0.01359
<i>Malus domestica</i>	1	0.2	0.00	0.00	0.83	0.01132
<i>Nolina microcarpa</i>	1	0.2	0.00	0.00	0.70	0.00953
<i>Opuntia</i> sp.	2	0.4	33.96	0.03	0.93	0.01265
<i>Pinus</i> sp.	1	0.2	0.00	0.00	0.70	0.00953
<i>Prosopis glandulosa</i>	2	0.4	33.96	0.03	0.93	0.01265
<i>Prunus persica</i>	1	0.2	0.00	0.00	0.83	0.01132
<i>Quercus</i> sp.	1	0.2	0.00	0.00	0.70	0.00953
<i>Solanum</i> sp.	1	0.2	0.00	0.00	0.70	0.00953
<i>Yucca</i> sp.	1	0.2	0.00	0.00	0.70	0.00953
<i>Zea mayz</i>	2	0.4	7.90	0.01	0.87	0.01187
Gramínea	4	0.8	14.93	0.01	0.91	0.01234
Semilla 1	1	0.2	0.00	0.00	0.83	0.01132
Semilla 2	1	0.2	0.00	0.00	0.83	0.01132
Semilla 3	1	0.2	0.00	0.00	0.83	0.01132
Semilla 4	2	0.4	33.96	0.03	0.93	0.01265
Semilla 5	1	0.2	0.00	0.00	0.83	0.01132
Semilla 6	1	0.2	0.00	0.00	0.83	0.01132
Semilla 7	1	0.2	0.00	0.00	0.83	0.01132
Semilla 8	1	0.2	0.00	0.00	0.70	0.00953

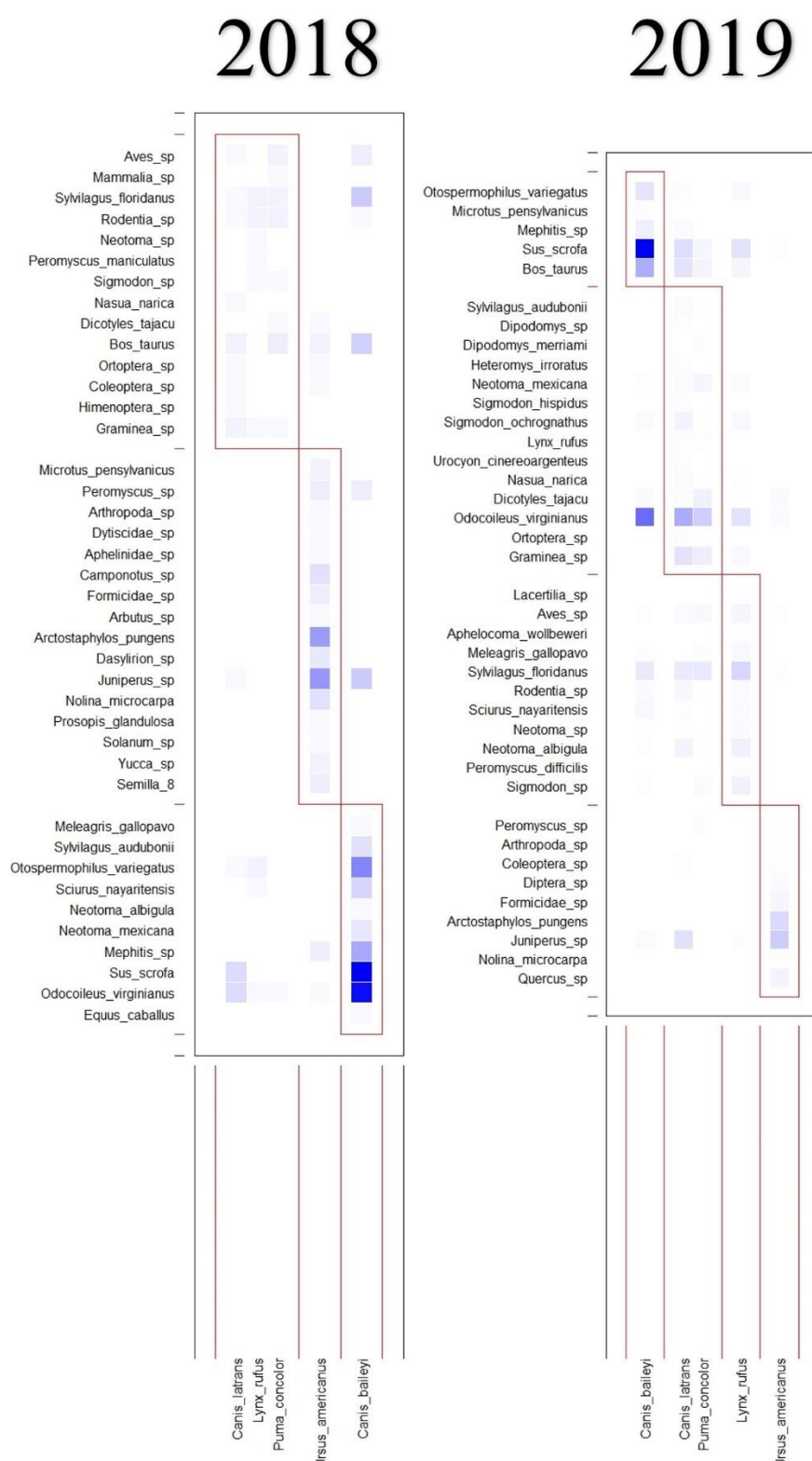
Apéndice VIII. Valores Z y significancia (valor de p) de las métricas de las redes de interacción calculadas para cada año de muestreo y en conjunto.

	Especialización (H_2')		Conectancia (C)		Uniformidad (IE)		Anidamiento ($NODF$)		Anidamiento ponderado ($WNODF$)		Modularidad (MQ)	
Año	Z	p	Z	p	Z	p	Z	p	Z	p	Z	p
2018	19.49	0	-6.39	0	-19.49	0	-8.32	0.002	-9.41	0.002	0.386	0.013
2019	33.5	0	-6.73	0	-33.5	0	-5.04	0.002	-7.05	0.002	0.313	0.009
2020	30.59	0	-12.35	0	-30.59	0	-6.27	0.002	-10.9	0.002	0.356	0.008
2021	20.84	0	-4.86	0	-20.8	0	-4.96	0.002	-4.5	0.002	0.308	0.012
2022	29.97	0	-10.92	0	-30	0	-9.1	0.002	-11	0.002	0.422	0.010
2018-2022	93.27	0	-16.82	0	-93.27	0	-10.3	0.002	-13.79	0.002	0.311	0.005

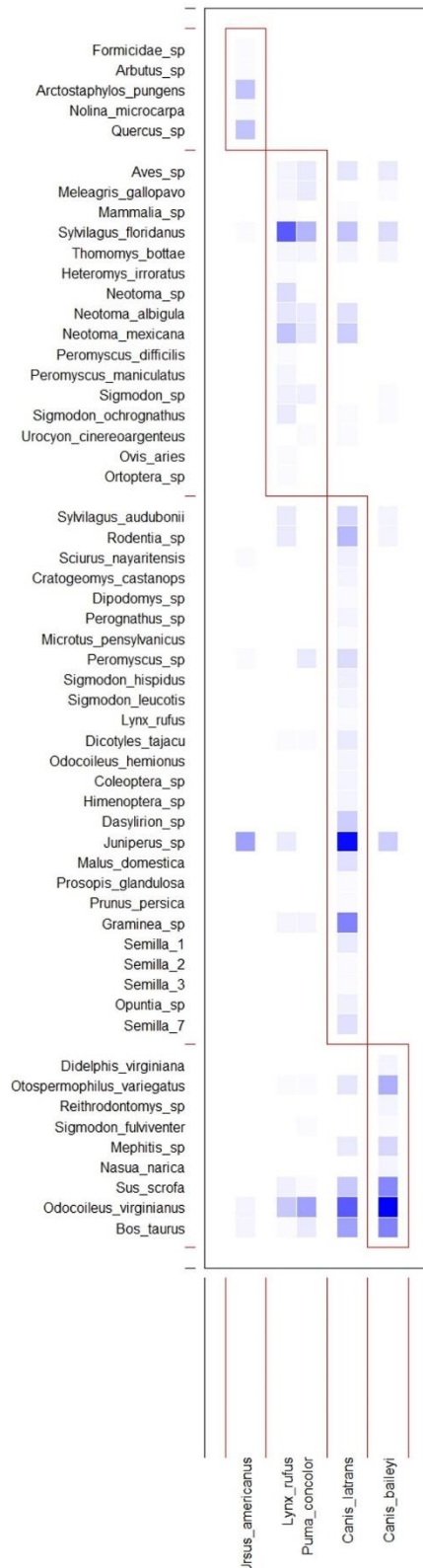
Apéndice IX. Taxa consumidos por la comunidad de carnívoros medianos y grandes del noroeste de Chihuahua, México, los cuales fueron considerados para la construcción de la red de interacción trófica. **Etiqueta** = nombre clave para las presas que aparecen en **Taxa** (filas); **Carnívoro** = nombre clave para el depredador que consumió la presa: CY = Coyote (*Canis latrans*); ON = Oso negro (*Ursus americanus*); GM = Gato montés (*Lynx rufus*); LM = Lobo mexicano (*C. lupus baileyi*); PM = Puma (*Puma concolor*).

Etiqueta	Taxa	Carnívoro		Etiqueta	Taxa	Carnívoro
Arsp	<i>Arbutus</i> sp.	ON		Neme	<i>Neotoma mexicana</i>	CY, GM, PM
Arpu	<i>Arctostaphylos pungens</i>	ON		Nesp	<i>Neotoma</i> sp.	GM
Arth	Arthropoda	CY, ON		Nomi	<i>Nolina microcarpa</i>	ON
Aves	Aves	CY, GM, PM, LM		Odvi	<i>Odocoileus virginianus couesi</i>	CY, ON, GM, PM, LM
Bota	<i>Bos taurus</i>	CY, ON, GM, PM, LM		Opsp	<i>Opuntia</i> sp.	CY, ON
Casp	<i>Camponotus</i> sp.	ON		Orth	Orthoptera	CY, LM
Cica	Cicadidae	ON		Otva	<i>Otospermophilus variegatus</i>	CY, ON, GM, PM, LM
Cole	Coleoptera	CY, ON, GM, LM		Pedi	<i>Peromyscus</i> cfr. <i>difficilis</i>	GM
Coleu	<i>Conepatus leuconotus</i>	ON		Pesp	<i>Peromyscus</i> sp.	CY, PM, LM
Dasp	<i>Dasyllirion</i> sp.	CY, ON		Qusp	<i>Quercus</i> sp.	ON
Dita	<i>Dicotyles tajacu</i>	CY, ON, PM		Resp	<i>Reithrodontomys</i> sp.	PM
Dipt	Diptera	ON		Rode	Rodentia	CY, GM, PM, LM
Eqca	<i>Equus caballus</i>	ON, PM, LM		Scna	<i>Sciurus nayaritensis</i>	CY, ON, GM, LM
Form	Formicidae	ON		S4	Semilla 4	ON
Gram	Gramínea	CY, GM, PM, LM		S7	Semilla 7	CY
Jusp	<i>Juniperus</i> sp.	CY, ON, GM, PM, LM		S8	Semilla 8	ON
Lyr	<i>Lynx rufus</i>	PM		Sioc	<i>Sigmodon ochrognathus</i>	CY, GM
Mado	<i>Malus domestica</i>	CY		Sisp	<i>Sigmodon</i> sp.	GM, PM
Mamm	Mammalia	CY, GM		Susc	<i>Sus scrofa</i>	CY, ON, GM, PM, LM
Mega	<i>Meleagris gallopavo</i>	CY, GM, PM, LM		Syau	<i>Sylvilagus audubonii</i>	CY, GM, LM
Mesp	<i>Mephitis</i> sp.	CY, ON, GM, LM		Syfl	<i>Sylvilagus floridanus</i>	CY, ON, GM, PM, LM
Mipe	<i>Microtus mexicanus</i>	ON		Thbo	<i>Thomomys</i> cfr. <i>bottae</i>	GM, PM
Nana	<i>Nasua narica</i>	CY		Urci	<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	PM
Neal	<i>Neotoma albigula</i>	CY, GM, PM, LM		Yusp	<i>Yucca</i> sp.	ON

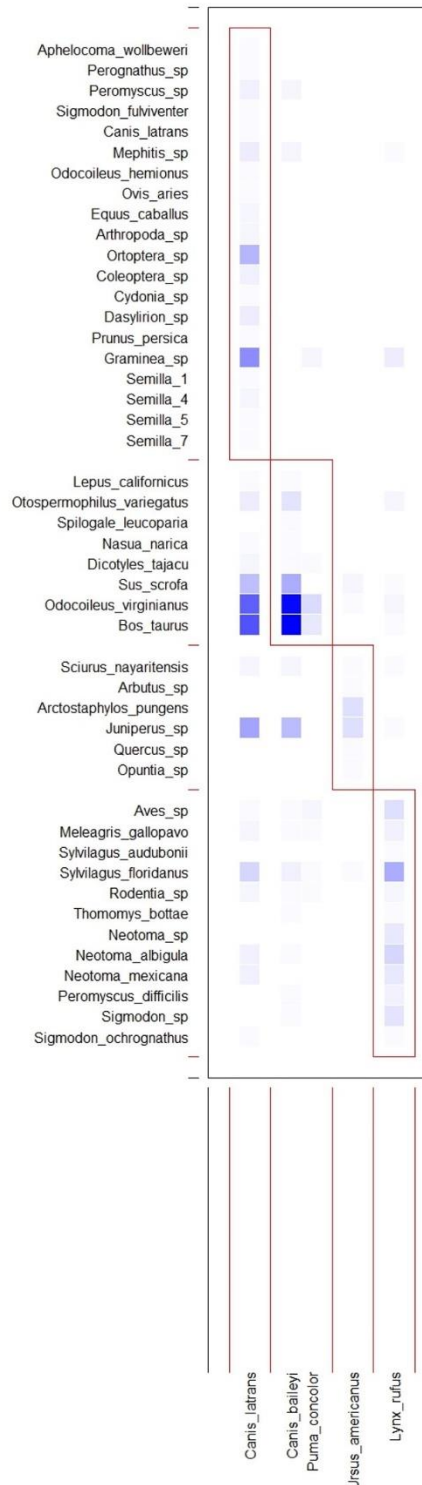
Apéndice X. Gráficos de la modularidad de las redes de interacción para cada año de muestreo: 2018 a 2022.



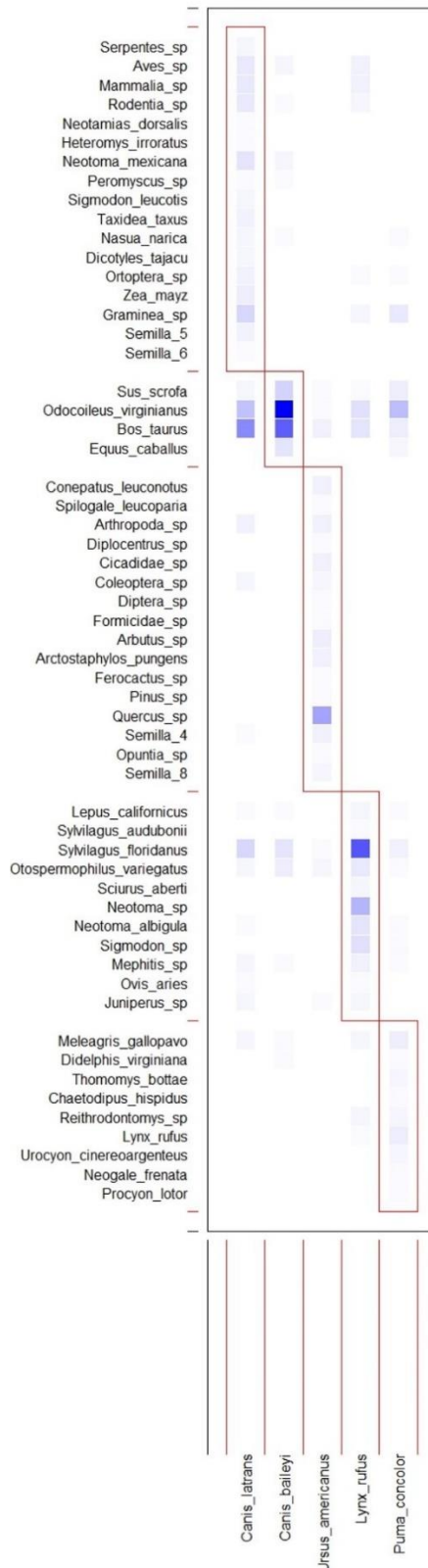
2020



2021



2022



Apéndice XI. Simulación de extinciones puntuales en la comunidad de depredadores y presas del noroeste de Chihuahua, México.

Número de extinción	Extinciones primarias	Tamaño	Conectividad	Extinciones secundarias	Taxa aislados por extinciones secundarias	Extinciones secundarias acumuladas	Total de extinciones
1	Lacertilia	91	193	0	0	0	1
2	Serpentes	90	192	0	0	0	2
3	<i>Sciurus aberti</i>	89	191	0	0	0	3
4	<i>Neotamias dorsalis</i>	88	190	0	0	0	4
5	<i>Cratogeomys castanops</i>	87	189	0	0	0	5
6	<i>Dipodomys</i> sp	86	188	0	0	0	6
7	<i>Dipodomys merriami</i>	85	187	0	0	0	7
8	<i>Chaetodipus hispidus</i>	84	186	0	0	0	8
9	<i>Neotoma</i> sp	83	185	0	0	0	9
10	<i>Peromyscus melanotis</i>	82	184	0	0	0	10
11	<i>Sigmodon hispidus</i>	81	183	0	0	0	11
12	<i>Sigmodon leucotis</i>	80	182	0	0	0	12
13	<i>Conepatus leuconotus</i>	79	181	0	0	0	13
14	<i>Neogale frenata</i>	78	180	0	0	0	14
15	<i>Taxidea taxus</i>	77	179	0	0	0	15
16	<i>Procyon lotor</i>	76	178	0	0	0	16
17	<i>Odocoileus hemionus</i>	75	177	0	0	0	17
18	<i>Diplocentrus</i> sp	74	176	0	0	0	18
19	Cicadidae	73	175	0	0	0	19
20	Dytiscidae	72	174	0	0	0	20
21	Aphelinidae	71	173	0	0	0	21
22	<i>Camponotus</i> sp	70	172	0	0	0	22
23	Formicidae	69	171	0	0	0	23
24	Himenoptera	68	170	0	0	0	24
25	<i>Arbutus</i> sp	67	169	0	0	0	25
26	<i>Arctostaphylos pungens</i>	66	168	1	0	1	27
27	<i>Spilogale leucoparia</i>	64	139	0	7	1	28
28	Arthropoda	63	138	0	7	1	29
29	Orthoptera	62	137	0	7	1	30

30	<i>Cydonia</i> sp	61	136	0	7	1	31
31	<i>Dasyilirion</i> sp	60	135	0	7	1	32
32	<i>Malus domestica</i>	59	134	0	7	1	33
33	<i>Prosopis glandulosa</i>	58	133	0	7	1	34
34	<i>Prunus persica</i>	57	132	0	7	1	35
35	Semilla 1	56	131	0	7	1	36
36	Semilla 2	55	130	0	7	1	37
37	Semilla 3	54	129	0	7	1	38
38	Semilla 4	53	128	0	7	1	39
39	Semilla 5	52	127	0	7	1	40
40	Semilla 6	51	126	0	7	1	41
41	<i>Opuntia</i> sp	50	125	0	7	1	42
42	Semilla 7	49	124	0	7	1	43
43	<i>Aphelocoma wollbieweri</i>	48	122	0	7	1	44
44	<i>Didelphis virginiana</i>	47	120	0	7	1	45
45	<i>Heteromys irroratus</i>	46	118	0	7	1	46
46	<i>Perognathus</i> sp	45	116	0	7	1	47
47	<i>Microtus mexicanus</i>	44	114	0	7	1	48
48	<i>Peromyscus difficilis</i>	43	112	0	7	1	49
49	<i>Sigmodon fulviventer</i>	42	110	0	7	1	50
50	<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	41	108	0	7	1	51
51	<i>Ovis aries</i>	40	106	0	7	1	52
52	<i>Zea mayz</i>	39	104	0	7	1	53
53	Mammalia	38	101	0	7	1	54
54	<i>Sylvilagus audubonii</i>	37	98	0	7	1	55
55	<i>Sciurus nayaritensis</i>	36	95	0	7	1	56
56	<i>Peromyscus</i> sp	35	92	0	7	1	57
57	<i>Reithrodontomys</i> sp	34	89	0	7	1	58
58	<i>Sigmodon</i> sp	33	86	0	7	1	59
59	<i>Sigmodon ochrognathus</i>	32	83	0	7	1	60
60	<i>Equus caballus</i>	31	80	0	7	1	61
61	Coleoptera	30	77	0	7	1	62
62	Diptera	29	74	0	7	1	63
63	Aves	28	70	1	7	2	65

64	<i>Meleagris gallopavo</i>	26	48	0	7	2	66
65	<i>Lepus californicus</i>	25	45	0	7	2	67
66	<i>Sylvilagus floridanus</i>	24	42	2	7	4	70
67	Rodentia	21	13	0	7	4	71
68	<i>Otospermophilus variegatus</i>	20	12	0	7	4	72
69	<i>Thomomys bottae</i>	19	11	0	7	4	73
70	<i>Neotoma albigula</i>	18	10	0	7	4	74
71	<i>Neotoma mexicana</i>	17	9	0	7	4	75
72	<i>Mephitis sp</i>	16	8	0	7	4	76
73	<i>Nasua narica</i>	15	7	0	7	4	77
74	<i>Dicotyles tajacu</i>	14	6	0	7	4	78
75	<i>Sus scrofa</i>	13	5	1	7	5	80

Apéndice XII. Artículo de divulgación científica publicado en “Contactos, Revista de Educación en Ciencias e Ingeniería” de la UAM Unidad Iztapalapa.

Entre dientes y garras: ¿Cómo coexisten los depredadores en Chihuahua?

Jorge L. Reyes-Díaz (ORCID: 0000-0001-9175-7946)

Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, Ciudad de México, México.

jorgereyesdiaz46@gmail.com

Carlos A. López-González (ORCID: 0000-0003-2925-9545)

Universidad Autónoma de Querétaro, Querétaro, México.

cats4mex@gmail.com

A. Alondra Castro-Campillo (ORCID: 0000-0003-2794-4063)

Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, Ciudad de México, México.

acc@xanum.uam.mx

Nalleli E. Lara-Díaz (ORCID: 0000-0001-6574-325X)

Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, Ciudad de México, México.

lara.nalleli@gmail.com

Resumen

El noroeste de Chihuahua alberga cinco enigmáticos depredadores que se alimentan de la carne de sus presas para sobrevivir, pero cuando éstas escasean, aprovechan otros recursos como plantas e insectos. Aunque a simple vista los depredadores comparten una gran diversidad de componentes alimentarios, los análisis con redes de interacción sugieren que cada uno de ellos podría preferir determinadas combinaciones de presas (módulos), permitiendo así que lobos mexicanos, coyotes, osos negros, pumas y gatos monteses coexistan, manteniendo el equilibrio del ecosistema. El estudio comunitario de los carnívoros puede ser clave para su conservación en México.

Palabras clave

Comunidad de carnívoros; competencia alimentaria; modularidad trófica; venado cola blanca.

Abstract

Northwestern Chihuahua hosts five enigmatic predators that feed on the flesh of their prey to survive, though when the latter are scarce, they also take advantage of other resources such as plants and insects. Although at first glance predators share a great diversity of food items, interaction network analyses suggest that each predator may prefer certain prey combinations (modules), thus allowing Mexican wolves, coyotes, black bears, pumas and bobcats to coexist, maintaining the ecosystem balance. Community-based studies of carnivores may be key to their conservation in Mexico.

Key words

Carnivore community; feeding competition; trophic modularity; white-tailed deer.



Portada del artículo de divulgación científica publicado en Contactos, Revista de Educación en Ciencias e Ingeniería (Reyes Díaz *et al.* 2025).

Apéndice XIII. Listado de componentes alimentarios reportados y potenciales para coyote (*C. latrans*), gato montés (*L. rufus*), lobo mexicano (*C. lupus baileyi*), puma (*P. concolor*) y oso negro (*U. americanus*) en el noroeste de Chihuahua y Sonora, México. * = Taxa sin distribución en el área de estudio; 0 y 1 = Taxa no consumidos o consumidos en el noroeste de Chihuahua, respectivamente; 2 = Taxa consumidos en Sonora.

Componentes alimentarios consumidos							
Clasificación	Taxa	Nombre común o vernáculo	Coyote	Gato montés	Lobo mexicano	Puma	Oso negro
Materia vegetal	* <i>Nolina bigelovii</i>	Soyate de Sonora	0	0	0	0	2
Materia vegetal	<i>Arbutus</i> sp.	Madroño	0	0	0	0	1
Materia vegetal	<i>Arctostaphylos pungens</i>	Pingüica	1	0	0	0	1, 2
Materia vegetal	<i>Cirsium</i> sp.	Cardo	0	0	0	0	1
Materia vegetal	<i>Conopholis</i> sp.	Elotillo	0	0	0	0	1
Materia vegetal	<i>Cupressus arizonica</i>	Ciprés de Arizona	0	0	0	0	1
Materia vegetal	<i>Cydonia oblonga</i>	Membrillo	1	0	0	0	0
Materia vegetal	<i>Dasyllirion</i> sp.	Sotol	0	0	0	0	0
Materia vegetal	<i>Dasyllirion wheeleri</i>	Sotol de desierto	0	0	0	0	2
Materia vegetal	<i>Ferocactus</i> sp.	Biznaga	0	0	0	0	1
Materia vegetal	Gramineae	Gramínea	1	1	1	1	2
Materia vegetal	<i>Juniperus deppeana</i>	Enebro caimán	0	0	0	0	1, 2
Materia vegetal	<i>Juniperus</i> sp.	Enebro	1	1	1	1	1
Materia vegetal	<i>Malus domestica</i>	Manzana	1	0	0	0	0
Materia vegetal	<i>Nolina microcarpa</i>	Soyate cortadillo	0	0	0	0	1
Materia vegetal	<i>Opuntia</i> sp.	Nopal	1	0	0	0	1, 2
Materia vegetal	<i>Pinus cembroides</i>	Piñón	0	0	0	0	1
Materia vegetal	<i>Pinus</i> sp.	Pino	0	0	0	0	1, 2
Materia vegetal	Plantae	Materia vegetal	0	2	0	0	0
Materia vegetal	Plantae	Semillas no ID	0	0	0	0	2
Materia vegetal	<i>Prosopis glandulosa</i>	Mezquite	1	0	0	0	1
Materia vegetal	<i>Prunus persica</i>	Durazno	1	0	0	0	2
Materia vegetal	<i>Quercus arizonica</i>	Encino Arizona	0	0	0	0	1
Materia vegetal	<i>Quercus emoryi</i>	Encino Emory	0	0	0	0	1
Materia vegetal	<i>Quercus</i> sp.	Encino	0	0	0	0	1, 2
Materia vegetal	<i>Rhus trilobata</i>	Agrito	0	0	0	0	1
Materia vegetal	Semilla 1	Semilla 1	1	0	0	0	0

Materia vegetal	Semilla 2	Semilla 2	1	0	0	0	0
Materia vegetal	Semilla 3	Semilla 3	1	0	0	0	0
Materia vegetal	Semilla 4	Semilla 4	1	0	0	0	1
Materia vegetal	Semilla 5	Semilla 5	1	0	0	0	0
Materia vegetal	Semilla 6	Semilla 6	1	0	0	0	0
Materia vegetal	Semilla 7	Semilla 7	1	0	0	0	0
Materia vegetal	Semilla 8	Semilla 8	0	0	0	0	1
Materia vegetal	<i>Solanum</i> sp.	Herbáceas	0	0	0	0	1
Materia vegetal	<i>Yucca baccata</i>	Yuca banana	0	0	0	0	2
Materia vegetal	<i>Yucca</i> sp.	Yuca	0	0	0	0	1
Materia vegetal	<i>Zea mays</i>	Maíz	1	0	0	1	0
Artrópodos	Aphelinidae	Avispas parásitas	0	0	0	0	1
Artrópodos	Apidae	Abejas	0	0	0	0	2
Artrópodos	<i>Camponotus</i> sp.	Hormigas carpinteras	0	0	0	0	1
Artrópodos	Cicadidae	Cigarras	0	0	0	0	1
Artrópodos	Coleoptera	Coleópteros	1	1	1	0	1, 2
Artrópodos	<i>Diplocentrus peloncillensis</i>	Alacrán de manos gordas	0	0	0	0	2
Artrópodos	<i>Diplocentrus</i> sp.	Alacrán dentado	0	0	0	0	1
Artrópodos	Diptera	Dípteros	1	1	1	0	1
Artrópodos	Dytiscidae	Escarabajos buceadores	0	0	0	0	1
Artrópodos	Formicidae	Hormigas	0	0	0	0	1, 2
Artrópodos	Himenoptera	Himenópteros	1	0	0	0	0
Artrópodos	Homoptera	Homópteros	0	0	0	0	2
Artrópodos	Insecta	Insectos	1	2	0	0	1
Artrópodos	Opiliones	Opiliones	0	0	0	0	2
Artrópodos	Orthoptera	Ortópteros	1	1	1	1	1, 2
Artrópodos	Vespidae	Avispas	0	0	0	0	2
Moluscos	Mollusca	Caracoles	0	0	0	0	2
Reptiles	<i>Crotalus</i> sp.	Víbora de cascabel	2	0	0	0	0
Reptiles	<i>*Gopherus agassizii</i>	Tortuga de desierto de Mojave	0	0	0	2	0
Reptiles	<i>Kinosternon sonoriense</i>	Tortuga de pantano de Sonora	0	0	0	2	0
Reptiles	Lacertilia	Lagartijas	0	1, 2	0	0	0
Reptiles	Reptilia	Reptiles	2	1, 2	0	0	0
Reptiles	Serpentes	Serpientes	1, 2	1, 2	0	2	0
Aves	<i>Aphelocoma wollweberi</i>	Chara pechigris	1	1	0	0	0
Aves	Aves	Aves	1, 2	1, 2	1	1, 2	1, 2

Aves	Cathartidae	Zopilotes	0	0	0	2	0
Aves	Corvidae	Cuervos	0	0	0	2	0
Aves	<i>Meleagris gallopavo</i>	Guajolote silvestre	1	1	1	1, 2	0
Ganado	<i>Bos taurus</i>	Vacas	1	1	1	1, 2	1, 2
Ganado	<i>Equus caballus</i>	Caballos	1	0	1	1	0
Ganado	<i>Ovis aries</i>	Borregos	1	1	0	0	0
Ganado	<i>Sus scrofa</i>	Cerdo	1	1	1	1, 2	1
Mamíferos	Mammalia	Mamíferos no ID	1	1	0	1, 2	0
Didélfidos	<i>Didelphis virginiana</i>	Tlacuache norteno	0	0	1	1, 2	0
Lagomorfos	Lagomorpha	Lepóridos	1, 2	2	0	2	0
Lagomorfos	<i>Lepus californicus</i>	Liebre de cola negra	1	1	1	1, 2	0
Lagomorfos	<i>Sylvilagus audubonii</i>	Conejo de desierto	1	1, 2	1	0	0
Lagomorfos	<i>Sylvilagus floridanus</i>	Conejo castellano	1	1, 2	1	1, 2	1
Lagomorfos	<i>Sylvilagus</i> sp.	Conejos	1	0	0	0	0
Roedores	<i>*Ammospermophilus harrisi</i>	Ardilla antílope de Sonora	0	2	0	0	0
Roedores	<i>Chaetodipus hispidus</i>	Ratón crespito	0	0	0	1	0
Roedores	<i>Chaetodipus</i> sp.	Ratón de abazones	0	1, 2	0	0	0
Roedores	<i>Cratogeomys castanops</i>	Tuza mexicana	1	0	0	0	0
Roedores	<i>Cynomys ludovicianus</i>	Perrito de la pradera de cola negra	1	0	0	0	0
Roedores	<i>Dipodomys merriami</i>	Rata canguro de Merriam	0	2	0	1	0
Roedores	<i>Dipodomys</i> sp.	Rata canguro	1, 2	1, 2	0	0	0
Roedores	<i>Heteromys irroratus</i>	Rata espinosa mexicana	1	1	0	0	0
Roedores	<i>Microtus mexicanus</i>	Metorito mexicano	1	0	1	0	1
Roedores	<i>Neotamias dorsalis</i>	Chichomoco	1	0	0	0	0
Roedores	<i>Neotoma albigula</i>	Rata garganta blanca	1, 2	1, 2	1	1	0
Roedores	<i>Neotoma mexicana</i>	Rata mexicana	1	1	1	1	0
Roedores	<i>Neotoma</i> sp.	Rata cambalachera	1	1	0	0	0
Roedores	<i>Otospermophilus variegatus</i>	Ardillón de roca	1, 2	1	1	1, 2	1
Roedores	<i>Perognathus</i> sp.	Ratón de abazones	1, 2	1	0	0	0
Roedores	<i>Peromyscus difficilis</i>	Ratón de las rocas	0	1	1	0	0
Roedores	<i>Peromyscus melanotis</i>	Ratón de orejas negras	0	1	0	0	0
Roedores	<i>*Peromyscus merriami</i>	Ratón de Merriam	0	2	0	0	0
Roedores	<i>Peromyscus</i> sp.	Ratón de campo	1, 2	2	1	1	1
Roedores	<i>Reithrodontomys</i> sp.	Ratón cosechero	0	1	1	1	0
Roedores	Rodentia	Roedores	1, 2	1, 2	1	1, 2	0
Roedores	<i>Sciurus aberti</i>	Ardilla de Abert	0	1	0	0	0

Roedores	<i>Sciurus nayaritensis</i>	Tachalote	1	1	1	0	1
Roedores	<i>Sigmodon fulviventer</i>	Rata de vientre leonado	1	0	1	1	0
Roedores	<i>Sigmodon hispidus</i>	Rata algodónera crespá	1	0	0	0	0
Roedores	<i>Sigmodon leucotis</i>	Rata de orejas blancas	1	0	0	0	0
Roedores	<i>Sigmodon ochrognathus</i>	Rata de nariz amarilla	1	1	1	0	0
Roedores	<i>Sigmodon</i> sp.	Rata algodónera	1	1, 2	1	1	0
Roedores	<i>Thomomys bottae</i>	Tucita de bolsillo de Botta	1	1	1	1	0
Roedores	<i>Thomomys</i> sp.	Tucita de bolsillo	2	0	0	0	0
Roedores	<i>Thomomys umbrinus</i>	Tucita mexicana	0	2	0	2	0
Carnívoros	<i>Bassariscus astutus</i>	Cacomixtle norteño	0	2	0	2	0
Carnívoros	<i>Canis latrans</i>	Coyote	1	0	0	2	0
Carnívoros	<i>Conepatus leuconotus</i>	Zorrillo espalda blanca	0	0	0	0	1, 2
Carnívoros	<i>Lynx rufus</i>	Gato montés	1	1	0	1, 2	0
Carnívoros	<i>Mephitidae</i>	Zorrillo	0	0	0	2	0
Carnívoros	<i>Mephitis mephitis</i>	Zorrillo listado norteño	0	0	0	2	0
Carnívoros	<i>Mephitis</i> sp.	Zorrillo listado	1	1, 2	1	1, 2	1
Carnívoros	<i>Nasua narica</i>	Coatí	1	1	1	1, 2	0
Carnívoros	<i>Neogale frenata</i>	Comadreja de cola larga	0	2	0	1, 2	0
Carnívoros	<i>Procyon lotor</i>	Mapache	0	0	0	1, 2	0
Carnívoros	<i>Puma concolor</i>	Puma	0	0	0	2	0
Carnívoros	<i>Spilogale leucoparia</i>	Zorrillo manchado	0	0	1	0	1, 2
Carnívoros	<i>Taxidea taxus</i>	Tlalcoyote	1	0	0	0	0
Carnívoros	<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	Zorrita gris	1	0	0	1	0
Artiodáctilos	<i>Dicotyles tajacu</i>	Pecarí de collar	1	1, 2	1	1, 2	1
Artiodáctilos	<i>Odocoileus hemionus</i>	Venado bura	1	0	0	2	0
Artiodáctilos	<i>Odocoileus virginianus</i>	Venado cola blanca	1	1, 2	1	1, 2	1, 2
Artiodáctilos	* <i>Ovis canadensis</i>	Borrego cimarrón	0	2	0	2	0
Artiodáctilos	Ungulata	Ungulados	2	0	0	0	0
Artiodáctilos	Cervidae	Venados	2	2	0	2	0

Otros mamíferos como presas potenciales en el noroeste de Chihuahua, México							
Clasificación	Taxa	Nombre común	Coyote	Gato montés	Lobo mexicano	Puma	Oso negro
Eulipotiflos	<i>Notiosorex crawfordi</i>	Musaraña desértica norteña	0	0	0	0	0
Eulipotiflos	<i>Sorex arizonae</i>	Musaraña de Arizona	0	0	0	0	0
Eulipotiflos	<i>Sorex monticola</i>	Musaraña oscura	0	0	0	0	0
Quirópteros	<i>Aeorestes cinereus</i>	Murciélago gris	0	0	0	0	0
Quirópteros	<i>Antrozous pallidus</i>	Murciélago pálido	0	0	0	0	0
Quirópteros	<i>Corynorhinus mexicanus</i>	Murciélago mula mexicano	0	0	0	0	0
Quirópteros	<i>Corynorhinus townsendii</i>	Murciélago orejón de Townsend	0	0	0	0	0
Quirópteros	<i>Dermanura azteca</i>	Murciélago frugívoro azteca	0	0	0	0	0
Quirópteros	<i>Eptesicus fuscus</i>	Murciélago moreno	0	0	0	0	0
Quirópteros	<i>Idionycteris phyllotis</i>	Murciélago mula de Allen	0	0	0	0	0
Quirópteros	<i>Macrotus californicus</i>	Murciélago orejón californiano	0	0	0	0	0
Quirópteros	<i>Myotis auriculus</i>	Miotis orejudo	0	0	0	0	0
Quirópteros	<i>Myotis californicus</i>	Murciélago ratón de California	0	0	0	0	0
Quirópteros	<i>Myotis ciliolabrum</i>	Miotis cara negra	0	0	0	0	0
Quirópteros	<i>Myotis occultus</i>	Miotis de Arizona	0	0	0	0	0
Quirópteros	<i>Myotis thysanodes</i>	Miotis bordado	0	0	0	0	0
Quirópteros	<i>Myotis velifer</i>	Miotis mexicano	0	0	0	0	0
Quirópteros	<i>Myotis volans</i>	Miotis pata larga	0	0	0	0	0
Quirópteros	<i>Myotis yumanensis</i>	Miotis de Yuma	0	0	0	0	0
Quirópteros	<i>Natalus lanatus</i>	Murciélago bicolor	0	0	0	0	0
Quirópteros	<i>Natalus mexicanus</i>	Murciélago orejas de embudo	0	0	0	0	0
Quirópteros	<i>Parastrellus hesperus</i>	Murciélago de Cañón	0	0	0	0	0
Quirópteros	<i>Tadarida brasiliensis</i>	Murciélago de cola libre	0	0	0	0	0
Lagomorfos	<i>Lepus callotis</i>	Liebre torda	0	0	0	0	0
Lagomorfos	<i>Sylvilagus holzneri</i>	Conejo del monte Manzano	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Baiomys taylori</i>	Ratón pigmeo norteño	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Callospermophilus madrensis</i>	Ardilla de la SMOc	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Castor canadensis</i>	Castor	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Chaetodipus eremicus</i>	Ratón chihuahuense	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Chaetodipus intermedius</i>	Ratón de roca	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Chaetodipus nelsoni</i>	Ratón de Nelson	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Dipodomys ordii</i>	Rata canguro común	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Dipodomys spectabilis</i>	Rata canguro de cola de bandera	0	0	0	0	0

Roedores	<i>Erethizon dorsatum</i>	Puercoespín norteamericano	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Geomys arenarius</i>	Tuza del desierto	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Nelsonia neotomodon</i>	Rata cambalachera diminuta	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Neotoma leucodon</i>	Rata magueyera	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Neotoma micropus</i>	Rata de pradera	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Onychomys arenicola</i>	Ratón arenero	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Onychomys leucogaster</i>	Ratón alacranero	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Perognathus flavescens</i>	Ratón de pradera	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Perognathus flavus</i>	Ratón sedoso	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Perognathus merriami</i>	Ratón de Merriam	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Peromyscus boylii</i>	Ratón arbustero	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Peromyscus eremicus</i>	Ratón de cactus	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Peromyscus gratus</i>	Ratón piñonero	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Peromyscus labecula</i>	Ratón norteamericano	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Peromyscus leucopus</i>	Ratón de patas blancas	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Peromyscus nasutus</i>	Ratón de Nuevo México	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Peromyscus pectoralis</i>	Ratón tobillo blanco	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Peromyscus polius</i>	Ratón de Chihuahua	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Peromyscus schmidlyi</i>	Ratón de Schmidly	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Peromyscus spicilegus</i>	Ratón de la SMOc	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Reithrodontomys fulvescens</i>	Ratón cosechero	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Reithrodontomys megalotis</i>	Ratón cosechero común	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Reithrodontomys montanus</i>	Ratón de pradera	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Reithrodontomys zacatecae</i>	Ratón cosechero de Zacatecas	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Thomomys sheldoni</i>	Tuza de la SMOc	0	0	0	0	0
Roedores	<i>Xerospermophilus spilosoma</i>	Ardilla de tierra punteada	0	0	0	0	0
Carnívoros	<i>Canis lupus baileyi</i>	Lobo mexicano	0	0	0	0	0
Carnívora	<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote	0	0	0	0	0
Carnívoros	<i>Lontra longicaudis</i>	Nutria de río	0	0	0	0	0
Carnívora	<i>Mephitis macroura</i>	Zorrillo cola larga	0	0	0	0	0
Carnívora	<i>Mustela nigripes</i>	Comadreja de patas negras	0	0	0	0	0
Carnívora	<i>Panthera onca</i>	Jaguar	0	0	0	0	0
Carnívoros	<i>Ursus americanus</i>	Oso negro	0	0	0	0	0
Carnívoros	<i>Vulpes macrotis</i>	Zorro de desierto	0	0	0	0	0
Artiodáctilos	<i>Antilocapra americana</i>	Berrendo	0	0	0	0	0
Artiodáctilos	<i>Bison bison</i>	Bisonte americano	0	0	0	0	0



Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

ACTA DE EXAMEN DE GRADO

No. 00246

Matrícula: 2233804943

Ecología trófica en la comunidad de carnívoros medianos y grandes del noroeste de Chihuahua, México.

En la Ciudad de México, se presentaron a las 14:00 horas del día 16 del mes de diciembre del año 2025 en la Unidad Iztapalapa de la Universidad Autónoma Metropolitana, los suscritos miembros del jurado:

DRA. ZAMIRA ANAHI AVILA VALLE
DRA. NALLELI ELVIRA LARA DIAZ
DR. GERARDO SANCHEZ ROJAS
DR. CHRISTIAN ALEJANDRO DELFIN ALFONSO

Bajo la Presidencia de la primera y con carácter de Secretario el último, se reunieron para proceder al Examen de Grado cuya denominación aparece al margen, para la obtención del grado de:

MAESTRO EN BIOLOGÍA

DE: JORGE LUIS REYES DIAZ

y de acuerdo con el artículo 78 fracción III del Reglamento de Estudios Superiores de la Universidad Autónoma Metropolitana, los miembros del jurado resolvieron:

aprobar

Acto continuo, la presidenta del jurado comunicó al interesado el resultado de la evaluación y, en caso aprobatorio, le fue tomada la protesta.

JORGE LUIS REYES DIAZ
ALUMNO

REVISÓ
MTRA. ROSALÍA SERRANO DE LA PAZ
DIRECTORA DE SISTEMAS ESCOLARES

DIRECTORA DE LA DIVISIÓN DE CBS

DRA. EDITH ARENAS RIOS

PRESIDENTA

DRA. ZAMIRA ANAHI AVILA VALLE

VOCAL

DRA. NALLELI ELVIRA LARA DIAZ

VOCAL

DR. GERARDO SANCHEZ ROJAS

SECRETARIO

DR. CHRISTIAN ALEJANDRO DELFIN ALFONSO