



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO
INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

**MAESTRÍA EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y
CONSERVACIÓN**

TESIS

**DIVERSIDAD VEGETAL Y DE ARTRÓPODOS
ASOCIADA A CERCOS VIVOS EN LA CERCANÍA
AL CERRO XIHUINGO, MUNICIPIO DE
TEPEAPULCO, HIDALGO, MÉXICO**

Para obtener el grado en

Maestra en Ciencias en Biodiversidad y Conservación

PRESENTA

Biol. Lisseth Anahí Ojeda González

Director(a)

Dra. Claudia Elizabeth Moreno Ortega

Comité tutorial

M. en C. Manuel González Ledesma

Dra. Iriana Leticia Zuria Jordan

Dr. Ignacio Esteban Castellanos Sturemark

Mineral de la Reforma, Hgo., 2024

Mineral de la Reforma, Hgo., a 31 de julio de 2024

Número de control: ICBI-AAB/507/2024

Asunto: Autorización de impresión.

MTRA.OJUKY DEL ROCIO ISLAS MALDONADO
DIRECTORA DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR DE LA UAEH

El Comité Tutorial del nombre del producto que indique el documento curricular del programa educativo de posgrado titulado "Diversidad vegetal y de artrópodos asociada a cercos vivos en la cercanía al cerro Xihuingo, municipio de Tepeapulco, Hidalgo, México", realizado por la sustentante Lisseth Anahí Ojeda González con número de cuenta 483025 perteneciente al programa de MAESTRÍA EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN, una vez que ha revisado, analizado y evaluado el documento recepcional de acuerdo a lo estipulado en el Artículo 110 del Reglamento de Estudios de Posgrado, tiene a bien extender la presente:

AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN

Por lo que el sustentante deberá cumplir los requisitos del Reglamento de Estudios de Posgrado y con lo establecido en el proceso de grado vigente.

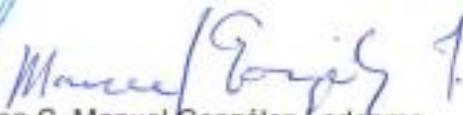
Atentamente
"Amor, Orden y Progreso"

El Comité Tutorial


Dra. Claudia Elizabeth Moreno Ortega
Vocal


Dr. Ignacio Esteban Castellanos Sturemark
Presidente


Dra. Iriana Leticia Zuria Jordan
Secretario


M. en C. Manuel González Ledesma
Suplente



LFRP/CIAF

Ciudad del Conocimiento, Carretera Pachuca-Tulancingo Km. 4.5 Colonia Carboneras, Mineral de la Reforma, Hidalgo, México, C.P. 42184
Teléfono: 52 (771) 71 720 00 Ext. 40063, 40064 y 40065
aab_icbi@uaeh.edu.mx, maritzal@uaeh.edu.mx

AGRADECIMIENTOS

A todos los organismos colectados para la realización de este trabajo, les doy las gracias ya que de ellos me apasiono y de ellos aprendo.

Agradezco infinitamente a mi mamá que siempre me ha brindado su apoyo incondicional para poder cumplir esta meta personal y académica, tu cariño me enseña más que cualquier cosa otra cosa en el mundo. A mi papá y a mis hermanos por su apoyo.

Dra. Clau, muchas gracias por todo el apoyo, las enseñanzas y momentos compartidos como asesora, docente y amiga. Ha sido muy grato trabajar a su lado, en su laboratorio y bajo su dirección en estos dos años. También agradezco a mis sinodales, a la Dra. Iriana, al Dr. Ignacio y al Mtro. Manuel, por todo su esfuerzo y tiempo dedicado a esta investigación.

A mis compañeros de generación y de laboratorio que me apoyaron y ayudaron en cada momento que lo necesité. En especial a Karen, Constanza y Brenda por su apoyo en laboratorio y en campo. A Rafa por su apoyo en la identificación de escarabajos y a todos, por su amistad y risas compartidas.

Agradezco también, a los trabajadores de los campos agrícolas que siempre nos recibieron con amabilidad y aceptaron que trabajáramos en sus tierras.

A CONAHCyT por la beca otorgada y por último, a esta casa de estudios, por confiar en mi desempeño y permitirme llevar a cabo en esta institución mis estudios de maestría.

ÍNDICE

| | |
|--|----|
| RESUMEN | 1 |
| ABSTRACT..... | 2 |
| INTRODUCCIÓN..... | 3 |
| ANTECEDENTES | 5 |
| Paisajes agrícolas y cultivos de cebada..... | 5 |
| Cercos vivos..... | 6 |
| Diversidad de plantas y artrópodos en paisajes agrícolas y cercos vivos | 7 |
| JUSTIFICACIÓN | 10 |
| OBJETIVOS..... | 11 |
| General..... | 11 |
| Particulares | 11 |
| MATERIALES Y MÉTODOS..... | 12 |
| Área de estudio | 12 |
| Diseño de muestreo | 14 |
| Variables ambientales | 16 |
| Análisis de datos..... | 17 |
| RESULTADOS | 21 |
| Diversidad de especies de plantas..... | 21 |
| Diversidad y composición de artrópodos | 27 |
| Diversidad y composición de coleópteros..... | 32 |
| Variables ambientales | 37 |
| Las variables ambientales como predictoras de la abundancia, riqueza y diversidad de plantas, artrópodos y coleópteros | 39 |
| Correlaciones entre grupos biológicos | 41 |
| DISCUSIÓN | 42 |
| Diversidad de plantas, artrópodos y coleópteros..... | 42 |
| Composición de plantas, artrópodos y escarabajos y la influencia de las condiciones ambientales..... | 43 |
| Influencia de las condiciones ambientales sobre la abundancia, riqueza y diversidad de los grupos biológicos | 44 |
| Implicaciones de los cercos vivos en los paisajes agrícolas para la conservación..... | 46 |
| CONCLUSIONES | 48 |

RESUMEN

Los cercos vivos en paisajes agrícolas son elementos que delimitan los campos de cultivo, pueden tener distinto grado de complejidad y pueden ayudar a mantener o aumentar la biodiversidad y la conectividad del paisaje. En este trabajo se comparó la diversidad y composición de plantas, artrópodos y particularmente coleópteros entre cuatro elementos de un paisaje agrícola con distinta complejidad estructural: cultivos de cebada, cercos vivos simples, cercos vivos complejos y remanentes de matorral xerófilo, en el municipio de Tepeapulco, Hidalgo. También se evaluó la influencia de la dureza del suelo y de la humedad ambiental (esta última relacionada positivamente con la humedad del suelo, y negativamente con la intensidad lumínica, la temperatura ambiental y la temperatura del suelo) sobre la diversidad y composición de los tres grupos taxonómicos. En cada elemento del paisaje se ubicaron cuatro transectos de muestreo. Las plantas se registraron de manera directa y los artrópodos incluyendo coleópteros se colectaron con trampas de caída (96 trampas en 16 transectos). Se registraron 57 especies de 24 familias de plantas, 33 999 individuos de 26 órdenes de artrópodos y 168 morfoespecies de 26 familias de coleópteros. Los cercos vivos simples y complejos mantienen una alta riqueza y diversidad de plantas, similares a las del matorral. Además, se detectó una alta diversidad beta de plantas entre los cultivos y los otros elementos del paisaje, determinada principalmente por el recambio de especies y relacionada con la humedad del suelo. De manera similar, la mayor riqueza de órdenes de artrópodos se presentó en cercos simples y complejos, similares al matorral, sin embargo, la alta equidad en los cultivos genera mayor diversidad que los cercos simples y el matorral. Las comunidades de artrópodos presentaron una baja diversidad beta, dominada por el anidamiento e influenciada principalmente por la humedad del suelo. En el caso de los coleópteros, sólo los cercos complejos mantienen una alta riqueza y diversidad, similar a la del matorral. Sin embargo, los cultivos también mantienen alta equidad, por lo que presentan mayor diversidad que los cercos simples. La abundancia de coleópteros estuvo explicada tanto por la dureza del suelo como por la humedad ambiental. La diversidad beta de coleópteros estuvo dominada por el recambio e influida por la temperatura del suelo. Los resultados muestran que los cercos vivos ayudan a conservar la diversidad biológica, tanto de plantas como de artrópodos y coleópteros, por lo que es importante su implementación, mantenimiento y conservación en los paisajes agrícolas.

Palabras clave: bordes agrícolas, comunidades, insectos, agroecosistemas.

ABSTRACT

Live fences in agricultural landscapes are elements that delimit agricultural fields may have different levels of complexity, and can help maintain or increase biodiversity and landscape connectivity. In this study, the diversity and composition of plants, arthropods, and particularly beetles were compared among four landscape elements with different structural complexity: barley crops, simple live fences, complex live fences, and xerophilous scrubland fragments, in the municipality of Tepeapulco, Hidalgo. In addition, the influence of soil hardness and environmental humidity (the latter positively related to soil humidity, and negatively related to light intensity, environmental temperature and soil temperature) on the diversity and composition of the three taxonomic groups. Four sample transects were located for each landscape element. Plants were recorded directly, whereas arthropods including beetles were collected using pitfall traps (96 traps in 16 transects). A total of 57 plant species from 24 families, 33 999 individuals from 26 orders of arthropods, and 168 morphospecies of beetles from 26 families were recorded. Simple and complex live fences maintain high richness and diversity of plants, similar to those of scrub fragments. In addition, a high beta diversity of plants was detected between crops and other landscape elements, determined mainly by the turnover of species and related to soil humidity. The greatest richness of arthropods was also found in simple and complex fences, similar to scrub fragments; however, the high evenness in crops generates greater diversity than simple fences and scrub. The arthropod communities presented low beta diversity, dominated by nestedness, and influenced mainly by soil humidity. In the case of beetle morphospecies, only complex fences maintained high richness and diversity, similar to that of scrub fragments. However, crops also maintained high evenness, causing greater diversity than simple fences. The abundance of beetle morphospecies was explained by both soil hardness and environmental humidity. Beetle beta diversity was dominated by turnover and influenced by soil temperature. These results indicate that live fences help to conserve the biological diversity of plants, arthropods, and beetles; therefore, their implementation, maintenance, and conservation in agricultural landscapes is important.

Key words: Agricultural hedges, communities, insects, agroecosystems.

INTRODUCCIÓN

El cambio de uso de suelo y las prácticas agrícolas son unas de las principales causas de la pérdida de la biodiversidad y la fragmentación del paisaje (Beans, 2022; Tcharntke et al., 2005). Distintas zonas en todo el mundo se han deforestado para promover la ganadería y agricultura extensivas, causando que el paisaje original se haya reemplazado por pasturas y cultivos, permaneciendo solo algunos fragmentos de vegetación nativa (De La Ossa-Lacayo, 2013). Para mitigar los impactos de esta problemática es importante reconocer que algunas prácticas agrícolas dentro del Neotrópico son capaces de mantener diversidad de flora y fauna, con suficiente cobertura arbórea para mantener conectividad en los paisajes agrícolas (Leon y Harvey, 2006). La conectividad ecológica entre los remanentes de vegetación nativa y los cultivos permite el flujo de organismos y de sus recursos (Keeley et al., 2022).

Entre los elementos del paisaje que pueden contribuir a la conectividad de la biodiversidad en zonas agrícolas están los cercos vivos (término que incluye cercos vivos, cercas vivas, márgenes de campo; en inglés: hedgerows, vegetated strips, live fences, etc.), de aquí en adelante solo llamados “cercos”. En los paisajes agrícolas los cercos ayudan a mantener cobertura y conectividad, además de ser herramientas importantes de los agricultores para delimitar y proteger sus cultivos (León y Harvey, 2006). Los cercos son áreas de forma lineal con plantas nativas, no nativas, herbáceas y leñosas que se utilizan para delimitar cultivos, pasturas y predios, y están rodeados por ambos lados de áreas de cultivo (Albrecht et al., 2021; Montgomery et al., 2020). Pueden estar dominados por dos o tres especies arbóreas o ser más densos con árboles y arbustos dependiendo de su uso y mantenimiento (Harvey et al., 2005; Zuria y Cervantes-Cornihs, 2008). También se les considera hábitats semi-naturales en paisajes agrícolas para conservar la diversidad de artrópodos (Lichtenberg et al., 2017). Muchos de estos organismos son benéficos, ya que son controladores de plagas y forman parte de la cadena trófica. Los cercos controlan el escurrimiento de agua superficial, promueven la acumulación de suelo y favorecen el contenido de humedad (Zuria y Cervantes-Cornihs, 2008). Desde el punto de vista ecológico los cercos pueden tener distinta complejidad y son potenciales fuentes de recursos como hábitat, alimento y permiten el desplazamiento ya que constituyen corredores para la vida silvestre (Harvey et al., 2003).

Los hábitats con distinta complejidad, estructura y nivel de perturbación en la vegetación dentro de agroecosistemas tienden a ser más diversos, ya que la heterogeneidad entre escalas espaciales genera redes tróficas más complejas (Tcharntke et al., 2005). Gelviz-Gelvez y Pavón-Hernández (2013) mencionan que la heterogeneidad

ambiental y la tolerancia de las especies a diferentes condiciones ambientales establecen diversos patrones de distribución espacial, aumentando así la diversidad beta. Además, los hábitats complejos contribuyen a la resiliencia y proveen servicios ecosistémicos (Tschardt et al., 2005). La complejidad es una característica de los hábitats difícil de definir y de cuantificar, ya que está caracterizada por diversos elementos interactuantes y jerárquicos (Loke y Chisholm, 2022). Dentro de este trabajo se utiliza el término complejidad directamente relacionada con la estructura de la vegetación.

Las plantas y los artrópodos son tan abundantes y diversos que representan la mayor parte de la biota terrestre. Se estima que las plantas son la fuente de alimento de aproximadamente un millón de taxones de artrópodos (Camarena-Gutiérrez, 2009). En México se reportan alrededor de 6 000 especies de plantas en hábitats semiáridos, que representan el 27% de la flora del país (Gelviz-Gelvez y Pavón-Hernández, 2013). Sus interacciones son clave en el funcionamiento de los ecosistemas y tienen impacto tanto en ambientes naturales como agrícolas, por lo que su estudio permite abordar la conservación de la biodiversidad y su funcionamiento sobre la productividad agrícola (Chacoff y Monmany, 2009). Por ello, en este trabajo se evaluó la diversidad de plantas y de artrópodos en distintos elementos de un paisaje agrícola del estado de Hidalgo, México, que incluye cercos con distinto grado de complejidad.

ANTECEDENTES

Paisajes agrícolas y cultivos de cebada

En ecología, un paisaje es un nivel de organización en el que existen diferentes ecosistemas y sus comunidades, poblaciones e individuos (Vialatte et al., 2019). Los paisajes agrícolas (aquellos en los que los campos de cultivos cubren la mayor proporción del área) ocupan el 40% de la superficie terrestre y son el resultado del cambio de uso de suelo para fines agrícolas a través de diferentes técnicas como el desmonte, el arado, la aplicación de agroquímicos y el uso de maquinaria como cosechadoras (Vanbergen et al., 2020; Vialatte et al., 2019). Los paisajes agrícolas fragmentan los ecosistemas nativos en parches que representan la fuente y flujo de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos (Valdéz-Leal et al., 2019), por lo que la conservación y mantenimiento de los remanentes de vegetación silvestre es de suma importancia para la biodiversidad del sistema.

En los paisajes agrícolas del altiplano central mexicano la cebada es uno de los cultivos más importantes, ya que es uno de los cereales con mejor adaptabilidad a climas fríos y secos (Ibarra, 2020). La cebada (*Hordeum vulgare* L.) se domesticó aproximadamente en el 10 000 a.C. en Jordán, Israel, a partir de la gramínea silvestre *Hordeum spontaneum* C. (Badr et al., 2000). Su introducción al continente americano fue por medio de la invasión europea y en México por parte de los españoles en el siglo XVI (Harlan et al., 1925). En México, la cebada maltera y de forraje tiene una gran importancia económica por su exportación, como forraje y para la industria cervecera (Calderón-García et al., 2015), incluso ha llegado a desplazar el cultivo del maíz principalmente en el Altiplano Central dentro de los estados de Hidalgo, México, Tlaxcala y Puebla, debido a su mayor rentabilidad (Bringas et al., 2018). El desarrollo del cultivo de cebada comenzó en 1906, y ha generado para 2021, 22 variedades de cebada: 17 malteras y 5 forrajeras (González-González et al., 2021). Es un forraje de bajo mantenimiento e inversión, con rápida maduración, por lo que presenta una ventaja ante otros cultivos como el maíz (Wilson-García et al., 2017). El estado de Hidalgo ocupa el segundo lugar nacional en producción de cebada (Santana y Granillo, 2017). En 2015, durante en el ciclo primavera-verano, en el Altiplano de Hidalgo se sembraron 101 065 ha, se cosecharon 92 531 ha y se obtuvo una producción de 250 296 t. El cultivo de cebada en Hidalgo incluye a 27 de los 84 municipios con aproximadamente 5 mil productores, los principales se concentran en los municipios de Apan, Zempoala, Singuilucan, Cuauhtepac de Hinojosa, Almoloya y Tepeapulco (Bringas et al., 2018). El 80% de esta producción se destina a la industria maltera–cervecera y el restante a forraje (INIFAP, 2017). Tepeapulco es uno de los principales municipios productores de cebada, en

2012, este municipio destinó 7 333.5 ha a la siembra de cebada y cosechó 6 267.25 t (Santana et al., 2014).

En el estado de Hidalgo la cebada se cultiva de forma intensiva en monocultivos, con labranza convencional, en rotación con otros cultivos y con labranza mínima (Contreras-López et al., 2008), sin embargo, existen prácticas agrícolas que procuran la conservación ecológica de la vegetación circundante a los cultivos (Rasmussen et al., 2024). Para alcanzar la sostenibilidad y mantenimiento de la biodiversidad dentro de los paisajes agrícolas con prácticas intensivas, se busca implementar técnicas como las hileras de flores y plantas con diferentes capacidades de cobertura (Albrecht et al., 2020). La sostenibilidad del paisaje agrícola se refiere a su capacidad de proveer al humano bienes a largo plazo y está relacionado con su ecología, los servicios ecosistémicos y se centra en el bienestar humano (Chacón-Jaramillo, 2022; Wu, 2021). Para ello, se busca mejorar la economía humana al disminuir los insumos químicos y mantener elementos de la biodiversidad tales como los depredadores que actúan como controladores de plagas. Por ejemplo, se estima que el costo de sustituir el control de plagas natural por el uso de pesticidas sintéticos es de entre €40 y €74 billones a nivel global (Balzan et al., 2014). Por ello, es importante conocer la diversidad biológica que pueden albergar los paisajes agrícolas y sus distintos elementos.

Cercos vivos

Los cercos vivos son considerados infraestructura ecológica para la preservación de los servicios ecosistémicos y la biodiversidad dentro de los paisajes agrícolas (Vanbergen et al., 2020). Se reconocen como una práctica agrícola beneficiosa para el aumento de la biodiversidad, ya que mantienen conectividad y cobertura (Tscharntke et al., 2005). Por ejemplo, Ramírez y colaboradores (2011) mencionan los beneficios de la cobertura arbórea en un paisaje fragmentado (sistema silvopastoril) para la conservación de la biodiversidad mediante la generación de nichos de hábitat para la fauna. Además, la cobertura y composición de plantas también tienen beneficios ambientales como el aumento de la fijación de carbono y nitrógeno, mejoramiento del reciclaje de nutrientes y beneficios para los productores como el aumento de la productividad y la rentabilidad del cultivo.

Los cercos proveen múltiples servicios ecosistémicos, es decir, beneficios que la sociedad obtiene a partir de la biodiversidad en diferentes escalas de tiempo y espacio dentro de los ecosistemas y son clave para la sostenibilidad de la agricultura y para la sociedad (Hasan et al., 2020; Vialatte et al., 2019). Los cercos también mantienen una alta diversidad de artrópodos, quienes a su vez participan en múltiples servicios ecosistémicos tales como el reciclaje de nutrientes del suelo y el control de plagas (Albrecht et al., 2020; Balzan et al., 2014). El agroecosistema proporciona a los artrópodos distintos recursos tales

como refugio, alimento y sitios de oviposición (IPBES, 2019). La vegetación silvestre que crece dentro de los cercos también provee recursos y refugio a artrópodos que son controladores de plagas, además de aumentar sus posibilidades de supervivencia, crecimiento y reproducción, aun cuando aquellas especies presentes, que potencialmente pudieran ser plagas, se encuentran escasos o están ausentes (Venzon et al., 2019).

El uso y origen de los cercos ha sido global e independiente, desde la antigua Roma se ha sustituido a los cercos construidos por cercos de vegetación para delimitar jardines y viñedos (Zuria y Gates, 2006). En México, en náhuatl llamaban a los cercos *tlaquaxochquetza* y se definen como: cercos erectos con árboles y se conformaban por una combinación de plantas perenes y anuales alrededor de una misma parcela de cultivo anual como el maíz (*Zea mays*); la diversidad vegetal que componía estos cercos era muy importante ya que aumentaba la diversidad de alimentos y otros recursos a largo plazo (Zuria y Gates, 2006). A pesar de sus distintos orígenes, de manera general se ha registrado que los cercos y sus variaciones proveen servicios ecosistémicos tales como fuente de alimentos, retención de agua, regulación de temperatura, control de contaminantes, protección contra la erosión, regulación de plagas, ciclaje de nutrientes, polinización, regeneración de suelos y aumento de la biodiversidad (Haddaway et al., 2018).

Diversidad de plantas y artrópodos en paisajes agrícolas y cercos vivos

La biodiversidad dentro de los paisajes aumenta por el recambio de especies entre sitios con diferentes condiciones ambientales, de suelo y de vegetación (Gelviz-Gelvez y Pavón-Hernández, 2013). Se ha demostrado que una mayor diversidad de plantas en los agroecosistemas atrae mayor cantidad de insectos (Nicholls y Altieri 2012), además de suprimir la herbivoría y los daños a cultivos (Letourneau et al., 2011). También, el crecimiento de vegetación silvestre dentro de cultivos aumenta la diversidad de artrópodos que controlan plagas que afectan la producción de cultivos, demostrando así que el crecimiento de vegetación silvestre promueve una mayor presencia de especies (Amaral et al., 2013). A su vez, los agroecosistemas que presentan distintos niveles complejidad y estructura pueden llegar a contribuir con el mantenimiento de la diversidad de plantas vasculares (Alanis-Rodríguez et al., 2018).

La presencia de una alta diversidad de artrópodos es fundamental dentro de los paisajes agrícolas, todos ellos llevan a cabo funciones importantes que influyen en el contexto económico y ecológico del agroecosistema (McCravy, 2018). Se ha demostrado una correlación positiva entre la diversidad de escarabajos y la de plantas, por ejemplo, Thomas y Marshall (1999) evaluaron la abundancia y diversidad de escarabajos (Carabidae) y de artrópodos durante cuatro años y un año, respectivamente, dentro de cuatro tipos de

vegetación: cultivo, pasto *Lolium perenne*, pasto y flores silvestres, regeneración natural en cercos de Reino Unido. En este trabajo no encontraron diferencias significativas entre los cultivos y cercos. Sin embargo, encontraron una relación en la que a mayor diversidad vegetal había mayor diversidad de artrópodos.

Los cercos vivos y hábitats no cultivados son indispensables para mantener la abundancia y diversidad de organismos que mantienen la biodiversidad y las interacciones ecológicas asociadas a los servicios ecosistémicos (Ferrante et al., 2024; Wang et al., 2024). Por ejemplo, Rivera-Pedroza y colaboradores (2019) compararon la diversidad de hormigas y aves en cercos de vegetación silvestre a diferentes distancias de monocultivos de caña en el Valle de Cauca, Colombia, y evaluaron el rol de dichos grupos como controladores de plagas. Encontraron que la riqueza de ambos grupos disminuye conforme se distanciaban de los márgenes, así como su función de depredación, demostrando así que el mantenimiento y conservación de parches y márgenes de vegetación silvestre es importante para la conservación de la biodiversidad, sin sacrificar el área de producción.

En México los estudios relacionados con la ecología, estructura y composición de cercos vivos son pocos, dentro de los que más destacan son aquellos realizados por Zuria y colaboradores (2006, 2007, 2013, 2014) en la zona El Bajío, en Guanajuato, Querétaro e Hidalgo (Zuria y Cervantes-Cornhis, 2008), donde evalúan diversos aspectos ecológicos e históricos de cercos en sistemas agrícolas en su relación con aspectos ecológicos propios de aves y de parasitismo en especies que conforman los cercos (Zuria et al., 2014). Dentro de estos trabajos los autores prueban que los cercos y algunas especies vegetales (e.g. *Psittacanthus calyculatus*) tienen un papel fundamental en la abundancia y diversidad de especies de aves, tanto residentes como migratorias. Recientemente, en el estado de Hidalgo Hernández-López (2024) encontró que los cercos vivos resguardan una alta riqueza de especies de abejas (58 especies), y que incluso durante la temporada de lluvias esta diversidad es mayor en los cercos en comparación con los remanentes de matorral xerófilo.

En el estado de Veracruz, Avendaño-Reyes y Acosta-Rosado (2000) reportan 218 especies de plantas vasculares utilizadas en cercos, y enfatizan la importancia del mantenimiento y promoción de los cercos debido a que el 88% de las especies registradas presentan algún tipo de uso humano (e.g. comestibles, medicinales, maderables, entre otros). Igual en Veracruz, Zamora-Pedraza y colaboradores (2022) reportan 253 especies de plantas en cercos, las familias mejor representadas fueron Fabaceae, Asteraceae y Euphorbiaceae. Estos autores mencionan que la diversidad dentro de los cercos está determinada por factores como la selección de plantas al momento de establecer el cerco, la zoocoria y la tolerancia de propietarios a dichas especies; los autores enfatizan

nuevamente en la importante capacidad de los cercos en el mantenimiento de la biodiversidad en paisajes antropizados. Recientemente, Hernández-Molina y colaboradores (2023) evaluaron la diversidad y composición de escarabajos estercoleros dentro de una matriz de pasturas para ganado con remanentes de bosque tropical caducifolio conectadas por cercos vivos de vegetación nativa. Sus resultados muestran una mayor diversidad de escarabajos dentro de los remanentes de bosque, sin embargo, la composición de especies entre los cercos y los remanentes de bosque fue muy similar lo cual indica que los cercos pueden estar funcionando como corredores para las especies significativamente asociadas al bosque manteniendo la conectividad en este sistema.

JUSTIFICACIÓN

Distintos estudios han evaluado la diversidad, tanto de plantas como de algunos grupos de animales, en los cercos vivos de paisajes agrícolas en México, principalmente en ecosistemas tropicales. Sin embargo, no se ha evaluado de manera conjunta, bajo un mismo diseño de muestreo, la diversidad de diferentes grupos biológicos en cercos vivos con distinta complejidad estructural en el altiplano mexicano. Entre los cultivos de cebada aledaños al Cerro Xihuingo, en el estado de Hidalgo, los cercos pueden representar un hábitat y una importante fuente de recursos para la biodiversidad de flora y fauna silvestre, así como importantes reservorios de vegetación del matorral xerófilo original de la región. Conocer la diversidad de plantas y artrópodos en los distintos elementos de este paisaje agrícola permitirá ayudar a definir el papel de los cercos y su complejidad estructural para la conservación de la flora y fauna silvestres, elementos clave para reducir los impactos negativos de las prácticas agrícolas intensivas y promover la sostenibilidad.

OBJETIVOS

General

Describir la diversidad y composición de especies de plantas, órdenes de artrópodos y morfoespecies de coleópteros, así como su relación con las características ambientales, en distintos elementos de un paisaje agrícola en la cercanía al Cerro Xihuingo, municipio de Tepeapulco, Hidalgo, México, incluyendo fragmentos remanentes de matorral xerófilo, cercos con distinta complejidad estructural, y cultivos de cebada.

Particulares

1. Comparar la diversidad y composición de especies de plantas, de órdenes de artrópodos y de morfoespecies de coleópteros entre cercos simples, cercos complejos, remanentes de matorral y cultivos de cebada.
2. Evaluar si las condiciones ambientales de los transectos explican la abundancia, riqueza y diversidad de plantas, artrópodos y coleópteros.
3. Determinar si existen relaciones entre la abundancia, riqueza y diversidad de distintos grupos biológicos (plantas, artrópodos y coleópteros) en el paisaje agrícola.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El Cerro Xihuingo es una montaña que tuvo origen en el Pleistoceno superior y forma parte del límite septentrional del Valle de México, tiene una altura máxima de 3 264 m s.n.m. (Rzedowski y Rzedowski, 2005). La precipitación anual promedio es de 425.6 mm y la temperatura media anual es de entre 12 y 18 °C (mínima de -3°C y máxima de 33°C) (Pavón y Sánchez, 2009). Su vegetación está mayormente dominada por matorral xerófilo en sus zonas más bajas (2 500 m s.n.m.) y conforme la altura incrementa la vegetación se vuelve bosque de encino hasta llegar a bosque de pino-encino (INEGI, 2018). La vegetación de las zonas bajas se compone principalmente de nopales (*Opuntia* sp.), izotes (*Yucca* sp.), maguey (*Agave salmiana*), encinos (*Quercus* sp.) y pirul (*Schinus molle* L.).

El paisaje de estudio comprende cultivos de cebada que se localizan entre los 2 520 y 2 580 m s.n.m., en un área de aproximadamente 1 km², entre la ciudad de Tepeapulco y la ladera sur del Cerro Xihuingo, en el estado de Hidalgo (Figura 1). Se reconocieron cuatro tipos de hábitat (Figura 2) que representan los principales elementos del paisaje:

- Cultivos: Son campos de cultivo de temporal de cebada (altura máxima de un metro) sembrada dentro de los cuales también habitan otras especies de herbáceas y gramíneas como la avena silvestre, la cual crece como maleza. En este tipo de hábitat no hay especies leñosas.
- Cercos simples: Este tipo de hábitat son hileras de plantas ubicadas intencionalmente para delimitar los cultivos entre los diferentes dueños, en la que predominan especies de herbáceas y magueyes; también se observan algunos arbustos, pero la vegetación no supera los 2.5 metros de altura.
- Cercos complejos: Dentro de este elemento se puede observar una mayor heterogeneidad en cuanto a especies, abundancias y tamaños de plantas en comparación con los cercos simples. Las especies que predominan son los nopales (de hasta 6 m de altura), pirules que alcanzan más de 10 m, arbustos y herbáceas.

- Matorral: Se refiere a aquellos parches conservados como fragmentos remanentes de matorral xerófilo en donde no se han llevado a cabo actividades agrícolas.

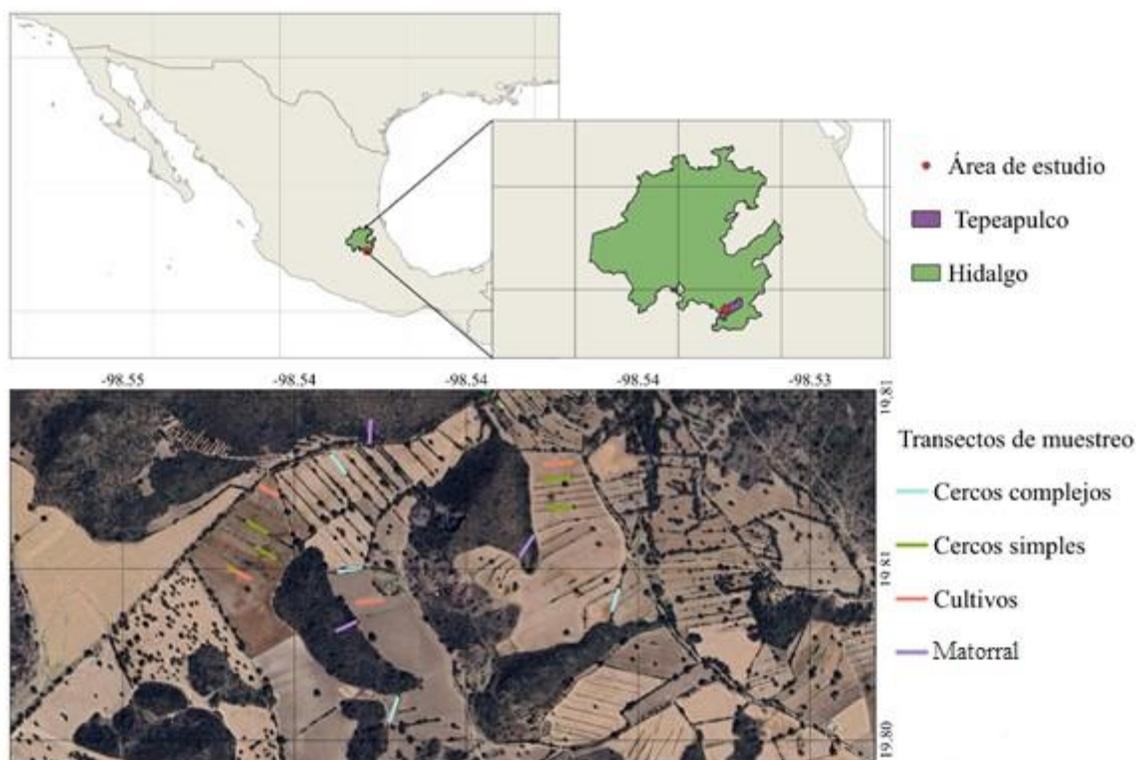


Figura 1. Mapa del área de estudio, ubicado entre la ciudad de Tepeapulco y la ladera sur del Cerro Xihuingo, en el estado de Hidalgo, México. Se indican los cuatro transectos de muestreo en cada uno de los cuatro elementos del paisaje: cultivos (naranja), cercos simples (verde), cercos complejos (azul celeste) y parches de matorral (morado). Mapa realizado por: Lisseth A. Ojeda González.

Diseño de muestreo

Se ubicaron cuatro transectos (réplicas) de 50 m en cada tipo de hábitat: cultivos (C), cercos simples (CS), cercos complejos (CC) y matorral (M) (Figuras 1 y 2), dando un total de 16 transectos en el paisaje. El muestreo se realizó durante la temporada de lluvias, en septiembre del 2022, para generar un inventario botánico y otro de artrópodos, ya que durante la temporada de secas no hay cultivos. Para la identificación de las plantas se fotografiaron y prensaron los ejemplares dentro de los estratos herbáceo, arbustivo y arbóreo para su posterior identificación en el herbario HGOM del Centro de Investigaciones Biológicas de la universidad por parte del Mtro Manuel González Ledesma. La identificación se realizó mediante el uso de fuentes especializadas, como floras, revisiones y monografías (Calderón de Rzedowski y Rzedowski, 2001; Rzedowski y Rzedowski, 1991). La verificación de identificaciones incluyó la consulta o cotejo con ejemplares de colecciones en línea como las del Herbario Nacional (MEXU). Algunos aspectos nomenclaturales se resolvieron con la consulta a bases de datos como Tropicos (2024) o World Flora Online (WFO, 2024).

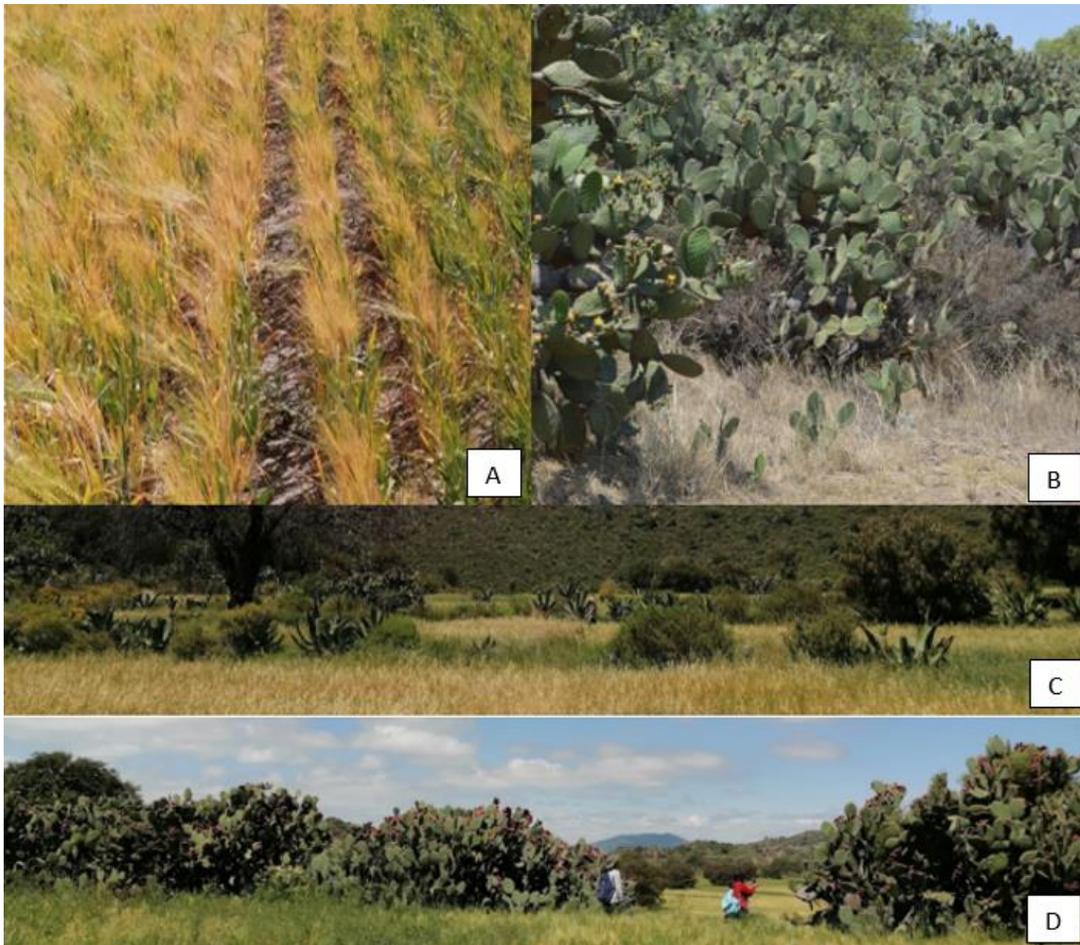


Figura 2. Elementos del paisaje en la zona de estudio; A) cultivo de cebada, B) matorral, C) cercos vivos simples y D) cercos vivos complejos.

La colecta de artrópodos se llevó a cabo enterrando 6 trampas pitfall (submuestras) en cada transecto, con una separación de 10 m entre cada una (0, 10, 20, 30, 40 y 50 m), es decir, 24 trampas por tipo de hábitat, 96 trampas en total (Figura 3). Las trampas permanecieron abiertas durante 7 días y consistieron en recipientes de plástico con dos ventanas de malla superiores para drenar el agua en caso de precipitaciones intensas. Se les vertió ~400 ml de agua, ~50 ml de etilenglicol (anticongelante para carros) y una pizca de detergente en polvo para preservar los ejemplares y romper la tensión superficial. Posterior a los 7 días, los ejemplares colectados se preservaron en alcohol etílico. Los ejemplares se identificaron a nivel de orden con el apoyo de las estudiantes de licenciatura en biología de la UAEH Karen Lazcano y Constanza Johanssen usando un microscopio Stemi 305 marca Zeiss y utilizando claves taxonómicas especializadas (Eaton y Kaufman, 2007; McGavin, 2000; Borror y White, 1998; Leahy, 1987), siguiendo la taxonomía de Zhang (2011). La determinación taxonómica del orden Coleoptera se realizó a nivel de familias y morfoespecies utilizando claves taxonómicas especializadas (Fierros-López, 2005; Arnett, 2000; Thomas, 2000) y la colaboración del Dr. Rafael Cerón Gómez como experto.

El muestreo se llevó a cabo bajo el permiso de colecta SPARN/DGVS/01246/22 de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). Todos los ejemplares colectados se encuentran en el Laboratorio de Ecología de Comunidades, Centro de Investigaciones Biológicas de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

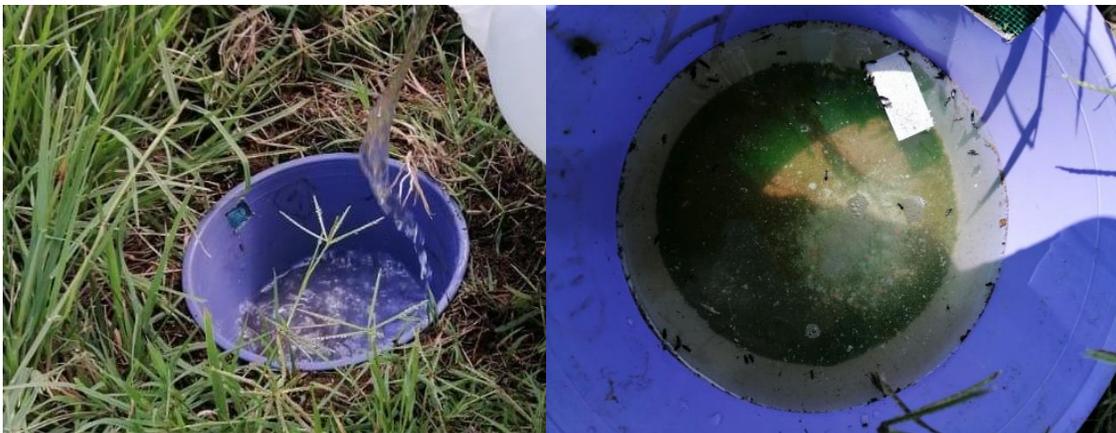


Figura 3. Colocación de la trampa (izquierda) y su contenido de agua, etilenglicol y detergente (derecha).

VARIABLES AMBIENTALES

Se registraron una vez datos de las siguientes variables ambientales de cada transecto: temperatura y humedad del aire y del suelo, pH y dureza del suelo e intensidad lumínica que recibe la superficie en la que se colocaron las trampas (Tabla 1). Las variables se registraron en la ubicación de cada trampa (96 registros por variable) entre las 10:00 y las 14:00 horas.

Para evaluar la complejidad estructural de la vegetación, se midieron en los 16 transectos de muestreo las características de la vegetación: altura (m) e incidencia de la especie (1: presencia, 0: ausencia) en cinco tramos de 10 x 1m a lo largo de cada transecto, dando así valores de 0 a 5 que reflejan la frecuencia de ocurrencia de cada planta en los transectos (Tabla 1).

Tabla 1. VARIABLES AMBIENTALES Y DE LA VEGETACIÓN EVALUADAS EN LOS TRANSECTOS DE MUESTREO.

| Variable | Unidad de medida | Herramienta de medición |
|---------------------------|--------------------|---|
| Temperatura del suelo | °C | Termómetro JLENOVEG |
| Temperatura ambiental | °C | Termómetro JLENOVEG |
| Humedad del suelo | % | Termómetro MADELALU |
| Humedad ambiental | % | Termómetro JLENOVEG |
| Acidez del suelo | pH | Termómetro MADELALU |
| Dureza del suelo | Kg/cm ² | Penetrómetro (Sin marca) |
| Luz (intensidad lumínica) | Lúmenes | Termómetro MADELALU |
| Altura de las plantas | Metros | Aplicación Trees: Forest Monitoring Tools |
| Incidencia de las plantas | 0 - 5 | Observación directa |

Análisis de datos

Tanto para las plantas como para los artrópodos y coleópteros, primero se estimó la cobertura de la muestra (*sample coverage*), que es la proporción del número total de individuos que pertenecen a las especies representadas en la muestra (Chao y Jost, 2012). El valor de la cobertura de la muestra es un indicador de la eficiencia del muestreo en registrar a las especies potencialmente presentes en un hábitat, es decir, de la completitud del inventario.

Posteriormente, se evaluó la diversidad mediante los números de Hill (Hill, 1973) o qD (Jost, 2006): la diversidad de orden 0 representa la riqueza (número de especies), mientras que la diversidad de órdenes 1 y 2 integra la riqueza y equidad en la distribución de abundancias entre las especies. La diversidad de orden 1 o diversidad de Shannon es el exponencial del índice de entropía de Shannon-Wiener, y considera la abundancia de todas las especies, mientras que la diversidad de orden 2 o diversidad de Simpson es el inverso del índice de dominancia de Gini-Simpson y se basa en las especies más abundantes (Jost, 2006). De esta forma, los números de Hill se expresan en unidades de números efectivos de especies. En el caso de las plantas, como medida de abundancia de las especies se consideró su frecuencia de incidencia (de 0 a 5 por transecto, de 0 a 20 por tipo de hábitat), mientras que para los artrópodos la abundancia fue el número de individuos de cada orden y en el caso de los coleópteros se consideró el número de individuos por morfoespecie.

Para evaluar la riqueza acumulada (diversidad de orden 0) de especies de plantas, órdenes de artrópodos y morfoespecies de coleópteros, de cada tipo de hábitat, se graficaron curvas de acumulación que vinculan la rarefacción (interpolación) y predicción (extrapolación), tanto para la riqueza como para la diversidad de orden 1 con intervalos de confianza al 95%. No se reporta la diversidad de orden 2 debido a la redundancia de los resultados en comparación con los de diversidad de orden 1.

Para evaluar si los valores de abundancia, riqueza y diversidad promedio fueron diferentes entre los elementos del paisaje se realizaron análisis de varianza paramétricos (ANOVA) para las variables con distribución normal (prueba de normalidad Shapiro-Wilks, $p > 0.05$) o no paramétricos (Kruskal-Wallis) para variables que no tuvieron distribución normal (prueba de Shapiro-Wilks con $p < 0.05$). Posteriormente, se realizó una prueba post-hoc Tukey's o Mann-Whitney, para observar cuáles elementos del paisaje difieren entre sí.

Para evaluar la variación en la composición de especies de plantas, de órdenes de artrópodos y morfoespecies de coleópteros entre los elementos del paisaje se calculó la diversidad beta (β). La diversidad beta mide el cambio en la composición de las comunidades biológicas y también, de qué manera son diferentes (Calderón-Patrón y Moreno, 2019). Las diferencias entre las comunidades se pueden deber al efecto de dos posibles componentes o su combinación, el primero es el recambio (*turnover*) y se refiere a

la substitución de unas especies por otras y el segundo es el anidamiento (*nestedness*), el cual consiste en la acumulación de las especies de la comunidad menos diversa a la más diversa (Baselga y Orme, 2012; Baselga y Gómez-Rodríguez, 2019). Para los tres grupos taxonómicos la diversidad beta total se analizó a través del índice de Sorensen, el cual evalúa la disimilitud entre pares de sitios considerando valores de presencia-ausencia; se realizó la descomposición o partición en los componentes (recambio y anidamiento) para evaluar su contribución a la diversidad beta total.

La significancia estadística de los cambios en la composición entre elementos del paisaje se evaluó por medio de análisis de varianza multivariado permutacional (PERMANOVA), el cual es un análisis no paramétrico multivariado (Anderson y Walsh, 2013). Estas pruebas se complementaron con análisis de ordenamiento multidimensional no métrico (NMDS), utilizando el índice de Bray-Curtis para los tres grupos taxonómicos entre los elementos del paisaje (Kenkel y Orloci, 1986). Además, para evaluar la influencia de las variables ambientales en la composición de plantas, artrópodos y coleópteros, a los NMDS se agregaron los vectores de las variables ambientales para determinar su efecto sobre la composición de cada grupo taxonómico evaluado.

Para comparar si los valores de las variables ambientales fueron distintos entre los cuatro elementos del paisaje, se realizaron análisis de varianza no paramétricos de Kruskal-Wallis ya que los datos no fueron normales (Shapiro-Wilks $p < 0.05$), y posteriormente se realizaron prueba post hoc de Mann-Whitney en el caso de que el análisis de varianza mostrara diferencias estadísticamente significativas (Anexo 1).

Para evaluar si las variables ambientales (variables independientes) son predictoras de la abundancia, riqueza y diversidad de plantas, artrópodos y coleópteros (variables dependientes) se utilizaron Modelos Lineales Generalizados (GLM por sus siglas en Inglés). Para esto, primero se realizó una matriz de correlaciones de Spearman para detectar si existía correlación entre las variables ambientales (Spearman $r_s \geq 0.6$) y así evitar la colinealidad de las variables (García et al., 2006; Marengo y Antezana-Vera, 2021).

A partir estos análisis de correlación de Spearman se decidió dejar como variables independientes solo el promedio de la dureza del suelo y de la humedad ambiental por transecto. Esto, debido a que la dureza no se correlaciona significativamente con ninguna otra variable, mientras que la humedad ambiental sí está correlacionada con las variables restantes: positivamente con la humedad del suelo, y negativamente con la intensidad lumínica, la temperatura ambiental y la temperatura del suelo (Tabla 2).

TABLA 2. VALORES DE LA CORRELACIÓN DE SPEARMAN ENTRE LAS VARIABLES AMBIENTALES. DUR: DUREZA, LUZ: INTENSIDAD LUMÍNICA, HUAM: HUMEDAD AMBIENTAL, HUSU: HUMEDAD DEL SUELO, TEAM: TEMPERATURA AMBIENTAL Y TESU: TEMPERATURA DEL SUELO. SE SEÑALAN CON (*) LAS CORRELACIONES SIGNIFICATIVAS (P < 0.05).

| | Variables ambientales | | | | | |
|-----------------------|-----------------------|---------|---------|---------|--------|------|
| | Dur | Luz | HuAm | HuSu | TeAm | TeSu |
| Dureza | - | | | | | |
| Luz | -0.90 | - | | | | |
| Humedad ambiental | 0.209 | -0.682* | - | | | |
| Humedad del suelo | 0.001 | -0.324 | 0.607* | - | | |
| Temperatura ambiental | -0.123 | 0.747* | -0.915* | -0.419 | - | |
| Temperatura del suelo | -0.330 | 0.709* | -0.850* | -0.538* | 0.797* | - |

Para cada variable dependiente se realizaron cinco modelos GLM, m0: modelo nulo, sin variable predictora, m1: la dureza como variable predictora, m2: la humedad como variable predictora, m3: la dureza y la humedad como predictoras, pero no su interacción (dureza + humedad), y m4: la dureza, la humedad y su interacción (dureza * humedad) como variables predictoras. Posteriormente, se seleccionó el mejor de estos modelos bajo el Criterio de Información de Akaike con corrección para muestras pequeñas (AICc), el cual tiene como objetivo la simplificación del modelo para solo considerar aquel que mejor explique la variable dependiente a evaluar (abundancia, riqueza o diversidad) (Brewer et al., 2016). Se considera el menor peso de Akaike (AICc) como el mejor modelo; las diferencias en Akaike ($\Delta AICc$) y el peso de Akaike (AICw) se usan para clasificar los modelos del mejor al peor ajuste. Un modelo es igualmente probable que el mejor modelo si $\Delta AICc \leq 2$, por lo tanto, si el modelo nulo (m0) tiene $\Delta AICc \leq 2$, los otros se consideran irrelevantes porque no explican más variación (Burrham y Anderson, 2002). Los valores de Akaike para cada modelo se muestran en el Anexo 2. Si la distribución de los datos de abundancia, riqueza o diversidad era normal (Shapiro-Wilk ≥ 0.05), en los GLM se utilizó distribución gaussiana, y en el caso contrario, distribución Poisson. Solo se graficaron aquellos modelos que tuvieron significancia estadística.

Finalmente, para evaluar si la abundancia, riqueza y diversidad de plantas se relaciona con la abundancia, riqueza y diversidad de artrópodos y coleópteros, se realizaron correlaciones de Spearman ya que los datos de abundancia de artrópodos y coleópteros no presentan una distribución normal (Shapiro Wilk $p < 0.05$). El coeficiente de correlación se

utiliza para medir la fuerza y dirección de la asociación entre dos variables (Schmid y Schmidt, 2007).

Todos los análisis estadísticos se realizaron con el lenguaje de R (R Core Team, 2023) versión 4.3.2. con los paquetes FSA (Ogle et al., 2023), AICcmodavg (Mazerolle, 2023), vegan (Oksanen et al., 2022), iNEXT.3D (Chao et al., 2021) y betapart (Baselga et al., 2023).

RESULTADOS

Diversidad de especies de plantas

Se registraron 55 especies de plantas pertenecientes a 42 géneros y 24 familias (Tabla 3) dentro de las cuales las de mayor frecuencia dentro del cerco simple, complejo y matorral fueron *Opuntia streptacantha*, *Agave salmiana*, *Montanoa tomentosa*, *Zaluzania augusta* y *Mirabilis jalapa*. Dentro del cerco complejo fue donde se registró un mayor número de especies (34), riqueza muy similar a la del matorral, donde se registraron 31 especies (Tabla 4). Los cultivos presentaron siete especies dentro de las que *Hordeum vulgare* es la única cultivada y el resto como *Avena sativa*, *Tithonia tubiformis* y *Malva parviflora* crecen como malezas.

TABLA 3. LISTA DE ESPECIES DE PLANTAS REGISTRADAS EN EL ÁREA DE ESTUDIO Y SU FRECUENCIA DE INCIDENCIA EN CADA TIPO DE HÁBITAT (DE 0 A 20).

| Familia | Especie | Cultivo | Cerco simple | Cerco complejo | Matorral |
|---------------|--------------------------------|---------|--------------|----------------|----------|
| Amaranthaceae | <i>Dysphania graveolens</i> | 0 | 0 | 1 | 4 |
| Anacardiaceae | <i>Schinus molle</i> | 0 | 0 | 6 | 1 |
| Asparagaceae | <i>Agave salmiana</i> | 1 | 19 | 8 | 5 |
| Asteraceae | <i>Simsia amplexicaulis</i> | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Arteraceae | <i>Tagetes coronopifolia</i> | 5 | 0 | 0 | 0 |
| Asteraceae | <i>Tithonia tubaeformis</i> | 5 | 0 | 0 | 0 |
| Asteraceae | <i>Montanoa tomentosa</i> | 0 | 0 | 11 | 10 |
| Asteraceae | <i>Isocoma veneta</i> | 0 | 5 | 0 | 1 |
| Asteraceae | <i>Zaluzania augusta</i> | 0 | 4 | 10 | 8 |
| Asteraceae | <i>Zaluzania triloba</i> | 0 | 0 | 4 | 1 |
| Asteraceae | <i>Brickellia secundiflora</i> | 0 | 0 | 0 | 2 |

| | | | | | |
|-----------------|---------------------------------|----|----|----|----|
| Asteraceae | <i>Brickellia pendula</i> | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Asteraceae | <i>Bidens odorata</i> | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Asteraceae | <i>Sonchus oleraceus</i> | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Brassicaceae | <i>Eruca sativa</i> | 5 | 9 | 1 | 0 |
| Cactaceae | <i>Opuntia streptacantha</i> | 0 | 4 | 19 | 17 |
| Caryophyllaceae | <i>Drymaria glandulosa</i> | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Convolvulaceae | <i>Ipomoea stans</i> | 0 | 7 | 1 | 3 |
| Cupressaceae | <i>Juniperus deppeana</i> | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Euphorbiaceae | <i>Euphorbia heterophylla</i> | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Fabaceae | <i>Vicia ludoviciana</i> | 0 | 4 | 0 | 0 |
| Fabaceae | <i>Dalea bicolor</i> | 0 | 0 | 5 | 17 |
| Fabaceae | <i>Lupinus leptophyllus</i> | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Fabaceae | <i>Medicago polymorpha</i> | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Fabaceae | <i>Eysenhardtia punctata</i> | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Geraniaceae | <i>Geranium seemanii</i> | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Leguminosae | <i>Dalea versicolor</i> | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Loasaceae | <i>Mentzelia hispida</i> | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Malvaceae | <i>Malva parviflora</i> | 5 | 0 | 0 | 0 |
| Malvaceae | <i>Sphaeralcea angustifolia</i> | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Malvaceae | <i>Anoda pubescens</i> | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Nyctaginaceae | <i>Mirabilis jalapa</i> | 0 | 0 | 6 | 6 |
| Onagraceae | <i>Oenothera pubescens</i> | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Onagraceae | <i>Oenothera rosea</i> | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Oxalidaceae | <i>Oxalis corniculata</i> | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Poaceae | <i>Hordeum vulgare</i> | 20 | 0 | 1 | 0 |
| Poaceae | <i>Avena sp</i> | 19 | 13 | 4 | 0 |

| | | | | | |
|------------------|--------------------------------|----|---|----|---|
| Poaceae | <i>Eragrostis mexicana</i> | 10 | 1 | 0 | 1 |
| Poaceae | <i>Brachypodium mexicanum</i> | 0 | 1 | 2 | 0 |
| Poaceae | <i>Muhlenbergia rigida</i> | 0 | 8 | 0 | 9 |
| Poaceae | <i>Disakisperma dubium</i> | 0 | 0 | 2 | 5 |
| Poaceae | <i>Bromus diandrus</i> | 0 | 0 | 3 | 0 |
| Poaceae | <i>Brachypodium mexicanum</i> | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Poaceae | <i>Bromus carinatus</i> | 0 | 1 | 0 | 1 |
| Poaceae | <i>Pennisetum villosum</i> | 0 | 1 | 1 | 1 |
| Poaceae | <i>Chloris submutica</i> | 0 | 3 | 2 | 0 |
| Poaceae | <i>Bouteloua gracilis</i> | 0 | 1 | 1 | 7 |
| Polygonaceae | <i>Rumex crispus</i> | 0 | 1 | 2 | 0 |
| Pteridaceae | <i>Cheilanthes bonariensis</i> | 0 | 0 | 0 | 8 |
| Rubiaceae | <i>Bouvardia longiflora</i> | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Rubiaceae | <i>Bouvardia ternifolia</i> | 0 | 0 | 3 | 0 |
| Saxifragaceae | <i>Ribes affine</i> | 0 | 1 | 0 | 1 |
| Scrophulariaceae | <i>Buddleja cordata</i> | 0 | 0 | 3 | 0 |
| Solanaceae | <i>Solanum cervantesii</i> | 0 | 1 | 11 | 2 |
| Solanaceae | <i>Solanum nigrescens</i> | 0 | 1 | 2 | 1 |

TABLA 4. FRECUENCIA ACUMULADA, RIQUEZA Y COBERTURA DE LAS MUESTRAS DE PLANTAS EN CADA TIPO DE HÁBITAT.

| | Cultivos | Cercos simples | Cercos complejos | Matorral | Paisaje |
|-------------------------|----------|----------------|------------------|----------|---------|
| Frecuencia acumulada | 70 | 90 | 118 | 127 | 414 |
| Riqueza | 8 | 24 | 33 | 32 | 55 |
| Cobertura de la muestra | 1 | 0.8529 | 0.8787 | 0.8741 | 0.9584 |

Las curvas de acumulación de la riqueza y la diversidad especies (Figura 4) para los diferentes elementos del paisaje son similares entre el matorral, los cercos simples y complejos, dado que se traslapan los intervalos de confianza. Claramente los cultivos tienen una menor riqueza y diversidad acumulada de especies que los tres elementos del paisaje antes mencionados (Figura 4).

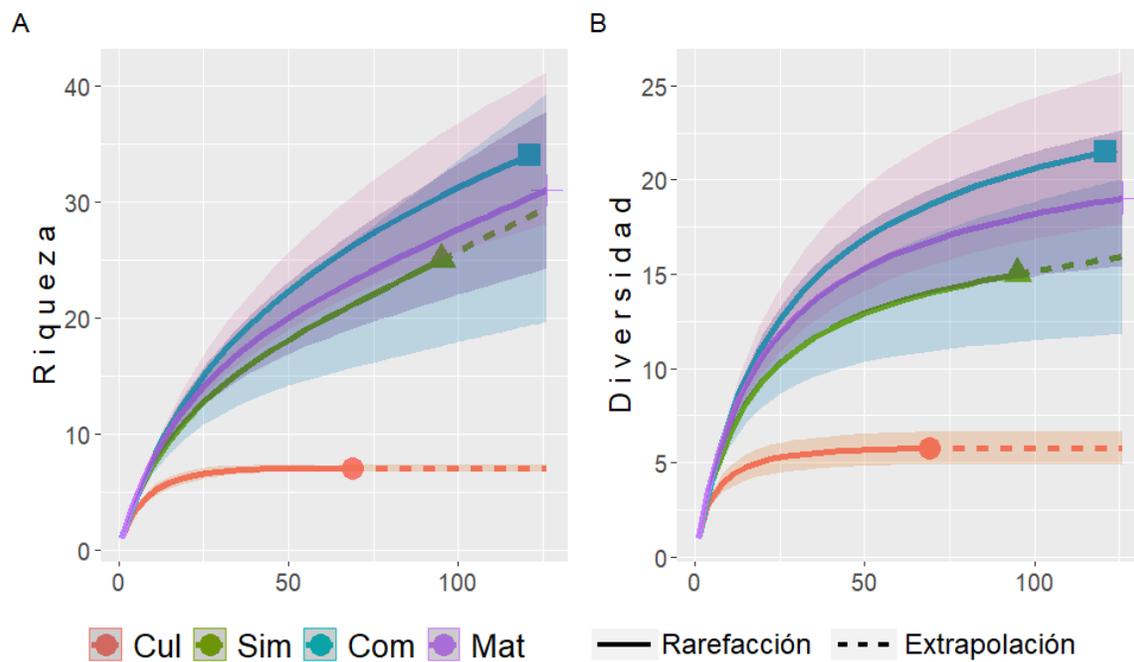


Figura 4. Curvas de acumulación de la riqueza (A) y la diversidad (B) de especies de plantas por tipo de hábitat, en función de las frecuencias acumuladas (eje X). Cul: cultivo, Sim: cerco simple, Com: cerco complejo, Mat: matorral. Las áreas sombreadas son intervalos de confianza al 95%.

La abundancia promedio (frecuencia de incidencia) de plantas no fue significativamente distinta entre los elementos del paisaje ($F = 2.95$, $p = 0.07$; Figura 5.A), mientras que la riqueza y diversidad promedio sí fueron significativamente distintas entre los cuatro elementos del paisaje (riqueza: $F = 9.66$, $p = 0.001$; Figura 5.B; diversidad: $F = 10.34$, $p = 0.001$; Figura 5.C). La prueba post-hoc de Tukey's muestra que los cultivos tienen valores de riqueza y diversidad promedio significativamente menores que los otros elementos del paisaje ($p = 0.001$) (Figura 5).

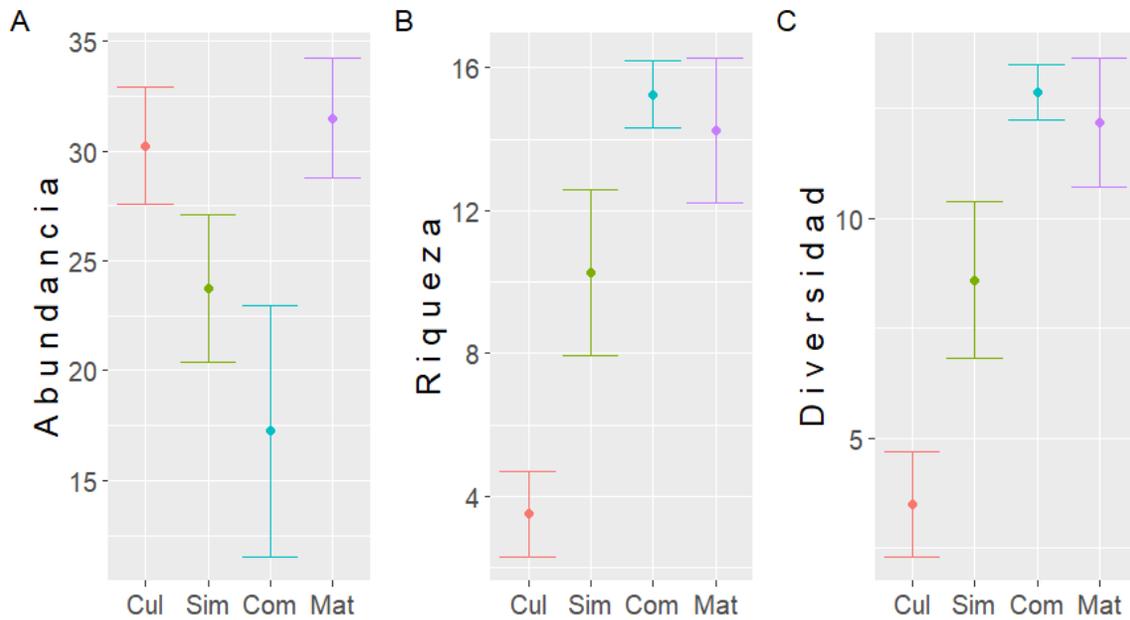


Figura 5. Análisis de varianza (ANOVA) de la abundancia (A), riqueza (B) y diversidad (C) de especies de plantas entre los cuatro elementos del paisaje. Cul: cultivo, Sim: cerco simple, Com: cerco complejo, Mat: matorral. Los puntos muestran los valores promedio, y las barras de error son error estándar.

La mayor disimilitud en composición de especies (diversidad beta) de plantas se observó entre los cultivos y cercos complejos y matorrales, siendo el recambio el efecto predominante en la disimilitud (Figura 6.A). La composición de especies de plantas entre los elementos del paisaje mostró diferencias estadísticas significativas (PERMANOVA: Pseudo- $F = 6.62$, $p = 0.001$). En la figura 6.B se puede observar cómo los cultivos se separan más del resto de los elementos, sin embargo, los elementos distintos no se traslapan, dado que cada uno tiene una vegetación particular. También se muestra la sucesión en complejidad en la que los cultivos son los menos complejos y el matorral es el elemento florísticamente más complejo. Los vectores ambientales de la figura 6.B muestran que la dureza puede tener una fuerte relación con la composición de las plantas, siendo los matorrales y los cercos

complejos los que tienen plantas asociadas a suelos más duros, mientras que la menor dureza correspondería a los cultivos. Además, la humedad y la temperatura del suelo son variables con mayor influencia sobre la composición de los cercos simples.

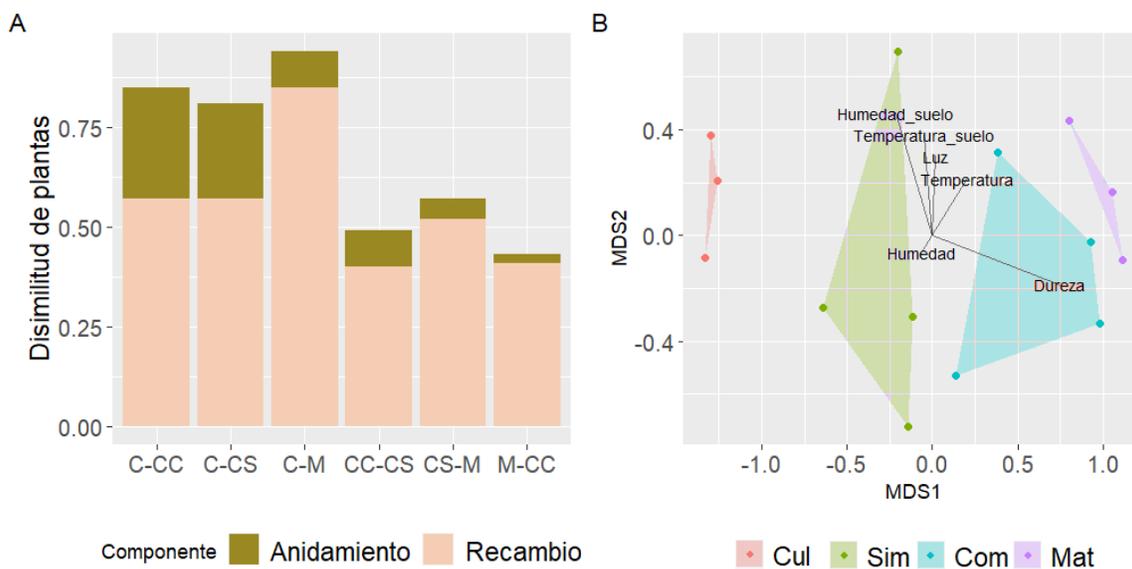


Figura 6. Partición de la diversidad beta de plantas en sus componentes de recambio y anidamiento, usando el índice de Sorensen (A), y análisis de ordenamiento NMDS (B) basado en el índice de Bray-Curtis. Se encierran en polígonos los cuatro transectos de cada elemento del paisaje, las líneas indican la relación de las variables ambientales con la composición de especies de plantas de los transectos. C: Cultivo, CS: Cerco simple, CC: Cerco complejo y M: Matorral (A). Cul: cultivo, Sim: cercos simples, Com: cercos complejos y Mat: matorral (B).

Diversidad y composición de artrópodos

Se recolectaron 33 492 individuos adultos pertenecientes a 26 órdenes de artrópodos, mas 507 larvas que no se contemplaron para los análisis estadísticos. Los coleópteros fueron el orden más abundante (9 432 individuos), seguidos de los himenópteros (9 390), y dípteros (5 734), aquellos con menor presencia fueron los órdenes Trichoptera, Platydesmida y Scorpionida (Tabla 5). En la tabla 6 se puede observar la abundancia, la riqueza de órdenes por elemento del paisaje, además, se puede observar que la completitud de la muestra para cultivos es del 100% y para el resto de los elementos es del 99%.

TABLA 5. LISTA DE LOS ÓRDENES DE ARTRÓPODOS REGISTRADOS Y SUS RESPECTIVAS ABUNDANCIAS.

| Clase | Orden | Cultivo | Cerco simple | Cerco complejo | Matorral | Paisaje |
|------------|-------------------|---------|--------------|----------------|----------|---------|
| Arachnida | Mesostigmata | 0 | 3 | 2 | 1 | 6 |
| Arachnida | Opiliones | 0 | 19 | 248 | 10 | 277 |
| Arachnida | Pseudoescorpiones | 0 | 10 | 5 | 16 | 31 |
| Arachnida | Sarcoptiformes | 0 | 0 | 4 | 1 | 5 |
| Arachnida | Scorpionida | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 |
| Arachnida | Solifugae | 6 | 13 | 21 | 20 | 60 |
| Arachnida | Trombidiformes | 518 | 313 | 90 | 240 | 1161 |
| Arachnida | Araneae | 210 | 272 | 331 | 273 | 1086 |
| Chilopoda | Lithobiomorpha | 1 | 1 | 3 | 2 | 7 |
| Chilopoda | Scutigermorpha | 0 | 3 | 8 | 2 | 13 |
| Collembola | Entomobryomorpha | 706 | 107 | 47 | 142 | 1002 |
| Diplopoda | Julida | 0 | 1 | 1 | 0 | 2 |
| Diplopoda | Platydesmida | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| Diplopoda | Polydesmida | 0 | 3 | 4 | 0 | 7 |
| Insecta | Blattodea | 0 | 5 | 2 | 8 | 15 |

| | | | | | | |
|--------------|--------------|------|-------|------|------|-------|
| Insecta | Coleoptera | 3262 | 4713 | 889 | 568 | 9432 |
| Insecta | Diptera | 1153 | 1444 | 1882 | 1255 | 5734 |
| Insecta | Hemiptera | 2026 | 703 | 553 | 600 | 3882 |
| Insecta | Hymenoptera | 928 | 2110 | 2259 | 4093 | 9390 |
| Insecta | Lepidoptera | 9 | 38 | 47 | 41 | 135 |
| Insecta | Mantodea | 0 | 1 | 1 | 0 | 2 |
| Insecta | Orthoptera | 50 | 172 | 167 | 342 | 731 |
| Insecta | Psocoptera | 18 | 2 | 10 | 3 | 33 |
| Insecta | Thysanoptera | 0 | 2 | 1 | 1 | 4 |
| Insecta | Trichoptera | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| Malacostraca | Isopoda | 0 | 472 | 0 | 1 | 473 |
| - | Larvas | 195 | 88 | 124 | 100 | 507 |
| - | Total | 9082 | 10495 | 6703 | 7719 | 33999 |

TABLA 6. ABUNDANCIA (NÚMERO DE INDIVIDUOS) Y RIQUEZA DE ÓRDENES DE ARTRÓPODOS ADULTOS (SIN LARVAS), ASÍ COMO COBERTURA DE LA MUESTRA EN CADA TIPO DE HÁBITAT Y DENTRO DEL PAISAJE.

| | Cultivos | Cerco simple | Cerco complejo | Matorral | Paisaje |
|-------------------------|----------|--------------|----------------|----------|---------|
| Número de individuos | 8 887 | 10 407 | 6 579 | 7 619 | 33 492 |
| Riqueza | 12 | 22 | 25 | 20 | 26 |
| Cobertura de la muestra | 1.00 | 0.99 | 0.99 | 0.99 | |

En cuanto a los elementos del paisaje, el que muestra una mayor acumulación de órdenes es el cerco complejo, aunque no es significativamente distinta a la de los cercos simples y los matorrales. Sin embargo, los cultivos sí tienen una riqueza acumulada de órdenes estadísticamente menor a la de otros elementos del paisaje, dado que los intervalos de confianza no se traslapan (Figura 7.A). Por otro lado, al incorporar la

abundancia de los órdenes, se encontró que los cercos complejos y cultivos tienen la mayor diversidad de artrópodos, y la menor diversidad se encontró en el matorral (Figura 7.B).

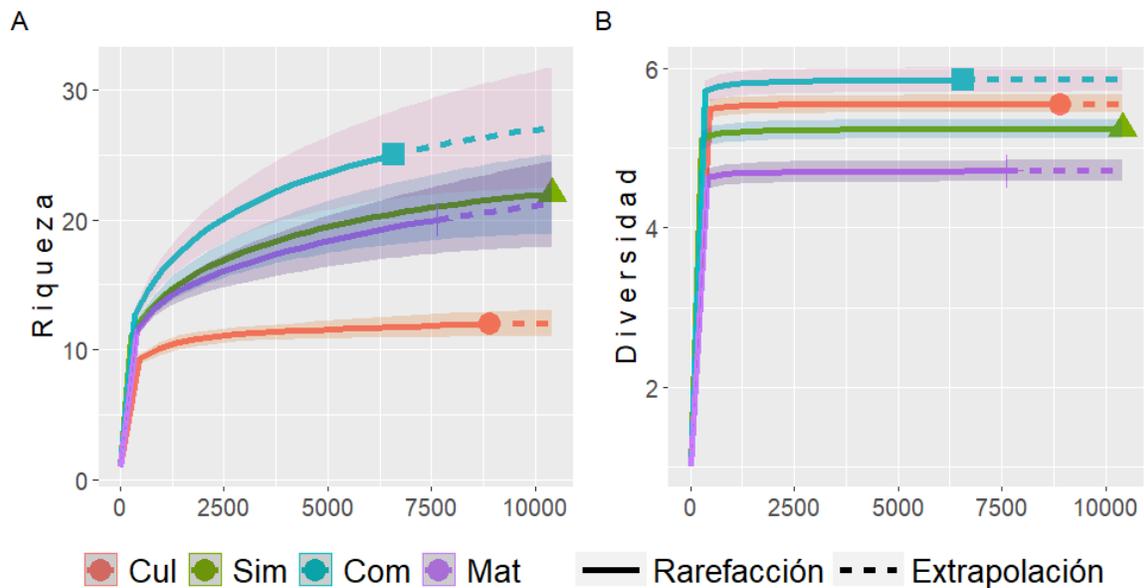


Figura 7. Curva de riqueza (A) y diversidad (B) acumulada de órdenes de artrópodos por tipo de hábitat. Cul: cultivo, Sim: cerco simple, Com: cerco complejo, Mat: matorral. Las áreas sombreadas son intervalos de confianza al 95%.

El análisis de varianza Kruskal-Wallis para la abundancia promedio no muestra diferencias estadísticamente significativas entre los cuatro elementos del paisaje ($H = 1.41$, $p = 0.68$) (Figura 8.A). Por su parte, el ANOVA para la riqueza promedio por transecto de órdenes de artrópodos sí detectó diferencias significativas entre hábitats (Riqueza: $F = 4.43$, $p = 0.02$) (Figura 8.B); el hábitat con menor riqueza promedio de artrópodos es el cultivo. Respecto a la diversidad promedio, tampoco se encontraron diferencias (Diversidad: $F = 0.14$, $p = 0.93$) (Figura 8.C).

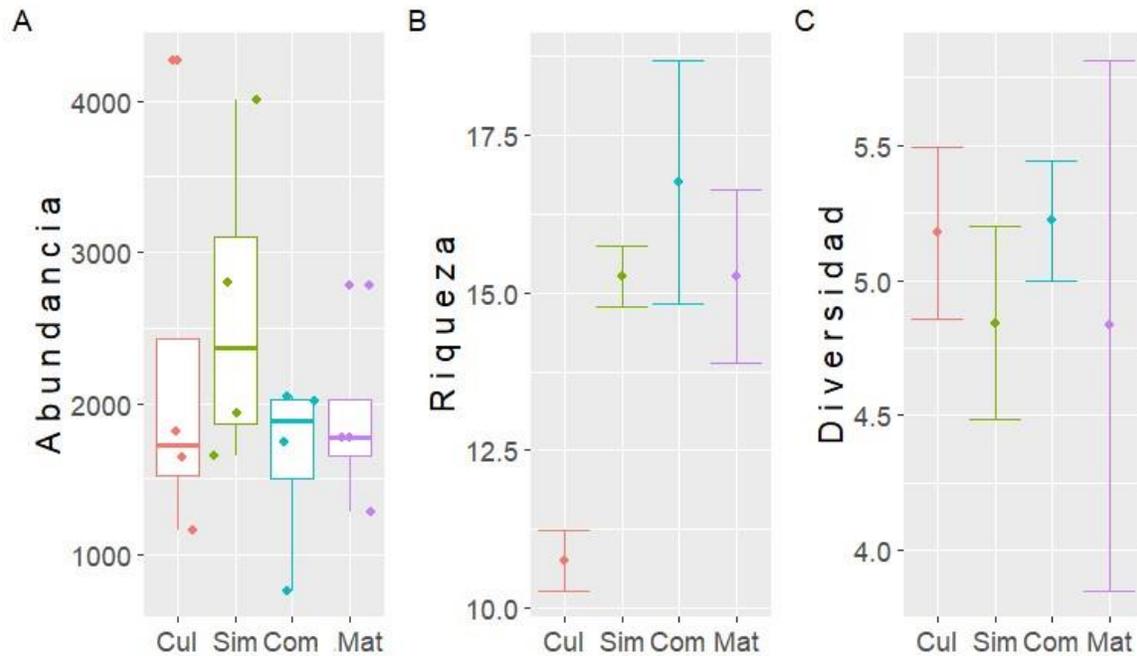


Figura 8. Kruskal-Wallis para la abundancia (A) y ANOVA para riqueza (B) y diversidad (C) de órdenes de artrópodos. Cul: cultivo, Sim: cerco simple, Com: cerco complejo, Mat: matorral. Para la abundancia la línea horizontal muestra la mediana, las cajas son el primer y tercer cuartil. Para la riqueza y abundancia los puntos muestran los valores promedio por transecto y las barras de error son error estándar.

En la composición de órdenes de artrópodos se observa que el valor de la diversidad beta es bajo (< 0.4) y que el efecto dominante es el anidamiento, es decir que los elementos del paisaje menos complejos son subconjuntos de los más complejos (Figura 9.A). El análisis de variación en la composición de órdenes de artrópodos mostró diferencias significativas entre los elementos del paisaje (PERMANOVA: Pseudo-F = 2.86, $p = 0.001$), donde claramente el cultivo es el que se diferencia significativamente del resto, mientras que los cercos y matorral son muy similares en composición de órdenes de artrópodos (Figura 9.B). Los vectores ambientales muestran que la humedad, la temperatura y la dureza del suelo son los factores con mayor influencia sobre su disimilitud de órdenes de artrópodos entre los transectos de muestreo (Figura 9.B).

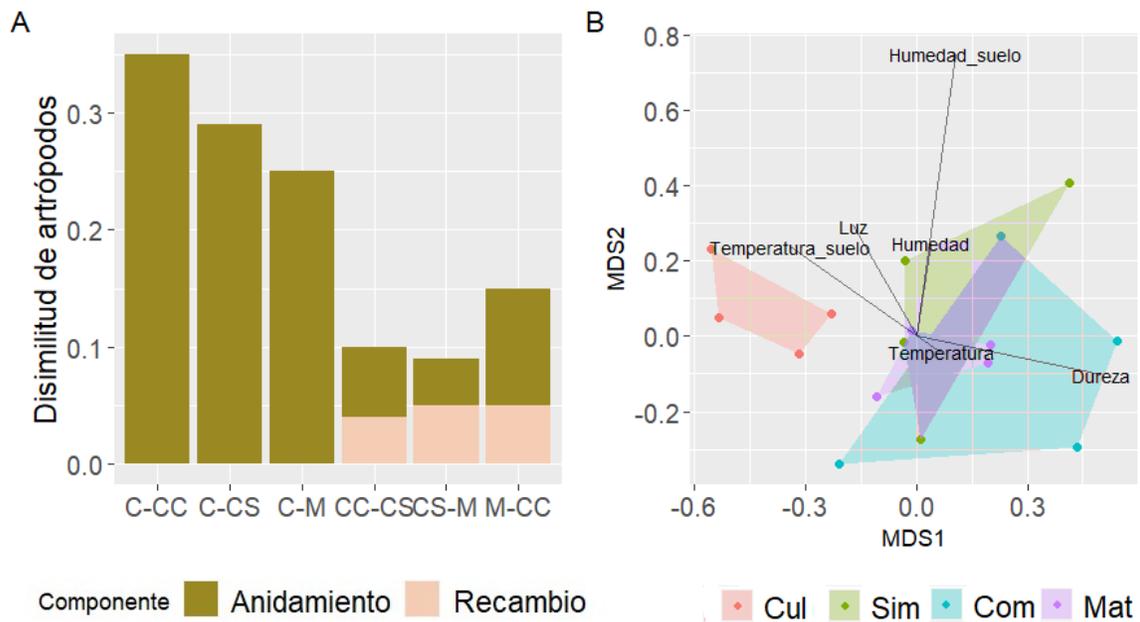


Figura 9. Partición de la diversidad beta total basado en el índice de Sorensen (A). Análisis de ordenamiento (NMDS) basado en el índice de disimilitud de Bray-Curtis (B) de la composición de órdenes de artrópodos en los transectos de cada elemento del paisaje. Se encierran en polígonos los cuatro transectos de cada elemento del paisaje, las líneas indican la posible relación de las variables ambientales sobre la composición de artrópodos. C: Cultivo, CS: Cerco simple, CC: Cerco complejo y M: Matorral (A). Cul: cultivo, Sim: cercos simples, Com: cercos complejos y Mat: matorral (B).

Diversidad y composición de coleópteros

Para el orden Coleoptera se registró una abundancia de 9 432 individuos adultos, sin embargo, para los análisis hubo 223 individuos que no se pudieron determinar, por los que se consideraron solo 9 209 coleópteros pertenecientes a 27 familias y con un total de 169 morfoespecies. Las familias con mayor abundancia fueron Melyridae (6 998 individuos), Chrysomelidae (480 individuos) y Staphylinidae (473 individuos) y las familias con menores abundancias fueron Silphidae (1 individuo), Phengodidae (1 individuo), Erotylidae (2 individuos) y Trogidae (2 individuos), mientras que aquellas con mayor número de morfoespecies fueron Carabidae (29 morfoespecies) y Chrysomelidae (26 morfoespecies) (Tabla 7). En el cerco complejo y matorral se obtuvo un mayor número de familias, para los cercos simples se registró el mayor número de morfoespecies y el mayor número de individuos. La cobertura de la muestra indica que el esfuerzo de muestreo está completo (Tabla 8).

TABLA 7. LISTADO DE FAMILIAS DE COLEÓPTEROS (COLEOPTERA), SU ABUNDANCIA Y NÚMERO DE MORFOESPECIES REGISTRADAS PARA CADA FAMILIA.

| Familia | Cultivo | Cerco simple | Cerco complejo | Matorral | Individuos | Morfoespecies |
|----------------|---------|--------------|----------------|----------|------------|---------------|
| Anthicidae | 265 | 62 | 59 | 16 | 402 | 5 |
| Buprestidae | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 | 2 |
| Cantharidae | 10 | 2 | 5 | 8 | 25 | 6 |
| Carabidae | 93 | 104 | 49 | 15 | 261 | 28 |
| Cerambycidae | 0 | 2 | 1 | 0 | 3 | 3 |
| Chrysomelidae | 97 | 216 | 108 | 58 | 479 | 26 |
| Cleridae | 0 | 0 | 2 | 3 | 5 | 2 |
| Coccinellidae | 10 | 5 | 4 | 2 | 21 | 6 |
| Cryptophagidae | 2 | 3 | 16 | 2 | 23 | 3 |
| Curculionidae | 19 | 44 | 32 | 18 | 113 | 20 |
| Erotylidae | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 2 |
| Histeridae | 9 | 6 | 10 | 3 | 28 | 3 |
| Latridiidae | 17 | 20 | 56 | 4 | 97 | 2 |
| Meloidae | 3 | 4 | 1 | 2 | 10 | 3 |

| | | | | | | |
|----------------|-------|-------|-----|-----|-------|----|
| Melyridae | 2 527 | 3 811 | 309 | 351 | 6 998 | 5 |
| Mordellidae | 4 | 18 | 2 | 1 | 25 | 2 |
| Mycetophagidae | 8 | 5 | 24 | 4 | 41 | 1 |
| Nitidulidae | 0 | 0 | 13 | 0 | 13 | 1 |
| Phalacridae | 34 | 2 | 3 | 1 | 40 | 2 |
| Phengodidae | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| Ptinidae | 0 | 1 | 5 | 2 | 8 | 2 |
| Scarabaeidae | 8 | 1 | 1 | 1 | 11 | 5 |
| Scraptiidae | 1 | 2 | 6 | 1 | 10 | 2 |
| Silphidae | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Staphylinidae | 47 | 139 | 140 | 147 | 473 | 16 |
| Tenebrionidae | 27 | 34 | 20 | 34 | 115 | 18 |
| Trogidae | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 1 |

TABLA 8. ABUNDANCIA, RIQUEZA Y COBERTURA DE LA MUESTRA DE COLEÓPTEROS EN CADA TIPO DE HÁBITAT.

| | Cultivo | Cerco simple | Cerco complejo | Matorral | Paisaje |
|---|---------|--------------|----------------|----------|---------|
| Número de individuos | 3 182 | 4 482 | 867 | 678 | 9 209 |
| Riqueza de familias | 19 | 21 | 23 | 24 | 27 |
| Riqueza total de morfoespecies | 68 | 95 | 88 | 81 | 168 |
| Riqueza estandarizada de morfoespecies (1 356 individuos) | 49 | 56 | 101 | 118 | 324 |
| Cobertura de la muestra | 0.99 | 0.99 | 0.99 | 0.99 | 0.99 |

Las curvas de acumulación de morfoespecies (Figura 10.A) muestran cómo, a un mismo número de individuos (1 356, que es el doble de la abundancia registrada en el matorral), se segregan los elementos del paisaje en dos grupos, primero: matorrales y cercos complejos con una mayor acumulación de morfoespecies semejante y significativamente distinta al segundo grupo conformado por cercos simples y cultivos. En la curva de acumulación de la diversidad (Figura 10.B) se observa que los cercos complejos

conservan la mayor diversidad del paisaje. Además, los cultivos, a pesar de tener menor riqueza que los cercos simples conservan una mayor diversidad debido a la posible equidad en la abundancia de las morfoespecies presentes.

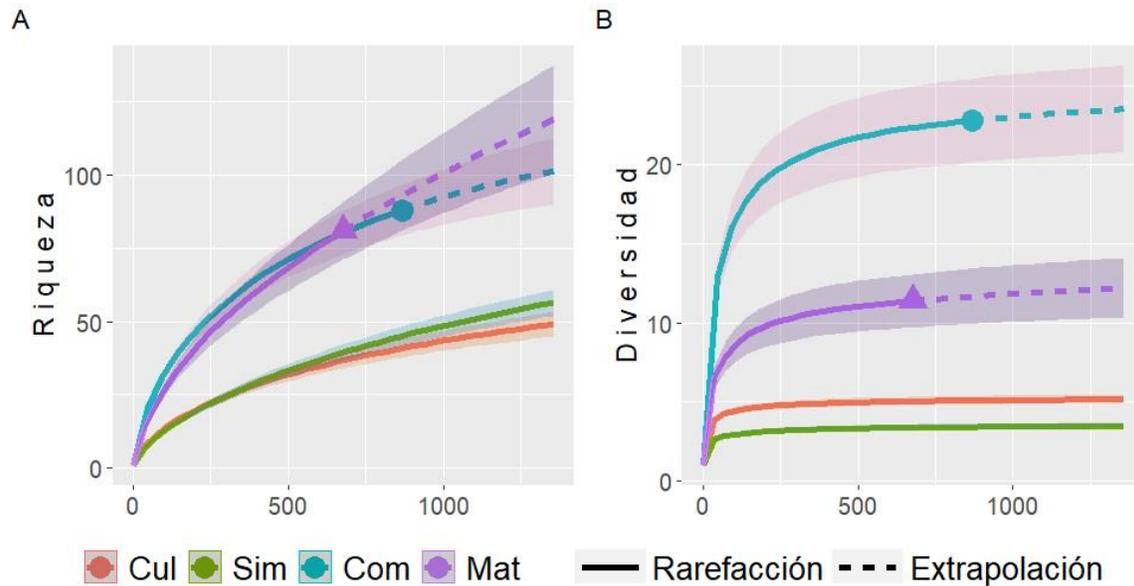


Figura 10. Curvas de acumulación de morfoespecies (A) y curvas de diversidad acumulada (B) del orden Coleoptera por tipos de hábitat. Cul: cultivo, Sim: cerco simple, Com: cerco complejo, Mat: matorral. Las áreas sombreadas son intervalos de confianza al 95%.

El análisis de varianza Kruskal-Wallis para la abundancia de morfoespecies de coleópteros sí mostró diferencias significativas entre los elementos del paisaje (Abundancia: $H = 9.41$, $p = 0.02$) (Figura 10.A), y la prueba post hoc Mann-Whitney indica que la abundancia de coleópteros es significativamente distinta entre cercos simples, cultivos y matorrales ($p < 0.05$). En cuanto a la riqueza promedio, el ANOVA no mostró diferencias significativas entre los elementos del paisaje (Riqueza: $F = 1.39$, $p = 0.29$) (Figura 10.B), a diferencia de la diversidad de orden 1 donde sí se encontraron diferencias significativas (diversidad: $F = 3.82$, $p = 0.03$) (Figura 10.C); los cercos simples son los que albergan una menor diversidad promedio de morfoespecies de coleópteros.

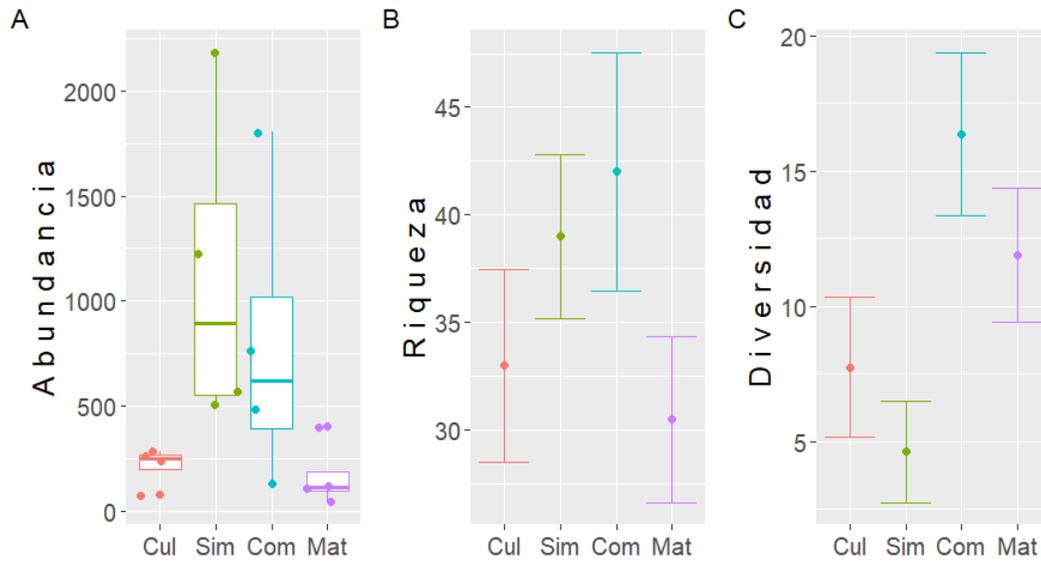


Figura 11. Análisis de varianza Kruskal-Wallis para la abundancia (A) de morfoespecies de coleópteros y ANOVA para la riqueza (B) y diversidad de morfoespecies (C). Cul: cultivo, Sim: cerco simple, Com: cerco complejo, Mat: matorral. En el gráfico de abundancia, la línea horizontal dentro de las cajas representa la mediana y las cajas son el primer y tercer cuartil. Para la riqueza y la diversidad, los puntos muestran los valores promedio, y las barras de error son error estándar.

La disimilitud en la composición de morfoespecies de coleópteros está dominada por el recambio; la mayor disimilitud ocurre entre matorrales y cercos complejos (Figura 12.A). El análisis de ordenamiento NMDS muestra la variación en la composición de morfoespecies entre los cuatro elementos del paisaje, y el análisis permutacional mostró significancia estadística (PERMANOVA: pseudo-F = 2.05, p = 0.009). Los vectores ambientales con mayor influencia sobre la disimilitud de los elementos del paisaje son la humedad y dureza del suelo y la luz.

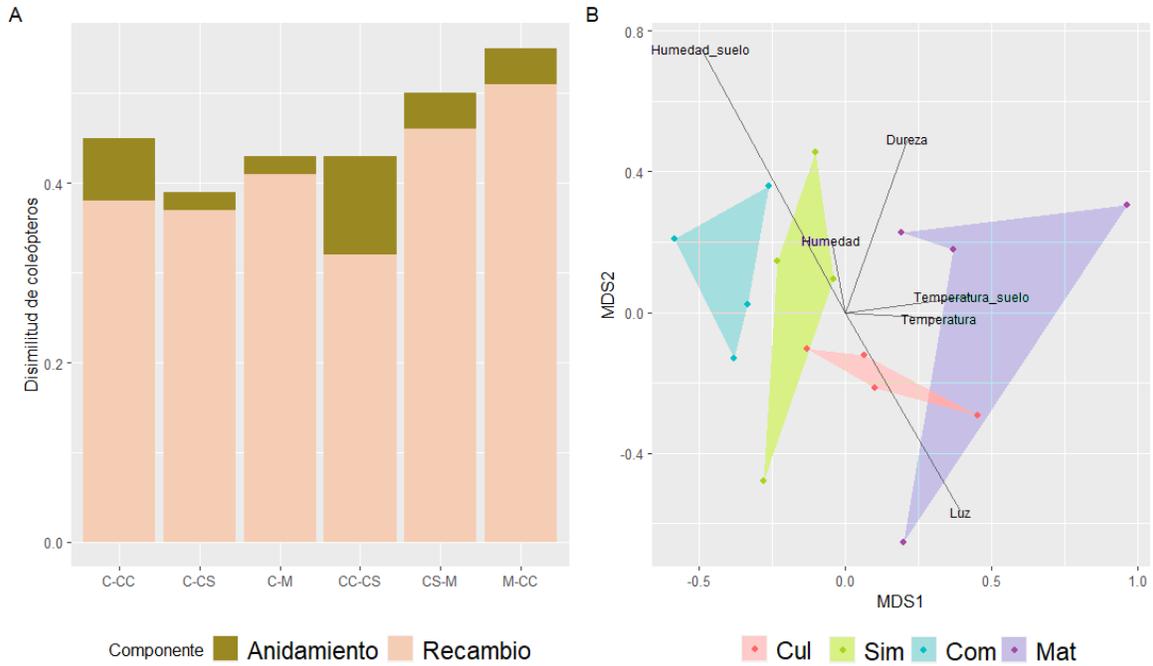


Figura 12. Partición de diversidad beta de morfoespecies de coleópteros, basado en el índice de Sorensen (A). Análisis de ordenamiento (NMDS) basado en el índice de disimilitud de Bray-Curtis de la composición de morfoespecies de coleópteros (B). Se encierran en polígonos los cuatro transectos de cada elemento del paisaje, las líneas indican la relación de las variables ambientales con la composición de morfoespecies (B). Cul: cultivo, Sim: cercos simples, Com: cercos complejos y Mat: matorral.

VARIABLES AMBIENTALES

Los elementos del paisaje tienen condiciones distintas. En el matorral se registraron los valores más altos de temperatura, tanto del suelo como ambiental, así como la mayor incidencia de luz, la menor humedad en el aire y de suelo. En los cercos simples se registró la mayor humedad (Tabla 9).

TABLA 9. PROMEDIOS DE LAS VARIABLES AMBIENTALES DE CADA TIPO DE HÁBITAT.

| | Dureza | Humedad Suelo | Ph | Luz | Temperatura suelo (°C) | Temperatura Aire (°C) | Humedad (%) |
|----------------|--------|---------------|------|---------|------------------------|-----------------------|-------------|
| Cultivo | 3.82 | 1.96 | 7.76 | 1221.74 | 20.70 | 26.91 | 32.65 |
| Cerco simple | 4.30 | 2.56 | 7.58 | 1216.67 | 18.70 | 26.60 | 37.08 |
| Cerco complejo | 4.16 | 2.23 | 7.71 | 829.17 | 18.41 | 27.65 | 31.88 |
| Matorral | 4.34 | 1.31 | 7.71 | 1554.17 | 20.94 | 30.06 | 31.63 |
| Prom. Paisaje | 4.16 | 2.02 | 7.69 | 1205.44 | 19.69 | 27.81 | 33.31 |

Los análisis de varianza no paramétricos muestran que todas las variables ambientales difieren entre los elementos del paisaje (Tabla 10). Los hábitats más sencillos (cultivos y cercos simples) difieren significativamente de aquellos con mayor complejidad en su vegetación (Figura 13), los valores de la prueba post-hoc se pueden consultar en el anexo 1.

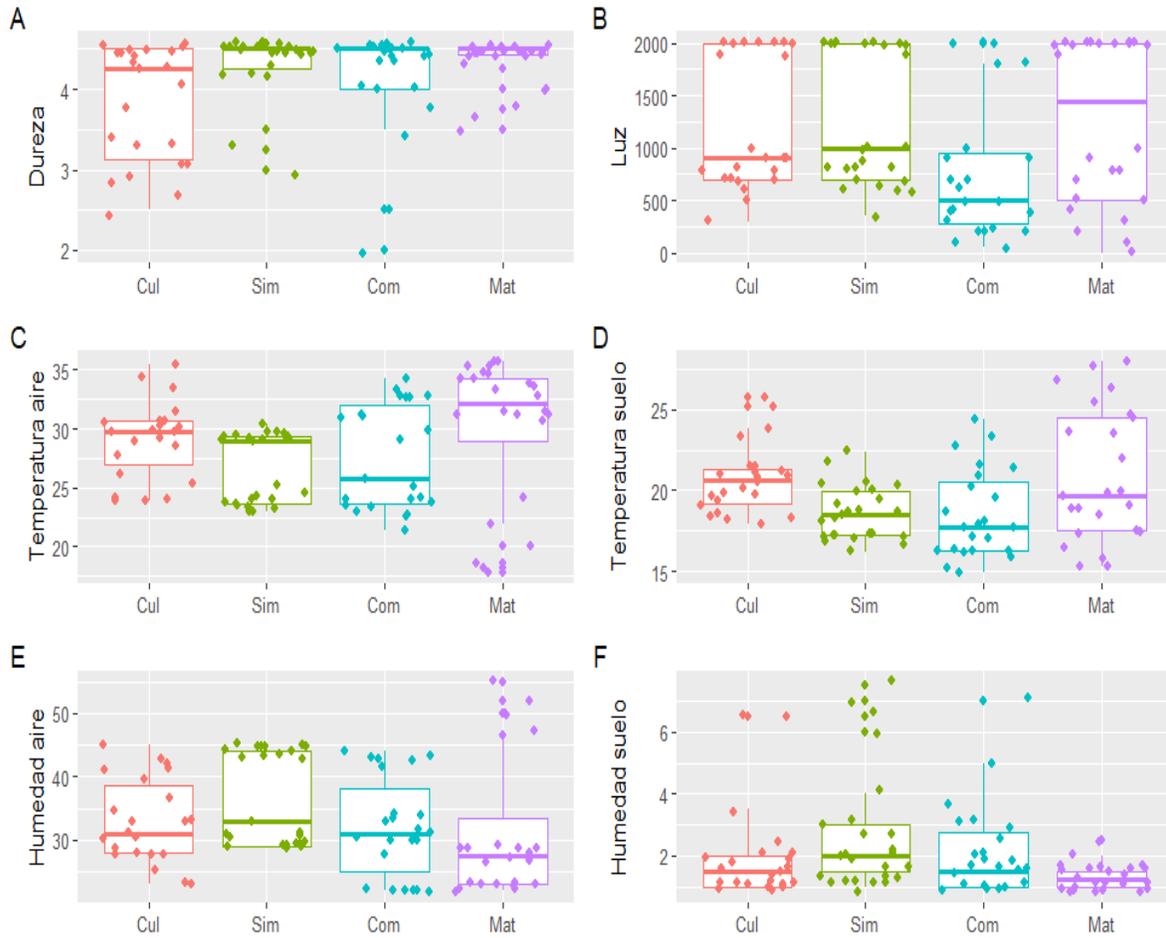


Figura 13. Variación de las variables ambientales entre los cuatro elementos del paisaje. Cul: Cultivo, Sim: Cercos simple, Com: Cercos complejos y Mat: Matorral. La línea horizontal dentro de las cajas representa la mediana y las cajas son el primer y tercer cuartil.

TABLA 10. VALORES DE PRUEBA DE KRUSKAL-WALLIS PARA CADA VARIABLE AMBIENTAL, COMPARANDO LOS CUATRO ELEMENTOS DEL PAISAJE.

| Variable | H | <i>p</i> |
|-----------------------|-------|----------|
| Dureza | 10.41 | 0.01 |
| Luz | 10.36 | 0.01 |
| Humedad Ambiental | 9.24 | 0.02 |
| Humedad Suelo | 10.61 | 0.01 |
| Temperatura Ambiental | 14.10 | 0.002 |
| Temperatura Suelo | 13.94 | 0.002 |

Las variables ambientales como predictoras de la abundancia, riqueza y diversidad de plantas, artrópodos y coleópteros

De manera general, los modelos lineales generalizados indican que la dureza del suelo es la variable que mejor explica la riqueza y diversidad especies de plantas mediante relaciones positivas (Figura 14. A y B; Tabla 11), la abundancia de plantas no es explicada por ninguna de las variables ya que el mejor modelo para la abundancia es el modelo nulo. La abundancia de artrópodos es explicada por la dureza (relación positiva), la humedad (relación negativa) y la interacción entre ambas variables, por su parte, la diversidad de artrópodos se relaciona positivamente con la humedad (Figura 14. C, D y E; Tabla 11). Finalmente, la abundancia de los coleópteros es explicada por la dureza del suelo (relación positiva), la humedad (relación negativa) y la interacción de ambas variables (Figura 14. F y G), mientras que la riqueza y diversidad de coleópteros no están significativamente relacionadas con los modelos (Tabla 11).

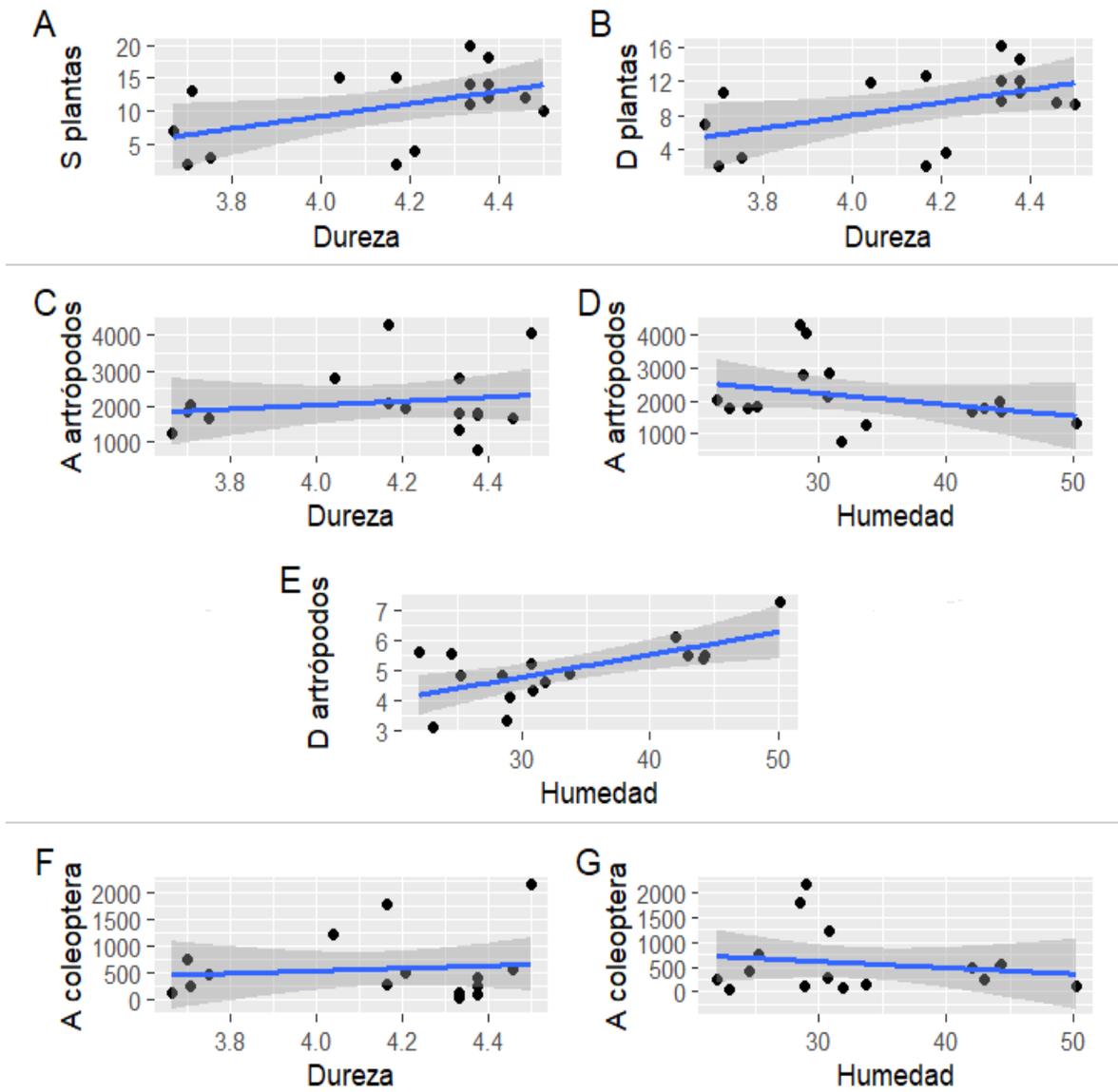


Figura 14. Gráficos de los modelos que explican más varianza en las variables dependientes. A: Abundancia, S: Riqueza y D: Diversidad.

TABLA 11. MEJOR MODELO PARA EXPLICAR LAS VARIABLES DEPENDIENTES DE PLANTAS, ARTRÓPODOS Y COLEÓPTEROS. LOS DATOS COMPLETOS DE LOS MODELOS SE INCLUYEN EN EL ANEXO 3.

| | | Variables dependientes | Mejor modelo |
|-------------|------------|------------------------|------------------|
| Plantas | Abundancia | | Nulo |
| | Riqueza | | Dureza |
| | Diversidad | | Dureza |
| Artrópodos | Abundancia | | Dureza * Humedad |
| | Riqueza | | Nulo |
| | Diversidad | | Humedad |
| Coleópteros | Abundancia | | Dureza * Humedad |
| | Riqueza | | Nulo |
| | Diversidad | | Nulo |

Correlaciones entre grupos biológicos

Las correlaciones de Spearman entre la abundancia, riqueza y diversidad de plantas, con la abundancia, riqueza y diversidad de órdenes de artrópodos no fueron significativas. Sin embargo, sí se observan correlaciones negativas entre la abundancia, riqueza y diversidad de plantas y la abundancia de morfoespecies coleópteros (Tabla 12).

TABLA 12. COEFICIENTES DE CORRELACIONES DE SPEARMAN (S_r) ENTRE LA ABUNDANCIA, RIQUEZA Y DIVERSIDAD DE PLANTAS CON LA ABUNDANCIA, RIQUEZA Y DIVERSIDAD DE ARTRÓPODOS Y COLEÓPTEROS. SE INDICAN CON ASTERISCOS LAS CORRELACIONES SIGNIFICATIVAS ($p < 0.05$).

| | | Plantas | | |
|-------------|------------|------------|---------|------------|
| Variables | | Abundancia | Riqueza | Diversidad |
| Artrópodos | Abundancia | -0.378 | 0.226 | -0.275 |
| | Riqueza | -0.269 | 0.490 | 0.477 |
| | Diversidad | -0.053 | 0.411 | 0.090 |
| Coleópteros | Abundancia | -0.625* | -0.497* | -0.601* |
| | Riqueza | -0.005 | -0.088 | -0.106 |
| | Diversidad | -0.191 | -0.311 | -0.202 |

DISCUSIÓN

Dentro de los cultivos del paisaje agrícola de este estudio se llevan a cabo prácticas agrícolas intensivas como el uso de maquinaria para arar y retirar el cultivo de cebada, además del uso de herbicidas y plaguicidas. Estas prácticas generan el agotamiento del suelo, la infestación de plagas, resistencia a herbicidas y plaguicidas, además de generar cuellos de botella en poblaciones de polinizadores y enemigos naturales de las plagas, disminuyendo la producción de los cultivos (Tschardt et al., 2021; Rasmussen et al., 2024). Sin embargo, el paisaje conserva elementos de distinta complejidad, los cuales generan diferentes tipos de microhábitats con condiciones ambientales específicas y óptimas para diferentes tipos de organismos (Wang et al., 2024). Uno de estos elementos de este paisaje son los cercos vivos con diferente complejidad. Se ha demostrado que los cercos tienen beneficios sobre la biodiversidad, pues son importantes reservorios de alimento, refugio, sitios de descanso, atrayendo potenciales parejas y sitios de apareamiento para muchos grupos de animales incluyendo artrópodos, aves, otros vertebrados y al mismo humano (Harvey et al., 2003; Pulido-Santacruz y Renfijo, 2011; Zamora-Pedraza et al., 2022; Priyadarshana et al., 2024; Martínez-Núñez et al., 2024).

Diversidad de plantas, artrópodos y coleópteros

En diversos estudios se ha encontrado que las comunidades de artrópodos están relacionadas a la riqueza de plantas, a la complejidad estructural y a sus atributos (Molina et al., 2014, 2016; Tobish et al., 2023; Favarin et al., 2024). Por ello, se esperaba encontrar un patrón sobre la riqueza y diversidad local de cada elemento en el que, a mayor complejidad estructural, mayor sería la riqueza y diversidad, es decir, se esperaba encontrar al matorral como el elemento más rico y diverso, y al cultivo como el hábitat con menor diversidad. Los resultados de este trabajo muestran que, en los tres grupos taxonómicos evaluados, la mayor riqueza y diversidad se encuentra en los cercos complejos, lo cual concuerda con diversos trabajos donde se ha encontrado una mayor diversidad adyacente al cultivo que dentro del cultivo (Molina et al., 2014, 2016; Tobish et al., 2023; Triquet et al., 2024). Esto posiblemente se debe a que en los cercos complejos existe la mayor cantidad de recursos por tener alta diversidad vegetal (Priyadarshana et al., 2024; Rasmussen et al., 2024).

En el caso de plantas y escarabajos la diversidad en los cercos vivos es similar a la del matorral, siguiendo el patrón que se esperaba, sin embargo, los cultivos tienen mayor diversidad de órdenes de artrópodos que el matorral y cercos simples. Este resultado se puede deber a que cada organismo responde de diferentes formas a su hábitat según la especialización de su nicho (Tobisch et al., 2023) y al recurso estacional que representa el cultivo en sí. También, a la amplitud de la determinación taxonómica a nivel de orden. Así

mismo, los cultivos albergan una mayor diversidad de morfoespecies de coleópteros que los cercos simples, este resultado se debe a que dentro de los cultivos existe una mayor equidad en las abundancias de los órdenes de artrópodos que en los matorrales y en los cercos simples, y también de morfoespecies de coleópteros que en los cercos simples (Magurran, 2021) y esto mismo también puede estar influenciado por el recurso estacional que el cultivo representa (Landis et al., 2005).

En cuanto a las plantas, en diversos estudios se ha mencionado que los cercos vivos pueden albergar una alta diversidad de plantas (Siles et al., 2013; Ruiz-Guerra et al., 2014; Zamora-Pedraza et al., 2022). Factores como la riqueza de especies, la diversidad y la densidad de la vegetación han comprobado ser cruciales en implementación de hábitats seminaturales dentro de paisajes agrícolas, ya que son fuente de comunidades benéficas para los cultivos y la biodiversidad (Favarin et al., 2024). La vegetación sirve como rompevientos para aquellos artrópodos con dispersión a través del vuelo como mariposas (Zamora-Pedraza et al., 2022), avispa, abejas y algunos escarabajos. Las leguminosas ayudan a la fijación de nitrógeno en los suelos, las Asteraceae son fuente de alimento para diferentes tipos de artrópodos como abejas, mariposas, abejorros, escarabajos, áfidos y hemípteros (Moreno-Calles et al., 2010). La similitud en riqueza de plantas entre cercos y matorrales indican que los cercos vivos pueden albergar tantas especies de plantas como los matorrales, sin embargo, esto no significa que puedan reemplazarla por lo que los matorrales deben conservarse en el paisaje.

Composición de plantas, artrópodos y escarabajos y la influencia de las condiciones ambientales.

El índice de disimilitud en la composición de plantas fue el más alto entre los tres grupos evaluados, siendo a su vez el recambio el efecto dominante sobre la composición, y la humedad y la dureza como las variables ambientales fuertemente relacionadas con la composición de plantas. Esto indica que hay especies particulares dentro de cada elemento, por ejemplo, especies como *Tagetes coronopifolia* y *Tithonia tubiformis* son exclusivas a los cultivos. Los cercos simples tienen seis especies exclusivas (plantas que no se encontraron en otro hábitat), los cercos complejos tienen 11 especies exclusivas y los matorrales tienen con 10 especies exclusivas. Debido a que las especies de plantas presentes en los cultivos son malezas y el propio cultivo, es evidente que su composición es la que difiere significativamente del resto de los elementos. En zonas áridas, los cambios en la composición de plantas entre los remanentes de vegetación nativa y el agroecosistema se deben al intercambio entre especies perenes y herbáceas nativas que no se encuentran dentro o cerca de los cultivos, y aquellas exóticas que no se encuentran en los remanentes (Moreno-Calles et al., 2010). A su vez, la composición de especies de plantas tiene un impacto sobre las comunidades de artrópodos, al presentarse diferentes tipos de estructuras florales para distintos artrópodos que requieren de la vegetación y de los recursos florales como sitios de forrajeo, como las abejas (Favarin et al., 2024; Hernández-López, 2024).

Con respecto a las comunidades de los artrópodos, en el paisaje estudiado la fauna de los cultivos es un subconjunto del resto de los elementos al estar completamente anidada, aunque sí existe cierto recambio entre cercos y matorral. Debido a esto, no hay ningún orden de artrópodos exclusivo de los cultivos, mientras que los cercos complejos son el único elemento con representantes de los órdenes Scorpionida, Platydesmida y Trichoptera y, a su vez, compartiendo los órdenes Julida, Polydesmida y Mantodea con los cercos simples y Sarcoptiformes con el Matorral. Este resultado coincide con lo reportado por van Schalkwick (2020) donde también reporta una baja disimilitud entre áreas de cultivo y sin cultivo, y discrepa con otros donde se ha mencionado que los paisajes fragmentados un alto recambio en la composición de artrópodos (Matthews et al., 2019). Los patrones en la presencia y abundancia de las especies y organismos puede estar ligada a la competencia por espacios dentro de los nichos ecológicos y sus adaptaciones en los cambios ambientales (Magurran, 2021). En la composición de artrópodos, la temperatura del suelo tiene la mayor influencia, ya que la temperatura y humedad influyen directamente en su fisiología y determinan condiciones favorables o desfavorables en su hábitat (Sabedot-Bordin, 2020).

Los coleópteros tienen una mayor disimilitud entre matorrales y cercos complejos, y una mayor similitud entre cercos simples y cultivos siendo también el recambio el efecto dominante en la diversidad beta, influenciada por la humedad del suelo, la luz y la dureza del suelo. El matorral alberga a las únicas dos morfoespecies de la familia Erotylidae y al único representante de la familia Phengodidae; solo dentro de los cercos complejos se encontraron miembros de la familia Nitidulidae, mientras que Silphidae solo se encontró dentro de los cercos simples. A pesar de que la disimilitud entre matorrales y cercos complejos es la más alta, el resultado puede estar reflejando la presencia de morfoespecies especialistas (Hernández-Molina et al., 2023) a los recursos de cada elemento aportando riqueza y diversidad al paisaje en conjunto. El resultado sobre las variables ambientales coincide con lo reportado por Rangel-Acosta y Martínez-Hernández (2017) quienes encuentran que la intensidad lumínica, la compactación del suelo, la humedad del suelo además de la ambiental y la cobertura vegetal son las variables que más generan cambios sobre la composición de escarabajos.

Influencia de las condiciones ambientales sobre la abundancia, riqueza y diversidad de los grupos biológicos

Los elementos del paisaje tienen condiciones abióticas particulares, lo cual podría influenciar la adaptación y presencia de organismos particulares. La humedad y temperatura son factores abióticos particularmente relacionados con la vegetación y las comunidades de artrópodos (Prather et al., 2020). El estudio de las variaciones ambientales sobre la diversidad y composición de los organismos es importante debido a la creciente modificación de su medio, de las condiciones ambientales locales y de los paisajes con el aumento en la demanda en la producción agrícola (Zellweger et al., 2016; Sabedot-Bordin, 2020).

A la escala del paisaje agrícola estudiado, la dureza del suelo resultó ser la variable que explica la abundancia y diversidad de plantas, a pesar de que globalmente, a escalas

amplias, la temperatura y la precipitación son las condiciones más determinantes sobre el crecimiento y supervivencia de las plantas (Reyer et al., 2013). En los cultivos, el manejo con arado disminuye considerablemente la dureza del suelo, lo que se relaciona con la baja riqueza y diversidad de plantas. Por otro lado, los artrópodos son organismos ectotermos y por lo tanto sensibles a los cambios en las condiciones ambientales, con una fuerte relación entre la búsqueda de diferentes microhábitats determinados por condiciones de precipitación, humedad y temperatura (Maino et al., 2016; Prather et al., 2020). Por ello, era esperable que la humedad ambiental (negativamente correlacionada con la temperatura ambiental y del suelo) fueran la variable ambiental que más explicara la la diversidad de artrópodos. Sin embargo, La dureza del suelo, la humedad y la interacción entre ambas variables explicaron la abundancia tanto de artrópodos como de coleópteros. Estos organismos aumentan su abundancia y riqueza con las temporadas húmedas porque coincide con la mayor presencia de recursos, la temperatura adecuada es importante para iniciar vuelo y la presencia de vegetación es relevante para encontrar sitios de descanso, de sombra, de reproducción, oviposición y alimento (Chambó et al., 2017; Rangel-Acosta y Martínez-Hernández, 2017; Sabedot-Bordin, 2020).

Así mismo, se esperaba que la heterogeneidad estructural de los elementos del paisaje, determinada por la vegetación (Tschardt et al., 2005; Molina et al., 2016), estuviera relacionada positivamente con la abundancia riqueza y diversidad tanto de órdenes de artrópodos como de morfoespecies de coleópteros (Molina et al., 2014; Molina et al. 2016; Rangel-Acosta y Martínez-Hernández, 2017; Tobish et al., 2023; Favarin et al., 2024). Sin embargo, se encontró que a mayor abundancia de plantas hay menor abundancia de coleópteros. Este resultado es controversial debido a que los insectos están íntimamente ligados a la vegetación, como en el caso de los insectos herbívoros (Bale et al., 2002), aunque también pudiera estar reflejando los hábitos generalistas de muchos artrópodos (Hernández-Molina et al., 2023). En el caso de los coleópteros, se observó la alta presencia de Melyridae sp 1, una morfoespecie significativamente muy abundante principalmente en cercos simples. Con el propósito de probar si la ausencia de esta morfoespecie generaba cambios en los resultados, se repitieron los mismos análisis omitiendo este dato, sin embargo, no se obtuvieron resultados distintos. Se ha mencionado que la relación entre artrópodos y la vegetación a escalas pequeñas es difícil de comprobar, debido a la baja variación de las condiciones ambientales entre sitios y las características fisiológicas de cada organismo. Además, se ha encontrado que la estructura y heterogeneidad de la vegetación está fuertemente relacionada a la riqueza de organismos voladores (Zellweger et al., 2016; Sabedot-Bordin, 2020) como las abejas en sistemas muy parecidos como el de este trabajo (Hernández-López, 2024). Esto sugiere que la abundancia, riqueza y diversidad pudieran estar relacionadas de manera más clara con las variables ambientales que con la complejidad estructural de la vegetación. Además, el trampeo de este trabajo está enfocado principalmente a artrópodos que se desplazan a nivel del suelo.

Implicaciones de los cercos vivos en los paisajes agrícolas para la conservación

Para entender los procesos que generan cambios, tanto positivos como negativos en la biodiversidad, es importante medir la diversidad biológica desde diversas perspectivas, tiempos y espacios para aprender a conservarla (Magurran, 2021). Este trabajo proporciona información que ayuda a enfatizar la importancia del uso de cercos vivos, en vez de cercos de cables y postes, o de piedra, para la delimitación de los cultivos (Zamora-Pedraza et al., 2022). Si bien los cercos de mayor complejidad requieren un área mayor para su establecimiento, es importante informar a los agricultores sobre los beneficios que les proporcionan, a ellos mismos y al paisaje del cual obtienen un beneficio económico. En este trabajo no se consideró la opinión y conocimiento de los agricultores sobre los cercos, pero Moreno-Calles y colaboradores (2010) mencionan que a pesar de que existen programas de apoyos gubernamentales (Procampo) que promueven la eliminación de especies y parches de vegetación nativa ya que reducen el área del cultivo, los agricultores tienen una opinión distinta al respecto, ya que la conservación de árboles y parches es un saber tradicional enseñado de generación en generación. Por ello, es importante reconocer la labor de los propietarios y trabajadores en mantener los cercos vivos, y capacitarlos sobre el valor ecológico de dichos cercos, asegurando su mantenimiento adecuado y protección para que no sean reemplazados por técnicas menos sustentables para la calidad del suelo, del cultivo y de la vegetación y fauna nativa (Harvey et al., 2003; Kleijn et al., 2019; Albrecht et al., 2020).

A pesar de que en este trabajo se observa que el paisaje agrícola conserva dentro de sus elementos biodiversidad y heterogeneidad, existen otros recursos y técnicas que se pueden implementar para aumentar su capacidad en la conservación y protección de la biodiversidad. Por ejemplo, la intensificación ecológica mediante el aprovechamiento de los servicios ecosistémicos para mantener la producción agrícola mientras se minimizan los efectos negativos del ambiente (Kleijn et al., 2019). También, los planes de manejo agrícolas que promuevan el cultivo de plantas nativas y cultivadas y así, mantener e incrementar la diversidad genética de los paisajes agrícolas, la dispersión de semillas y la propagación vegetativa para el aumento de la biodiversidad (Moreno-Calles et al., 2010).

Este trabajo refuerza lo importante que es considerar cómo cambian las comunidades biológicas y los paisajes, ya que a niveles locales las comunidades pueden estar ganando especies no benéficas en un momento determinado, siendo responsables de cambios drásticos en la biodiversidad local, y esto genera cambios en la diversidad global de un paisaje a través del tiempo (Magurran, 2021). Sin embargo, se enfatiza en la necesidad de seguir generando preguntas de investigación que esclarezcan las lagunas de información de trabajos como este. Por ejemplo, considerar atributos de la vegetación como el área, palatabilidad, firmeza de las hojas y su contenido de nitrógeno y carbono, resistencia a la herbivoría y la disponibilidad de recursos florales como atributos dentro del

análisis de diversidad funcional para evaluar su influencia sobre las comunidades de artrópodos dentro de los paisajes agrícolas (Favarin et al., 2024).

CONCLUSIONES

- La riqueza y diversidad de especies de plantas fue mayor en los cercos complejos, aunque similar a las del matorral; la menor riqueza y diversidad se encontró dentro de los cultivos. Por otro lado, la diversidad beta de plantas entre los elementos del paisaje se debe principalmente al recambio de especies. La composición de especies de plantas está mayormente relacionada con la dureza y la humedad del suelo.
- La diversidad de órdenes de artrópodos tiene un patrón distinto: la mayor riqueza y diversidad la albergan los bordes complejos, mientras que la menor diversidad se encuentra dentro de los matorrales. Los cultivos tienen la menor riqueza, pero son más diversos incluso que los cercos simples. La disimilitud en composición de órdenes de artrópodos entre los elementos del paisaje está dominada por el anidamiento y está fuertemente relacionada con la humedad, temperatura y dureza del suelo.
- La mayor riqueza y diversidad de morfoespecies de coleópteros también se encuentra dentro de los cercos complejos, la menor riqueza se encuentra en los cultivos y la menor diversidad en los cercos simples. La disimilitud en la composición en las comunidades de coleópteros está dominada por el recambio, y está fuertemente relacionada con la luz, la humedad del suelo y la dureza.
- Los modelos lineales generalizados indican que la riqueza y la diversidad de especies de plantas es explicada por la dureza del suelo. La abundancia de artrópodos es explicada por la dureza, la humedad, y por su interacción, mientras que la diversidad de artrópodos es explicada por la humedad. Mientras que la abundancia de morfoespecies de coleópteros es explicada por la dureza del suelo, por la humedad y por la interacción entre ambas variables.
- Por último, se encontró una relación negativa entre la abundancia de morfoespecies de coleópteros y la abundancia, riqueza y diversidad de plantas.

REFERENCIAS

- Alanís-Rodríguez, E., Valdecantos-Dema, A., Canizales-Velázquez, P. A., Collantes Chávez-Costa, A., Rubio-Camacho, E., y Mora-Olivo, A. 2018. Análisis estructural de un área agroforestal en una porción del matorral xerófilo del noreste de México. *Acta botánica mexicana*, 125: 133-156. DOI:10.21829/abm125.2018.1329
- Albrecht, M., Kleijn, D., Williams, N.M., Tschumi, M., Blaauw, B.R., Bommarco, R., y Sutter, L. 2020. The effectiveness of flower strips and hedgerows on pest control, pollination services and crop yield: a quantitative synthesis. *Ecology Letters*, 23: 1488-1498. DOI: 10.1111/ele.13576
- Amaral, D.S., Venzon, M., Duarte, M.V., Sousa, F.F., Pallini, A., y Harwood, J.D. 2013. Non-crop vegetation associated with chili pepper agroecosystems promote the abundance and survival of aphid predators. *Biological Control*, 64(3): 338-346. DOI: 10.1016/j.biocontrol.2012.12.006
- Anderson, M.J. y Walsh, D.C.I. 2013. PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: what null hypothesis are you testing? *Ecological Monographs*, 83, 557-574. DOI: 10.1890/12-2010.1
- Arnett, R.H. 2000. *American insects: a handbook of the insects of America north of Mexico*. Crc Press. DOI: 10.1201/9781482273892
- Avendaño-Reyes, S. A. y Acosta-Rosado, I. A. 2000. Plantas utilizadas como cercas vivas en el estado de Veracruz. *Madera y Bosques*, 6(1): 55-71.
- Badr, A., Sch, R., Rabey, H.E., Effgen, S., Ibrahim, H.H., Pozzi, C., ... y Salamini, F. 2000. On the origin and domestication history of barley (*Hordeum vulgare*). *Molecular Biology and Evolution*, 17(4): 499-510. DOI: 10.1093/oxfordjournals.molbev.a02633
- Bale, J.S., Masters, G.J., Hodkinson, I.D., Awmack, C., Bezemer, T.M., Brown, V.K., ... y Whittaker, J.B. 2002. Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Global Change Biology*, 8(1): 1-16. DOI:10.1046/j.1365-2486.2002.00451.
- Balzan, M. V., Bocci, G., y Moonen, A. C. 2014. Augmenting flower trait diversity in wildflower strips to optimise the conservation of arthropod functional groups for multiple agroecosystem services. *Journal of Insect Conservation*, 18: 713-728.
- Baselga, A., y Orme, C.D.L. 2012. betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(5): 808-812. DOI: 10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x

- Baselga, A., y Gómez-Rodríguez, C. 2019. Diversidad alfa, beta y gamma: ¿Cómo medimos diferencias entre comunidades biológicas? *Nova Acta Scientifica Compostelana*, 26: 29-45.
- Baselga, A., Orme, D., Villeger, S., De Bortoli, J., Leprieur, F., Logez, M., ... y Crujeiras, R. 2023. betapart: Partitioning beta diversity into turnover and nestedness Components. R package version 1.6. <https://CRAN.R-project.org/package=betapart>.
- Borror, D. J y White, R.E. 1998. A field guide to the insects of America North of Mexico. Boston, Nueva York: Paterson Field Guide Series, Houghton Mifflin Company.
- Beans, C. 2022. Can countries expand agriculture without losing biodiversity? *BioScience*, 72: 501-507. DOI: 10.1093/biosci/biac030
- Brewer, M.J., Butler, A., y Cooksley, S.L. 2016. The relative performance of AIC, AICC and BIC in the presence of unobserved heterogeneity. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(6): 679-692. DOI: 10.1111/2041-210X.12541
- Bringas, C.T., Preciado, J.M., Robles, J.M., Figueroa, N.A., y Ganado, A.S. 2018. Caracterización de la región e identificación de proyectos productivos factibles. Publicación derivada del FOMIX-HIDALGO 2015-01-267837. Centro De Investigación y Desarrollo en Agrotecnología Alimentaria (CIDEA), 271 pp.
- Camarena-Gutiérrez, G. 2009. Señales en la interacción planta insecto. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 15(1): 81-85.
- Calderón-García, J. O., Monterroso-Rivas, A. I., y Gómez-Díaz, J. D. 2015. Cambio climático en el Centro de México: impacto en la producción de cebada (*Hordeum vulgare*) en Tlaxcala. *Ra Ximhai*, 11(5): 37-46.
- Calderón-Patrón, J.M. y Moreno, C.E. 2019 Diversidad beta basada en índices de disimilitud: Su partición en componentes de recambio y diferencias en riqueza. En: Moreno CE (Ed.) *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio* (pp. 203-222). Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Libermex, Ciudad de México.
- Calderón de Rzedowski G., y Rzedowski J. 2001. Flora fanerogámica del Valle de México. Segunda edición. Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Pátzcuaro, Michoacán.
- Chacoff, N., y Monmany, A.C. 2009. Interacciones planta-insecto y sus implicancias para los sistemas agrícolas en el piedemonte del Alto Bermejo. En: A.D., Brown, Alejandro D. Brown, P.G. Blendinger, T. Lomáscolo y P. García Bles (Eds.), *Ecología, historia natural y conservación de la Selva Pedemontana de las Yungas Australes* (pp. 1-21). Ediciones del Subtrópico.

- Chacón-Jaramillo, L. 2022. Las agrociencias en la dimensión de paisajes sostenibles. Agrociencias. En: P.F. Martín Gómez, R.J. De Armas Costa, N. Obregón Neira, K.V. Suárez Parra, G. Correa Assmus (Eds.). Las agrociencias en la dimensión de paisajes sostenibles (pp. 1-4). Universidad La Salle.
- Chambó, E.D., de Oliveira, N.T.E., Garcia, R. C., Ruvolo-Takasusuki, M.C.C., y Arnaut de Toledo, V. A. 2017. Statistical modeling of insect behavioral response to changes in weather conditions in *Brassica napus* L. *Arthropod-plant Interactions*, 11: 613-621. DOI 10.1007/s11829-017-9506-8
- Chao, A., Henderson, P.A., Chiu, C.-H., Moyes, F., Hu, K.-H., Dornelas, M., y Magurran, A.E. 2021. Measuring temporal change in alpha diversity: a framework integrating taxonomic, phylogenetic and functional diversity and the iNEXT.3D standardization. *Methods in Ecology and Evolution*, 12: 1926-1940. DOI: 10.1111/2041-210X.13682
- Chao, A., y Jost, L. 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12): 2533-2547. DOI: 10.1890/11-1952.1
- Contreras-López, E., Jaimez-Ordaz, J., Hernández-Madrigal, T., Añorve-Morga, J., y Beltrán-Hernández, R. 2008. Composición química de cebadas cultivadas bajo diferentes condiciones de labranza en tres localidades del estado de Hidalgo, México. *Bioagro*, 20(3): 201-208.
- De La Ossa-Lacayo, A. 2013. Cercas vivas y su importancia ambiental en la conservación de avifauna nativa. *Revista Colombiana de Ciencia Animal*, 5(1): 171-193. DOI: 10.24188/recia.v5.n1.2013.483
- Eaton, E. R., y Kaufman, K. 2007. Kaufman field guide to insects of North America. Houghton Mifflin Harcourt, New York.
- Favarin, S., Sommaggio, D., Fantinato, E., Masiero, M., y Buffa, G. 2024. Ecological intensification: multifunctional flower strips support beneficial arthropods in an organic apple orchard. *Plant Ecology*, En prensa. DOI: 10.1007/s11258-024-01402-z
- Ferrante, M., Schulze, M., y Westphal, C. 2024. Hedgerows can increase predation rates in wheat fields in homogeneous agricultural landscapes. *Journal of Environmental Management*, 349: 119498.
- Fierros-López, H. E. 2004. Guía para las familias comunes de Coleoptera de México. Universidad de Guadalajara. 41 pp.
- Gelviz-Gelvez, S. M., y Pavón-Hernández, N. P. 2013. Diversidad de especies arbustivas en una zona semiárida del centro de México. *Revista Chapingo. Serie de Ciencias Forestales y del Ambiente*, 19(3): 323-335. DOI: 10.5154/r.rchscfa.2012.08.049

- García, J. L., Chagolla, F., y Noriega, S. A. 2006. Efectos de la colinealidad en el modelado de regresión y su solución. *Revista CULCyT*, 3(16): 88-96.
- González-González, M., Zamora-Díaz, M., Solano-Hernández, S., Huerta-Zurita, R., Gómez-Mercado, R., y Rojas-Martínez, I. 2021. Mejoramiento genético de cebada en el INIFAP (1985-2020). *Revista Mexicana De Ciencias Agrícolas* 12 (25): 15-20. DOI: 10.29312/remexca.v12i25.2807.
- Haddaway, N. R., Brown, C., Eales, J., Eggers, S., Josefsson, J., Kronvang, B., y Uusi-Kämpä, J. 2018. The multifunctional roles of vegetated strips around and within agricultural fields. *Environmental Evidence*, 7(1): 1-43. DOI: 10.1186/s13750-018-0126-2
- Harlan, H. V., Pope, M. N., y Martini, M. L. 1925. Tests of barley varieties in America (No. 1334). US Department of Agriculture. Washington, D.C. 213 pp.
- Harvey, C.A., Villanueva, C., Villacís, J., Chacón, M., Muñoz, D., López, M., ... y Sinclair, F.L. 2003. Contribución de las cercas vivas a la productividad e integridad ecológica de los paisajes agrícolas en América Central. *Agroforestía en las Américas*, 10(39): 39-40.
- Harvey C.A., Villanueva, C., Villacís, J., Chacón, M., Muñoz, D., López, M., ... y Sinclair, F.L. 2005. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 111: 200-230. DOI: 10.1016/j.agee.2005.06.011
- Hasan, S. S., Zhen, L., Miah, M. G., Ahamed, T., y Samie, A. 2020. Impact of land use change on ecosystem services: A review. *Environmental Development*, 34, 100527. DOI: 10.1016/j.envdev.2020.100527
- Hernández-Molina, M. A., Sánchez-Hernández, G., Chamé-Vázquez, E. R., Noriega, J. A., y Tejeda-Cruz, C. 2023. Importance of live fences for dung beetle assemblage connectivity in a fragmented landscape. *ResearchSquare preprint* DOI: 10.21203/rs.3.rs-3118198/v1
- Hernández-López, M. 2024. Cercas vivas y diversidad de abejas en un agroecosistema árido del municipio de Zempoala, Hidalgo. [Tesis de Licenciatura] Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- Hill, M. O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2): 427-432. DOI: 10.2307/1934352
- Ibarra, N. 2020. Estudio del aprovechamiento integral del cultivo de cebada (*Hordeum vulgare L.*) para la producción de etanol [Tesis doctoral, Instituto Tecnológico de México]. Repositorio Institucional del Tecnológico Nacional de México (RI - TecNM). <http://51.143.95.221/handle/TecNM/1612>

- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 2018. Conjunto de datos vectoriales de uso del suelo y vegetación. Escala 1:250 000. Serie VII. Conjunto Nacional.
- Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias Progreso (INIFAP).2017. Agenda Técnica Agrícola de Hidalgo. Progreso, 5: 27-37.
- IPBES. 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. En: E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). IPBES secretariat, Bonn, Germany. (1148 pp). DOI: 10.5281/zenodo.3831673
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2): 363-375.
- Keeley, A., Fremier, A.K., Goertler, P.A.L., Huber, P.R., Sturrock, A.M., Bashevkin, ... y Stahl A.T. 2022. Governing ecological connectivity in cross-scale dependent systems. *BioScience*, 72(4): 372-386. DOI: 10.1093/biosci/biab140
- Kenkel, N.C., y Orloci, L. 1986. Applying metric and nonmetric multidimensional scaling to ecological studies: some new results. *Ecology*, 67: 919-928. DOI: 10.2307/1939814
- Kleijn, D., Bommarco, R., Fijen, T. P., Garibaldi, L. A., Potts, S. G., y Van Der Putten, W. H. 2019. Ecological intensification: bridging the gap between science and practice. *Trends in Ecology & Evolution*, 34(2): 154-166. DOI: 10.1016/j.tree.2018.11.002
- Landis, D. A., Menalled, F. D., Costamagna, A. C., y Wilkinson, T. K. 2005. Manipulating plant resources to enhance beneficial arthropods in agricultural landscapes. *Weed Science*, 53(6): 902-908. DOI: 10.1614/WS-04-050R1.1
- Leahy, C. 1987. Peterson first guide to insects of North America. Houghton Mifflin Harcourt.
- Letourneau, D. K., Armbrrecht, I., Rivera, B. S., Lerma, J. M., Carmona, E. J., Daza, M. C., ... yTrujillo, A. R. 2011. Does plant diversity benefit agroecosystems? A synthetic review. *Ecological Applications*, 21(1): 9-21. DOI: 10.1890/09-2026.1
- Leon, M.C., y Harvey, C.A. 2006. Live fences and landscape connectivity in a Neotropical agricultural landscape. *Agroforestry Systems*, 68: 15-26 DOI: 10.1007/s10457-005-5831-5
- Lichtenberg, E. M., Kennedy, C. M., Kremen, C., Batáry, P., Berendse, F., Bommarco, R., ... y Crowder, D.W. 2017. A global synthesis of the effects of diversified farming systems on arthropod diversity within fields and across agricultural landscapes. *Global Change Biology*, 23(11): 4946-4957. DOI: 10.1111/gcb.13714
- Loke, L. H., y Chisholm, R. A.2022. Measuring habitat complexity and spatial heterogeneity in ecology. *Ecology Letters*, 25(10): 2269-2288. DOI: 10.1111/ele.14084

- Magurran, A. E. 2021. Measuring biological diversity. *Current Biology*, 31(19): R1174-R1177. DOI: 10.1016/j.cub.2021.07.049
- Maino, J. L., Kong, J. D., Hoffmann, A. A., Barton, M. G., y Kearney, M. R. 2016. Mechanistic models for predicting insect responses to climate change. *Current Opinion in Insect Science*, 17: 81-86. DOI: 10.1016/j.cois.2016.07.006
- Martínez-Núñez, C., Gossner, M. M., Maurer, C., Neff, F., Obrist, M. K., Moretti, M., ... y Albrecht, M. 2024. Land-use change in the past 40 years explains shifts in arthropod community traits. *Journal of Animal Ecology*, En prensa. DOI: 10.1111/1365-2656.14062
- Marengo R.A., y Antezana-Vera, S.A. 2021. Principal component regression analysis demonstrates the collinearity-free effect of sub estimated climatic variables on tree growth in the central Amazon. *Revista de Biología Tropical*, 69(2): 482-493. DOI: 10.15517/rbt.v69i2.44489
- Matthews, T.J., Sadler, J., Carvalho, R., Nunes, R. y Borges, P.A.V. 2019. Differential temporal beta-diversity patterns of native and non-native arthropod species in a fragmented native forest landscape. *Ecography*, 42: 45-54. DOI: 10.1111/ecog.03812
- Mazerolle, M.J. 2023. AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c). R package versión 2.3.3. <https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>.
- McCravy, K. W. 2018. A review of sampling and monitoring methods for beneficial arthropods in agroecosystems. *Insects*, 9(4): 170. DOI: 10.3390/insects9040170
- McGavin, G. 2000. *Insectos: Arañas y otros artrópodos terrestres (1.a ed.)*. Ediciones Omega.
- Molina, G. A., Poggio, S. L., y Ghera, C. M. 2014. Epigeal arthropod communities in intensively farmed landscapes: effects of land use mosaics, neighbourhood heterogeneity, and field position. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 192: 135-143. DOI: 10.1016/j.agee.2014.04.013
- Molina, G. A. R., Poggio, S. L., y Ghera, C. M. 2016. Structural complexity of arthropod guilds is affected by the agricultural landscape heterogeneity generated by fencerows. *Annals of Applied Biology*, 168(2): 173-184. DOI: 10.1111/aab.12253
- Montgomery, I., Caruso, T., y Reid, N. 2020. Hedgerows as ecosystems: service delivery, management and restoration. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 51: 81-102. DOI: 10.1146/annurev-ecolsys-012120-100346
- Moreno-Calles, A., Casas, A., Blancas, J., Torres, I., Masera, O., Caballero, J., García-Barrios, L., Pérez-Negrón, E., y Rangel-Landa, S. 2010. Agroforestry systems and biodiversity

- conservation in arid zones: the case of the Tehuacán Valley, Central México. *Agroforestry Systems*, 80: 315-331. DOI: 10.1007/s10457-010-9349-0
- Nicholls, C.I., y Altieri, M.A. 2012. Plant biodiversity enhances bees and other insect pollinators in agroecosystems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33: 257–274. DOI: 10.1007/s13593-012-0092-y
- Ogle, D.H., Doll, J.C., Wheeler, A.P., y Dinno, A. 2023. FSA: Simple fisheries stock assessment Methods. R package version 0.9.5. <https://CRAN.R-project.org/package=FSA>.
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, ... y Weedon, J. 2022. vegan: Community ecology package. R package version 2.6-4. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Pavón, N. P., y Sánchez, M. M. 2009. Cambio climático en el estado de Hidalgo: clasificación y tendencias climáticas. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- Prather, R. M., Castillioni, K., Welti, E. A., Kaspari, M., y Souza, L. 2020. Abiotic factors and plant biomass, not plant diversity, strongly shape grassland arthropods under drought conditions. *Ecology*, 101(6): 1-7. DOI: 10.1002/ecy.3033
- Priyadarshana, T. S., Martin, E. A., Sirami, C., Woodcock, B. A., Goodale, E., Martínez-Núñez, C., ... y Slade, E. M. 2024. Crop and landscape heterogeneity increase biodiversity in agricultural landscapes: A global review and meta-analysis. *Ecology Letters*, 27(3): e14412. DOI: 10.1111/ele.14412
- Pulido-Santacruz, P., y Renjifo, L. M. 2011. Live fences as tools for biodiversity conservation: a study case with birds and plants. *Agroforestry Systems*, 81: 15-30. DOI: 10.1007/s10457-010-9331-x
- R Core Team (2023). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Ramírez, L. R., Casanoves, F., Harvey, C. A., Chacón León, M., Soto, G., y DeClerck, F. A. 2011. Efecto de la diversidad arbórea y la distancia al bosque de los sistemas silvopastoriles sobre la conservación de aves residentes de Matiguás, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas*, 48: 26-45.
- Rangel-Acosta, J. L., y Martínez-Hernández, N. J. 2017. Comparación de los ensamblajes de escarabajos copronecrófagos (Scarabaeidae: Scarabaeinae) entre fragmentos de bosque seco tropical y la matriz adyacente en el departamento del Atlántico-Colombia. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(2): 389-401. DOI: 10.1016/j.rmb.2017.03.012

- Rasmussen, L. V., Grass, I., Mehrabi, Z., Smith, O. M., Bezner-Kerr, R., Blesh, J., ... y Kremen, C. 2024. Joint environmental and social benefits from diversified agriculture. *Science*, 384(6691): 87-93. DOI: 10.1126/science.adj1914
- Reyer, C. P., Leuzinger, S., Rammig, A., Wolf, A., Bartholomeus, R. P., Bonfante, A., ... y Pereira, M. 2013. A plant's perspective of extremes: terrestrial plant responses to changing climatic variability. *Global Change Biology*, 19(1): 75-89. DOI: 10.1111/gcb.12023
- Rivera-Pedroza, L. F., Escobar, F., Philpott, S. M., y Armbrecht, I. 2019. The role of natural vegetation strips in sugarcane monocultures: Ant and bird functional diversity responses. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 284, 106603. DOI: 10.1016/j.agee.2019.106603
- Ruiz-Guerra, B., Velázquez, N., y López-Acosta, J. C. 2014. Plant diversity in live fences and pastures, two examples from the mexican humid tropics. *Environmental Management*, 54: 656–667 DOI:10.1007/s00267-014-0307-x
- Rzedowski, G. C. y J. Rzedowski. 2005. Flora fanerogámica del Valle de México. 2a. ed., 1a reimp., Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Pátzcuaro (Michoacán), 1406 pp.
- Rzedowski G.C. y Rzedowski J. (eds.). 1991- presente. Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes. Instituto de Ecología, A. C. Pátzcuaro, Michoacán.
- Sabedot-Bordin, S. M. 2020. Composição e diversidade de borboletas frugívoras (lepidoptera: nymphalidae) em unidades de conservação e fragmentos florestais adjacentes de mata atlântica no sul do Brasil [Tesis doctoral]. Universidade do Vale do Río Dos Sinos.
- Santana F., Granillo R., Simón I. 2014. Caracterización del sistema producto cebada del Estado de Hidalgo. *Boletín Científico Ingenio y Conciencia*, 1(2). DOI: 10.29057/ess.v1i2.1350
- Santana R. F. y Granillo M. R. 2017. Cadena de valor de la cebada en México. Cadenas de valor y sostenibilidad en Latinoamérica. En: P. Vera Martínez, Editor. UNAM FCA Publishing, México. 93-117
- Schmid, F., y Schmidt, R. 2007. Multivariate extensions of Spearman's rho and related statistics. *Statistics & Probability Letters*, 77(4): 407-416. DOI: 10.1016/j.spl.2006.08.007
- Siles P., Martínez Rayo J., Andino Rugama F., y Molina L. 2013. Diversidad arbórea en cercas vivas y dos fragmentos de bosque en la comunidad de Santa Adelaida, Estelí. *Encuentro*, 96(96): 60-76. DOI: 10.5377/encuentro.v0i96.1270

- Tobisch, C., Rojas-Botero, S., Uhler, J., Müller, J., Kollmann, J., Moning, C., ... y Ewald, J. 2023. Plant species composition and local habitat conditions as primary determinants of terrestrial arthropod assemblages. *Oecologia*, 201(3): 813-825. DOI: 10.1007/s00442-023-05345-6
- Thomas, C. F. G., y Marshall, E. J. P. 1999. Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 72(2): 131-144. DOI: 10.1016/S0167-8809(98)00169-8
- Thomas, M. C. (Ed.). 2000. *American beetles, Volume I: Archostemata, Myxophaga, Adepaga, Polyphaga: Staphyliniformia*. CRC Press.
- Triquet, C., Wezel, A., Tolon, V., y Ferrer, A. 2024. Undestroyed winter cover crop strips support wild bee abundance and diversity in intensive cropping systems. *Biodiversity and Conservation*, 33(1): 179-204. DOI: 10.1007/s10531-023-02741-5
- Tropicos. 2024. Missouri Botanical Garden. <https://tropicos.org>
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., y Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8(8): 857-874. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x
- Tscharntke, T., Grass, I., Wanger, T. C., Westphal, C., y Batáry, P. 2021. Beyond organic farming–harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, 36(10): 919-930. DOI: 10.1016/j.tree.2021.06.010
- Valdéz-Leal, J.D., Gama, L.M., Pacheco-Figueroa, C.J., y Luna, R.C. 2019. Evaluación de la conectividad local por medio de corredores biológicos en Tabasco. En: E.G. Leija Loredo, M. E. Mendoza Cantú y M.J. Pérez Hernández (Eds.), *La conectividad del paisaje como enfoque integrador en el manejo y conservación del territorio* (pp. 54-72). UNAM.
- van Schalkwyk, J., Pryke, J. S., Samways, M. J., y Gaigher, R. 2020. Spillover of terrestrial arthropod species and beta diversity in perennial crops relative to spatial scale of land-use intensity. *Journal of Applied Ecology*, 57(8): 1469-1481. DOI: 10.1111/1365-2664.13638
- Vanbergen, A. J., Aizen, M. A., Cordeau, S., Garibaldi, L. A., Garratt, M. P. D., Kovács-Hostyánszki, A., ... Young, J. C. 2020. Transformation of agricultural landscapes in the Anthropocene: Nature’s contributions to people, agriculture and food security. *Advances in Ecological Research*, 63:193-253
- Venzon, M., Amaral, D. S. S. L., Togni, P. H. B., y Chiguachi, J. A. M. 2019. Interactions of natural enemies with non-cultivated plants. En: B. Souza, L.L. Vázquez

- Rosangela, C. Marucci (Eds.). Natural enemies of insect pests in neotropical agroecosystems (pp. 15-26). Springer. DOI: 10.1007/978-3-030-24733-1_2
- Vialatte, A., Barnaud, C., Blanco, J., Ouin, A., Choisis, J.-P., Andrieu, E., ... Sirami, C. 2019. A conceptual framework for the governance of multiple ecosystem services in agricultural landscapes. *Landscape Ecology*, 34:1653–1673. DOI: 10.1007/s10980-019-00829-4
- Wang, C., Bian, Z., Zhang, Y., y Guan, D. 2024. Direct and indirect effects of linear non-cultivated habitats on epigeaic macroarthropod assemblages. *Ecological Indicators*, 160: 111871. DOI: 10.1016/j.ecolind.2024.111871
- WFO. 2024. World Flora Online. <http://www.worldfloraonline.org>.
- Wilson-García, C.Y., Hernández-Garay, A., Ortega-Cerrilla, M.E., López-Castañeda, C., Bárcena-Gama, R., Zaragoza-Ramírez, J.L., y Aranda-Osorio, G. 2017. Growth analysis of three lines of barley for forage production, in the Valley of Mexico. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo*, 49(2): 79-92.
- Wu, J. 2021. Landscape sustainability science (II): core questions and key approaches. *Landscape Ecology*, 36, 2453-2485. DOI: 10.1007/s10980-021-01245-3
- Zamora-Pedraza, G., Avendaño-Reyes, S., Coates, R., Gómez Díaz, J. A., Lascurain, M., García-Guzmán, G., y López-Acosta, J. C. 2022. Live fences as refuges of wild and useful plant diversity: their drivers and structure in five elevation contrast sites of Veracruz, Mexico. *Tropical Conservation Science*, 15. DOI: 10.1177/19400829221078489
- Zellweger, F., Baltensweiler, A., Ginzler, C., Roth, T., Braunisch, V., Bugmann, H., y Bollmann, K. 2016. Environmental predictors of species richness in forest landscapes: abiotic factors versus vegetation structure. *Journal of Biogeography*, 43(6): 1080-1090. DOI: 10.1111/jbi.12696
- Zhang, Z. Q. 2011. Animal biodiversity: An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness. *Zootaxa*, 4138: 99-103. DOI: 10.11646/zootaxa.3148.1.10
- Zuria, I., y Cervantes-Cornihs, E. 2008. Cercos vivos en Hidalgo. *Herreriana Revista de Divulgación de la Ciencia*, 4(2): 1-5.
- Zuria, I., y Gates, J. E. 2006. Vegetated field margins in Mexico: their history, structure and function, and management. *Human Ecology*, 34(1): 53-77. DOI: 10.1007/s10745-005-9002-0
- Zuria, I., y Gates, J. E. 2013. Community composition, species richness, and abundance of birds in field margins of central Mexico: local and landscape-scale effects. *Agroforestry Systems*, 87(2): 377-393. DOI: 10.1007/s10457-012-9558-9

- Zuria, I., Castellanos, I., y Gates, J. E. 2014. The influence of mistletoes on birds in an agricultural landscape of central Mexico. *Acta Oecologica*, 61: 51-56. DOI: 10.1016/j.actao.2014.10.004
- Zuria, I., Gates, J. E., y Castellanos, I. 2007. Artificial nest predation in hedgerows and scrub forest in a human-dominated landscape of central Mexico. *Acta Oecologica*, 31(2): 158-167. DOI: 10.1016/j.actao.2006.07.005

Anexos

Anexo 1. Valores de la prueba post hoc Mann-Whitney de las variables ambientales entre los elementos del paisaje. Se señalan con (*) aquellas diferencias con significancia estadística. Cul: Cultivo, Sim: Cerco simple, Com: Cerco complejo y Mat: Matorral.

| | | Cul | Sim | Com |
|-----------------------|-----|--------|--------|------|
| Dureza | Sim | 0.04* | - | - |
| | Com | 0.41 | 0.90 | - |
| | Mat | 0.03* | 0.90 | 0.90 |
| Luz | Sim | 1.00 | - | - |
| | Com | 0.03* | 0.02* | - |
| | Mat | 1.00 | 1.00 | 0.12 |
| Humedad | Sim | 0.14 | - | - |
| | Com | 0.96 | 0.21 | - |
| | Mat | 0.38 | 0.04* | 0.9 |
| Humedad del suelo | Sim | 0.46 | - | - |
| | Com | 0.72 | 0.72 | - |
| | Mat | 0.52 | 0.01* | 0.07 |
| Temperatura | Sim | 0.01* | - | - |
| | Com | 0.42 | 0.42 | - |
| | Mat | 0.23 | 0.009* | 0.14 |
| Temperatura del suelo | Sim | 0.005* | - | - |
| | Com | 0.01* | 0.84 | - |
| | Mat | 0.84 | 0.17 | 0.14 |

Anexo 2. Modelos de las variables independientes seleccionadas con mejor valor ecológico según el Criterio de Información de Akaike con ajuste para muestras pequeñas (AICc), delta Akaike (Δ AICc) y el peso de Akaike (AICcWt). Se señala con negritas el mejor modelo.

| | | Modelos | AICc | Δ AICc | AICcWt |
|------------|-------------|-------------------------|----------------|---------------|-------------|
| ABUNDANCIA | Plantas | Nulo | 119.67 | 0.00 | 0.51 |
| | | Dureza | 120.66 | 0.99 | 0.31 |
| | | Humedad | 122.45 | 2.78 | 0.13 |
| | | Humedad + Dureza | 124.22 | 4.55 | 0.05 |
| | | Humedad * Dureza | 128.39 | 8.73 | 0.01 |
| | Artrópodos | Nulo | 5957.47 | 1050.68 | 0 |
| | | Dureza | 5771.43 | 864.64 | 0 |
| | | Humedad | 5299.68 | 392.89 | 0 |
| | | Humedad + Dureza | 4934.37 | 27.58 | 0 |
| | | Humedad * Dureza | 4906.79 | 0.00 | 1 |
| | Coleópteros | Nulo | 8823.02 | 616.73 | 0 |
| | | Dureza | 8685.88 | 479.58 | 0 |
| | | Humedad | 8495.73 | 289.43 | 0 |
| | | Humedad + Dureza | 8254.34 | 48.04 | 0 |
| | | Humedad * Dureza | 8206.30 | 0.00 | 1 |
| RIQUEZA | Plantas | Nulo | 104.65 | 1.27 | 0.28 |
| | | Dureza | 103.38 | 0.00 | 0.53 |
| | | Humedad | 107.32 | 3.94 | 0.07 |
| | | Humedad + Dureza | 106.95 | 3.57 | 0.09 |
| | | Humedad * Dureza | 109.16 | 5.78 | 0.03 |
| | Artrópodos | Nulo | 86.56 | 0.00 | 0.63 |
| | | Dureza | 89.12 | 2.57 | 0.17 |
| | | Humedad | 89.52 | 3.00 | 0.14 |
| | | Humedad + Dureza | 92.55 | 5.99 | 0.03 |
| | | Humedad * Dureza | 92.74 | 6.18 | 0.03 |
| | Coleópteros | Nulo | 84.97 | 0.00 | 0.56 |
| Dureza | | 86.80 | 1.83 | 0.23 | |

| | | | | | |
|------------|-------------|------------------|--------------|-------------|-------------|
| DIVERSIDAD | | Humedad | 87.48 | 2.51 | 0.16 |
| | | Humedad + Dureza | 90.13 | 5.16 | 0.04 |
| | | Humedad * Dureza | 93.41 | 8.44 | 0.01 |
| | Plantas | Nulo | 97.21 | 1.54 | 0.26 |
| | | Dureza | 95.67 | 0.00 | 0.56 |
| | | Humedad | 100.02 | 4.36 | 0.06 |
| | | Humedad + Dureza | 99.29 | 3.62 | 0.09 |
| | | Humedad * Dureza | 102.14 | 6.47 | 0.02 |
| | Artrópodos | Nulo | 49.77 | 5.36 | 0.04 |
| | | Dureza | 52.40 | 7.99 | 0.01 |
| | | Humedad | 44.41 | 0.00 | 0.53 |
| | | Humedad + Dureza | 45.32 | 0.90 | 0.34 |
| | | Humedad * Dureza | 48.10 | 3.69 | 0.08 |
| | Coleópteros | Nulo | 58.20 | 0.00 | 0.64 |
| | | Dureza | 60.81 | 2.61 | 0.17 |
| | | Humedad | 61.23 | 3.03 | 0.14 |
| | | Humedad + Dureza | 64.44 | 6.24 | 0.03 |
| | | Humedad * Dureza | 84.81 | 6.61 | 0.02 |

Anexo 3. Valores estimados del mejor modelo según el Criterio de Información de Akaike. Se reporta además el error estándar (EE), y el valor de p . Los dos puntos (:) indican interacción entre ambas variables.

| | VARIABLES DEPENDIENTES | MEJOR MODELO | VARIABLE | ESTIMADO | EE | P |
|-------------|---------------------------|------------------------|----------------|----------|-------|--------|
| Plantas | Riqueza | Dureza | Dureza | 9.42 | 4.5 | 0.05 |
| | Diversidad | Dureza | Dureza | 7.67 | 3.54 | 0.04 |
| Artrópodos | Abundancia | Dureza * Humedad | Dureza | 0.82 | 0.08 | <0.001 |
| | | | Humedad | 0.04 | 0.01 | <0.001 |
| | | | Dureza:Humedad | -0.01 | 0.002 | <0.001 |
| | Diversidad | Humedad | Humedad | 0.07 | 0.02 | 0.007 |
| Coleópteros | Abundancia | Dureza * Humedad | Dureza | 1.74 | 1.16 | <0.001 |
| | | | Humedad | 0.13 | 0.02 | <0.001 |
| | | | Dureza:Humedad | -0.03 | 0.005 | <0.001 |