

ARTÍCULOS

Impacto de las actividades humanas en las interacciones entre plantas y animales: efectos en cascada

Impact of human activities on plant-animal interactions: cascading effects

Cristina Martínez-Garza

ORCID: 0000-0002-9310-564X, cristina.martinez@uaem.mx

Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación (CIBYC),
Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM)

Laritz González-Leiva

ORCID: 0000-0001-9120-1403, lgleiva@gmail.com

Maestría en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación (MBIBYC),
Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación (CIBYC),
Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM)

Vanelly Chávez Heredia

Maestría en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación (MBIBYC),

Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación (CIBYC),
Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM)

Marcela Osorio Beristain

ORCID: 0000-0001-7338-1260, mosorio@uaem.mx

Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación (CIBYC),
Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM)

Recepción: 14/10/23. Aceptación: 22/02/24. Publicación: 12/07/24

RESUMEN

La interacción entre individuos de dos especies puede ser benéfica o perjudicial. Cuando uno se beneficia pero el otro se ve afectado se llama *depredación*. Las redes tróficas incluyen interacciones de este tipo: las plantas son consumidas por orugas, las orugas por arañas, las arañas por aves o reptiles... La modificación de una red trófica por actividades antrópicas se conoce como *cascada trófica*. En la selva seca de Morelos, las acciones de restauración han favorecido a las poblaciones de depredadores, lo que ha ayudado a restablecer las cascadas tróficas. En zonas urbanas deben existir campañas de educación ambiental sobre la separación de residuos y el manejo de mascotas, como perros y gatos, para evitar la modificación en el funcionamiento de las cascadas tróficas.

PALABRAS CLAVE

cascadas tróficas, Sierra de Huautla, subsidios energéticos

ABSTRACT

The interaction between individuals of two species can be beneficial or harmful. When one benefits but the other is affected, it is called *predation*. Trophic webs include interactions of this type: plants are consumed by caterpillars, caterpillars by spiders, spiders by birds or reptiles... The modification of a trophic web by anthropic activities is known as a *trophic cascade*. In the dry forest of Morelos, restoration actions have favored predator populations, which has helped to reestablish trophic cascades. In urban areas, there should be environmental education campaigns on waste separation and the management of pets, such as dogs and cats, to avoid modifying the functioning of trophic cascades.

KEYWORDS

trophic cascades, Sierra de Huautla, energy subsidies

Introducción

Cuando individuos de dos especies se encuentran, puede ser que su interacción beneficie o perjudique a sus poblaciones. Si la relación es benéfica para ambas especies, se considera que son mutualistas (Begon et al., 2006). Por ejemplo, la polinización es una interacción mutualista donde un polinizador (insectos, aves o murciélagos) se alimenta del polen o néctar de una planta (figura 1a, p. 3); con ello, la planta se beneficia, ya que el polinizador transporta el polen a otra planta, lo que resulta en su fertilización y, con ello, en la producción de frutos (Howe y Westley, 1988).

Cuando uno de los individuos se beneficia pero el otro se ve afectado, la interacción se llama *depredación* y puede tener varias formas; por ejemplo, cuando el depredador come una parte de las plantas sin matarlas, la interacción es llamada *ramoneo* o *herbivoría* (Howe y Westley, 1988). En cambio, cuando el depredador mata a la presa se llama *depredación verdadera*; por ejemplo, cuando un ave se come una oruga (Begon et al., 2006) (figura 1b, p. 3).

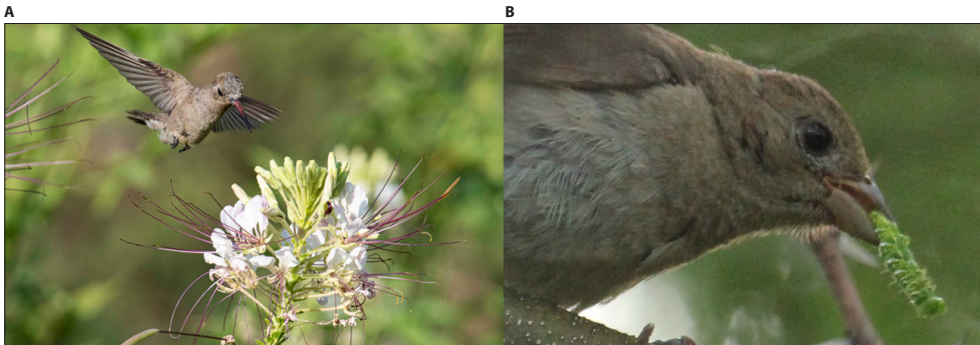
Los depredadores se pueden convertir en presas cuando son parte de una red trófica, la cual se define como un conjunto de interacciones de alimentación de varias especies (Paine, 1980). Un ejemplo de red trófica es cuando las plantas son consumidas por herbívoros, como las orugas, las cuales son depredadas por arañas, y éstas a su vez, por aves (Begon et al., 2006). En este ejemplo, la disponibilidad de nutrientes para las plantas o la densidad de aves se consideran como controles contrastantes del ecosistema (figura 2). Cuando una red trófica está regulada por la entrada de nutrientes al suelo para el crecimiento de las plantas, se trata de un *control ascendente* del ecosistema; un ejemplo es cuando la abundancia de orugas depende de la disponibilidad de las plantas que ellas consumen (Pace et al., 1999) (figura 2, p. 3).

Por otra parte, el *control descendente* se refiere a la regulación de los componentes inferiores de la red trófica por un depredador verdadero, por ejemplo, el control que los tiburones ejercen sobre los bancos de peces (Ward y Myers, 2005). Las redes tróficas de los ecosistemas, tanto marinos como terrestres, están supeditadas a ambos controles y el equilibrio de estas fuerzas puede verse afectado por las actividades humanas.

La modificación de una red trófica debido a las actividades humanas puede tener efectos en cascada. En una comunidad, la desaparición de un depredador puede aumentar la población de sus presas, que son usualmente herbívoros, lo que a su vez resulta en una disminución de plantas; este efecto se conoce como *cascada trófica* (Terborgh y Estes, 2010). Una cascada trófica simple tiene tres niveles: la especie del tercer nivel es el depredador tope, que presenta una interacción negativa con la especie del segundo nivel, el herbívoro, y ésta, a su vez, también interactúa negativamente con la especie del primer nivel, las plantas. Lo más relevante en las cascadas tróficas es que el depredador tope tiene una interacción positiva con las plantas (Paine, 1980; Carpenter et al., 1985).

Figuras 1A y 1B

- A) Colibrí en El Limón de Cuauichinola, Sierra de Huautla, Morelos;
- B) Ave consumiendo una oruga

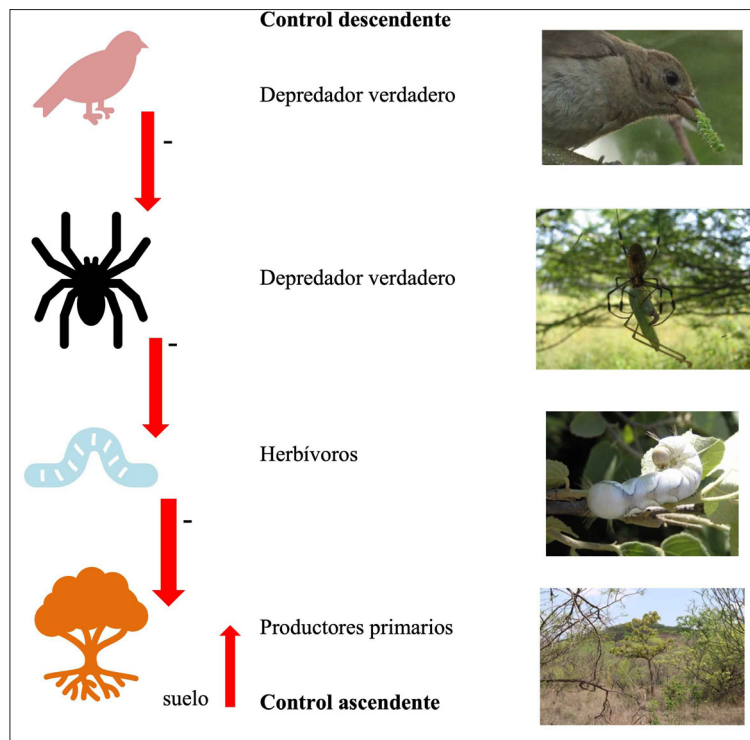


Fotos: Óscar Amaro-Flores y Lucile Dewulf.

Figura 2

Red trófica y control del ecosistema

Las plantas son consumidas por herbívoros, como las orugas; éstas son depredadas por las arañas,

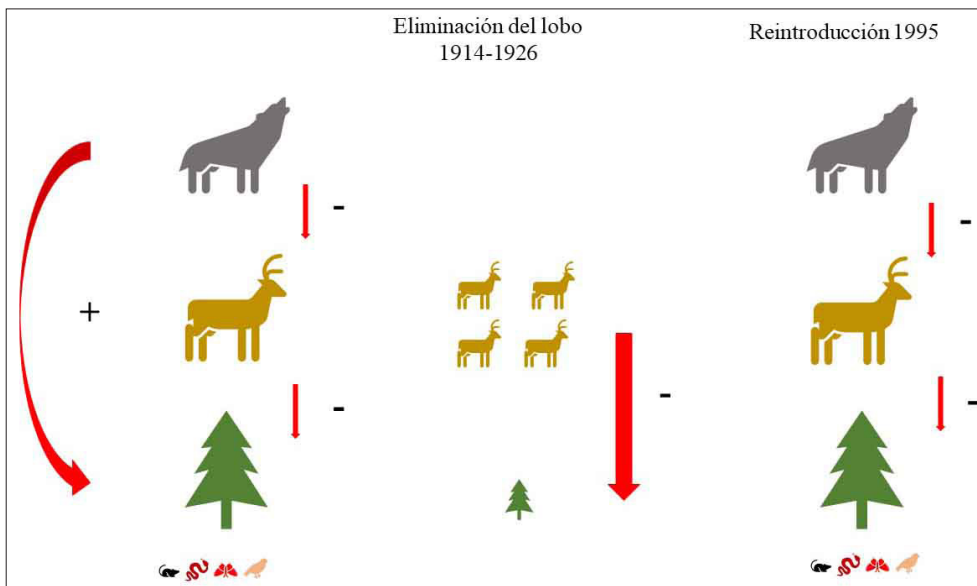


y éstas a su vez por las aves. Los signos negativos simbolizan que la especie se ve afectada.

Fotos: Iván Rivas-Herrera, Cristina Martínez-Garza y Lucile Dewulf.

Fuente: elaboración propia.

Figura 3
Cascada trófica en Yellowstone, Estados Unidos



Los signos negativos simbolizan que la especie se ve afectada, mientras que el símbolo positivo representa un beneficio para la especie.

Fuente: elaboración propia.

Además, cuando el depredador tope controla a otros depredadores, éstos son llamados *mesodepredadores*. Por ejemplo, en los ecosistemas marinos, la orca depreda a la nutria marina (mesodepredador), que consume erizos de mar, y éstos se alimentan de algas (Estes et al., 1999). En los ecosistemas marinos y terrestres, la presencia de los depredadores tope mantiene la más alta biodiversidad.

Una cascada trófica que se describió para el bosque de Yellowstone en Estados Unidos incluye el lobo, los ciervos y el bosque: el lobo es el depredador tope que mantiene controladas las poblaciones de ciervos, que son las que consumen la vegetación (Ripple y Beschta, 2003) (figura 3). Además, la sola presencia del lobo les produce estrés a los ciervos, lo que limita actividades importantes para su reproducción o sobrevivencia; este proceso es conocido como *ecología del miedo* (*sensu* Brown et al., 1999). La extinción del lobo en esta región en el periodo 1914-1926 (Weaver, 1978) provocó un aumento en las poblaciones de ciervos, que diezmaron la vegetación del bosque, lo cual afectó la riqueza de sus habitantes, como aves, roedores, reptiles e insectos (Ripple et al., 2010).

La reintroducción del lobo en 1995 resultó en una reducción de las poblaciones de ciervos, el crecimiento del bosque y la recuperación de la diversidad de animales (Ripple y Beschta,

Tabla 1

Subsidios energéticos directos e indirectos que son incorporados a las cascadas tróficas debido a actividades humanas en hábitats urbanos y rurales

| Directos | Indirectos |
|--|---|
| Alimentos: basureros, composteros, alimentos para mascotas dejados en patios, derrames y residuos agrícolas, frutas y verduras sobrantes en granjas, desechos dejados por cazadores (vísceras) y animales atropellados. | Estructuras elevadas, que mejoran la calidad del hábitat y la eficiencia de caza de aves rapaces. Caminos, que proporcionan alimentos a partir de animales atropellados. |

Fuente: modificado de Terborgh y Estes (2010).

2003). El bosque provee de hábitat a una gran diversidad de fauna, por lo que el efecto negativo de los ciervos en el bosque resulta en la desaparición de esta diversidad. En este escenario, el control de las poblaciones de ciervos es la clave para la recuperación del hábitat y de la diversidad que contiene.

Las cascadas tróficas también se pueden desestabilizar debido a la entrada de energía adicional al sistema. Esta energía se denomina *subsidios energéticos* y altera la dinámica de las poblaciones de depredadores y herbívoros (Polis et al., 1997). Los subsidios se pueden clasificar en directos e indirectos (Terborgh y Estes, 2010) (tabla 1): los directos se refieren a productos orgánicos que pueden ser consumidos por mesodepredadores (Crooks y Soulé, 1999), como ratas, mapaches, zorros, zarigüeyas, gaviotas y cuervos —en los hábitats urbanos los mesodepredadores más comunes son los perros y gatos domésticos— (Crooks y Soulé, 1999).

En los hábitats urbanos y rurales, los mesodepredadores encuentran subsidios principalmente en los basureros, mientras que los animales atropellados y los desechos dejados por cazadores (vísceras) también son subsidios importantes. La basura constituye uno de los subsidios directos más fácilmente reconocibles, ya que la mayoría de los estados no cuentan con un sistema de separación de desechos (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2022). Esta entrada de energía adicional al sistema provoca el crecimiento exponencial de las poblaciones de mesodepredadores y la proliferación de insectos parásitos y microorganismos patógenos asociados (Mora-Reyes, 2007; Terborgh y Estes, 2010).

En la ciudad de Cuernavaca, a partir del 1 de abril de 2023 comenzó el programa de recolección de basura separada (Secretaría de Desarrollo Sustentable y Servicios Públicos, 2023). El sistema de separación de basura permite aprovechar ciertos residuos y al resto darle un tratamiento adecuado (Mora-Reyes, 2007), lo que podría disminuir el crecimiento de las poblaciones de mesodepredadores y la fauna nociva asociada. Finalmente, los subsidios indirectos se refieren a: (i) estructuras que mejoran la visión de los depredadores y (ii) las vías de comunicación donde atropellan a los animales (Terborgh y Estes, 2010) (tabla 1).

Figura 4
Perros (*Canis lupus familiaris*) detectados con cámaras-trampa en parcelas de restauración ecológica en Los Tuxtlas, Veracruz, México



Fuente: Zagal-García et al. (2022).

Para evitar que la fauna sea atropellada existen soluciones estructurales, como la señalización, los reflectores y los *pasos de fauna*; pero en la normativa oficial mexicana no existe una ley que exija su construcción (Arroyave et al., 2006; Cano Gómez, 2016; Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2006). Los subsidios que se generan en las áreas urbanas y rurales, como la basura y los cadáveres de animales atropellados, afectan el funcionamiento de los ecosistemas circundantes.

El caso de las mascotas como mesodepredadores requiere de una discusión adicional. En zonas urbanas y rurales, el descontrol de las poblaciones de perros y gatos genera un problema ambiental porque ya son especies exóticas e invasoras para los ecosistemas naturales cercanos (Young et al., 2017). Actualmente, son las especies con más efectos ecológicos negativos a nivel global, entre los que se cuentan: (i) la depredación de fauna silvestre, ya que mantienen las conductas depredadoras de sus ancestros; (ii) la competencia con depredadores nativos, y (iii) la hibridación con felinos y cánidos silvestres (Driscoll et al., 2007; Gompper, 2014; Wierzbowska et al., 2016).

Por ejemplo, en Los Tuxtlas, Veracruz, en áreas donde se había excluido la ganadería extensiva por doce años para la recuperación de la vegetación, se detectaron, mediante cámaras-trampa, perros que al parecer estaban cazando fauna nativa (Zagal-García et al., 2022) (figura 4). Además, los gatos domésticos, a diferencia de los depredadores salvajes, son cazadores recreativos que alcanzan altas densidades en las zonas urbanas y rurales debido a los subsidios (Churcher y Lawton, 1987). Asimismo, aun cuando los gatos tienen dueño, al 65% se les permite salir libremente y se sabe que cazan fauna nativa (American Pet Products Association, 2017). Las mascotas prosperan en las zonas urbanas y rurales debido a los subsidios, y el efecto negativo de esta sobrepoblación puede extenderse hasta los ecosistemas naturales circundantes.

Restauración ecológica

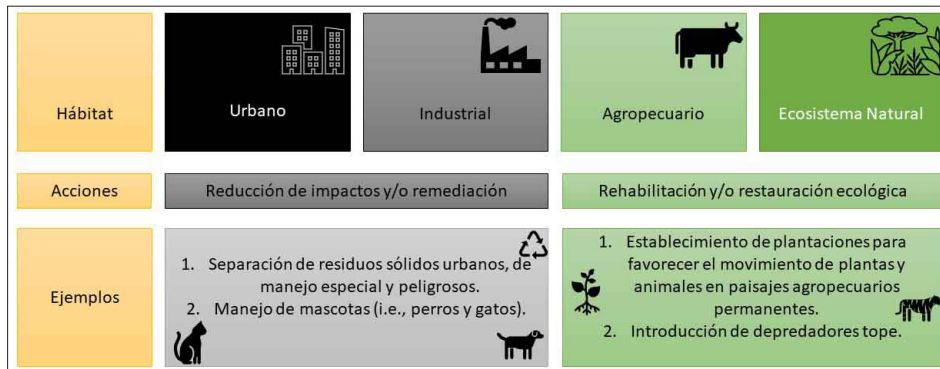
Dado que el buen funcionamiento de las cascadas tróficas depende de la presencia de los depredadores tope, su conservación es primordial. Una novedosa herramienta de conservación es la restauración ecológica que consiste en llevar a cabo acciones en ecosistemas dañados o destruidos con la meta de recuperar su diversidad y función; por otra parte, la ecología de la restauración es la ciencia que estudia los mejores tratamientos para lograr las metas de la restauración ecológica (Gann et al., 2019).

Para comenzar un proyecto de restauración, después de involucrar a todos los actores interesados, hay que evaluar las condiciones iniciales, incluyendo el potencial de recuperación natural de un hábitat: cuando éste es alto, se sugiere la intervención mínima de restauración, llamada *regeneración no asistida* (*sensu* Chazdon y Guariguata, 2016). Este nivel mínimo se refiere a detener la fuente de perturbación para favorecer que los ecosistemas se recuperen mediante procesos de sucesión natural (revisado en Martínez-Garza et al., 2021a). Por otra parte, cuando el potencial de recuperación es bajo se requiere una intervención máxima o de *regeneración asistida*, como el establecimiento de plantaciones o la reintroducción de animales localmente extintos (Gann et al., 2019). La conservación de la biodiversidad se puede favorecer mediante acciones de restauración con diferente nivel de intervención.

Después de llevar a cabo acciones de restauración enfocadas en la vegetación, existe el supuesto de que los animales y sus interacciones con las plantas se restablecerán por sí solas. La evaluación de estas interacciones permite saber si los ecosistemas han recuperado su función y no sólo los atributos estructurales, como la riqueza y abundancia de plantas y animales (Montoya, 2019). Pero pocos trabajos evalúan este aspecto de la restauración. Por ejemplo, en 2015, los países miembros de la Sociedad Iberoamericana y del Caribe de Restauración Ecológica (SIACRE) presentaron, en su mayoría, trabajos de restauración de la estructura de comunidades vegetales, mientras que sólo un trabajo se enfocó en la recuperación de las poblaciones de fauna de una cascada trófica (Zuleta et al., 2015). También una revisión de proyectos de restauración de la selva estacionalmente seca de México reveló que menos del 10% de los proyectos evaluaban las interacciones ecológicas en ese ecosistema (Mesa-Sierra et al., 2022). Así, para concluir que un ecosistema ha sido restaurado se debe comprobar el funcionamiento de las interacciones bióticas, como las cascadas tróficas.

La reintroducción de un depredador tope puede ayudar a recuperar la función del ecosistema. En general, la reintroducción de animales extintos localmente no es una acción común debido al nivel de conocimiento que se requiere y las condiciones financieras, sociales y ecológicas particulares (Pace et al., 1999; Terborgh y Estes, 2010). En muchos casos, la extinción local de un depredador se debe a conflictos con las poblaciones humanas, y los estudios al respecto son aún escasos en México (Flores-Armillas et al., 2020).

Figura 5
Continuo de acciones restaurativas en zonas urbanas, industriales, agropecuarias y en ecosistemas naturales



Fuente: modificado de Gann et al. (2019).

Un caso de reintroducción ejemplar es el del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*): a principios de los años cuarenta, los rancheros norteamericanos, con el apoyo de su gobierno, lograron la completa erradicación de las poblaciones de este lobo en su país y para 1949 intentaron erradicar también las poblaciones sobrevivientes en México (Galindo, 2010). Afortunadamente, el gobierno mexicano declaró a la especie en peligro de extinción y se buscó restablecer las poblaciones de este depredador a partir de cinco lobos silvestres capturados en Chihuahua y Durango e individuos de zoológicos (Galindo, 2010). Actualmente, existe un plan de recuperación del lobo mexicano escrito por expertos mexicanos y norteamericanos; en el marco de ese plan hay un protocolo de rehabilitación de lobos que establece los criterios y mecanismos para el manejo de los individuos que se liberarán (López-González et al., 2018). La experiencia de reintroducción del lobo ha revelado grandes dificultades que podrían evitarse con acciones de conservación que enfatizen la importancia de estos depredadores para la salud de los ecosistemas.

La reintroducción de depredadores requiere de una evaluación de las condiciones iniciales y de las metas de restauración. En simulaciones, se ha evidenciado que la reintroducción de fauna en redes tróficas puede tener consecuencias contrastantes (García-Callejas y Torres, 2019). De acuerdo con los *Estándares de Restauración de la Sociedad Internacional de Restauración Ecológica* (Gann et al., 2019), existen actividades, llamadas *acciones restaurativas*, encaminadas a mejorar las condiciones ambientales en un gradiente de calidad del hábitat para la flora y fauna nativa (figura 5).

En un extremo de este gradiente están las zonas urbanas o industriales, donde no se pueden llevar a cabo acciones de restauración ecológica porque el ecosistema ha sido totalmente modificado, pero las acciones restaurativas podrían reducir los impactos de esta

degradación ambiental. Algunas acciones restaurativas podrían incluir la disminución de subsidios y el control de mascotas, como ya se mencionó anteriormente. En el centro de este gradiente están las áreas agropecuarias, donde se pueden realizar actividades de remediación o rehabilitación para recuperar los *beneficios de la naturaleza para las personas*, antes llamados *servicios ecosistémicos* (Díaz et al., 2015).

En el otro extremo del gradiente están los ecosistemas naturales, donde es posible realizar acciones de restauración ecológica con la meta de recuperar el ecosistema original. Ahí, la reintroducción de los depredadores para el restablecimiento de las cascadas tróficas es factible. Este hábitat puede estar en áreas naturales protegidas o pertenecer a ranchos particulares; por ejemplo, en Serengeti, África, entre 1980 y 1988, desapareció el león (*Panthera leo*) debido a la caza ilegal, lo que provocó el aumento de las poblaciones de herbívoros y afectó la vegetación. A partir 1989 se favoreció el regreso de este depredador en las reservas y en tierras privadas, lo que restableció las cascadas tróficas (Sinclair et al., 2010; Sundaresan y Riginos, 2010).

Por otra parte, en las áreas urbanas, las acciones restaurativas para disminuir los daños ambientales debido a las actividades humanas deben incluir la disminución de los subsidios energéticos, mediante el manejo de residuos y el control de la alta densidad de perros y gatos que no tienen dueño (Orduña-Villaseñor et al., 2023). Antes de intervenir en un ambiente es necesario evaluar las condiciones iniciales con la participación de todos los interesados, para determinar las acciones restaurativas más factibles de acuerdo con las metas.

Restauración de la función del ecosistema

El bosque tropical caducifolio (*sensu* Rzedowski, 2006) o selva estacionalmente seca (*sensu* Dirzo et al., 2011) es uno de los siete ecosistemas terrestres de México (Challenger y Soberón, 2008). Este ecosistema se caracteriza por una marcada estacionalidad que incluye una corta temporada de lluvias y una prolongada sequía, en la cual los árboles pierden su follaje (Rzedowski, 2006). En las selvas estacionales de nuestro país, cerca del 60% de las especies son endémicas (Rzedowski, 1991). Desafortunadamente, para 1999, a nivel nacional, sólo el 27% de la cubierta original era selva intacta (Trejo y Dirzo, 2000).

En la mayoría de las regiones del Pacífico, este ecosistema se ha transformado para uso agropecuario, por lo que muchas de las especies endémicas se encuentran en peligro de desaparecer (Blancas Vázquez et al., 2020; Maass et al., 2010). En el estado de Morelos, para 1989 sólo quedaba un 38% de la cobertura original (Trejo y Dirzo, 2000). Las actividades económicas están provocando cambios en la estructura y funcionamiento de la selva estacionalmente seca, por lo que recuperarla es una tarea urgente.

En 1999, se decretó con carácter federal la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla (REBIOSH), que protege 59,030 ha de selva estacionalmente seca al sur del estado de Morelos (Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, 1999; Comisión Nacional de Áreas Naturales

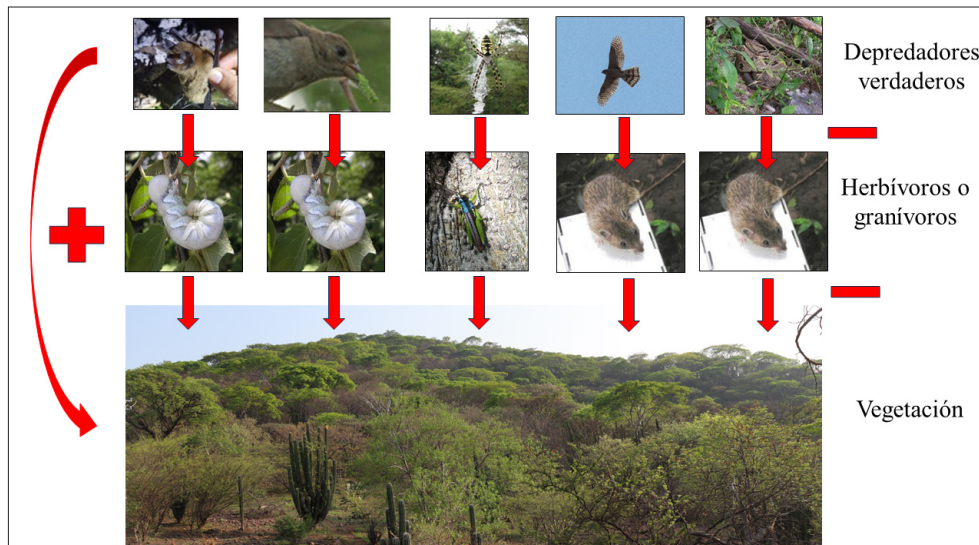
Protegidas, 2005). En 2006, en terrenos de la comunidad de El Limón de Cuauchichinola, localizada dentro de la REBIOSH, se estableció un experimento de restauración a largo plazo con la meta de recuperar el movimiento de plantas y animales en paisajes agropecuarios permanentes (Martínez Garza et al., 2016).

El experimento incluye ocho parcelas de 50 x 50 m que fueron excluidas de la ganadería y de la extracción de recursos mediante cercas eléctricas para favorecer la sucesión natural (intervención mínima de restauración). En la mitad de estas parcelas se plantaron árboles de veinte especies nativas (intervención máxima de restauración). La mayoría de las plantas tenían menos de un año y fueron propagadas en un vivero rústico cerca de la localidad de Quilamula, en la misma Sierra de Huautla, con semillas obtenidas de más de tres árboles en el ejido de El Limón de Cuauchichinola; además, plantas con menos de dos años de varias especies de *Bursera* fueron donadas por el Jardín Etnobotánico de Cuernavaca (Carrasco-Carballido y Martínez-Garza, 2011).

Así, el experimento cuenta con cuatro réplicas de plantaciones de restauración y cuatro réplicas de sucesión natural; adicionalmente, se establecieron tres parcelas sin cercar en áreas bajo perturbación crónica y tres parcelas en las áreas más conservadas donde no hay entrada de ganado (Martínez Garza et al., 2016). Nuestra predicción fue que el crecimiento de la vegetación debido a la exclusión del ganado y al establecimiento de plantaciones resultaría en un mejoramiento del hábitat para que la fauna silvestre pudiera ocuparlo y moverse en el paisaje (Martínez Garza et al., 2021b). Con mayor vegetación se espera un aumento en la abundancia de herbívoros (lepidópteros y ratones), y las áreas con más herbívoros son más atractivas para los depredadores (murciélagos, aves, arañas y reptiles) (figura 6, p. 11). En una cascada trófica funcional, cuando los depredadores controlan las poblaciones de herbívoros benefician a la vegetación. Los resultados de los primeros diecisiete años de este experimento se describen a continuación:

En los primeros cinco años se registró que en las áreas bajo restauración había una mayor diversidad de leñosas (Martínez-Garza et al., 2021b) y hierbas (De la O Toris et al., 2012), así como un aumento de especies e individuos de reptiles y anfibios (Orea Gadea, 2010), murciélagos y aves (Martínez-Garza et al., 2016), en comparación con el hábitat bajo perturbación crónica (figura 7). También se registró un aumento en las poblaciones de herbívoros, como lepidópteros (Juan-Baeza et al., 2015) y ratones (Martínez-Garza et al., 2021b). Este aumento en la cantidad de presas después de seis años resultó en una mayor abundancia de arañas en la vegetación de las áreas bajo restauración (Hernández Silva et al., 2014), una composición diferente de arañas errantes en cada hábitat (Rivas-Herrera et al., 2014) y una mejor condición corporal de la araña depredadora *Nephila clavipes* en las plantaciones de restauración de ocho años, en comparación con el hábitat en sucesión natural (González-Tokman y Martínez-Garza, 2015).

Figura 6
Depredadores, herbívoros y vegetación monitoreada en un proyecto de restauración ecológica establecido en 2006 en El Limón de Cuauchichinola, Sierra de Huautla, Morelos



Los signos negativos simbolizan que la especie se ve afectada, mientras que el positivo representa un beneficio.

Fotos: Óscar Amaro-Flores, Lucile Dewulf, David Valenzuela-Galván, Edith Rivas-Alonso y Cristina Martínez-Garza.

Fuente: elaboración propia.

Por último, después de dieciséis años, se registró que la abundancia de visitantes florales (González Leiva et al., 2022) y de aves (M. Osorio Beristain, datos no publicados) fue similar en los sitios bajo restauración y en la selva conservada, mientras que, a diecisiete años, la riqueza de leñosas en las áreas bajo restauración sigue aumentando (Martínez-Garza et al., 2023). En estos años se ha incrementado la cantidad de lepidópteros y roedores debido al mejoramiento del hábitat por el crecimiento de la vegetación, y estos herbívoros han atraído a los depredadores potenciales, favoreciendo el restablecimiento de las cascadas tróficas en estos paisajes agropecuarios permanentes.

Dada la gran diversidad de plantas y animales en la selva estacionalmente seca, muchas otras interacciones pueden estar sucediendo. A continuación describimos dos cascadas tróficas potenciales que deben conservarse en este ecosistema:

1. En esta región existe un mosaico de áreas conservadas y alteradas donde se ha documentado la existencia de una comunidad dominada por carnívoros de talla me-

Figura 7
Cronología de la intervención y el monitoreo de restauración ecológica
en El Limón de Cuauichinola, Sierra de Huautla, Morelos



Fotos: Óscar Amaro-Flores, Israel Valencia-Esquivel, Iván Rivas-Herrera, Edith Rivas-Alonso y Cristina Martínez-Garza.

dia (Valenzuela-Galván et al., 2015), como los coyotes (*Canis latrans*). En este mosaico también hay condiciones favorables para las poblaciones de venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) (Hernández-Silva et al., 2014; Hernández-Silva et al., 2011), que son parte de la dieta de los coyotes (Ozoga y Harger, 1966). En la época de transición entre la temporada de lluvias y secas, el venado cola blanca se alimenta de las hojas del árbol palo de Brasil (*Haematoxylum brasiletto*, Fabaceae) (Arceo et al., 2005). Los ganaderos consideran a los coyotes como depredadores del ganado, por lo que los matan, pero la desaparición de los coyotes podría afectar las poblaciones del árbol palo de Brasil, debido al aumento en la densidad de los venados.

- La serpiente de cascabel (*Crotalus culminatus*) (Heimes, 2016) se alimenta de pequeños mamíferos, como el ratón de meseta (*Peromyscus melanophrys*) (Cadena Salgado, 2003), que se alimenta de herbáceas (Integrated Taxonomic Information System, 2021). Las personas temen a las serpientes, por lo que las matan en cuanto las ven; pero eliminar a este depredador tope podría causar el aumento de roedores, que a su vez pueden acabar con los pastos de los que también se beneficia la gente porque alimentan a su ganado (De la O Toris et al., 2012).

Conclusiones y recomendaciones

La principal predicción del experimento de restauración establecido en la selva estacionalmente seca de la Sierra de Huautla, Morelos, es que excluir la perturbación permite el crecimiento

de la vegetación; en este hábitat mejorado, la fauna puede regresar y restablecer las cascadas tróficas. El monitoreo de este experimento por diecisiete años ha revelado un mejoramiento del hábitat debido al crecimiento de la vegetación y a un aumento en la riqueza y abundancia de fauna nativa. Las parcelas bajo restauración brindan recursos y refugio a estos animales para que puedan moverse en estos paisajes agropecuarios permanentes y para el restablecimiento de las cascadas tróficas.

Dado que las acciones para la reintroducción de depredadores son costosas y enfrentan muchas limitaciones, el cuidado de estos animales debe ser una meta de conservación, para lo cual se requieren más estudios sobre los conflictos entre la fauna nativa y las poblaciones humanas. Adicionalmente, el conocimiento que hemos generado sobre los ecosistemas naturales puede ser de gran ayuda para establecer políticas públicas en las ciudades que permitan la reducción de los efectos negativos de las actividades humanas en las áreas urbanas, rurales y en los ecosistemas adyacentes. Por ejemplo, las actividades restaurativas en las zonas urbanas deben incluir la separación de basura para disminuir la entrada de subsidios que, a su vez, provocan el aumento de fauna nociva.

Además, los pasos de fauna pueden disminuir el número de atropellamientos de animales en las vías de comunicación y facilitar el movimiento de la fauna nativa en los ecosistemas que han sido fragmentados por estas vialidades. Finalmente, se requieren campañas masivas de educación ambiental acerca de perros y gatos, junto con programas de manejo para reducir los efectos negativos de las mascotas en las ciudades. La restauración ambiental es una herramienta para la conservación; las acciones restaurativas se pueden llevar a cabo en ambientes urbanos y rurales, mientras que las acciones de restauración ecológica pueden alcanzar su máxima expresión en los ecosistemas naturales protegidos.

Referencias

- American Pet Products Association (2017). Total US pet industry expenditures. APPA. http://www.americanpetproducts.org/press_industrytrends.asp
- Arceo, G., Mandujano, S., Gallina, S. y Pérez-Jiménez, L. A. (2005). Diet diversity of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) in a tropical dry forest in Mexico. *Mammalia*, 69(2), 159-168. <https://doi.org/10.1515/mamm.2005.014>
- Arroyave, M. P., Gómez, C., Gutiérrez, M. E., Múnera, D. P., Zapata, P. A., Vergara, I. C., Andrade, L. M. y Ramos, K. C. (2006). Impactos de las carreteras sobre la fauna silvestre y sus principales medidas de manejo. *Revista EIA*, (5), 45-57. <http://ref.scielo.org/v2cs9h>
- Begon, M., Townsend, C. R. y Harper, J. L. (2006). *Ecology. From individuals to ecosystems* (4ª ed.). Blackwell Publishing. <https://www.wiley.com/en-us/Ecology%3A+From+Individuals+to+Ecosystems%2C+5th+Edition-p-978119279358>
- Blancas Vázquez, J. J., López Medellín, X, Flores Armillas, V. H. (2020). Resumen Ejecutivo. Factores de presión. En *La biodiversidad de Morelos. Estudio de Estado 2* (vol. III, pp. 125-126). CONABIO. https://biodiversidad.morelos.gob.mx/sites/biodiversidad.morelos.gob.mx/files/files/La%20biodiversidad%20en%20Morelos_Vol_III.pdf
- Brown, J. S., Laundré, J. W. y Gurung, M. (1999). The ecology of fear: optimal foraging, game theory, and trophic interactions. *Journal of Mammalogy*, 80(2), 385-399. <https://doi.org/10.2307/1383287>
- Cadena Salgado, M. (2003). *Efectos de la perturbación y estacionalidad en la comunidad de roedores en una selva baja caducifolia en Morelos, México*. [Tesis de licenciatura, UDLAP]. http://catarina.udlap.mx/u_dl_a/tales/documentos/laec/cadena_s_m/
- Cano Gómez, C. A. (2016). *Pasos de Fauna*. [Tesina de especialidad, UNAM]. <https://hdl.handle.net/20.500.14330/TESo1000751190>
- Carpenter, S. R., Kitchell, J. F. y Hodgson, J. R. (1985). Cascading trophic interactions and lake productivity. Fish predation and herbivory can regulate lake ecosystems. *BioScience*, 35(10), 634-639. <https://doi.org/10.2307/1309989>
- Carrasco-Carballido, V. y Martínez-Garza, C. (2011). Recuperación de la biodiversidad con plantaciones de especies nativas en selvas húmedas y secas de México. Tres estudios de caso. En O. Vargas Ríos y S. P. Reyes B. (eds.). *La restauración ecológica en la práctica. Memorias I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica* (pp. 297-305). UNAL. <https://www.fisica.unam.mx/personales/mir/el/2011-La%20Restauraci%C3%B3n%20Ecol%C3%B3gica%20en%20la%20Pr%C3%A1ctica.pdf>
- Challenger, A. y Soberón, J. (2008). Los ecosistemas terrestres. En J. Soberón, G. Halffter y J. Llorente-Bousquets (comps.). *Capital natural de México. Conocimiento actual de la*

- biodiversidad* (vol. 1, pp. 87-108). CONABIO. https://ceiba.org.mx/publicaciones/Centro_Documentacion/Capital_Natural_Mx/2008_CapNatMx_I_Conocimiento.pdf
- Chazdon, R. y Guariguata, M. R. (2016). Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica. The Scientific Journal of the ATBC*, 48(6), 716-730. <https://doi.org/10.1111/btp.12381>
- Churcher, P. B. y Lawton, J. H. (1987). Predation by domestic cats in an english village. *Journal of Zoology*, 212(3), 439-455. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1987.tb02915.x>
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (2005). *Programa de Conservación y Manejo. Reserva de la Biosfera Sierra Huautla, México*. CONANP. https://simec.conanp.gob.mx/pdf_libro_pm/107_libro_pm.pdf
- Crooks, K. R. y Soulé, M. E. (1999). Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*, 400, 563-566. <https://www.nature.com/articles/23028>
- De la O Toris, J., Maldonado, B. y Martínez-Garza, C. (2012). Efecto de la perturbación sobre la comunidad de herbácea nativa y ruderal de un bosque estacional mexicano. *Botanical Sciences*, 90(4), 469-480. <https://doi.org/10.17129/botsci.475>
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Larigauderie, A., Adhikari, J. R., Arico, S., Báldi, A., Bartuska, A., Baste, I. A., Bilgin, A., Brondizio, E., Chan, K. M. A., Figueroa, V. E., Duraiappah, A., Fischer, M., Hill, R., Koetz, ... y Zlatanova, D. (2015). The IPBES conceptual framework — connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>
- Dirzo, R., Young, H. S., Mooney, H. A., y Ceballos, G. (2011). *Seasonally dry tropical forests. Ecology and conservation*. Island Press. <https://link.springer.com/book/10.5822/978-1-61091-021-7>
- Driscoll, C. A., Menotti-Raymond, M., Roca, A. L., Hupe, K., Johnson, W. E., Geffen, E., Harley, E. H., Delibes, M., Pontier, D., Kitchener, A. C., Yamaguchi, N., O'Brien, S. J. y Macdonald, D. W. (2007). The near eastern origin of cat domestication. *Science*, 317(5837), 519-523. <https://doi.org/10.1126/science.1139518>
- Estes, J. A., Tinker, M. T., Williams, T. M. y Doak, D. F. (1999). Killer whale predation on sea otters linking oceanic and nearshore ecosystems. *Science*, 282(5388), 473-476. <https://doi.org/10.1126/science.282.5388.473>
- Flores-Armillas, V. H., Valenzuela-Galván, D., Peña-Mondragón, J. L. y López-Medellín, X. (2020). Human-wildlife conflicts in Mexico: review of status and perspectives. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 7(1). https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-90282020000100122
- Galindo, C. (2010). Recuperación del lobo mexicano. En J. Carabias, J. Sarukhán, J. de la Maza y C. Galindo (coords.). *Patrimonio natural de México. Cien casos de éxito* (pp. 80-81). CONABIO/SEMARNAT. https://www.biodiversidad.gob.mx/pais/cien_casos/pdf/cap31.pdf

- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallett, J. G., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K. y Dixon, K. W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. 2ª ed. *Restoration Ecology*, 27(51), S1-S46. <https://doi.org/10.1111/rec.13035>
- García-Callejas, D. y Torres, A. (2019). Restauración de interacciones ecológicas: medidas y consecuencias a escala de comunidad. *Ecosistemas*, 28(2), 42-49. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1748>
- González Leiva, L., Vargas Pellicer, P. y Martínez Garza, C. (2022). Influencia de la fenología floral en las interacciones de visitantes florales en una selva en proceso de restauración en Morelos, México [cartel]. En XXII Congreso Mexicano de Botánica. Puebla 2022. Los retos de la botánica en el antropoceno [25 al 30 de septiembre]. BUAP/Sociedad Botánica de México, AC. https://www.researchgate.net/profile/Laritza-Gonzalez-Leiva/publication/367380168_Cartel_CMB_2022_Laritza_Glez_23-09-2022_Final/links/63d039fbd7e5841e0bf23499/Cartel-CMB-2022-Laritza-Glez-23-09-2022-Final.pdf
- González-Tokman, D. y Martínez-Garza, C. (2015). Effect of Ecological Restoration on Body Condition of a Predator. *PLOS One*, 10(7), e0133551. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0133551>
- Gompper, M. E. (2014). *Free-ranging dogs and wildlife conservation*. Oxford University Press/ University of Missouri. <https://doi.org/10.1093/acprof:osobl/9780199663217.001.0001>
- Heimes, P. (2016). *Herpetofauna Mexicana. Snakes of Mexico* (vol. I). Chimaira.
- Hernández Silva, D. A., Cortés Díaz, E., Zaragoza Ramírez, J. L., Martínez Hernández, P. A., González Bonilla, G. T., Rodríguez Castañeda, B. y Hernández Sedas, D. A. (2011). Hábitat del venado cola blanca, en la Sierra de Huautla, Morelos, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 27(1), 47-66. <https://doi.org/10.21829/azm.2011.271733>
- Hernández-Silva, Y. G., Rivas-Herrera, C. I., Montiel-Parra, G. y Martínez-Garza, C. (2014). Araneofauna en parcelas de restauración ecológica en la selva estacional de Sierra de Huautla, Morelos. En IV Congreso Latinoamericano de Aracnología, Morelia, Michoacán [20 al 25 de julio].
- Howe, F. H. y Westley, L. C. (1988). *Ecological relationships of plants and animals*. Oxford University Press. <https://global.oup.com/ushe/product/ecological-relationships-of-plants-and-animals-9780195063141?cc=mx&lang=en&>
- Integrated Taxonomic Information System (2021). *Peromyscus melanophrys*. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 26, 181.
- Juan-Baeza, I., Martínez-Garza, C. y del-Val, E. (2015). Recovering more than tree cover: herbivores and herbivory in a restored tropical dry forest. *PLOS One*, 10(6), e0128583. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0128583>

- López-González, C. A., Lara-Díaz, N. E., Wolf Webels, R. A., García-Chávez, C., Díaz de la Vega-Martínez, A. D., Monroy Jacobo, H., List, R., Armella-Villalpando, M. A., Frieventh-Mondragón, J., Pérez-Rodríguez, M. A., Gálvez-Sarmiento, A. B., Armenta-Nieblas, F. J., Jiménez-Lezama, S., Romo-Cervantes, A., Narváez-Casillas, A., Fuente-Galicia, M. de la, Dwire, M., Kreutzian, M., Gardner, C. y Wiese, C. (2018). Protocolo de rehabilitación de ejemplares del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) en México. UAQ/Soluciones Ambientales ITZENI/Consultor Independiente/UMA Coatepec Harinas/CONANP/UAM-Lerma/UAM-Iztapalapa/CAPANAF/Zoológico Zacango/UMA Buenavista del Cobre/OVIS-La Mesa. <https://www.conanp.gob.mx/procer/ProtocoloRehabilitacionLoboMexicano2021.pdf>
- Maass, M., Búrquez, A., Trejo, I., Valenzuela, D., González, M. A., Rodríguez, M. y Arias, H. (2010). Amenazas. En G. Ceballos, L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury y R. Dirzo (eds.). *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las Selvas Secas del Pacífico de México* (pp. 311-346). FCE/CONABIO. https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2012/11/selvas_secas_del_pacifico_mexicano_2010_r.pdf
- Martínez Garza, C., Osorio Beristain, M., Alcalá, R. E., Valenzuela Galván, D. y Mariano, N. (2016). Ocho años de restauración experimental en las selvas estacionales de México. En E. Cecon y C. Martínez-Garza (coords.). *Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas* (pp. 385-406). CRIM-UNAM. <https://doi.org/10.22201/crim.9786070294778e.2017>
- Martínez-Garza, C., Méndez-Toribio, M., Cecon, E. y Guariguata, M. R. (2021a). Ecosystem restoration in Mexico: insights on the project planning phase. *Botanical Sciences*, 99(2), 242-256. <https://doi.org/10.17129/botsci.2695>
- Martínez-Garza, C., Osorio Beristain, M., Valenzuela Galván, D., Alcalá-Martínez, R. y Rivas, E. (2021b). Manejo y conservación de aves, roedores y murciélagos en paisajes agropecuarios permanentes en Sierra de Huautla, Morelos. En E. del Val de Gortari y N. Mercado Silva (eds.). *Manejo y conservación de fauna en ambientes antropizados* (pp. 103-131). UAQ. https://simehbucket.s3.amazonaws.com/miscfiles/9786075135526_4n9sop9c.pdf
- Martínez Garza, C., Vargas-Pellicer, P., Méndez-Toribio, M. y Zermeño-Hernández, I. (2023). Estructura de la vegetación leñosa después de 17 años de restauración experimental en la selva estacionalmente seca de Morelos, México. En I Simposio Internacional de Prácticas de Restauración Ecológica y III Encuentro Nacional de Restauración Ecológica de la Argentina, Neuquén, Argentina [22 al 24 de noviembre]. REA/FACIAS-UNCOMA. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.35578.26569>
- Mesa-Sierra, N., de la Peña-Domene, M., Campo, J. y Giardina, C. P. (2022). Restoring mexican tropical dry forests: a national review. *Sustainability*, 14(7), 3937. <https://doi.org/10.3390/SU14073937>

- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2006). *Prescripciones Técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales (segunda edición, revisada y ampliada). Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte* (vol. 1). Ministerio de Agricultura, Alimentación y del Medio Ambiente. https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/prescripciones_pasos_vallados_2a_edicion_tcm30-195791.pdf
- Montoya, D. (2019). Restauración de redes ecológicas: escalas espacial y temporal, estabilidad y cambio global. *Ecosistemas*, 28(2), 11-19. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1706>
- Mora Reyes, J. Á. (2007). *Una alternativa al problema de la basura en la colonia Roma Norte: la concesión*. [Tesis de maestría, UAM-A]. <http://hdl.handle.net/1191/5453>
- Orduña-Villaseñor, M., Valenzuela-Galván, D. y Schondube, J. E. (2023). Tus mejores amigos pueden ser tus peores enemigos: impacto de los gatos y perros domésticos en países megadiversos. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 94, e944850. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2023.94.4850>
- Orea Gadea, J. (2010). *Efecto de plantaciones mixtas sobre la diversidad herpetofaunística en selva baja caducifolia de Sierra de Huautla, Morelos*. [Tesis de licenciatura, UAEM].
- Ozoga, J. J. y Harger, E. M. (1966). Winter activities and feeding habits of northern Michigan coyotes. *The Journal of Wildlife Management*, 30(4), 809-818. <https://doi.org/10.2307/3798288>
- Paine, R. T. (1980). Food webs: linkage, interaction strength and community infrastructure. *Journal of Animal Ecology*, 49, 666-685. <https://doi.org/10.2307/4220>
- Pace, M. L., Cole, J. J., Carpenter, S. R. y Kitchell, J. F. (1999). Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 14, 483-488. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01723-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01723-1)
- Polis, G. A., Anderson, W. B. y Holt, R. D. (1997). Toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 28, 289-316. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.289>
- Ripple, W. J. y Beschta, R.L. (2003). Wolf reintroduction, predation risk, and cottonwood recovery in Yellowstone National Park. *Forest Ecology and Management*, 184(1-3), 299-313. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00154-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00154-3)
- Ripple, W. J., Rooney, T. P. y Beschta, R. L. (2010). Large predators, deer, and trophic cascades in boreal and temperate ecosystems. En J. Terborgh y J. A. Estes (eds.). *Trophic cascades: predators, prey, and the changing dynamics of nature* (pp. 141-161). Island Press. <https://islandpress.org/books/trophic-cascades#quotes>
- Rivas Herrera, C. I., Montiel Parra, G. y Martínez Garza, C. (2014). Araneofauna errante en tratamientos de restauración ecológica en la selva estacional seca de Sierra de

- Huautla. En E. Ceccon y C. Martínez-Garza (eds.). *I Simposio Mexicano de Restauración de Ecosistemas*. CRIM-UNAM/UAEM/CONABIO/SIACRE/REPARA. https://www.biodiversidad.gob.mx/media/1/pais/files/2014_Memorias_I_Simposio.pdf
- Rzedowski, J. (1991). Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botánica Mexicana*, 14, 3-21. <https://doi.org/10.21829/abm14.1991.611>
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México* (1ª ed.). CONABIO. <https://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMxPort.pdf>
- Secretaría de Desarrollo Sustentable y Servicios Públicos (25 de marzo de 2023). A partir del 01 de abril de 2023 inicia en Cuernavaca la recolección de basura separada. Ayuntamiento de Cuernavaca 2022-2024. <https://cuernavaca.gob.mx/?p=26667>
- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (15 de septiembre de 1999). Decreto por el que se declara área natural protegida, con el carácter de reserva de la biosfera, la región denominada Sierra de Huautla, ubicada en los municipios de Amacuzac, Puente de Ixtla, Jojutla, Tlaquiltenango y Tepalcingo, en el Estado de Morelos, con una superficie total de 59,030-94-15.9 hectáreas. *DOF*, 11, Primera Sección, 12-19. https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4953998&fecha=15/09/1999#gsc.tab=0
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (15 de diciembre de 2022). Decreto por el que se aprueba el Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos 2022-2024. *DOF*, (3). https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5673815&fecha=09/12/2022#gsc.tab=0
- Sinclair, A. R. E., Metzger, K., Brashares, J. S., Nkwabi, A., Sharam, G. y Fryxell, J. M. (2010). Trophic cascades in African Savanna: Serengeti as a case study. En J. Terborgh, J. A. Estes (eds.) y E. K. Pikitch (Pról.), *Trophic cascades. Predators, prey, and the changing dynamics of nature* (pp. 255-274). Island Press. <https://issuu.com/islandpress/docs/trophic-cascades>
- Sundaresan, S. R. y Riginos, C. (2010). Lessons learned from biodiversity conservation in the private lands of Laikipia, Kenya. *Great Plains Research*, 20(1), 17-27. <http://www.jstor.org/stable/23782172>
- Terborgh, J. y Estes, J. (2010). *Trophic cascades. Predators, prey, and the changing dynamics of nature*. Island Press. <https://islandpress.org/books/trophic-cascades#quotes>
- Trejo, I. y Dirzo, R. (2000). Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation*, 94(2), 133-142. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00188-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00188-3)
- Valenzuela-Galván, D., Castro-Campos, F., Rodríguez-Luna, C. R., Martínez-Montes, J. C., Carreón-González, D. E., Castro-Campos, U. y López Pérez, M. (2015). Informe final del proyecto Distribución de Felinos Silvestres en Sierra de Huautla (Convenio de concertación PROCER/DRCEN/005/2015).

- Ward, P. y Myers, R. A. (2005). Shifts in open-ocean fish communities coinciding with the commencement of commercial fishing. *Ecology*, 86(4), 835-847. <http://www.jstor.org/stable/3450838>
- Weaver, J. (1978). *The wolves of Yellowstone*. Natural Resources Report No. 14. US Dept of Interior, National Park Service. <https://ir.library.oregonstate.edu/downloads/mk61rn628>
- Wierzbowska, I. A., Hędrzak, M., Popczyk, B., Okarma, H. y Crooks, K. R. (2016). Predation of wildlife by free-ranging domestic dogs in polish hunting grounds and potential competition with the grey wolf. *Biological Conservation*, 201, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.06.016>
- Young, H. S., Parker, I. M., Gilbert, G. S., Guerra, A. S. y Nunn, C. L. (2017). Introduced species, disease ecology, and biodiversity-disease relationships. *Trends in Ecology & Evolution*, 32(1), 41-54. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.09.008>
- Zagal-García, K. V., Martínez-Garza, C. y Valenzuela-Galván, D. (2022). Captura fotográfica de mamíferos medianos en parcelas experimentales de restauración ecológica en un paisaje agropecuario en Los Tuxtlas, Veracruz, México. *Acta Botánica Mexicana*, 129, 1-14. <https://doi.org/10.21829/abm129.2022.1951>
- Zuleta, G., Rovere, A. y Mollard, F. (eds.) (2015). *siacre-2015. Aportes y conclusiones. Tomando decisiones para revertir la degradación ambiental*. SIACRE. https://elti.yale.edu/sites/default/files/rsource_files/libro_siacre-2015_completo_o.pdf