



**UNIVERSIDAD MICHOACANA DE
SAN NICOLÁS DE HIDALGO**



Facultad de Biología

**PROGRAMA INSTITUCIONAL DE MAESTRÍA EN
CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**“Patrones de diversidad y respuestas morfológicas de
hemípteros en un mosaico de agrosistemas de huertos de
aguacate y bosques templados: Importancia de la asimetría
fluctuante como indicador de estrés ambiental”**

Proyecto de tesis que presenta:

Biol. María Guadalupe Zavala Alejandre

Como requisito para obtener el grado de

Maestra en Ciencias Biológicas

DIRECTORA DE TESIS: Dra. Yurixhi Maldonado López

Morelia, Michoacán, mayo 2025



Declaración de originalidad

El presente documento es producto del trabajo original de investigación de María Guadalupe Zavala Alejandre, estudiante del Programa Institucional de Maestría en Ciencias Biológicas y respetando siempre los más altos estándares éticos solicitados por la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Todos los datos de la investigación reportada en el presente documento de tesis (excepto los indicados explícitamente en el texto), fueron obtenidos por María Guadalupe durante el periodo que fue estudiante de la Maestría en Ciencias Biológicas, bajo la Dirección de la Dra. Yurixhi Maldonado López.

Morelia, Mich., a 08 de may de 2025

Biol. María Guadalupe Zavala Alejandre _____

Dra. Yurixhi Maldonado López _____

Programa Institucional de Maestría en Ciencias Biológicas, UMSNH

ÍNDICE

I. RESUMEN.....	1
II. SUMMARY.....	3
III. INTRODUCCIÓN	5
IV. HIPÓTESIS.....	11
V.OBJETIVOS.....	12
5.1 Objetivo general.....	12
5.2 Objetivos particulares.....	12
CAPÍTULO 1. Pérdida de la diversidad de hemípteros en respuesta a la conversión de bosques templados a cultivos de aguacate.....	14
CAPÍTULO 2. Cambios morfológicos de insectos hemípteros asociados al cambio de cobertura forestal: Asimetría fluctuante como indicador de estrés ambiental.....	71
VI. DISCUSIÓN GENERAL.....	117
VII. PERSPECTIVAS Y/O RECOMENDACIONES	122
VII. CONCLUSIONES.....	123
VIII. LITERATURA CITADA.....	124

A mí familia, por estar siempre.

A mí, por no rendirme.

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento a todas las personas que, de una u otra manera, han contribuido a la realización de esta tesis.

A mis asesores la Dra. Yurixhi Maldonado López y al Dr. Pablo Cuevas Reyes por darme la oportunidad de realizar este proyecto y ser parte de su equipo de trabajo, por brindarme su conocimiento y motivarme a dar lo mejor como estudiante y otorgarme su amistad.

A mis padres, Felipe y Angélica por todo el cariño y apoyo que me brindan y alentarme siempre a seguir con mis estudios, la motivación y enseñanzas que me han dado y que me han convertido en la persona que soy en la actualidad.

A mis sinodales, el Dr. Mauricio y Dr. Marcilio, por permitirme realizar mi estancia académica en Brasil, brindarme su conocimiento, su apoyo y amistad. Al Dr. Luis Felipe y al Dr. Leonel por sus comentarios y aportes hacia mi proyecto, así como su disposición en todo momento.

A mis compañeros del laboratorio, por brindarme su amistad y su ayuda en mis colectas de campo. Especialmente agradezco a la Dra. Kari, Paloma, Tlalli y Jenny que con el tiempo se convirtieron en mis amigas, por brindarme su apoyo, su conocimiento, sus consejos y pláticas que hicieron que este proceso fuera más llevadero.

A mis hermanos, Alondra y Jesús por siempre apoyarme, su motivación y sus consejos.

Agradezco a SECIHTI y a la Coordinación de la Investigación Científica por el recurso proporcionado para que este proyecto fuera posible.

Gracias a todos.

I. RESUMEN

Los bosques templados ocupan el segundo lugar en extensión en México abarcando el 13% de todo el territorio, siendo fundamentales para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que proporcionan, como la captura y almacén de carbono, la protección del suelo y la mitigación al cambio climático. Sin embargo, en las últimas décadas, la conversión de estos ecosistemas a agrosistemas, especialmente a huertos de aguacate, ha provocado una significativa pérdida de biodiversidad y fragmentación del hábitat, especialmente en Michoacán, donde la deforestación causada por la expansión del aguacate es una de las más altas. La fragmentación de estos ecosistemas altera las condiciones microclimáticas y afecta los procesos ecológicos, como la polinización, la dispersión de semillas y el control biológico de plagas. Los hemípteros, un grupo de insectos funcionalmente importantes, son sensibles a estos cambios, lo que los convierte en indicadores útiles del impacto ambiental. El estrés ambiental derivado de la fragmentación y la conversión de los hábitats puede alterar la morfología de los hemípteros, produciendo distorsiones en su desarrollo, tamaño corporal y simetría, fenómenos que pueden medirse mediante morfometría geométrica y la asimetría fluctuante. Por lo que en este estudio se determinaron los cambios en la diversidad taxonómica y las respuestas morfológicas y de asimetría fluctuante de las comunidades de hemípteros en sitios con diferente cobertura de bosque nativo y huertos de aguacate. Se seleccionaron seis sitios en Michoacán con diferentes niveles de cobertura forestal y huertos de aguacate. En cada uno de estos sitios, se realizaron muestreos de hemípteros utilizando trampas de caída (pitfall) y un método complementario con redes entomológicas. Los insectos recolectados fueron identificados taxonómicamente. Se eligieron dos especies, *Draeculacephala minerva* y *Mormidea notulata*, basándose en el criterio de que ambas ocurren en todos los sitios de estudio, lo que garantiza la validez y comparabilidad de los resultados entre los diferentes lugares. Para estudiar los cambios en la morfología y el tamaño de los hemípteros, se tomaron imágenes digitales de los individuos seleccionados. A cada imagen se le añadieron puntos de referencia morfológicos en distintas partes del cuerpo de los insectos. La información sobre la forma fue obtenida mediante un análisis de superposición de Procrustes. Para evaluar la asimetría corporal de los hemípteros, se utilizó a los mismos individuos empleados en la morfometría, calculando la diferencia absoluta entre los lados derecho e izquierdo ($D_i - I_i$). Finalmente, se aplicaron métricas tradicionales para

completar el análisis. Los resultados mostraron una disminución de la diversidad de hemípteros en los sitios con menor proporción de bosques. Los gremios se ven afectados por la pérdida de la cobertura forestal disminuyendo la diversidad en sitios con menor cantidad de bosque particularmente los fitófagos y depredadores. Se encontraron cambios en la composición de la comunidad hemípteros en los diferentes sitios, indicando que la conversión de bosques templados a cultivos de aguacate modifica la composición de la comunidad de hemípteros. También se mostraron cambios morfológicos en las distintas estructuras de *D. minerva* y *M. notulata* a lo largo del mosaico de bosques templados y huertos de aguacate. El patrón general mostró niveles más altos de asimetría fluctuante en sitios de menor cobertura de bosque y más huertos de aguacate. La conversión de bosques templados en huertos de aguacate está alterando la biodiversidad, la composición de las comunidades de hemípteros y la morfología de las especies, lo que resalta la importancia de conservar estos ecosistemas para mantener la estabilidad ecológica y la biodiversidad.

PALABRAS CLAVE: Fragmentación del hábitat, insectos, abundancia, morfometría, agrosistemas, morfología.

II. SUMMARY

Temperate forests are the second largest in Mexico, covering 13% of the total territory, and are essential for biodiversity and ecosystem services that they provide, such as carbon capture and storage, soil protection, and climate change mitigation. However, in recent decades, the conversion of these ecosystems to agrosystems, especially avocado orchards, has led to significant biodiversity loss and habitat fragmentation, especially in Michoacán, where deforestation caused by avocado expansion is among the highest. The fragmentation of these ecosystems impacts microclimatic conditions and disrupts ecological processes such as pollination, seed dispersal, and biological pest control. Hemipterans, a functional group of insects, do respond to habitat change, they can provide range of indicators of environmental impacts. Environmental stress resulting from habitat fragmentation and forest conversion can alter the morphology of hemipterans, producing distortions in their development, body size, and symmetry, a phenomenon that can be measured by geometric morphometry and fluctuating asymmetry. Therefore, in this study, we analyzed changes in taxonomic diversity, morphological changes and fluctuating asymmetry responses of hemipteran communities in sites with different native forest cover and avocado orchards. Six sites in Michoacán with different levels of forest cover and avocado orchards were selected. In each of these sites, hemipteran sampling was carried out using pitfall traps and a complementary method with entomological nets. The collected insects were taxonomically identified. Two species were chosen, *Draeculacephala minerva* and *Mormidea notulata*, based on the criterion that both occur in all study sites, which guarantees the validity and comparability of the results between the different places. To study changes the morphology and size of hemipterans, digital images of the selected individuals were taken. Morphological reference points were added to each image in different parts of the insects' bodies. Information on the shape was obtained through a Procrustes superposition analysis. To evaluate the body asymmetry of hemipterans, we used the same individuals used in morphometry, calculating the absolute difference between the right and left sides. Finally, traditional metrics were applied to complete the analysis. The collected insects were taxonomically identified. Our results showed a decrease in the diversity of hemipterans in sites with a lower proportion of forests. Guilds were affected by the loss of forest cover, decreasing diversity in sites with less forest, particularly phytophagous and predatory ones. We found changes in the composition of the hemipteran

community in the different sites, indicating that the conversion of temperate forests to avocado crops modifies the composition of the hemipteran community. Morphological changes were also shown in the different structures of *D. minerva* and *M. notulata* across the mosaic of temperate forests and avocado orchards. Finally, we detected differences in the morphology of the different hemipteran structures and fluctuating asymmetry between the different sites with different forest cover and avocado orchards. The general pattern showed higher levels of fluctuating asymmetry in sites with less forest cover and more avocado orchards. The conversion of temperate forests into avocado orchards is altering biodiversity, hemipteran community composition, and species morphology, highlighting the importance of conserving these ecosystems to maintain ecological stability and biodiversity.

KEY WORDS: Habitat fragmentation, insects, abundance, morphometry, agrosystems, morphology.

III. INTRODUCCIÓN

Los bosques templados ocupan el segundo lugar en extensión en México, entre los diferentes tipos de vegetación que se encuentran en el país (CONAFOR 2004), abarcando el 13 % de todo el territorio. Además de que albergan una gran biodiversidad y son importantes para la provisión de una gran cantidad de servicios ambientales como lo son la captura y almacén de carbono, la protección del suelo, los ciclos hidrológicos y la mitigación al cambio climático (Manzo-Delgado *et al.* 2014, Reinmann *et al.* 2020, Seidl *et al.* 2020).

En las últimas décadas, la conversión de ecosistemas naturales a tierras de cultivo y la intensificación de la agricultura han sido los principales impulsores de la disminución de la biodiversidad, como consecuencia de la pérdida y fragmentación del hábitat (Tschardt *et al.* 2012, Maxwell *et al.* 2016). La fragmentación es un proceso que altera las condiciones microclimáticas (i.e. temperatura, humedad, incidencia de la luz, velocidad del viento) (Lindenmayer *et al.* 2012, Tuff *et al.* 2016, Arroyo-Rodríguez *et al.* 2017, Scanes 2018), el tamaño y conectividad del hábitat, y los servicios ecosistémicos como la polinización, el secuestro de carbono y la regulación del clima, el control biológico de plagas, el control de enfermedades y la fertilidad del suelo (Bianchi *et al.* 2006, Haddad *et al.* 2015).

Los bosques templados en México se encuentran amenazados principalmente por su conversión a agrosistemas, como es el cultivo de aguacate (Didham *et al.* 1996, Pérez-Solache *et al.* 2022). El estado de Michoacán es una de las regiones más amenazadas de México en cuanto a la pérdida de bosques, debido a la fragmentación como resultado de la conversión de bosques templados a agrosistemas (Cho *et al.* 2021), donde la mayor tasa de cambio de uso de suelo de bosques templados a huertos, se debe al cultivo de aguacate (0.09 a 0.16 de deforestación % anual), lo que resulta en una alta fragmentación forestal y pérdida de hábitat (Mas *et al.* 2017). Se estima que aproximadamente el 20% de la deforestación en Michoacán entre el 2001 y 2017 se debe a la rápida expansión de plantaciones de aguacate (Cho *et al.* 2021) Este fenómeno se ha convertido en el principal factor de conversión de los bosques templados en México (Brown 2003). Como resultado, se ha producido una sustitución de bosques de pino- encino por huertos de aguacate (Denvir *et al.* 2021). Se reportó, una superficie plantada de más de 213, 322 ha en el año 2019 (INEGI 2019).

La fragmentación afecta negativamente a la biodiversidad, disminuyendo la riqueza y abundancia de especies con respecto al tamaño del fragmento de bosque (Tscharntke *et al.* 2005, Albrecht *et al.* 2021). A medida que los hábitats se fragmentan, se reduce el área total disponible para las especies. Esto puede ser particularmente dañino para aquellas que requieren grandes extensiones de hábitat para sobrevivir, como algunas especies de mamíferos, aves y plantas, incluidos los insectos. La disminución del tamaño de los fragmentos limita la disponibilidad de recursos y hábitats esenciales, lo que puede llevar a la extinción local de especies (Bennett 2003, Fahring 2003, Laurance 2011, Haddad, 2015). Además, la fragmentación del hábitat puede afectar las interacciones ecológicas, como la depredación, la competencia y la polinización. En los fragmentos más pequeños, las interacciones entre especies pueden ser menos frecuentes o incluso desaparecer, lo que puede alterar el equilibrio de los ecosistemas. Por ejemplo, los polinizadores, como las abejas, pueden tener dificultades para desplazarse entre fragmentos aislados, lo que afecta la reproducción de las plantas que dependen de ellos (Patterson & Brown 1991, Tscharntke *et al.* 2005, Kremen 2007).

Efectos de la conversión de bosques sobre los artrópodos

Los artrópodos responden de diferentes maneras a la fragmentación del hábitat (Cagnolo *et al.* 2009, Bagchi *et al.* 2018). La fragmentación puede llevar a una disminución en la abundancia de artrópodos, especialmente en fragmentos pequeños, debidos a la pérdida de recursos y hábitats. No obstante, ciertas comunidades pueden tener éxito en hábitats fragmentados, pero sólo cuando hay condiciones favorables, como mayor disponibilidad de recursos en bordes o áreas de transición (Barton *et al.* 2001, Tscharntke *et al.* 2002, Ewers & Didham 2006). Algunas especies de artrópodos pueden moverse entre fragmentos en busca de mejores condiciones, pero esto está condicionado a la conectividad entre fragmentos y parches. Las especies con alta capacidad de dispersión, como ciertos insectos voladores, pueden moverse entre fragmentos, mientras que las especies menos móviles quedan atrapados en los fragmentos aislados (Tscharntke 2005, Bierman & Davies 2006). Así mismo, los procesos ecológicos, de los cuales muchos están mediados por insectos, también pueden verse afectados por la fragmentación del bosque (Vasconcelos 2008), incluida la descomposición de la materia orgánica, dispersión de semillas (Andresen 2003), parasitismo

(Kruess & Tscharntke 2002) y herbívora (Arnold & Asquith 2002, Benítez-Malvido 2001). De modo que, las comunidades de artrópodos en los hábitats fragmentados son diferentes en cuanto a la composición de grupos funcionales o gremios (Hamilton *et al.* 2010, Nakamura *et al.* 2017). Para un grupo determinado de artrópodos la fragmentación puede llegar a reducir la diversidad funcional de los artrópodos, es decir, la variedad de papeles ecológicos que desempeñan. Por ejemplo, gremios de artrópodos tales como depredadores o descomponedores, pueden verse más afectados que otros gremios acarrea un cambio en las interacciones que se dan en el ecosistema y afecta los servicios ecosistémicos que estos grupos pueden proveer (Kruess & Tscharntke 2002, Haddad *et al.* 2015).

Los herbívoros tienden a ser sensibles a la fragmentación debido a su demanda de plantas específicas para alimentarse y bajo condiciones de fragmentación, esos requerimientos de la planta específica se ven drásticamente reducidos para los herbívoros, lo que puede significar una reducción en la abundancia de herbívoros. Sin embargo, algunos herbívoros pueden proliferar en aquellos fragmentos donde abunda sus plantas hospedantes en los bordes o en las zonas de transición, donde la vegetación puede ser más rica. De esta forma, su presencia puede verse incrementada en los bordes del hábitat fragmentado debido a la abundancia de plantas hospedantes (Fahrig 2003, Tscharntke *et al.* 2002).

Los depredadores en hábitats fragmentados también pueden verse afectados, pero su respuesta puede ser más compleja. La fragmentación puede reducir las presas disponibles, especialmente si los pequeños fragmentos tienen una baja densidad de presas. Además, los depredadores de áreas más grandes o de áreas no fragmentadas pueden ser más susceptibles a la extinción local si su red de presas se ve disminuida. No obstante, algunos depredadores, como ciertos insectos depredadores voladores, pueden moverse entre los fragmentos en busca de presas y adaptarse mejor a los fragmentos pequeños. Las especies de depredadores que se especializan en ciertos tipos de presas también pueden verse muy afectadas (Haddad *et al.* 2015, Nakamura *et al.* 2017). Específicamente, los hemípteros (Arthropoda: Insecta) constituyen uno de los grupos más importantes y diversos de insectos (Kristensen 1991, Schuh & Slater 1995, Li *et al.* 2017). Se estima que el número registrado de especies de hemípteros es de alrededor de 100,000 (Zhang 2011). La mayoría de los insectos hemípteros son fitófagos y están ampliamente distribuidos por todo el (Li *et al.* 2017). Muchos de ellos

tienen una amplia gama de plantas hospederas y pueden ser plagas importantes en la agricultura, como los pulgones y los saltahojas (Forero 2008, Guo & Yuan 2016). En el dosel de los bosques templados, los hemípteros conforman entre el 9-13% de todas las especies de insectos encontradas (Moir *et al.* 2007, Muñoz 2007). Los hemípteros son considerados de una alta relevancia ecológica dado su importante vínculo con la vegetación. Las especies fitófagas, en particular, dependen de las plantas además de como alimento, como refugio, para la diapausa, la reproducción y la ovoposición. Este vínculo con las plantas es básico en su ciclo vital y el de la comunidad ecológica, pues estas les brindan los recursos necesarios para su supervivencia y su vida al interior de una comunidad ecológica (Schuh & Slater 1995, Salomão *et al.* 2019). Por otro lado, los hemípteros son sensibles a las alteraciones naturales y antropogénicas bien como la afectación de su hábitat (Duelli & Obrist 1998, Kruess & Tscharnkte 2002) que puede ser por la fragmentación del hábitat (Hines *et al.* 2005).

Efecto de la fragmentación sobre la morfología de hemípteros

La diversidad y las características morfológicas de los organismos pueden ser afectadas diferencialmente por el cambio de uso de la tierra de bosques a agrosistemas (Barton *et al.* 2001) y estas respuestas pueden variar según el grupo taxonómico y el contexto del paisaje (McGarigal & Cushman 2002, Fahrig 2003, Kovács-Hostyánszki *et al.* 2013). La mayoría de las respuestas morfológicas en insectos se deben a ajustes y respuestas a cambios ambientales, ya sean respuestas fenotípicas (i.e. plasticidad) o particularmente a aquellas que actúan en el desarrollo ontogenético (Pianka 1974, Cepeda-Pizarro *et al.* 2003). Durante el desarrollo, los organismos están expuestos a una gran variedad de factores de estrés, como son las condiciones climáticas severas, la contaminación, deficiencia de nutrientes, competencia, depredación, parasitismo (Kozlov 2001), e incluso al cambio de uso de la tierra de bosques a agrosistemas (Cepeda-Pizarro *et al.* 2003). Se ha observado que este estrés puede afectar directamente el tamaño corporal de los individuos (Reimchen 2004, Brwon *et al.* 2004, Kingsolver *et al.* 2008), lo que puede llegar incluso a verse reflejado en los cambios de la fertilidad, la supervivencia y la dispersión de las especies de los organismos que lo sufren. Al verse sometidos a un estrés que está más allá de su tolerancia, simplemente tienen que compensar la pérdida de energía, reduciendo la energía destinada al crecimiento o a la cantidad de energía aportada por los mecanismos de mantenimiento de individuos y por la

morfología estructural que sirve como soporte para el crecimiento en estas condiciones, pero que puede llegar a producir distorsión en la forma de los individuos en cuanto a su desarrollo, tamaño corporal y simetría (Shingleton 2010, Graham *et al.* 2010) .

La medición y análisis de las formas usando morfometría geométrica permite entender los cambios morfológicos asociados a condiciones ambientales adversas, resultandos ideales los insectos para este tipo de estudios (Vergara *et al.* 2014). Además, en condiciones ideales los atributos morfológicos bilaterales de insectos son perfectamente simétricos; una de las causas por la que está simetría se altera se debe a los niveles de estrés ambiental presentes durante la ontogenia. En ambientes alterados como los agrosistemas, los animales pueden presentar diferentes tipos de asimetría, entre las que destaca la Asimetría Fluctuante (AF) (Cuevas-Reyes *et al.* 2012). Así, la asimetría fluctuante es, quizás, el parámetro más usado para medir la inestabilidad del desarrollo de un organismo (Pither & Taylor 2000), y da cuenta del estrés fisiológico causado por las condiciones ambientales extremas o desfavorables (Hosken *et al.* 2000), pero también por aquellas que podrían presentar los agrosistemas (Lang-Ovalle *et al.* 2010). Entonces, la morfometría geométrica y la AF son herramientas perfectas en el monitoreo de las respuestas morfológicas y los niveles de estrés en aquellos individuos que conforman las comunidades, e incluso como un predictor de los niveles de adecuación biológica (Cuevas-Reyes *et al.* 2018, Pérez-Solache *et al.* 2022).

Los hemípteros, un grupo muy amplio y diverso de insectos, que incluye a un sin fin de especies fitófagas y que son esenciales en los ecosistemas que habitan, son considerados como un grupo sensible a los cambios en su entorno, como el cambio en el uso de la tierra y que pueden llegar a tener cambios morfológicos como una respuesta a las nuevas condiciones ambientales que encuentran (Shingleton 2010). Varios estudios han mostrado que la transformación de hábitats naturales a agrosistemas puede provocar cambios en características como el tamaño corporal, la simetría o la forma de las estructuras, en respuesta a factores de estrés tales como la disponibilidad de nutrientes o las condiciones climáticas extremas (Kozlov 2001, Pérez-Solache *et al.* 2022). De hecho, estudios más recientes han observado que los hemípteros pueden presentar asimetría fluctuante (AF) en sus estructuras como respuesta a estos cambios, lo que puede ser considerado como una inestabilidad del desarrollo de los hemípteros que se debe al estrés ambiental. Shingleton (2010) & Graham *et*

al. (2010) vinculan estos cambios morfológicos a las características plásticas fenotípicas, apuntando que los hemípteros pueden modificar sus rasgos morfológicos en función de las condiciones nuevas. Además, el análisis morfométrico geométrico ha sido utilizado para evaluar estas distintas características, mostrando cómo el cambio de uso de la tierra afecta las características morfológicas de los hemípteros y, por lo tanto, su ecología (Lang-Ovalle2010).

Los hemípteros son indicadores ambientales, debido a su extendida distribución, altas abundancias en ecosistemas forestales, importancia funcional, la amplia gama de estrategias de alimentación y la sensibilidad que presentan a cambios inducidos por perturbaciones en la estructura del hábitat (Moir *et al.* 2007). Por lo tanto, en el presente trabajo, los utilizamos como modelo de estudio donde se evaluaron los patrones de diversidad y las interacciones sobre la morfología de hemípteros en un mosaico de agrosistemas de aguacates. Esperando una reducción en la abundancia y riqueza de hemípteros en sitios con un mayor porcentaje de huertos de aguacate, así como cambios en la estructura, composición y morfología de la comunidad de hemípteros. Por lo que se abordaron las siguientes preguntas: i) ¿La abundancia y riqueza de hemípteros se reduce conforme disminuye el porcentaje de cobertura de bosque?, ii) ¿La estructura y composición de la comunidad de hemípteros cambia conforme disminuye el porcentaje de cobertura forestal? y iii) ¿La estructura de los gremios de hemípteros es diferente en los sitios con distinto porcentaje de cobertura de bosque y huertos de aguacate? iv) ¿La morfología de hemípteros cambia entre sitios con diferente proporción de bosque en respuesta a las diferentes condiciones ambientales?, v) ¿El tamaño corporal, longitud de cabeza, tórax y abdomen de hemípteros es mayor en sitios con mayor proporción de cobertura forestal? y vi) ¿Los niveles de asimetría fluctuante corporal, de cabeza y abdomen son mayores en sitios de mayor cobertura de huertos y menor cobertura de bosque nativo?.

IV. HIPÓTESIS

Se espera que la fragmentación ocasionada por la conversión de bosques templados a huertos de aguacate genere cambios en la abundancia, riqueza, estructura y composición de las comunidades de hemípteros, afectando principalmente la diversidad de gremios, la morfología y el tamaño corporal de los individuos. Se anticipan cambios en la estructura de los gremios de hemípteros habiendo un incremento de fitófagos y la reducción de depredadores en sitios con mayor cobertura de huertos, así como una mayor asimetría fluctuante y un tamaño corporal reducido en estos sitios como respuesta a las diferencias en las condiciones la temperatura y humedad asociadas a la variación en cobertura forestal y debido a una mayor calidad de recursos disponibles.

V. OBJETIVOS

5.1 General

Determinar los cambios en la diversidad taxonómica y respuestas morfológicas y de asimetría fluctuante de las comunidades de insectos hemípteros en sitios con diferente cobertura de bosque nativo y huertos de aguacate.

5.2 Particulares

- Determinar los cambios en la estructura y composición de las comunidades de hemípteros en sitios con diferente cobertura de bosque nativo y huertos de aguacate.
- Determinar la estructura de gremios tróficos de hemípteros en sitios con diferente cobertura de bosque nativo y huertos de aguacate.
- Determinar los cambios de los patrones morfológicos y de asimetría fluctuante de hemípteros en sitios con diferente cobertura de bosque nativo y huertos de aguacate.

CAPÍTULO 1

Pérdida de la diversidad de hemípteros en respuesta a la conversión de bosques templados a cultivos de aguacate.

Abstract

In Mexico, temperate forests comprise 13% of the national territory and are essential for the conservation of biodiversity and the provision of environmental services. However, the conversion of forests to agrosystems is one of the main causes of fragmentation of forest ecosystems in Mexico, considered the main cause of forest loss worldwide, which has generated negative impacts on biodiversity. The cultivation of avocados has converted the landscape of avocado production into a mosaic of temperate forest fragments, disrupted along with avocado orchards, like the features and functions of ecosystems and biodiversity. Forest fragmentation impacts ecological processes and habitat base quality, influencing species, including the functional group of arthropods, specifically hemipteran, which could be sensitive to ecological disturbance. The diversity and abundance of hemipterans, important ecological indicators, are affected by habitat loss and the conversion of forests into agrosystems. We determined the changes in the structure and composition of hemipteran communities in sites with different proportions of forest and avocado orchards. In this way, six sites with different forest cover and avocado orchards in Michoacán were selected. At each site, hemipteran was sampled with pitfall traps and a complementary method using entomological nets. The collected insects were taxonomically identified. The results showed a decrease in hemipteran diversity in sites with a lower proportion of forest. Three trophic guilds were detected (phytophagous, predators, hematophagous) where phytophagous were the most abundant in the different proportions of forest. The guilds are affected by the loss of forest cover, decreasing diversity in sites with less forest, particularly phytophagous and

predators. Some differences in hemipteran community composition were found at the different sites, indicating that the change from temperate forest to avocado orchard changes hemipteran community composition. Therefore, the loss of native forest cover is a factor that influences the hemipteran community and possibly the biotic interactions taking place. This strengthens the case for the conservation of our forest ecosystems so we can preserve insect community biodiversity and function.

Keywords: Fragmentation, insects, agrosystems, biodiversity, conversion.

Introducción

En México los bosques templados comprenden el 13% del territorio nacional y son fundamentales en la conservación de la biodiversidad (Manzo-Delgado *et al.* 2014). Los bosques de encino también forman parte de los bosques templados, por ello se encuentran totalmente extendidos en México, ocupando aproximadamente el 5,5% de la superficie total del país (Arizaga *et al.* 2009, Mora *et al.* 2017). Además, los bosques templados son de gran importancia sobre todo para la provisión de servicios ambientales como son la captura de agua, la captura y almacenamiento del carbono (Navarro & García 2024), la regulación de la temperatura y su función como refugio de la biodiversidad (Del-Val & Sáenz-Romero 2017).

Los bosques templados poseen una diversidad importante de artrópodos y son parte de una importante proporción de la biodiversidad global; se estima que en México existen más de 59,000 especies de artrópodos conocidas y alrededor de 8,800 endémicas del país (Basset *et al.* 2007, Hamilton *et al.* 2013, Zhang 2011, Barringer *et al.* 2019, CONABIO 2020). En especial, el dosel de los bosques templados representa un habitat para un gran número de artrópodos como los herbívoros (incluidos los masticadores, los chupadores, las agallas y los minadores de las hojas) (Ulyshen 2011, Maldonado-López *et al.* 2018), depredadores, parásitos, parasitoides y detritívoros (Hamilton *et al.* 2010, Nakamura *et al.* 2017). Se estima que entre el 20 y 25% de artrópodos habitan en el dosel de los bosques

templados (Ozanne *et al.* 2003), albergando más de 6.1 millones de especies (Hamilton *et al.* 2013, Valencia-Cuevas & Tovar Sánchez 2015).

A pesar de esta gran diversidad, en México aproximadamente el 40% de la cobertura de los bosques templados se ha perdido, incluyendo bosques mesófilos, bosques mixtos de pino-encino y bosques de encinos, generando un impacto negativo sobre la biodiversidad y la estructura de las comunidades naturales (Klooster & Masera 2000, Esperón-Rodríguez & Barradas 2015). De la misma manera, estos cambios antropogénicos han llevado a la transformación de los paisajes, aumentando la degradación y fragmentación de estos ecosistemas (Sahagún-Sánchez & Reyes-Hernández 2017).

La fragmentación se define como un proceso a escala de paisaje que involucra tanto la pérdida como la ruptura del hábitat (Fahrig 2003). Una de las consecuencias inmediatas de este proceso es un aumento en el grado de aislamiento de las poblaciones inmersas en esa matriz antropogénica, lo que ocasiona cambios abióticos y bióticos del hábitat remanente (Burel & Baudry 1999, Fahrig 2003). Los cambios abióticos asociados a la fragmentación de los bosques, como el aumento de la velocidad del viento, la disponibilidad de luz y la temperatura y la disminución de la humedad del suelo y de nutrientes como el carbono, el nitrógeno y fósforo, afectan la calidad de las plantas (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2017, Han *et al.* 2019, Schmidt *et al.* 2019, García-Jain *et al.* 2021). Además, desestabiliza procesos ecológicos como la polinización, el secuestro de carbono, la regulación climática y el control biológico de plagas y enfermedades (Tschardt *et al.* 2007, Campbell *et al.* 2018, Driscoll *et al.* 2013).

En México, el aguacate es cultivado donde anteriormente eran bosques templados, representando una superficie mayor de 241 mil 140 ha y una producción de 206 mil 466 toneladas/año (González- Estudillo *et al.* 2017, Agricultura-Siap 2020, Cho *et al.* 2021). La fragmentación y la pérdida de hábitat como resultado de la conversión de bosques templados a agrosistemas son los procesos más relevantes a nivel de paisaje en el estado de Michoacán (Cho *et al.* 2021, Vaca-Sánchez *et al.* 2024). Por lo tanto, Los bosques del estado de Michoacán son de los más amenazados en México, caracterizada por la tasa más alta de cambio de uso de suelo de bosques templados a huertos de aguacate, lo que resulta en una alta fragmentación forestal y pérdida de hábitat (Mas *et al.* 2017). El paisaje ha sido

transformado en un mosaico de fragmentos de bosque aislados entremezclados con huertas de aguacate, afectando la distribución espacial de los bosques templados, alterando las condiciones ambientales, así como el tamaño poblacional de diferentes especies y finalmente a la biodiversidad (Monterrubio-Rico *et al.* 2019, Reyes-González *et al.* 2020, Sánchez *et al.* 2020). Este hecho representa serias amenazas a la biodiversidad y funcionamiento de los bosques templados considerando que los bosques de encino albergan una gran diversidad de plantas epífitas, artrópodos y vertebrados (Vaca-Sánchez *et al.* 2021, Pérez-Solache *et al.* 2022). Por esta razón, la diversidad y la composición de los componentes de las comunidades de insectos que se han visto afectadas durante las últimas décadas están fuertemente relacionadas con la pérdida, a la fragmentación de los hábitats o, en su caso, la degradación que afectan al cambio de uso de suelo (Hallmann *et al.* 2017, Jauker *et al.* 2019, Seibold *et al.* 2019).

Especialmente, el orden Hemiptera (pulgones, cigarras, chicharras, chinches de las plantas y otros grupos) (Zhang 2013) son un grupo de insectos que muestra sensibilidad a una variedad de perturbaciones tanto naturales como antropogénicas (Duelli & Obrist 1998, Kruess & Tscharncke 2002), como lo es la fragmentación del hábitat (Hines *et al.* 2005). Los hemípteros son un orden muy diverso de insectos, que comprende unas 104 000 especies, distribuidas por todo el mundo (Román-Garrido *et al.* 2016) y representan una alta variedad de formas y tamaños (Otto 1996, Cava *et al.* 2012), teniendo especies fitófagas, depredadoras y parásitas (Dolling 1991, Róman-Garrido *et al.* 2016, Forero *et al.* 2018). Se estima que los hemípteros representan entre el 9 y el 13% del total de insectos que hay en los doseles de los bosques templados (Moir *et al.* 2007, Muñoz 2007). Se considera un grupo ecológicamente importante ya que sus especies fitófagas son aquellas que están relacionadas con la vegetación del dosel, por lo que cualquier cambio que se produzca en la estructura de la comunidad vegetal produce cambios en las interacciones de los hemípteros con otros organismos, alterando así las redes de herbívoros y de depredadores (Siemann *et al.* 1998, Salomao *et al.* 2019).

Los depredadores responden a la complejidad estructural de las plantas lo que se asocia a la disponibilidad de presas (Barnes *et al.* 2020). A mayor complejidad estructural de las plantas se sugiere un mayor número de fitófagos, influenciados por la cantidad y calidad

de tejido vegetal disponible para su consumo, asociado a la cantidad de nutrientes que consuman para su desarrollo (Castagneyrol *et al.* 2017). Así como fuentes de refugio frente a condiciones climáticas adversas y predadores (Martínez 2018). Diversos estudios han demostrado que la diversidad de hemípteros aumenta a lo largo del gradiente de diversidad forestal. Por ejemplo, Sobek *et al.* (2009) mostró un aumento de la riqueza y abundancia de hemípteros en las masas forestales más ricas en especies, además de que especies en la mayoría de los gremios funcionales mostraron el mismo patrón. Otros estudios, han reportado que el aumento de zonas agrícolas y la tala conducen a la desaparición de muchas especies de hemípteros (Korösi *et al.* 2012). Este patrón se debe a que una comunidad vegetal más diversa representa un mayor número de recursos y nichos para ser utilizados y colonizados por un mayor número de especies de insectos (Schmidl *et al.* 2008). La “hipótesis de especialización de recursos” (Novotny *et al.* 2002) predice una mayor abundancia de artrópodos especializados en comunidades con mayor diversidad de plantas, siendo la diversidad de insectos herbívoros modulada por la diversidad y calidad de las plantas, dando así importancia a los efectos ascendentes (Cook-Patton *et al.* 2011, Leroux & Loreau 2015). Estudios han sugerido que las fuerzas ascendentes son los más importantes mecanismos reguladores de la distribución y diversidad de los insectos herbívoros, a través de la calidad nutricional de las hojas, las defensas químicas y la fenología (Feeny 1970, Mooney *et al.* 2010, Castagneyrol *et al.* 2012, Maldonado-López *et al.* 2015).

La fragmentación del hábitat puede influir en la diversidad de insectos a través de efectos directos sobre la comunidad de herbívoros, pero también a través de efectos indirectos sobre las comunidades de plantas (Hunter & Price 1992). En algunos casos, la diversidad de insectos herbívoros y los niveles de consumo pueden aumentar debido a la pérdida de enemigos naturales (es decir, depredadores y parasitoides) (fuerzas de arriba hacia abajo) ya que los niveles tróficos superiores tienen altos requerimientos de espacio y energía, lo que resulta en una sensibilidad extrema a la pérdida de hábitat (Tschamtkke *et al.* 2007, Pfeifer *et al.* 2017, Valdés-Correcher *et al.* 2019). Podría disminuir la diversidad de herbívoros en cuanto a cantidad y calidad de recursos vegetales que sustenten la diversidad de los insectos herbívoros (fuerzas de abajo hacia arriba) (Kittelson *et al.* 2015, Maguire *et al.* 2016, Maldonado-López *et al.* 2016a, 2016b). Un metaanálisis realizado por Rosetti *et al.* (2017) indicó que, a pesar de que la diversidad de insectos disminuye a medida que aumenta la

fragmentación del hábitat, es necesario investigar más a fondo los mecanismos ascendentes relacionados con los rasgos funcionales de las plantas que afectan la herbívora en bosques fragmentados.

Los hemípteros al ser un grupo sensible a diversas perturbaciones tanto naturales como antropogénicas (Kruess & Tscharntke 2002), con una vida útil corta que le permite una respuesta rápida al cambio (Jones 2001), y que responde a la fragmentación (Hines *et al.* 2005), y perturbaciones forestales, los hace excelentes indicadores y una herramienta para poder evaluar los efectos de la fragmentación ocasionada principalmente por el cambio de uso de suelo a agrosistemas. Por lo tanto, en el presente trabajo se determinaron los cambios en la diversidad taxonómica de insectos hemípteros en sitios con distinto porcentaje de cobertura de bosque nativo y huertos de aguacate, esperando una reducción en la abundancia y riqueza de hemípteros en sitios con un mayor porcentaje de huertos de aguacate, así como cambios en la estructura y composición de la comunidad de hemípteros, además de cambios en la estructura de los distintos gremios tróficos de hemípteros en comparación con los sitios con un mayor porcentaje de bosque nativo, por lo que se abordaron las siguientes preguntas: i) ¿La abundancia y riqueza de hemípteros se reduce conforme disminuye el porcentaje de cobertura de bosque?, ii) ¿La estructura y composición de la comunidad de hemípteros cambia conforme disminuye el porcentaje de cobertura forestal? y iii) ¿Cómo se modifica la estructura de los gremios tróficos de hemípteros en sitios con distintas proporciones de bosque y huertos de aguacate?.

Materiales y métodos

Sitio de estudio

El presente estudio se realizó en la franja aguacatera del estado de Michoacán, que se encuentra ubicada entre los 18°45' y 20°06'N y los 101°47' y 103°13'O (Vaca-Sánchez et al. 2024) caracterizados por presentar fragmentos de bosque pino-encino mezclado con huertas de aguacate. Se seleccionaron seis sitios de estudio con diferente cobertura de bosque y huertos de aguacate pertenecientes a los municipios de Tacámbaro y Acuitzio del Canje utilizando imágenes satelitales de mediana y alta resolución (Landsat, SPOT, Sentinel y Rapid

Eye con los sensores TM 5, ETM+ OLI) para definir la ubicación y extensión de las principales coberturas de bosque y huertos de aguacate. (Neinavaz *et al.* 2020, Pérez-Solache *et al.* 2023). Los sitios elegidos representan un gradiente en la proporción de cobertura de bosque y huertos de aguacate. Todos los sitios de estudio tenían un tamaño similar, con un rango de 60 a 80 ha, así mismo, en cada sitio de estudio se estableció un área de amortiguamiento de 1000 m de radio. Por lo que se clasificaron de la siguiente manera: Dos sitios con mayor cobertura de bosque nativo y menor cobertura de huertos de aguacate: (i) Acuitzio, Rancho Agroecológico Llanitos: porcentaje de cobertura bosque/huerto: (84/16): (19°26'79''N; 101°16'837''W); (ii) Acuitzio, Huerta La Yácata: porcentaje de cobertura bosque/huerto: (74/26): (19°45'230''N; 101°28'495''W). Dos sitios con similar cobertura del bosque nativo y huertos de aguacate: (i) Tacámbaro, Exhacienda porcentaje de cobertura bosque/huerto: (51/49) (19°14'52.08''N; 101°28'30.67''W); (ii) Tacámbaro, Rancho el Embrujo: porcentaje de cobertura bosque/huerto: (52/48) (19°28'229''N; 101°45'390''W). Finalmente, dos sitios con menor cobertura de bosque nativo y mayor cobertura de huertos de aguacate: (i) Tacámbaro, Rancho las Joyas: porcentaje de cobertura bosque/huerto: (35/65) (19°13'4,6''N; 101°25'4,6''W); y (ii) Tacámbaro, Huerta Caramécuaro: porcentaje de cobertura bosque/huerto: (36/63) (19°15'38.3''N; 101°23'43.7''W) (Figura 1).

Caracterización del sitio de estudio

- En cada sitio de estudio se estableció un área de amortiguamiento de 1000 m de radio, esto para limitar ciertas acciones humanas cerca del sitio y proteger los recursos naturales.
- Todos los sitios de estudio tienen una historia de manejo similar, que consistió en la tala rasa del bosque templado nativo para el cultivo orgánico de aguacate con uso de fertilizantes orgánicos (composta y estiércol de ganado doméstico, incluidos caballos, vacas y aves de corral).
- Las "malezas" herbáceas se utilizan para atraer tanto a los polinizadores nativos (por ejemplo, las abejas) como a los depredadores (los hemípteros y los neurópteros a los huertos de aguacate).
- Antes de cosechar las plantas de aguacate, se eliminan las malezas, esta práctica es exigida por la normativa fitosanitaria para la exportación.

- Todas las huertas de aguacate estudiadas tienen, una edad similar que oscila entre los 15 y 20 años después de la tala.

Muestreo de Insectos hemípteros

El muestreo se realizó con dos métodos complementarios. El primero fue mediante trampas de caída de tipo pitfall y el segundo método se realizó por colecta directa con la ayuda de redes entomológicas. Se utilizaron dos métodos debido a que se ha señalado que la utilización de red entomológica como un método adicional de colecta ayuda a complementar los inventarios biológicos ya que especies poco comunes pueden ser registradas en uno u otro método (Grundel *et al.* 2011). Para aplicar el primer método se trazaron para cada sitio 4 transectos de 50 x 2 m con una separación de 100 m dentro del bosque. En cada transecto se colocaron seis trampas de caída (pitfall), con una distancia entre trampas de 10 m. Cada trampa consta de un recipiente de plástico de un litro con atrayente (fruta en descomposición), un frasco colector de 250 ml con alcohol al 70 % y un embudo de caída para los artrópodos, colocándolas enterradas al nivel del suelo. Para el segundo método con ayuda de un grupo de 6 personas usando redes entomológicas se realizaron recorridos de 8 horas/día a la misma hora en cada sitio, en total se realizaron 6 muestreos (Adis, 2002; Thorsen *et al.* 2004; Cole *et al.* 2016). Los muestreos fueron aleatorios y dirigidos hacia áreas con plantas silvestres (Ramírez *et al.* 2014). Finalmente, todos los ejemplares colectados se colocaron en recipientes de plástico con alcohol al 70% para su preservación y con las etiquetas correspondientes para su posterior identificación taxonómica a nivel de especies. Los hemípteros colectados fueron llevados al Laboratorio de Agroecología de la Facultad de Biología de la UMSNH, para su separación y determinación taxonómica. Gran parte fueron identificados en el Laboratório de Ecologia e Controle Biológico de Insetos (Brasil) con la ayuda de la plataforma iNaturalist y con el apoyo de claves para la determinación taxonómica de hemípteros de Blanco (2014), Borror *et al.* (1992), Conabio (2024), Correa *et al.* (2011), Diethrich (2005), Sandoval *et al.* (2012) Soukup (1966), Weirauch *et al.* (2014), Wolski (2017). Además, a cada especie fue asignada a un gremio trófico (fitófagos, depredadores y hematófagos). La abundancia fue estimada a partir del conteo acumulado del total de los individuos esto debido a que el conteo acumulado de especies nos permite una medida más precisa y representativa de la abundancia relativa de cada grupo, lo que resulta esencial para

analizar la composición, estructura y posibles patrones ecológicos de la comunidad estudiada. Para la riqueza se estimó a partir del conteo acumulado de especies, las cuales son reconocidas como unidades taxonómicas (Majer *et al.* 2000, Stiegel & Mantilla-Contreras 2018).

Análisis estadísticos

En el presente estudio la cobertura forestal fue utilizada de dos maneras distintas, en función del objetivo específico de cada análisis. En primer lugar, se empleó como variable explicativa continua en aquellos casos donde se buscaba evaluar la influencia directa del porcentaje de cobertura arbórea sobre diversas variables de respuesta, tales como indicadores ecológicos. En ciertos análisis se optó por agrupar unidades de observación en categorías discretas de uso o cobertura del suelo tales como “bosque”, “huerto”. Esta categorización respondió a la necesidad de comparar grupos funcionales o estructurales del paisaje permitiendo identificar diferencias significativas entre tipos de cobertura en términos de composición, función ecológica o impacto en variables específicas.

Se utilizó un modelo de regresión simple (Seber & Lee 2003) para evaluar la relación de la abundancia y la riqueza con respecto al porcentaje de cobertura forestal de cada uno de los sitios de estudio. El porcentaje de cobertura de bosque de cada sitio (n=6) fue utilizado como variable independiente y la abundancia y riqueza fueron consideradas como variables de respuesta. Los análisis fueron llevados a cabo con el software JMP.

Para determinar las diferencias en la abundancia y la riqueza de insectos hemípteros entre los sitios con distinta cobertura forestal, se realizaron análisis de modelos lineales generalizados (GLM) por separado, utilizando una distribución de error Poisson y una función de unión Log. Los porcentajes de cobertura forestal de los sitios (35%, 38%, 51%, 54%, 74%, 84%) fueron consideradas como variables independientes y la abundancia y la riqueza de hemípteros como variables de respuesta. Este mismo análisis fue realizado para evaluar las diferencias en la abundancia y la riqueza de hemípteros entre gremios tróficos considerando los porcentajes de cobertura forestal y gremios tróficos (Fitófagos,

depredadores, hematófagos) como variables independientes y la abundancia y la riqueza como variables de respuesta.

Para determinar los efectos de la cobertura y los gremios tróficos sobre la abundancia y la riqueza de hemípteros, realizamos una serie de análisis de covarianza (ANCOVA) utilizando el porcentaje de cobertura forestal como la variable explicativa numérica y los gremios como una co-variable categórica, mientras que la abundancia y riqueza fueron las variables de respuesta.

Para evaluar la frecuencia de órdenes de insectos hemípteros se realizó un análisis de regresión logística utilizando el procedimiento CATMOD para modelar los datos categóricos (SAS 2000). La frecuencia de órdenes se consideró como variable de respuesta y los sitios de estudio como variable independiente. En este análisis, la distribución de datos no siguió una distribución normal, por lo tanto, usamos una distribución de Poisson con función de enlace logarítmico (Stokes *et al.* 2000).

La riqueza de especies de hemípteros para cada sitio de estudio fue obtenida mediante curvas de rarefacción usando el software PAST 4.1. Para cada curva de rarefacción se utilizaron intervalos de confianza (IC) del 95% para determinar si las diferencias de riqueza de artrópodos entre especies de encinos eran resultado de la riqueza real o de la abundancia. La escala de la variable independiente (X) estuvo representada por el número de individuos estimados por cada proporción de cobertura forestal, mientras que la variable de respuesta (Y) estuvo representada por un conjunto de datos estandarizados del número de individuos como esfuerzo de muestreo (Gotelli & Colwell 2001). Además, se utilizó el índice de uniformidad de Pielou a nivel de orden para diversidad de hemípteros calculada en cada sitio de estudio. Esta medida de equidad compara el índice de Shannon-Wiener observado con la distribución de individuos entre las especies observadas, lo que maximizaría diversidad (Maguran 1988, Wan *et al.* 2014).

Para evaluar las diferencias en la composición de insectos hemípteros entre las tres proporciones de cobertura forestal se utilizó un análisis multivariado. Se ordenaron las comunidades de hemípteros de acuerdo a la proporción de bosque perteneciente mediante un escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) utilizando una matriz de similitud de abundancia y el índice de Bray-Curtis como métrica de distancia. Posteriormente, se utilizó

un procedimiento de permutación no paramétrica (ANOSIM) para verificar si la composición de especies de hemípteros difería entre las tres proporciones de cobertura forestal. El ANOSIM se basó en una matriz binaria de ocurrencia de las especies de hemípteros en cada proporción forestal, utilizando el índice de Bray-Curtis como una métrica de distancia y 5000 permutaciones. Estos análisis se ejecutaron en el software PAST 4.1 (Hammer *et al.* 2001).

Para estimar la diversidad beta las similitudes en la composición de especies de los pares de sitios se cuantificaron con el método cuantitativo de Sørensen. Diversidad beta total y su reemplazo y las particiones de diferencia de riqueza se derivaron de ambas incidencias (presencia/ausencia) y comparaciones por pares basadas en la abundancia. Cada uno de estos tres enfoques se basó sobre tres coeficientes de disimilitud diferentes: (i) coeficiente de Sørensen (es decir, una medida de la diversidad beta general), permitirá detectar cambios en la composición de especies entre los sitios con distintas proporciones de bosque (ii) coeficiente de Simpson (es decir, una medida del recambio al anidamiento resultante de diferencias en la riqueza de especies), ayuda a identificar si las diferencias se deben principalmente el reemplazo de especies y (iii) un coeficiente que mide el anidamiento resultante de diferencias en la riqueza de especies, que permitirá evaluar si las comunidades en los sitios con mayor proporción de huertos representan una porción empobrecida en las comunidades donde hay una mayor proporción de bosque y huertos de aguacate (Baselga 2010).

Para probar la co-ocurrencia específica de especies de hemíptera se cuantificó la incidencia de cada especie (frecuencia de aparición) en las diferentes proporciones de cobertura forestal (bosque>huerto, bosque=huerto, bosque<huerto). Para cada proporción de cobertura, se probó si cada par de especies mostraba un patrón significativo de coexistencia positiva, negativa o aleatoria utilizando el paquete *cooccur* en el software R (Veech 2013, 2014). El análisis estuvo basado en datos de presencia/ausencia. Este análisis utiliza un modelo probabilístico para estimar la probabilidad de que cada par de especies ocurra menos o más de lo esperado si cada especie se distribuyera de forma independiente (Carbonell *et al.* 2017).

Resultados

Se colectaron un total de 1,418 hemípteros asociados a los distintos sitios con diferentes proporciones de cobertura forestal. Estos pertenecen a 13 familias y 40 especies distribuidos de la siguiente manera: 626 individuos en los sitios con cobertura mayor a huertos de aguacate; 430 individuos en los sitios con una cobertura de bosque menor a huertos de aguacate; y 362 individuos en los sitios con cobertura de bosque igual a huertos de aguacate (Tabla 1).

Los sitios de mayor porcentaje de bosque que huertos de aguacate estuvieron representados mayormente por las familias Cicadellidae, Cercopidae y Lygaeidae, siendo las especies *Phera obtusifrons* (238 individuos), *Texananus longipennis* (61 individuos), y *Draculacephala balli* (58 individuos) las más abundantes. En los sitios con porcentaje de bosque igual a huertos de aguacate las familias más representativas fueron Cicadellidae, Coreidae y Pentatomidae siendo *Phera obtusifrons* (67 individuos), *Draculacephala minerva* (67 individuos) y *Pachylis gigas* (36 individuos) las especies más abundantes. Para los sitios con un porcentaje de bosque menor que huertos de aguacate las familias más representativas fueron Cicadellidae, Largidae y Lygaeidae donde las especies más abundantes fueron *Phera obtusifrons* (78 individuos), *Creontidaes dilotus* (42 individuos) y *Pseudopamera nitidula* (38 individuos) (Tabla 2).

Se encontraron diferencias significativas en la abundancia y riqueza de hemípteros dentro de los sitios con distintos porcentajes de cobertura forestal y huertos de aguacate. El análisis de regresión simple entre la abundancia de hemípteros y el porcentaje de cobertura forestal mostró que los sitios con mayor cobertura de bosque son los que presentaron una mayor abundancia en comparación con los sitios con un porcentaje menor de cobertura forestal y más huertos de aguacate ($\chi^2 = 17.14$; g.l. = 2; $P = 0.0001$) (Figura 2a). De la misma manera, la riqueza fue mayor en los sitios con mayor cobertura forestal en comparación con los sitios de menor porcentaje de cobertura forestal ($\chi^2 = 7.23$; g.l. = 2; $P = 0.0071$) (Figura 2b).

Todos los hemípteros encontrados se agruparon en 13 familias diferentes. La frecuencia de familias de hemípteros fue diferente entre los tres tipos de coberturas de bosque y huertos de aguacate ($\chi^2 = 7808.72$; g.l. = 10; $P = 0.0001$) mostrando una mayor frecuencia de familias en los sitios con mayor porcentaje de bosque que huertos de aguacate. Siendo

Cicadellidae la familia más abundante en todos los sitios junto con Lygaeidae y Pentatomidae. En sitios con menor porcentaje de cobertura de bosque que cultivos de aguacate la familia Cercopidae y Largidae fueron más abundantes en comparación con los demás sitios, mientras que las familias Coreidae y Coreidae fueron más abundantes en los sitios de igual cobertura de bosque que huertos y la familia Cicadellidae fue la más abundante en los sitios con mayor cobertura de bosque que huertos de aguacate. En particular, los sitios con mayor cobertura de bosques y menor huertos de aguacate fueron los que presentaron una mayor abundancia de la familia Cicadellidae (75%), Lygaeidae (19.4%) y Pentatomidae (14.6%) mientras que los sitios de menor cobertura de bosques y más huertos de aguacate presentaron mayor abundancia de igual manera Cicadellidae (28.5%), Cercopidae (12.6%) y Lygaeidae (11.9%) (Figura 3).

Los valores de índice de diversidad de Shannon fueron los siguientes: 2.99 para la cobertura de bosque mayor a huertos de aguacate, 2.53 para bosque igual a huertos de aguacate y 2.91 para bosque menor a huertos de aguacate. Esto indica que la cobertura forestal incrementa los niveles de diversidad de insectos hemípteros en los sitios de mayor cobertura de bosque que huertos de aguacate. En cuanto al Índice de Pielou, los valores fueron los siguientes: 0.86 para la cobertura de bosque mayor a huerto; 0.85 para los sitios de bosque igual a huerto y 0.73 para bosque menor a huerto de aguacate. Esto nos indica que los sitios de cobertura de bosque igual a huertos de aguacate y menor cobertura de bosque y que huertos de aguacate presentan mayor dominancia de especies de insectos hemípteros; en comparación con los sitios de mayor cobertura de bosque que huertos de aguacate, donde valores cercanos a 0 indican una baja equitatividad y valores cercanos a 1 representan una alta equitatividad.

El análisis de rarefacción mostró diferencias donde la riqueza de especies de hemípteros fue mayor en los sitios con mayor cobertura de bosque que huertos de aguacate seguidos de los sitios con una cobertura de bosques igual a huertos de aguacate y los sitios con una cobertura de bosque menor a huertos de aguacate (Figura 4).

Se identificaron de tres gremios tróficos diferentes: (i) depredadores; (ii) fitófagos; (iii) hematófagos (Tabla 3). La abundancia de hemípteros difirió entre los distintos gremios tróficos ($\chi^2 = 1939.37$; g.l. = 2; $P = 0.0001$) y entre las distintas coberturas con diferente

proporción de bosque ($\chi^2 = 37.13$; g.l. = 2; $P = 0.0001$). Particularmente, los fitófagos fueron el gremio más abundante para todos los sitios. En contraste, los hematófagos que fueron los gremios con menor abundancia en las distintas proporciones de bosque (Figura 5a). De manera similar, se encontraron diferencias en la riqueza de especies entre gremios ($\chi^2 = 225.01$; g.l. = 2; $P = 0.0001$) y entre las distintas proporciones de bosque ($\chi^2 = 4.53$; g.l. = 2; $P = 0.0332$). Los fitófagos tuvieron los valores más altos dentro de todas las proporciones de cobertura forestal, mientras que los depredadores fueron más abundantes en la cobertura de bosque mayor a huertos de aguacate en comparación con las coberturas de menor bosque, así mismo los hematófagos presentaron valores más bajos en todas las proporciones de bosque y huertos de aguacate (Figura 5b). Se encontraron efectos significativos de la abundancia en relación a los gremios tróficos y la cobertura forestal (Tabla 3a). Así mismo, los resultados de ANCOVA mostraron efectos significativos de la riqueza de los gremios tróficos con respecto a la cobertura de bosques (Tabla 3b).

El análisis para evaluar la composición de la comunidad de artrópodos del dosel mostró que la ordenación del NMDS explicó el 66 % de la varianza entre los puntos de muestreo (eje 1 = 36 % y eje 2 = 30 %). La composición de la comunidad de insectos hemípteros dentro de las distintas coberturas de bosque mostró diferencias significativas de acuerdo a la prueba ANOSIM ($r = 0.4671$; Stress = 0.2483; $P < 0.0001$), de manera particular la cobertura de bosque mayor a huertos de aguacate y bosque menor a huertos de aguacate tuvieron ensamblajes totalmente diferentes en comparación con los sitios de cobertura igual a huertos de aguacate que presentó una similitud en el ensamblaje con los demás sitios (Figura 6).

Según el coeficiente de Sørensen, los valores de diversidad beta mostraron una alta variación en los distintos sitios con diferente proporción de bosque y huertos de aguacate. La diversidad beta cuantificada como el promedio de las diferencias por pares se observó fuertemente correlacionada con el promedio de las distancias al centroide de la metacomunidad, mostrando una alta variación en la composición de especies entre sitios ($r = 0.81$). Para las métricas de diversidad beta resultantes del anidamiento, el promedio de las disimilitudes por pares estuvo fuertemente correlacionado con el promedio de las distancias al centroide de la metacomunidad, teniendo un menor porcentaje de anidamiento entre la

composición de especies de los diferentes sitios ($r=0.67$) y, en menor medida, con la versión de sitios múltiples ($r=0.59$) (Figura 7).

Con los análisis de coocurrencia el número de pares de especies evaluados fue diferente entre sitios con diferente porcentaje de cobertura forestal. Se obtuvieron en total 111 pares en los sitios con mayor porcentaje de cobertura forestal (Figura 8a), 63 pares en sitios con igual cobertura forestal (Figura 8b) y huerto de aguacate, y 52 pares de especies en sitios con menor cobertura forestal (Figura 8c). En todos los sitios se encontraron asociaciones positivas, negativas y aleatorias. El patrón de co-ocurrencia mostró que en los sitios con mayor cobertura forestal se presentaron más asociaciones positivas y negativas que en los sitios con menor cobertura forestal.

Discusión

La pérdida de superficie forestal y la fragmentación de los bosques también suponen un riesgo para la biodiversidad perteneciente a la composición, la estructura y la función. La disminución de los bosques y en el grado de aislamiento de los remanentes forestales puede interferir en las interacciones y/o los procesos ecológicos desencadenando consecuencias para la biodiversidad. (Chapin *et al.* 2000, de la Vega *et al.* 2012). En especial, los insectos responden a cambios en la diversidad, estructura y densidad de las comunidades de plantas; así como al tamaño y disposición espacial del hábitat (Siemann *et al.* 1998, Harmon *et al.* 2003, Tscharnkte & Brandl 2004, Tscharnkte *et al.* 2021). Semejante a esto, los resultados revelaron modificaciones en la estructura y composición de hemípteros en sitios con diferente porcentaje de cobertura de bosque. De manera general, se encontraron diferencias significativas en la abundancia y riqueza de hemípteros entre los diferentes sitios con coberturas de bosque y coberturas de huertos de aguacate. En estos casos, los sitios con mayor porcentaje de bosque que huertos mostraron una mayor abundancia y riqueza en su relación. La estructura de la vegetación del bosque templado fue uno de los factores que mejor explicaron las características de los hemípteros, debido a que la diversidad y el porcentaje de cobertura vegetal estaban altamente correlacionadas. Una hipótesis que puede explicar los resultados es “La hipótesis de la riqueza de especies de plantas” (Janzen-Connell 1970, Fernandes & Price 1988) que propone que las comunidades con mayor diversidad de plantas

representan más sitios potenciales para ser colonizados por un mayor número de especies de insectos (“efectos de abajo hacia arriba”) (Hertzog 2017, Vaca-Sánchez *et al.* 2021). En este caso, los sitios con mayor porcentaje de bosques templados representan para los hemípteros una mayor disponibilidad de recursos y nichos para ser colonizados por un mayor número de especies donde la riqueza de especies de hemípteros aumenta a medida que aumenta el porcentaje de bosque. Una segunda hipótesis alternativa es “La hipótesis de la heterogeneidad del hábitat” (Bazzaz 1975) la cual propone que la complejidad del hábitat puede proveer de más nichos y diferentes formas de explotar los recursos del ambiente lo cual incrementa la diversidad de especies. Donde los sitios con una mayor cobertura de bosque representan lugares con una mayor heterogeneidad de la comunidad vegetal lo que genera una mayor diversidad de hemípteros y por lo tanto puede proporcionar múltiples nichos potenciales de colonización incluidos distintos gremios de insectos (Ricklefs & Marquis, 2012; Müller *et al.* 2018).

Estudios anteriores han mostrado patrones similares al nuestro, por ejemplo, Zurbrugg & Frank (2006) encontraron que la riqueza de especies de hemípteros heterópteros fue generalmente menor en lugares que presentaban una menor porción de cobertura de bosque. De manera similar, Vasarainen (2000) mostró que la abundancia y riqueza de especies de un grupo de hemípteros parecía depender de la diversidad estructural de la vegetación, además de que el ensamblaje de hemípteros se vio fuertemente afectado por la arquitectura vegetal determinada por el tratamiento agrícola. Por lo que estos estudios concuerdan con los resultados, afirmando que los sitios con una mayor cantidad de bosque presentan condiciones más favorables para ser colonizados promoviendo así una mayor abundancia y riqueza de hemípteros en estos sitios en comparación con los sitios que presentan un porcentaje menor de bosque, lo que indica que la pérdida del bosque también ocasiona una reducción de especies (Müller *et al.* 2018; Taubert *et al.* 2018). Por lo tanto, la estructura de la vegetación es un factor clave que influye en la riqueza de especies, la abundancia y las especies de insectos. Los resultados son también confirmados con el análisis NMDS, que mostró diferencias en la composición de la comunidad de hemípteros en los sitios con distinto porcentaje de bosque y huertos de aguacate, donde los sitios con un mayor porcentaje de bosque presentaron mayores niveles de abundancia y riqueza de insectos por lo tanto también una mayor presencia de gremios de insectos hemípteros. Lo que concuerda

con que los sitios de mayor porcentaje de bosque son los que presentan una mayor composición de hemípteros.

Los cambios en las condiciones abióticas, así como en la composición y abundancia de especies provocados por la fragmentación de los bosques, pueden alterar la interacción entre plantas y animales, afectando la dinámica de la vegetación de los remanentes de bosques (Simonetti *et al.* 2006). Söderström *et al.* (2001) encontró que algunas características del paisaje como la temperatura y disponibilidad de nutrientes, la alteración del hábitat, la complejidad estructural de las comunidades vegetales, metabolitos secundarios y calidad nutricional de plantas afectan la composición de las especies de insectos (Vaca-Sánchez *et al.* 2021). Además, los distintos taxones de insectos se ven afectados en distinto grado por las características del paisaje. Por ejemplo, algunos insectos que son más especialistas se encuentran más asociados con una mayor disponibilidad de recursos en el paisaje, mientras que otros más generalistas como las plagas se ven más asociados a la gestión agrícola y la heterogeneidad del paisaje a pequeña escala.

La mayoría de las especies de gremios tróficos de hemípteros presentaron el mismo patrón donde se mostró una mayor abundancia en los sitios con un mayor porcentaje de bosque en comparación con los sitios de una menor proporción de bosque (Vaca-Sánchez *et al.* 2021). En particular, en nuestro estudio encontramos tres gremios de hemípteros: Fitófagos, depredadores, hematófagos, en los distintos sitios con diferente porcentaje de cobertura forestal, siendo los fitófagos los más abundantes en todos los sitios. Así mismo, se detectó que los hemípteros fitófagos mostraron una mayor abundancia y riqueza en sitios con un mayor porcentaje de bosque que huertos de aguacate en comparación con los demás sitios con una proporción menor de bosque. De igual forma, los depredadores mostraron el mismo patrón, siendo más abundantes en los sitios con mayor porcentaje de bosque. En el caso de los hematófagos estos tuvieron una mayor abundancia en los sitios con un porcentaje de menor bosque y más huertos de aguacate. El encontrar una mayor abundancia y riqueza de fitófagos y depredadores en los sitios de mayor porcentaje de bosque se puede deber a que estos sitios representan lugares con una mayor disponibilidad recursos para las plantas y una mayor heterogeneidad vegetal lo que propicia una mayor diversidad en estos sitios (Ricklefs & Marquis 2012, Müller *et al.* 2018). Se ha reportado que los cambios en la estructura de la

comunidad vegetal pueden alterar las interacciones de algunos grupos de hemípteros con otros organismos y afectar las redes de herbívoros y depredadores (Lattin 1995, Siemann *et al.* 1998). Estudios han mostrado resultados similares, lo que respalda la idea de que sitios con una alta diversidad de recursos representan mejores nichos para ser colonizados por distintos gremios tróficos (Sobek *et al.* 2009, Ricklefs & Marquis 2012, Hertzog 2017). Lo que explica la respuesta positiva de las especies e individuos hemípteros a la estructura de la vegetación. Por ejemplo, se ha demostrado que la diversidad de plantas es un factor que contribuye al mantenimiento de la diversidad de fitófagos (Haddad *et al.* 2011). Algunos estudios también han sugerido que las fuerzas ascendentes son los principales mecanismos reguladores de la distribución y diversidad de los insectos herbívoros (Feeny 1970, Mooney *et al.* 2010, Castagneyrol *et al.* 2012, Maldonado-López *et al.* 2015). Los efectos ascendentes se relacionan con la disponibilidad de recursos, como la luz, la humedad del suelo, los nutrientes, y los efectos de flujo hacia niveles tróficos más altos (Didham & Lawton 1999). Los efectos de arriba hacia abajo se relacionan con la influencia de los consumidores, como la depredación y la herbívora (McNaughton *et al.* 1989, Schmitz 2003). La regulación de arriba hacia abajo sostiene que los principales depredadores controlan la biodiversidad y biomasa de niveles tróficos más bajos a través del efecto de cascada trófica (Schmitz 2008, Estes *et al.* 2011, Wallach *et al.* 2015). Por lo tanto, estos resultados pueden explicarse con una combinación de ambos factores, donde las fuerzas de abajo hacia arriba influyen para que actúen las fuerzas de arriba hacia abajo. Por ejemplo, la diversidad de plantas puede aumentar la abundancia de herbívoros a través de una mayor disponibilidad y/o calidad de alimento, nichos, microambientes y refugio, lo que a su vez determinará la abundancia y diversidad de depredadores, afectando la presión de depredación (Forkner & Hunter 2000). Nuestros resultados evidencian una vez más “La hipótesis de la riqueza de especies de plantas” (Fernandes & Price 1988) debido a que una mayor diversidad de fitófagos en sitios con más cobertura de bosques responde a que estos sitios representan una mayor disponibilidad de recursos y nichos para ser colonizados por un mayor número de especies (Fuerzas de arriba hacia abajo: plantas-herbívoros). Bajo este escenario, en las áreas con mayor proporción de huertas, además de que el aumento de fitófagos en estos sitios también puede estar asociado a la pérdida de sus enemigos naturales (es decir, depredadores) (fuerzas de arriba hacia abajo) debido a que los niveles tróficos superiores tienen altos requerimientos de

espacio y energía, lo que los hace muy sensibles a la pérdida de hábitat (Tscharntke *et al.* 2007, Pfeifer *et al.* 2017, Valdés-Correcher *et al.* 2019).

Los depredadores, debido a su nivel trófico especialización y baja densidad, son más vulnerables a la pérdida y fragmentación de hábitat que otras especies. Por lo tanto, los hemípteros tienen más probabilidades de extinguirse localmente (Didham 2006, Prugh *et al.* 2008, Estes *et al.* 2011, Gibson *et al.* 2013). La desaparición de los principales depredadores puede aumentar la densidad de especies de presas como los fitófagos, suprimiendo así las poblaciones de plantas (Adler & Levins 1994, Terborgh *et al.* 2006, Sharam *et al.* 2009, Tscharntke *et al.* 2012). Esto respalda los resultados que muestran una disminución en los sitios con una menor diversidad en los sitios con un menor porcentaje de bosque.

Otra posible explicación está relacionada con cambios abruptos en las comunidades de herbívoros con el aumento de la fragmentación del hábitat y la pérdida de la cubierta forestal (es decir, fuerzas de abajo hacia arriba) (Rossetti *et al.* 2017), donde se reemplazan especies de insectos herbívoros especializados por especies generalistas, aumentando la frecuencia de insectos herbívoros y los niveles de consumo de hojas. Así, mismo, se han documentado patrones inconsistentes en la diversidad de herbívoros a lo largo de gradientes de fragmentación forestal. En algunos casos, la riqueza de especies de insectos herbívoros disminuye a medida que aumenta la fragmentación del bosque (Schüepp *et al.* 2014, Pfeifer *et al.* 2017). Sin embargo, en otros casos, la diversidad de insectos herbívoros aumenta en los sitios más fragmentados (Harvey & MacDougall 2015, Maldonado-López *et al.* 2016). En este estudio, dentro de los grupos de hemípteros herbívoros más abundantes, se encontró cicadellidae quienes se alimentan de savia y una gran variedad de plantas, además, algunas especies de cicadellidos son importantes plagas agrícolas (Dietrich 2001). Pentatomidae, también fue uno de los más abundantes, estos son considerados plagas de la agricultura debido a que cuando las poblaciones alcanzan grandes números pueden causar graves daños a las cosechas. Además, algunos se han vuelto resistentes a los plaguicidas (Martin & Edmondson 2005). El grupo de los lygaeidae muchas de las especies se alimentan de plantas y presentan colores llamativos, rojo y negro, que anuncian su mal gusto y toxicidad a los depredadores, confiriéndoles cierta defensa ante estos (Burdfield-Steel & Shuker 2014). Lo cual indica que las especies de estos grupos son generalistas y coincide con otros estudios los

cuales mencionan que las especies de herbívoros generalistas que permanecen en hábitats fragmentados puedan mantener altos niveles de herbívora en las comunidades de plantas a pesar de la pérdida de especies de herbívoros especializados como resultado de la fragmentación del bosque (Fontúrbel & Murúa 2014, Rossetti *et al.* 2017, Bagchi *et al.* 2018).

Los hematófagos mostraron un patrón diferente a los otros gremios presentando una mayor diversidad en sitios con menor porcentaje de bosque y más huertos de aguacate. Las especies presentes pertenecen a la familia Reduviidae. Los triatominae (Hemiptera: Reduviidae) son un grupo de artrópodos hematófagos que transmiten *Trypanosoma cruzi*, el parásito que causa la enfermedad de Chagas, una infección parasitaria mortal (Hernández *et al.* 2022). Estudios sobre los efectos de la fragmentación del hábitat en la infección por parásitos y, en consecuencia, en la aparición o reaparición de enfermedades infecciosas humanas son todavía escasos. Allan *et al.* (2003) mostraron que el proceso de fragmentación del hábitat modula la dinámica de la infección del parásito, aumentando el riesgo potencial de infección. Estos estudios indican que las infecciones en hábitats fragmentados pueden aumentar, debido a la pérdida de diversidad de especies hospedadoras y a un probable aumento en la densidad de población de un reservorio más adecuado (Allan *et al.* 2003, Gillespie & Cols 2005, Gillespie & Chapman 2006). Lo que responde el hecho de por qué los resultados mostraron una mayor abundancia de hematófagos en los sitios con menor cobertura de bosques, lo cual sugiere que la pérdida de cobertura forestal es un factor que influyen en la incidencia de ciertas especies de hemípteros que son capaces de adaptarse a los cambios de cobertura vegetal y soportar ambientes de menor humedad (Müller *et al.* 2011, Sawalha *et al.* 2017). Además, se sabe que los procesos de fragmentación del hábitat o deforestación, al disminuir la biodiversidad y/o favorecer el mantenimiento de especies más generalistas y tolerantes (Castro & Fernández 2004, Gillespie *et al.* 2005), explican la reemergencia de ciertas enfermedades como el Chagas. Además, en los sitios donde se mostró una mayor presencia de hemípteros hematófagos se encontraban situados cerca de donde se tenían animales domésticos como ganado, gallinas y algunos otros como perros y gatos. La mayor abundancia de triatominos en estos sitios puede explicarse por su capacidad de adaptarse a ambientes similares. Carlos Chagas anteriormente ya había relacionado la transmisión de tripanosomiasis con la presencia de triatominos en zonas domésticas, donde factores como la presencia de animales domésticos y construcciones peridomésticas facilitan

la transmisión del parásito al proporcionar alimento constante y favorecer el contacto entre vectores y humanos (Moreno *et al.* 1999, Rodrigues *et al.* 2012).

Se encontró una alta variación de diversidad beta en los distintos sitios con diferentes porcentajes de bosque, para las métricas de diversidad beta resultantes del anidamiento, se mostró un menor porcentaje de anidamiento entre la composición de especies de los diferentes sitios, encontrando un mayor recambio de especies en los sitios con porcentaje de bosque igual a huertos de aguacate. Anteriormente, se ha reportado que un aumento en la riqueza beta con una fragmentación decreciente en todas las clases de dispersión, indica un cambio de especies más generalistas en la matriz agrícola hacia especies ligadas a parches seminaturales (Lövei *et al.* 2006). En relación a esto el tener un alto recambio de especies, nos indica que los sitios presentan características ecológicas distintas de acuerdo al porcentaje de bosque que estos presentan, por lo que los resultados muestran que el efecto de los cambios locales en la composición de especies puede afectar seriamente la riqueza beta y, en consecuencia, la riqueza de especies a escala de paisaje (Cadotte 2006, Mouquet *et al.* 2006).

Conclusiones

En conclusión, el análisis mostró diferencias en la abundancia y riqueza de especies de hemípteros en sitios con distintas coberturas de bosque y huertos de aguacate. Se detectaron, diferencias en la abundancia, riqueza y composición gremial de hemípteros. En general, los hemípteros se mostraron en menor abundancia a menor cobertura de bosque. En particular, los gremios se ven afectados por la pérdida de la cobertura forestal disminuyendo la diversidad en sitios con menor cantidad de bosque particularmente los fitófagos y depredadores.

Los resultados confirman que la pérdida de la cobertura de bosques nativos debido al cambio de uso de suelo forestal a zonas agrícolas es un factor que modifica la composición de la comunidad de hemípteros de bosques templados teniendo consecuencias importantes en las interacciones bióticas. Por lo que este estudio resalta la necesidad de mantener ciertas proporciones de bosques nativos dentro de la franja aguacatera en Michoacán, junto con los

beneficios que esto puede traer al mantenimiento de los ecosistemas, así como a los cultivos de aguacate. Al igual que la promoción de las implicaciones en la conservación de especies de hemípteros y su función como filtros ambientales de vectores de enfermedades humanas.

Al estudiar y entender la ecología y el comportamiento de estos insectos, se pueden conocer mejores estrategias de conservación para mantenerlas cómodas y equilibradas en los ecosistemas como son los bosques templados. Adicionalmente, reconociendo esta función como depredadores de otros insectos incluidos los que son vectores de enfermedades, se pueden promover prácticas a favor de su presencia, que contribuyan a la reducción de riesgos para la salud pública y como consecuencia reforzar la relación de tipo benéfica entre los hemípteros y los sistemas ambientales y humanos.

Referencias

- Adis, J., Bonaldo, A. B., Brescovit, A. D., Bertani, R., Cokendolpher, J. C., Condé, B. & Woas, S. 2002. Arachnida at 'Reserva Ducke', Central Amazonia Brazil. Volume 17, fascículo 1/2, 2002, página 1-14.
- Adler, G. H. & Levins, R. 1994. The island syndrome in rodent populations. *The Quarterly review of biology*, 69(4), 473-490.
- Albrecht, S. & Wiek, A. 2021. Food forests: Their services and sustainability. *Journal of Agriculture, Food Systems, and Community Development*, 10(3), 91–105. <https://doi.org/10.5304/jafscd.2021.103.014>.
- Allan, B. F., Keesing, F. & Ostfeld, R. S. 2003. Effect of forest fragmentation on Lyme disease risk. *Conservation Biology*, 17(1), 267-272.
- Anderson, R. *et al.* 2019. Bottom-up and top-down effects of forest fragmentation differ between generalist and specialist dietary caterpillars. *Front Ecol Evol* 7:1–12. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00452>.
- Andresen, E. 2003. Effect of forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequences for plant regeneration. *Ecography* 26:87–97. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03362.x>

- Anton, C. Zeisset, I. Musche, M. Durka, W. Boomsma, J.J. Settele J. 2007. Population structure of a large blue butterfly and its specialist parasitoid in a fragmented landscape. *Mol Ecol* 16:3828–3838. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2007.03441.x>.
- Arizaga, S. Martínez-Cruz, J. Salcedo-Cabrales, M. Bello-González, M. A. 2009. Biodiversity manual of Michoacán oaks. Secretariat of Environment and Natural Resources, Mexico. DF.
- Arnold, A. E., Asquith, N. M. 2002. Herbivoría en un bosque tropical fragmentado: patrones de islas en el Lago Gatún, Panamá. *Biodivers Conservación*. 11: 1663–1680.
- Arroyo-Rodríguez, V. Saldaña-Vázquez, R. A. Fahrig, L. Santos, B. 2017. Does forest fragmentation cause an increase in forest temperature? *Echo Res* 32:81–88. <https://doi.org/10.1007/s11284-016-1411-6>.
- Bagchi, R, Brown, L. Elphick, C. Wagner, D. L, Singer M. 2018. Anthropogenic landscape fragmentation: mechanisms for eroding the specificity of plant-herbivore interactions. *Oecologia* 187:521–533. <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4115-5>.
- Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global ecology and biogeography*, 19(1), 134-143.
- Barnes, A. D., Scherber, C., Brose, U., Borer, E. T., Ebeling, A., Gauzens, B. & Eisenhauer, N. 2020. Biodiversity enhances the multitrophic control of arthropod herbivory. *Science Advances*, 6(45), eabb6603.
- Barton, N. H. 2001. Adaptation at the edge of a species' range. In: *Integrating Ecology and Evolution in a Spatial Context*. Cambridge University Press; 2001:365-392.
- Basset, A. & Angelis, D. L. 2007. Body size mediated coexistence of consumers competing for resources in space. *Oikos*, 116(8), 1363-1377.
- Bazzaz, F. 1975. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology*, 56(2), 485-488.

- Benítez-Malvido, J. 2001. Regeneration in tropical rain forest fragments. Pp. 136–145 in Bierregaard, R. O., Lovejoy, T. E. & Mesquita, R. (eds.). *Lessons from Amazonia: ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press, New Haven.
- Bennett, A. F. 2003. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation (No. 1). *Iucn*.
- Bianchi F.J.J. A., Booij C. J. H. & Tschamntke, T. 2006. Regulación sostenible de plagas en paisajes agrícolas: una revisión sobre la composición del paisaje, la biodiversidad y el control natural de plagas *Proc. R. Soc. B.* 273 1715–1727 <http://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>.
- Bierman, S. M., Fairbairn, J. P., Petty, S. J., Elston, D. A., Tidhar, D. & Lambin, X. 2006. Cambios a lo largo del tiempo en la dinámica espaciotemporal de poblaciones cíclicas de topillos de campo (*Microtus agrestis* L.), *Am. Nat.* , 2006, vol. 167, págs. 583–590. <https://doi.org/10.1086/501076>.
- Blanco Rodríguez, E. 2014. Cicadélidos (Hemiptera: Cicadellidae) asociados a cítricos en la península de Yucatán (Master's thesis).
- Borror D.J., Triplehorn C.A. and Johnson N.F. 1992. *An Introduction to the Study of Insects*. Saunders College Publishing, Fort Worth, Texas.
- Brown, S. 2003. Finalizing avoided deforestation project baselines. Final report to US Agency for International Development, Contract No. 523-C-00-02-00032-00.
- Burdfeld-Steel, E. R. & Shuker, D. M. 2014. Ecología evolutiva de los Lygaeidae. *Ecología y Evolución*, 4 (11), 2278-2301.
- Burel, F. & Baudry, J. 1999. *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*, 359.
- Cadotte, M. W. 2006. Dispersal and species diversity: a meta-analysis. *The American Naturalist*, 167(6), 913-924.
- Cagnolo, L. Valladares G, Salvo, A. Cabido, M. Zak, M. 2009. Habitat fragmentation and species loss at three interacting trophic levels: effects of life history and food web traits. *Conserva Biol* 23:1167–1175. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009>.

- Campbell, B. M., Hansen, J., Rioux, J., Stirling, C. M., & Twomlow, S. 2018. Urgent action to combat climate change and its impacts (SDG 13): transforming agriculture and food systems. *Current opinion in environmental sustainability*, 34, 13-20.
- Carbonell, J. Velasco, J. Millán, A., Green, A. Coccia, C., Guareschi, S. & Gutiérrez-Cánovas, C. 2017. La invasión biológica modifica los patrones de co-ocurrencia de insectos a lo largo de un gradiente de tensión. *Funct Ecol*, 31: 1957-1968. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12884>.
- Cardinale, B. J. 2012. The loss of biodiversity and its impact on humanity. *Nature* 486:59–67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>.
- Castagneyrol, B., Bonal, D., Damien, M., Jactel, H., Meredieu, C., Muiruri, E. W., Barbaro, L. 2017. Bottom-up and top-down effects of tree species diversity on leaf insect herbivory. *Ecol Evo* 7. (10: 3520–3531 <https://doi.org/10.1002/ece3.2950>).
- Castagneyrol, B. Regolini, M. Jactel, H. 2014. Tree species composition, rather than diversity, triggers associative resistance to pine processionary disease. *Basic Appl Economics* 15:516–523. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2014.06.008>.
- Castro-Navarro, J., Sahagún-Sánchez, F. J. & Reyes-Hernández, H. 2017. Fragmentation dynamics in the Sierra Madre Oriental and its impact on the distribution of birds. *Madera y bosques*, 23(2), 99-117.
- Cava, M. Corronca, J.A. & Coscarón, M. C. 2012. Composition and structure of Heteroptera (Hemiptera) communities in high altitude habitats of a national protected area in Argentina. *Munis Entomology and Zoology*, 7(2): 1214-1226.
- Cepeda-Pizarro, J.S. Vega, H. Vásquez M. and Elgueta. M. 2003. Morphometry and sexual dimorphism of *Elasmoderus wagenknechti* (Liebermann) (Orthoptera: Tristiridae) in two population irruption events. *Chilean Journal of Natural History*, 76: 417-435.
- Chapin Iii, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L. & Díaz, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405(6783), 234-242.

- Cho, K., Goldstein, B., Gounaridis, D., Newell, J.P. 2021. Where does your guacamole come from? Detecting deforestation associated with the exports of avocados from Mexico to the United States. *J. Environ. Manag.* 278. 111482 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.11148>.
- Coley, P. D. Bateman, M. L. Kursar, T. A. 2006. The effects of plant quality on caterpillar growth and defense against natural enemies. *Oikos* 115:219–228.
- Colwell. R. K. 2013. Estimates: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User Guide Appl Publ. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14928.x>.
- CONABIO. 2020. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Naturalista.Disponible:<http://www.naturalista.mx/taxa/search?utf8=%E2%9C%93&q=marpissa+pikei>.
- Cook-Patton, S. C., McArt, S. H., Parachnowitsch, A. L., Thaler, J. S. & Agrawal, A. A. 2011. A direct comparison of the consequences of plant genotypic and species diversity on communities and ecosystem function. *Ecology*, 92(4), 915-923.
- De Castro, E. B. V. & Fernandez, F. A. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*, 119(1), 73-80.
- De la Mora-Estrada, L. F., Ruiz-Montoya, L., Ramírez-Marcial, N., Morón-Ríos, A., Mayorga Martínez, M. C. 2017. Diversidad de chinches (Hemiptera: Heteroptera) en bosques secundarios de pino-encino de San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México, *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88: 1. 86-105.
- De la Vega, A. G. 2012. Un enfoque innovador en la didáctica del paisaje: escenario y secuencia geográfica. In *La educación geográfica digital* (pp. 455-470). Grupo de Didáctica de la Geografía (AGE).
- Del-Val, E. & Sáenz-Romero, C. 2017. Insectos descortezadores (Coleoptera: Curculionidae) y cambio climático: problemática actual y perspectivas en los bosques

- templados. *TIP. Revista especializada en ciencias químico-biológicas*, 20(2).<https://doi.org/10.1016/j.recqb.2017.04.006>.
- Denvir, A., García-Oliva, F., Arima, E. Y., Latorre-Cárdenas, M. C., González-Rodríguez, A., Young, K. R., & De La Cruz, L. I. L. 2024. Sustainability implications of carbon dynamics on the avocado frontier. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 359, 108746.
- Didham, R. K., Hammond, P. M, Lawton J. H., Eggleton P, Stork N. E. 1998. Beetle species responses to tropical forest fragmentation. *Ecol Monogr* 68:295–323. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1998\)068\[0295:BSRTTF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1998)068[0295:BSRTTF]2.0.CO;2).
- Didham, R. K. & Lawton, J. H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments 1. *Biotropica*, 31(1), 17-30.
- Didham, R. K. & Norton, D. A. 2006. When are alternative stable states more likely to occur? A reply to T. Fukami and WG Lee. *Oikos*, 113(2), 357-362.
- Dietrich, C.H. 2005. Keys to the families of Cicadomorpha and subfamilies and tribes of Cicadellidae (Hemiptera: Auchenorrhyncha). *Florida Entomologist*, 88(4): 502-517.
- Dolling, W. R. 1991. Hemiptera (págs. 9+-274).
- Driscoll, D. A., Banks, S. C., Barton, P. S., Lindenmayer, D. B. & Smith, A. L. 2013. Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. *Trends in ecology & evolution*, 28(10), 605-613.
- Duelli, P. & Obrist, M. K. 1998. En busca de los mejores correlatos para la biodiversidad de organismos locales en áreas cultivadas. *Biodiversidad y Conservación* , 7 , 297-309.
- Esperón-Rodríguez, M., Barradas, V.L. 2015. Comparing environmental vulnerability in the montane cloud forest of eastern Mexico: a vulnerability index. *Ecol. Indic.* 52: 300–310. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.019>.
- Estes, J. A., Terborgh, J., Brashares, J. S., Power, M. E., Berger, J., Bond, W. J. & Wardle, D. A. 2011. Trophic downgrading of planet Earth. *science*, 333(6040), 301-306.

- Evans, M. & Edmondson, R. 2005. A Photographic Guide to the Shieldbugs and Squashbugs of the British Isles. Wakefield: WGUK. ISBN 0-9549506-0-7.
- Erwin, T.I. 2001. Forest canopies, animal diversity. En Academic Press (Ed.), Encyclopedia of Biodiversity Vol. 3. Academic Press. Pp: 19-25.
- Ewers, R. M. & Didham, R. K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. Biol Rev. 81(1): 117-142.[https://doi: 10.1017/S1464793105006949](https://doi.org/10.1017/S1464793105006949).
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual review of ecology, evolution, and systematics, 34(1), 487-515.
- Feeny, P. 1970. Seasonal changes in oak leaf tannins and nutrients as a cause of spring feeding by winter moth caterpillars. Ecology. 51:565–581. <https://doi.org/10.2307/1934037>.
- Fernandes, G. W., Price, P. W. 1988. Biogeographical gradients in galling species richness. Oecologia 76(2):161–167. [https:// doi. org/10. 1007/ BF003 79948](https://doi.org/10.1007/BF00379948).
- Fontúrbel, F. E. & Murúa, M. M. 2014. Microevolutionary effects of habitat fragmentation on plant-animal interactions. Advances in Ecology, 2014(1), 379267.
- Forero, D. 2008.- The systematics of the Hemiptera. Revista Colombiana de Entomología, 34 (1): 1-21.
- Forkner, R. E. & Hunter, M. D. 2000. What goes up must come down? Nutrient addition and predation pressure on oak herbivores. Ecology, 81(6), 1588-1600.
- García-Jain, S. E. Maldonado-López, Y. Oyama, K. Fagundes, M. de Faria M., Espírito-Santo, M. Cuevas-Reyes, P. 2021. Effects of forest fragmentation on plant quality, leaf morphology and herbivory of *Quercus deserticola*: is fluctuating asymmetry a good indicator of environmental stress? Trees 36:553–567. [https://doi.org/10. 1007/s00468-021-02228-2](https://doi.org/10.1007/s00468-021-02228-2).
- Gibson, G. A., Gillespie, D. R., & Dosdall, L. 2006. The species of Chalcidoidea (Hymenoptera) introduced to North America for biological control of the cabbage

- seedpod weevil, and the first recovery of *Stenomalina gracilis* (Chalcidoidea: Pteromalidae). *The Canadian Entomologist*, 138(3), 285-291.
- Gibson, L., Lynam, A. J., Bradshaw, C. J., He, F., Bickford, D. P., Woodruff, D. S. & Laurance, W. F. 2013. Near-complete extinction of native small mammal fauna 25 years after forest fragmentation. *Science*, 341(6153), 1508-1510.
- Gillespie, T. R. & Chapman, C. A. 2006. Prediction of parasite infection dynamics in primate metapopulations based on attributes of forest fragmentation. *Conservation biology*, 20(2), 441-448.
- González-Estudillo, J.C., González-Campos, J.B., Nápoles-Rivera, F., Ponce-Ortega, J.M., El-Halwagi, M.M. 2017. Optimal planning for sustainable production of Avocado in Mexico. *Process Integr. Optim. Sustain.* 1 (2): 109–120. <https://doi.org/10.1007/s41660-017-0008-z>.
- Gotelli, N. J. & Colwell, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology letters*, 4(4), 379-391.
- Grundel, R., Frohnapple, K. J., Jean, R. P. & Pavlovic, N. B. 2011. Effectiveness of bowl trapping and netting for inventory of a bee community. *Environmental Entomology*, 40(2), 374-380.
- Guzmán-Mendoza, R., Calzontzi-Marín, J., Salas-Araiza, M. D. & Martínez-Yáñez, R. 2016. La riqueza biológica de los insectos: análisis de su importancia multidimensional. *Acta Zoológica Mexicana*. 32(3): 370-379.
- Haddad, N. M. Brudvig, L. A. Clobert, J. Davies, K. F. Gonzalez, A. Holt, R. Townshend, J. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Adv* 1:e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>.
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., *et al.* 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total insect biomass flyers in protected areas. *PLoS One* 12: 0185809. doi: 10.1371/journal.pone.0185809.
- Hamilton, A. J. Basset, Y. Benke, K. Grinbacher, P. S. Miller, S. E. Samuelson, G. A. Stork, N. E. Weiblen, G. D. Yen, J. D. 2010. Quantifying uncertainty in estimation of

- tropical arthropod species richness. *Am Nat* 176:90–95.
<https://doi.org/10.1086/652998>.
- Hamilton, A. J. Novotny, W. Bassett, Y. Benke, K. Grimbacher, P. S. Samuelson, G. A. Weiblen, G. D. Yen, J., Stork, N. E. Weiblen, G. D. Yen, J. 2013. Estimating global arthropod species richness: refining probabilistic models using probability bounds analysis. *Oecologia* 171:357–365. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2434>.
- Hammer, O. Harper, D. Ryan, P. 2001. PAST: paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontol Electron* 4:9.
- Han, Z., Huang, S., Huang, Q., Leng, G., Wang, H., Bai, Q. & Du, M. 2019. Propagation dynamics from meteorological to groundwater drought and their possible influence factors. *Journal of Hydrology*, 578, 124102.
- Harmon, J. P., Hladilek, E. E., Hinton, J. L., Stodola, T. J. & Andow, D. A. 2003. Herbivore response to vegetational diversity: spatial interaction of resources and natural enemies. *Population Ecology*, 45(2), 75-81.
- Harvey, E., & MacDougall, A. S. 2015. Spatially heterogeneous perturbations homogenize the regulation of insect herbivores. *The American Naturalist*, 186(5), 623-633.
- Heidrich, L. Bae, S. Levick, S. Seibold, S. Weisser, W. Krzystek, P. 2020. Heterogeneity–diversity relationships differ between and within trophic levels in temperate forests. *Nat Ecol Evol* 4(120):4–1212. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1245-z>.
- Hertzog, L. 2017. Plant diversity impacts on arthropod communities and arthropod-mediated processes. Dissertation, Technische Universität München.
- Hines, J., Lynch, M. E. & Denno, R. F. 2005. Sap-feeding insect communities as indicators of habitat fragmentation and nutrient subsidies. *Journal of Insect Conservation*, 9, 261-280.
- Hunter, M. D. & Price, P. W. 1992. Playing chutes and ladders: heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. *Ecology*, 724-732.

- Huusela-Veistola, E. & Vasarainen, A. 2000. Plant succession in perennial grass strips and effects on the diversity of leafhoppers (Homoptera, Auchenorrhyncha). *Agriculture, ecosystems & environment*, 80(1-2), 101-112.
- Jaroslav Soukup, S. D. B. 1966. Clave para las Familias de los Hemípteros. *Revista peruana de entomología*, 9(1).
- Jones, J. B. 2001. Plagas y enfermedades del tomate.
- Kissinger, G. Herold M. De, S. V. Angelsen, A. Bietta, F. Bodganski, A. Boucher, D. *et al.* 2012. Drivers of deforestation and forest degradation: a synthesis report for policy makers formulating REDD+ policies, Vancouver, Canada.
- Kittelson, P. M., Wagenius, S., Nielsen, R., Qazi, S., Howe, M., Kiefer, G. & Shaw, R. G. 2015. How functional traits, herbivory, and genetic diversity interact in Echinacea: implications for fragmented populations. *Ecology*, 96(7), 1877-1886.
- Klooster, D. & Masera, O. 2000. Community forest management in Mexico: carbon mitigation and biodiversity conservation through rural development. *Glob. Environ. Chang.* 10: 259–272. [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(00\)00033-9](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(00)00033-9).
- Kőrösi, Á., Batary, P., Orosz, A., Redei, D. & Baldi, A. 2012. Effects of grazing, vegetation structure and landscape complexity on grassland leafhoppers (Hemiptera: Auchenorrhyncha) and true bugs (Hemiptera: Heteroptera) in Hungary. *Insect Conservation and Diversity*, 5(1), 57-66.
- Kremen, C., Williams, N. M., Aizen, M. A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., *et al.* 2007. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecol Lett.* 10(4):299–314. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01018.x> PMID: 17355569.
- Kristensen N.P. 1991: Phylogeny of extant hexapods. In CSIRO (ed.): *The Insects of Australia*. 2nd ed., Vol. 1. Melbourne University Press, Carlton, pp. 125-140.
- Kruess, A. Tschardtke, T. 1994. Habitat fragmentation, species loss, and biological control. *Science* 264:1581–1584. <https://doi.org/10.1126/science.264.5165.1581>.

- Kruess, A. & Tschamntke, T. 2002. Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap-nesting bees and wasps. *Conservation Biology*, 16(6), 1570-1580.
- Lang-Ovalle, P.F. Pérez-Vázquez, A. Martínez- Dávila, J.P. Platas-Rosado, D.E. Ojeda-Enciso, L.A. González-Acuña, I.J. 2011. Macrofauna edáfica asociada a plantaciones de mango y caña de azúcar. *Terra Latinoamerica* 29: 169-177.<http://www.redalyc.org/pdf/573/57321257007.pdf>. Lavelle, P., Senapati, B., Barros, E. (2003). Soil macrofauna. In: Schroth.
- Lattin, J. D. 1999. Bionomics of the Anthecoridae. *Annual Review of Entomology*, 44(1), 207-231.
- Laurance, W. F., Nascimento, H. E. M., Laurance, S. G., Andrade, A., Ribeiro, J. E., Giraldo, J. P., Lovejoy, T. E., Condit, R., Chave, J., Harms, K. E., D'Angelo, S. 2006. Rapid decomposition of the composition of the arboreal community in fragments of Amazonian forest. *PNAS*. 103: 19010-19014.
- Leroux, S. J. & Loreau, M. 2015. Theoretical perspectives on bottom-up and top-down interactions across ecosystems. *Trophic ecology*, 3-28.
- Li, H, Leavengood J. M., Chapman, E. G., Burkhardt, D., Song, F., Jiang, P., Liu, J., Zhou, X., Cai, W. 2017. Mitochondrial La filogenómica de los hemípteros revela adaptaciones Innovaciones que impulsan la diversificación de los insectos verdaderos. *Proc. R. Soc. B* 284:20171223.<http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2017.1223>.
- Lindenmayer, D. B., Blanchard, W., McBurney, L., Blair, D., Banks, S., Likens, G.E., *et al.* 2012. Interacting Factors Driving a Major Loss of Large Trees with Cavities in a Forest Ecosystem. *PLoS ONE* 7(10): e41864. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0041864>.
- Lövei, G. L., Magura, T., Tóthmérész, B., & Ködöböcz, V. 2006. The influence of matrix and edges on species richness patterns of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in habitat islands. *Global Ecology and Biogeography*, 15(3), 283-289.

- Maguire, D. Nicole, T. Buddlei, C.M. Bennett, E. 2015. Effect of fragmentation on predation pressure of insect herbivores in a north temperate deciduous forest ecosystem. *Ecol Entomol* 40:182– 186. <https://doi.org/10.1111/een.12166>.
- Maguire, D. Y. Buddle, C. M. Bennett, E. M. 2016. Within and among patch variability in patterns of insect herbivory across a fragmented forest landscape. *PLoS ONE* 11:e0150843. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150843>.
- Majer, J. D., Recher, H. F. & Ganesh, S. 2000. Diversity patterns of eucalypt canopy arthropods in eastern and western Australia. *Ecological Entomology*, 25(3), 295-306.
- Maldonado-López, Y. Cuevas-Reyes, P. González-Rodríguez, A. *et al.* 2015. Relationships among plant genetics, phytochemistry and herbivory patterns in *Quercus castanea* across a fragmented landscape. *Ecol Res* 30:133–143. <https://doi.org/10.1007/s11284-014-1218-2>.
- Maldonado-López, Y. Cuevas-Reyes, P. Oyama, K. 2016. Diversity of gall wasps (Hymenoptera: Cynipidae) associated with oak trees (Fagaceae: *Quercus*) in a fragmented landscape in Mexico. *Arthropod Plant Int* 10:29–39. <https://doi.org/10.1007/s11829-015-9404-x>.
- Maldonado-López, Y. Vaca-Sánchez, M. S. González-Rodríguez, A. Oyama, K. López-Barbosa, E. Fagundes, M. Cuevas-Reyes, P. 2018. Hybridization increases canopy arthropod diversity in the *Quercus afnis* × *Quercus laurina* complex. *J Insect Conserv* 22:781–793. <https://doi.org/10.1007/s10841-018-0103-7>
- Manzo-Delgado, L., López-García, J. Alcántara-Ayala, I. 2014. Role of forest conservation in lessening land degradation in a temperate region: The Monarch Butterfly Biosphere Reserve, Mexico, *Journal of Environmental Management*. 138:55-66 0301-4797. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.11.017>.
- Mas, J. F. Lemoine-Rodríguez, R. González, R. López-Sánchez, J. PiñaGarduño, A. Herrera-Flores, E. 2017. Evaluación de las tasas de deforestación en Michoacán a escala detallada mediante un método híbrido de clasificación de imágenes SPOT. *Madera y Bosques* 23(2):119. <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2321472>.

- Maxwell, S., Fuller, R., Brooks, T., Watson, J. 2016. Biodiversidad: los estragos de las armas
Ministerio de Agricultura Servicio Nacional de Sanidad Agraria .2000. Manual del
sistema del trampeo y muestreo. senasa.
<https://www.senasa.gob.pe/senasa/descargasarchivos/2014/12/Manual-Tecia-solanivora.pdf>.
- Mendoza, M. Granados, E. L. Geneletti, P. Salinas, V. 2011. Analysing land cover and land
use change processes at watershed level: a multitemporal study 648 in the Lake
Cuitzeo Watershed, Mexico (1975–2003). *Appl Geogr* 31:237–250.
- McNaughton, S. J., Oesterheld, M., Frank, D. A. & Williams, K. J. 1989. Ecosystem-level
patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature*,
341(6238), 142-144.
- Moir, M. L., & Brennan, K. E. C. 2007. Using bugs (Hemiptera) as ecological and
environmental indicators in forest ecosystems. *Forest ecology research horizons*.
Nova, New York, 203-238.
- Monterrubio-Rico, T.C., Charre-Medellín, J.F., López-Ortiz, E.I. 2019. Wild felids in
temperate forest remnants in an avocado plantation landscape in Michoacán, Mexico.
Southwest. Nat. 63: 137–142. <https://doi.org/10.1894/0038-4909-63-2-137>.
- Mooney, K. A., Gruner, D. S., Barber, N. A., Van Bael, S. A., Philpott, S. M., Greenberg, R.
2010. Interactions among predators and the cascading effects of vertebrate insectivores
on arthropod communities and plants. *Proc Natl Acad Sci.* 107:7335–7340.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1001934107>.
- Mora-Donjuán, C. A., Burbano-Vargas, O. N., Méndez-Osorio, C. & Castro-Rojas, D. F.
2017. Evaluación de la biodiversidad y caracterización estructural de un Bosque de
Encino (*Quercus L.*) en la Sierra Madre del Sur, México. *Revista Forestal
Mesoamericana Kurú*, 14(35), 68-75.
- Mouquet, N., E. Miller, T., Daufresne, T. & M. Kneitel, J. 2006. Consequences of varying
regional heterogeneity in source–sink metacommunities. *Oikos*, 113(3), 481-488.

- Müller, J., Brandl, R., Brändle, M., Förster, B., de Araujo, B. C., Gossner, M. M., *et al.* 2018. The LiDAR-derived canopy structure supports the more-individual hypothesis for arthropod diversity in temperate forests. *Oikos*. 127: 814–824. doi: 10.1111/oik.04972.
- Muñoz, A. O., Velásquez, V. V. & López, S. N. 2012. Desarrollo de *Tupiocoris cucurbitaceus* (Hemiptera: Miridae) sobre *Bemisia tabaci* (Hemiptera: Aleyrodidae) en diversas hortalizas. *Fitosanidad*, 16(3), 147-153.
- Nakamura, A. Kitching, R. , Cao, M. Creed, T. J. Fayle, T. M. Freiberg, M. *et al.* 2017. Forests and their canopies: achievements and horizons in canopy science. *Trends Ecol Evol* 32:438–451. [https:// doi.org/10.1016/j.tree.2017.02.020](https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.02.020).
- Navarro, M. & García, F. 2024. *Bosques de Michoacán: guardianes del carbono contra el cambio climático* . *Revista *Revista Digital Universitaria*, 25 (1).<https://doi.org/10.16024.25.1.5>
- Novotny, V., Basset, Y., Miller, S. E., Weiblen, G. D., Bremer, B., Cizek, L. & Drozd, P. 2002. Low host specificity of herbivorous insects in a tropical forest. *Nature*, 416(6883), 841-844.
- Otto, A. 1996. Die Wanzenfauna montaner Magerwiesen and Grünbrachen in Kanton Tessin (Insecta: Heteroptera). Ph.D. Thesis. ETH Zürich, Switzerland.
- Ozanne, C. M., Anhuf, D., Boulter, S. L., Keller, M., Kitching, R. L., Körner, C. & Yoshimura, M. 2003. Biodiversity meets the atmosphere: a global view of forest canopies. *Science*, 301(5630), 183-186.
- Patterson, B. D. & Brown, J. H. 1991. Regionally nested patterns of species composition in granivorous rodent assemblages. *Journal of Biogeography*, 395-402.
- Pérez-Solache, A. Vaca-Sánchez, M. S. Maldonado-López, Y. De Faria, M. L. Zazá Borges, M. A. Fagundes, M. Oyama, K. Méndez-Solórzano, M. I. Aguilar-Peralta, J.S. Hernández-Guzmán, R. Cuevas-Reyes, P. 2022. Changes in land use of temperate forests associated to avocado production in Mexico: Impacts on soil properties, plant

- traits and insect-plant interactions, *Agricultural Systems*. 204. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2022.103556>.
- Pfeifer, M., Lefebvre, V., Peres, C. A., Banks-Leite, C., Wearn, O. R., Marsh, C. J. & Ewers, R. M. 2017. Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. *Nature*, 551(7679), 187-191.
- Pither, J & Taylor, P. 2000. Directional and fluctuating asymmetry in the black-winged damselfly *Calopteryx maculata* (Beauvois) (Odonata: Calopterygidae). *Canadian Journal of Zoology* 78(10): 1740-1748.
- Prugh, L. R., Hodges, K. E., Sinclair, A. R. & Brashares, J. S. 2008. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proceedings of the national academy of sciences*, 105(52), 20770-20775.
- Rabitsch, W. 2010. True Bugs (Hemiptera, Heteroptera). Chapter 9.1. In: Roques A et al. (Eds) *Alien terrestrial arthropods of Europe*. *BioRisk* 4(1): 407–403. doi: 10.3897/biorisk.4.44.
- Reinmann, A.B., Smith, I.A., Thompson, J.R., Hutyra, L.R. 2020. Urbanization and fragmentation mediate temperate forest carbon cycle response to climate. *Environ. Res. Lett.* 15: 114036. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abbf16>.
- Rengifo-Correa, L. A. & González, R. 2011. Clave ilustrada para la identificación de las familias de Pentatomomorpha (Hemiptera-Heteroptera) de distribución Neotropical. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 15(1), 168-187.
- Reyes-González, A., Camou-Guerrero, A., Del-Val, E., Ramírez, M. I. & Porter-Bolland, L. 2020. Biocultural diversity loss: The decline of native stingless bees (Apidae: Meliponini) and local ecological knowledge in Michoacán, Western México. *Human Ecology*, 48(4), 411-422.
- Ricklefs, R. E., Marquis, R. J. 2012. Species richness and niche space for temperate and tropical folivores. *Ecology*. 168:213–220.
- Román-Garrido, M. C., Chamorro-Pérez, K. & Martínez-Hernández, N.J.. 2016. diversidad de reduviidae (hemiptera: heteroptera) en tres fragmentos de bosque tropical (bst) en

- el departamento del atlántico, colombia. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 20(2), 250-272. <https://doi.org/10.17151/bccm.2016.20.2.19>.
- Rosetti, N. & Remis, M. I. 2017. Variabilidad de los loci minisatélites y del ADNmt en individuos con y sin cromosomas B de poblaciones del saltamontes *Dichroplus elongatus*. *Biología evolutiva*, 44, 273-283.
- Salomão, R. P. Brito, L.C. Iannuzzi, L. Lira, A. F. Albuquerque, C. 2019. Efectos de los parámetros ambientales sobre el ensamblaje de escarabajos en una selva tropical fragmentada de América del Sur. *J Insect Conserva* 23:111–121. <https://doi.org/10.1007/s10841-018-00120-y>.
- Sandoval-Ruiz, C. A., Cervantes-Peredo, L. U. I. S., Mendoza-Palmero, F. S. & Ibanez-Bernal, S. 2012. The Triatominae (Hemiptera: Heteroptera: Reduviidae) of Veracruz, Mexico: geographic distribution, taxonomic redescrptions and a key. *Zootaxa*, 3487(1), 1-23.
- SAS Institute. 2000. JMP: Statistics and graphics guide. sas Institute.
- Sawalha, S. S., Ramlawi, A., Sansur, R. M., Salem, I. M. & Amr, Z. S. 2017. Diversity, ecology, and seasonality of sand flies (Diptera: Psychodidae) of the Jenin District (Palestinian Territories). *Journal of vector ecology*, 42(1), 120-129.
- [Scanes, C.G. 2018. Human activity and habitat loss: destruction, fragmentation, and degradation. In *Animals and Human Society*, C.G. Scanes, and S.R. Toukhsati, eds. \(London: Academic Press\), pp. 451–482.](#)
- Schaefer, C.W. Panizzi, A. 2000. Heteroptera of Economic Importance. Boca Raton, Florida: CRC Press. 828 pp.
- Sharam, G. J., Sinclair, A. R. E. & Turkington, R. 2009. Serengeti birds maintain forests by inhibiting seed predators. *Science*, 325(5936), 51-51.
- Schmitz, O. J., Post, E., Burns, C. E. & Johnston, K. M. 2003. Ecosystem responses to global climate change: moving beyond color mapping. *BioScience*, 53(12), 1199-1205.

- Schmitz, O. J. 2008. Herbivory from individuals to ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39(1), 133-152.
- Scholtz, C. H. Holm, E. 2012. Insects of Southern Africa. Protea Boekhuis Schowalter TD, Insect effects on ecosystem services: introduction. *B Appl Ecol* 26:1–7. <https://doi.org/10.1016/J.BAAE.2017.09.011>.
- Schuh, R. T. & Slater, J. A. 1995. True bugs of the world (Hemiptera: Heteroptera): classification and natural history. Cornell UNIVERSITY press.
- Schüepp, C. Uzman, D. Herzog, F. Entling, M. 2014. Habitat isolation affects plant-herbivore-enemy interactions on cherry trees. *Biol Control* 71:56–64. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2014.01.007>.
- Schmidl, J., Sulzer, P. & Kitching, R. L. 2008. The insect assemblage in water filled tree-holes in a European temperate deciduous forest: community composition reflects structural, trophic and physicochemical factors. *Hydrobiologia*, 598, 285-303.
- Schmidt, M. Lischeid, G. Nendel, C. 2019. Microclima y dinámica de la materia en zonas de transición de bosque a tierra cultivable. *Agricultura para Meteorol* 268:1–10. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.01.001>
- Schowalter, T. 2017. Arthropod diversity and functional importance in old-growth forests of North America. *Forests*. 8: 97.
- Seber, G. A. & Lee, A. J. 2003. Linear regression analysis. John Wiley & Sons.
- Seibold, S., Hagge, J., Müller, J., Gruppe, A., Brandl, R., Bässler, C., *et al.* 2018 b. Experiments with dead wood reveal the importance of dead branches in the canopy for the conservation of the saproxylic beetle. *For. echo. Manage.* 409: 564–570. doi: 10.1016/j.foreco.2017.11.052 Seibold, S., Gossner, MM, Simons, NK, Blüthgen.
- Seidl, R. Honkaniemi, J. Aakala, T. Aleinikov, A. Angelstam, P. Bouchard, M. Senf, C. 2020. Globally consistent climate sensitivity of natural disturbances across boreal and temperate forest ecosystems. *Ecography*. 4: 967–978. <https://doi.org/10.1111/ecog.04995>.

- Siemann, E., Tilman, D., Haarstad, J. & Ritchie, M. 1998. Experimental tests of the dependence of arthropod diversity on plant diversity. *The American Naturalist*, 152(5), 738-750.
- Simonetti, J. A., Grez, A. A., Celis-Diez, J. L., Bustamante, R. O. 2007. Herbivoría y desempeño de plántulas en un bosque templado fragmentado de Chile. *Acta Oecol.* 32: 312–318.
- Sobek, S., Scherber, C., Stefan-Dewenter, I., Tscharnkte, T. 2009. Sapling herbivory, invertebrate herbivores and predators across a natural tree diversity gradient in Germany's largest connected deciduous forest. *Oecologia*. 160:279–288. <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1304-2>.
- Söderström, B. O., Svensson, B., Vessby, K. & Glimskär, A. 2001. Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodiversity & Conservation*, 10, 1839-1863.
- Stiegel, S. & Mantilla-Contreras, J. 2018. Environment vs. plant ontogeny: Arthropod herbivory patterns on European beech leaves along the vertical gradient of temperate forests in Central Germany. *Insects*, 9(1), 9.
- Stokes, M. E. Davis, C.S. Koch, G.G. 2000. Categorical data analysis using the sas system. John and Wiley and Sons Inc, p 626.
- Taubert, F., Fischer, R., Groeneveld, J., Lehmann, S., Müller, M. S., Rödig, E. & Huth, A. 2018. Global patterns of tropical forest fragmentation. *Nature*, 554(7693), 519-522.
- Terborgh, J., Feeley, K., Silman, M., Nuñez, P. & Balukjian, B. 2006. Vegetation dynamics of predator-free land-bridge islands. *Journal of Ecology*, 253-263.
- Tovar-Sánchez, E. Oyama, K. 2006. Community structure of canopy arthropods associated to *Quercus crassifolia* X *Quercus crassipes* complex. *Oikos* 112:370–381. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2006.14029.x>.
- Tscharnkte, T. & Brandl, R. 2004. Plant-insect interactions in fragmented landscapes. *Annual Reviews in Entomology*, 49(1), 405-430.

- Tscharntke, T. *et al.* 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8: 857–874.
- Tscharntke, T., Bommarco, R., Clough, Y., Crist, T. O., Kleijn, D., Rand, T. A. & Vidal, S. 2007. Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale. *Biological control*, 43(3), 294-309.
- Tscharntke, T. *et al.* 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biol. Rev.* 87: 661–685.
- Tscharntke, T., Grass, I., Wanger, T. C., Westphal, C. & Batáry, P. 2021. Beyond organic farming—harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends in ecology & evolution*, 36(10), 919-930.
- Tuff, K.T., Tuff, T. & Davies, K.F. 2016, A framework for integrating thermal biology into fragmentation research. *Ecol Lett*, 19: 361-374. <https://doi.org/10.1111/ele.12579>.
- Ulyshen, M. D. 2011. Arthropod vertical stratification in temperate deciduous forests: implications for conservation-oriented management. *For Ecol Manag* 261:1479–1489. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.01.033>
- Vaca-Sánchez, M. S. Maldonado-López, Y. González-Rodríguez, A. Oyama, K. Fernandes, G. W. Fagundes, M. & Cuevas-Reyes, P. 2021. Canopy arthropod diversity associated with *Quercus laurina*: importance of an oak species diversity gradient on abundance, species richness and guild composition. *Journal of Insect Conservation*. 25(5): 859-874.
- Valdés-Correcher, E., Sitters, J., Wassen, M., Brion, N. & Olde Venterink, H. 2019. Herbivore dung quality affects plant community diversity. *Scientific reports*, 9(1), 5675.
- Valencia-Cuevas, L. & Tovar-Sánchez, E. 2015. Oak canopy arthropod communities: which factors shape its structure?. *Revista chilena de historia natural*, 88, 1-22.
- Vasconcelos, H.L., leite, M.F., vilhena, J.M.S., lima, A.P. & magnusson, W.E. 2008. Ant diversity in an Amazonian savanna: relationship with vegetation structure, disturbance 12/13 *Brazilian Journal of Biology*, 2025, vol. 85, e290806 Costa, A.N.

- et al. by fire, and dominant ants. *Austral Ecology*, vol. 33, no. 2, pp. 221-231.
<http://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2007.01811.x>.
- Veech, J. A. 2014. The pairwise approach to analysing species co-occurrence. *Journal of Biogeography*, 41(6), 1029-1035
- Wallach, A. D., Bekoff, M., Nelson, M. P. & Ramp, D. 2015. Promoting predators and compassionate conservation. *Conservation Biology*, 29(5), 1481-1484.
- Wan, X., Wang, W., Liu, J. & Tong, T. 2014. Estimating the sample mean and standard deviation from the sample size, median, range and/or interquartile range. *BMC medical research methodology*, 14, 1-13.
- Weirauch, C., Bérenger, J. M., Berniker, L., Forero, D., Forthman, M., Frankenberg, S. & Zhang, J. 2014. An illustrated identification key to assassin bug subfamilies and tribes (Hemiptera: Reduviidae). *Canadian Journal of Arthropod Identification*, 26(2), 1-115.
- Wolski, A., Yasunaga, T., Gorczyca, J. & Herczek, A. (2017). *Sulawesifulvius thailandicus*—a new species of the genus *Sulawesifulvius* Gorczyca, Chérot & Štys from Thailand (Hemiptera, Heteroptera, Miridae, Cylapinae). *ZooKeys*, (647), 109.
- Yang, L.H. Gratton, C. 2014. Insects as drivers of ecosystem processes. *Curr Opin Insect Sci* 2:26–32. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2014.06.004>.
- Zhang, Z.-Q. 2011. Phylum Arthropoda von Siebold, 1848. In: Zhang, Z.-Q. (Ed.) *animal biodiversity: An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness*. *Zootaxa*, 3148: 99–103.
- Zurbrugg, C. & Frank, T. 2006. Factors influencing bug diversity (Insecta: Heteroptera) in semi-natural habitats. *Biodiversity & Conservation*, 15, 275-294.

Tabla 1. Abundancia (Conteo acumulado de individuos) y riqueza (Número total de especies) de insectos hemípteros en sitios con distinta proporción de bosque y huertos de aguacate.

Cobertura forestal	Bosque>huertos	Bosque=huertos	Bosque<huertos	Total
Abundancia	626	362	430	1418
Riqueza de especies	38	36	34	40
Familias	13	13	13	13

Tabla 2. Resumen de familias y especies de hemípteros en sitios con distintas coberturas de bosque y huertos de aguacate.

Gremio	Familia	Especie	Cobertura forestal			Hábitos de alimentación
			Bosque>huertos	Bosque=huertos	Bosque<huertos	
Hematófago	Reduviidae	<i>Meccus pallidipennis</i>	0	0	3	Vector de enfermedades
Fitófago	Alydidae	<i>Burtinus notatipennis</i>	6	3	2	Dispersador de semillas.
	Aradidae	<i>Aradus lugubris</i>	4	3	8	Piróforos
	Cercopidae	<i>Aenolamia albofasiata</i>	12	8	2	Plaga
		<i>Prosopia ignífera</i>	8	6	25	Plaga
	Cicadellidae		15			
		<i>Apogonalia krameri</i>	58	6	4	Plaga
		<i>Draeculacephala balli</i>	20	37	23	Plaga
		<i>Draeculacephala minerva</i>	6	13	5	Plaga
		<i>Exitianus exitiosus</i>	2	7	0	Plaga

	<i>Homalodisca insolita</i>	12	3	4	Plaga
	<i>Knollana huachuca</i>	11	14	14	Plaga
	<i>Noecoelidia lineata</i>	35	11	6	Plaga
	<i>Phera obtusifrons</i>	238	22	19	Plaga
	<i>Planicephalus</i>	20	67	78	Plaga
	<i>flavicosta</i>				
	<i>Prairiana sidana</i>	8	20	10	Plaga
	<i>Pseudopamera nitidula</i>	7	10	38	Plaga
	<i>Sibovia compta</i>	18	7	5	Plaga
	<i>Texananus longipennis</i>	61	22	15	Plaga
Coreidae	<i>Pachylis gigas</i>	0	36	0	Insecto comestible
	<i>Phthiacnemia picta</i>	6	3	0	Plaga
Fulgoridae	<i>Scaralina marmorata</i>	2	2	2	Plaga
Largidae	<i>Arhappe arguta</i>	6	0	3	Plaga
	<i>Dysdercus mimulus</i>	2	0	3	Plaga
	<i>Prosopia isobar</i>	4	4	23	Plaga
	<i>Stenomacra marginella</i>	9	8	27	
Lygaeidae	<i>Creontiades dilotus</i>	27	14	42	Plaga
	<i>Nysius caledoniae</i>	1	1	6	Plaga
	<i>Ochrostomus uhleri</i>	4	3	20	Plaga
Miridae	<i>Lygus lineolaris</i>	6	5	2	Plaga
	<i>Parthenicus juniperi</i>	9	3	2	Plaga

	Pentatomidae	<i>Euschistus servus</i>	10	2	1	Plaga
		<i>Mormidea notulata</i>	13	21	19	Plaga
		<i>Murgantia histrionica</i>	3	2	15	Plaga
	Rhopalidae	<i>Liorhyssus hyalinus</i>	16	7	3	Plaga
	Rhyparochromidae	<i>Pseudopamera nitidula</i>	8	10	38	Se alimenta de semillas.
Depredador	Pentatomidae	<i>Podisus congrex</i>	2	0	0	Agente control biológico
	Reduviidae	<i>Apiomerus crassipes</i>	3	5	0	Agente control biológico
		<i>Pselliopus mirabilis</i>	3	3	13	Agente control biológico
		<i>Pselliopus puntipes</i>	1	1	11	Agente control biológico
		<i>Rocconota annulicornis</i>	1	1	0	Agente control biológico

Tabla 3. Resultados del análisis de covarianza que muestran los efectos de la abundancia, la cobertura forestal y los gremios.

Efecto	<i>df</i>	<i>F</i>	<i>P</i><
A) Los resultados del ANCOVA consideran la abundancia como variable dependiente y la cobertura forestal como variable independiente y los gremios tróficos como covariable .			
Intersección	2	2.14	0.165
Cobertura	2	3.90	0.068
Abundancia	2	97.27	0.000
Error	14	-	-
Total	18	-	-
B) Los resultados del ANCOVA consideran la riqueza como variable dependiente y la cobertura forestal como variable independiente y los gremios tróficos como covariable .			
Intersección	2	8.73	0.010
Cobertura	2	11.23	0.005
Riqueza	2	272.150	0.000
Error	14	-	-
Total	18	-	-

Leyenda de Figuras

Figura 1. Mapa de los sitios de estudio en la franja aguacatera del estado de Michoacán.

Figura 2. Abundancia (a) y riqueza (b) de la comunidad de insectos hemípteros en relación con el porcentaje de cubierta forestal. Las áreas azules representan los intervalos de confianza del 95% de GLM.

Figura 3. Diferencias en la frecuencia de las familias de hemípteros en sitios con distinto porcentaje de cobertura forestal y huertos de aguacate. Las familias Cicadellidae, Lygaeidae y Pentatomidae son las familias que estuvieron presentes con una mayor frecuencia en todos los sitios con distintos porcentajes de cobertura de bosque.

Figura 4. Curvas de rarefacción de insectos hemípteros basado en el número de hemípteros en sitios con distinto porcentaje de cubierta forestal y huertos de aguacate (Bosque>huerto) bosque mayor que huertos de aguacate, (Bosque=huerto) bosque igual que huertos de aguacate, (Bosque<huerto) bosque menor que huertos de aguacate.

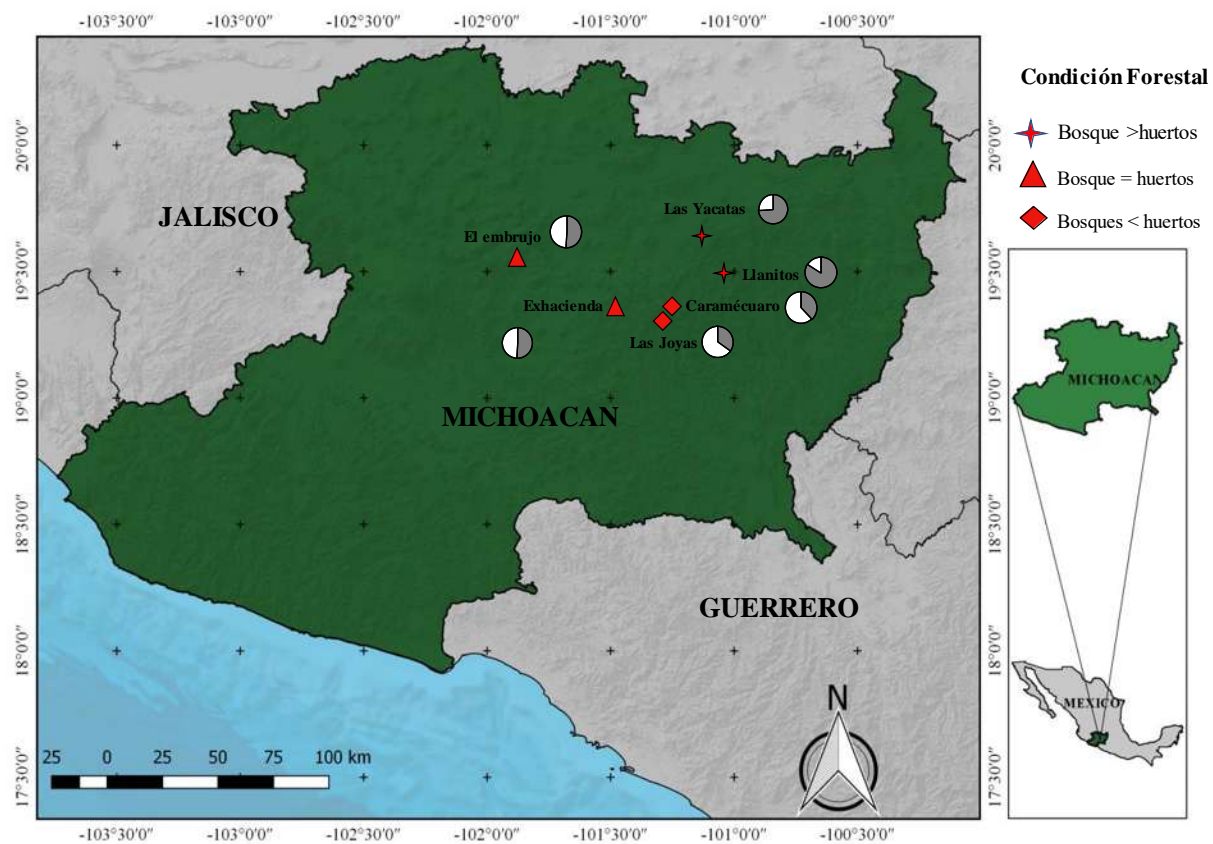
Figura 5. Patrones de diversidad de gremios tróficos de hemípteros en distintas proporciones de bosque: a) Diferencias en la abundancia de insectos hemípteros entre gremios en diferentes proporciones de bosque, b) Diferencias en la riqueza de hemípteros entre gremios en sitios con distinto porcentaje de cobertura forestal.

Figura 6. Análisis multivariados de ordenación que muestra la relación entre los patrones de composición de especies y las distintas coberturas de bosque. a) Ordenación de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) que muestra la similitud de la composición de la comunidad de insectos hemípteros entre sitios con distinto porcentaje de cobertura forestal: Las proporciones forestales de bosque mayor que huertos de aguacate están representadas por círculos, las proporciones de bosque igual a huertos por rombos y bosque menor a huertos de aguacate por triángulos (ANOSIM $r = 0.4192$, $P = >0.0002$), b) Índice de similitud de Bray-curtis de insectos hemípteros en sitios con distinto porcentaje de cobertura forestal.

Figura 7. Diversidad beta de la comunidad de insectos hemípteros en sitios con distinto porcentaje de bosques y huertos de aguacate.

Figura 8. Patrones de coocurrencia de especies de hemípteros en sitios con distinta cobertura de bosque y huertos de aguacate (bosque>huerto, bosque=huerto, bosque<huerto).

Figura 1



(Tomado de Pérez-Solache et al. 2022)

Figura 2

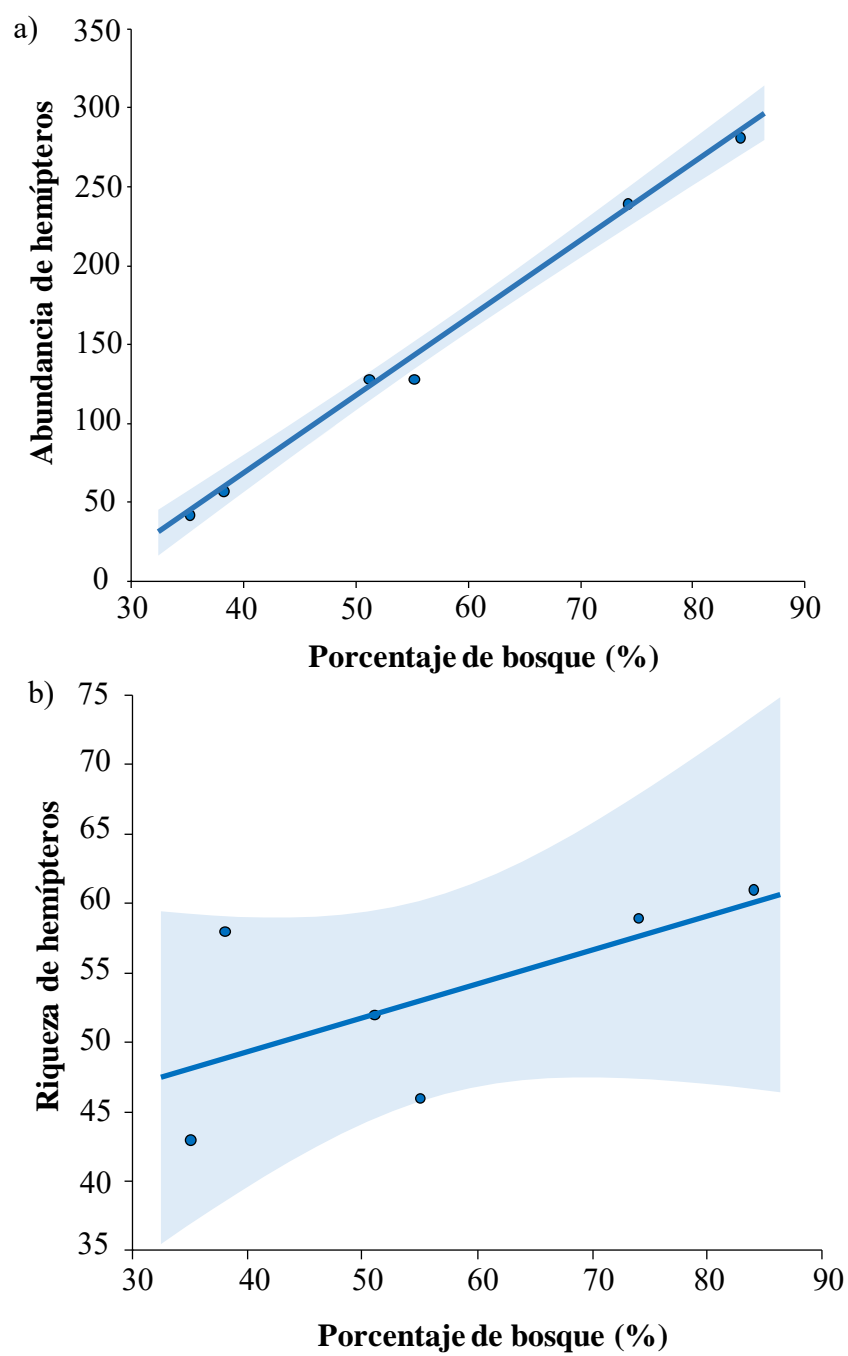


Figura 3

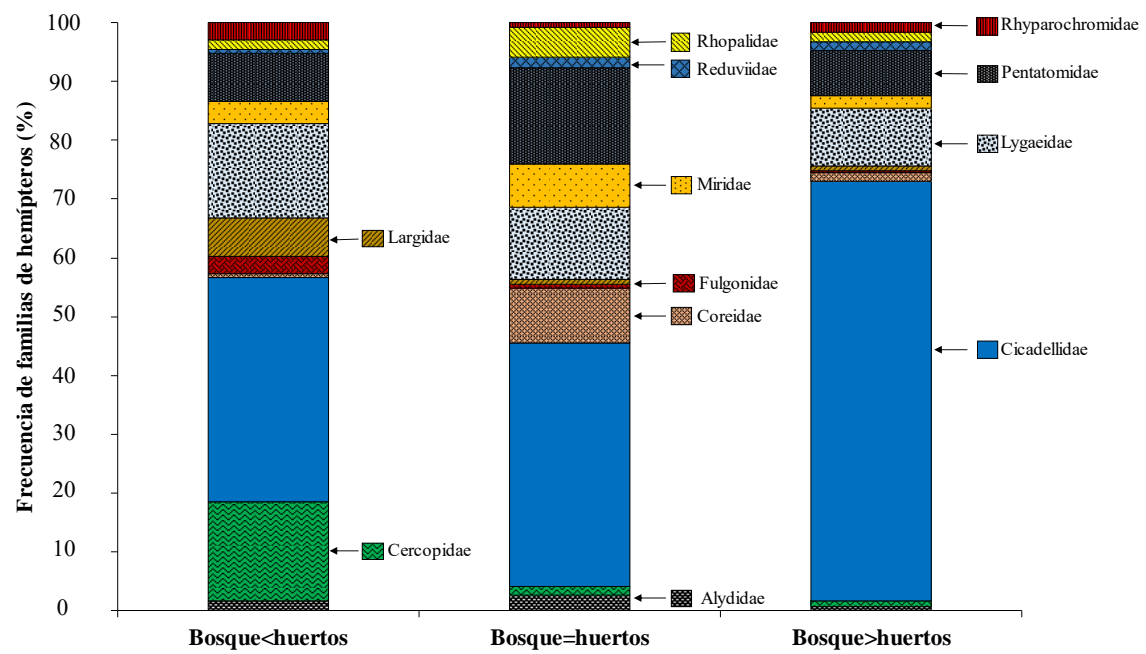


Figura 4

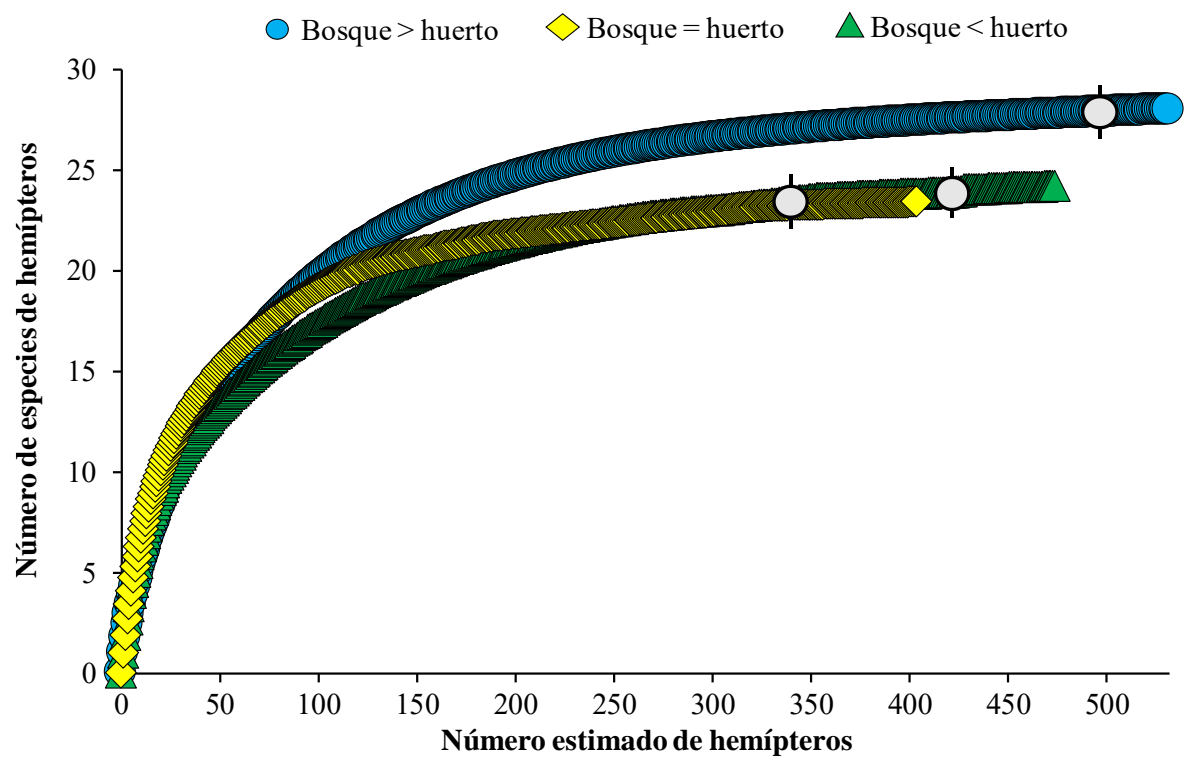


Figura 5

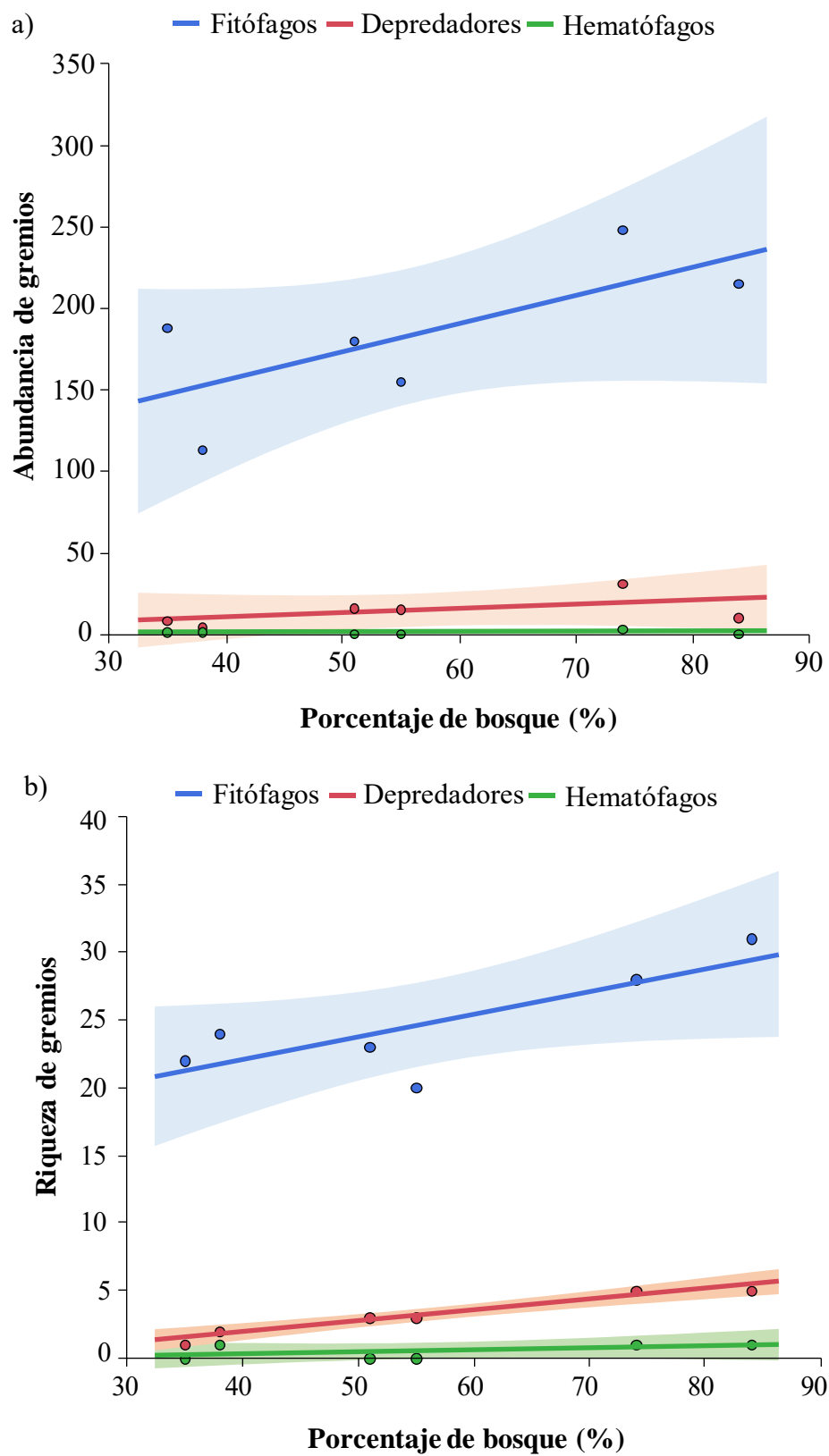


Figura 6

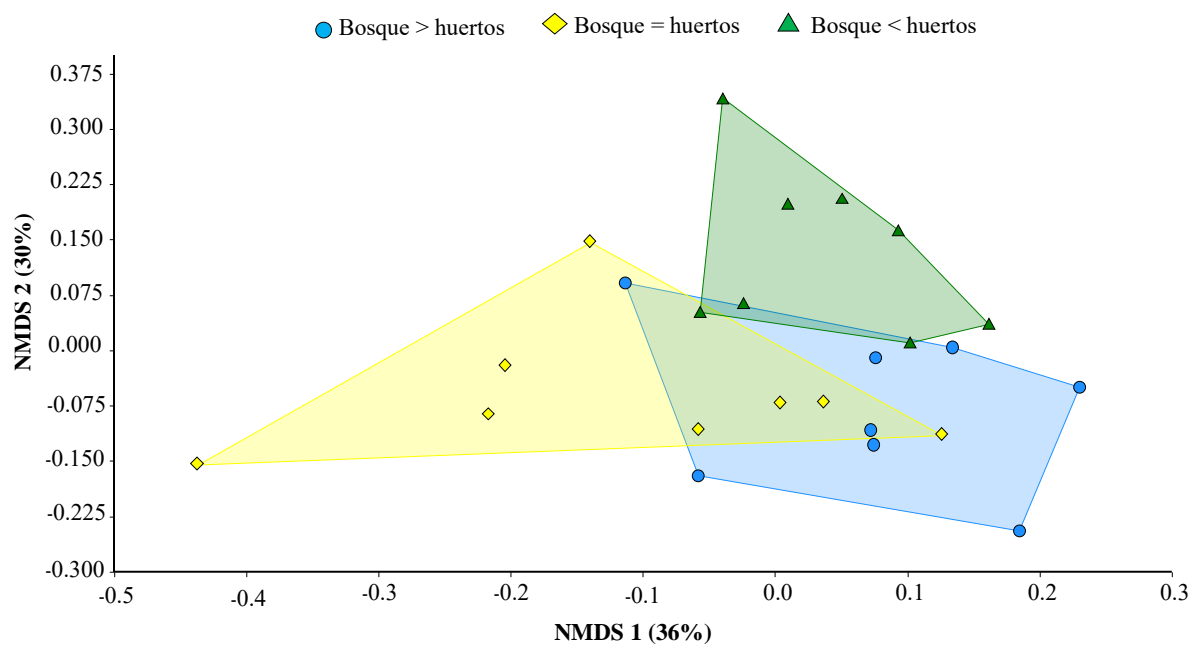


Figura 7

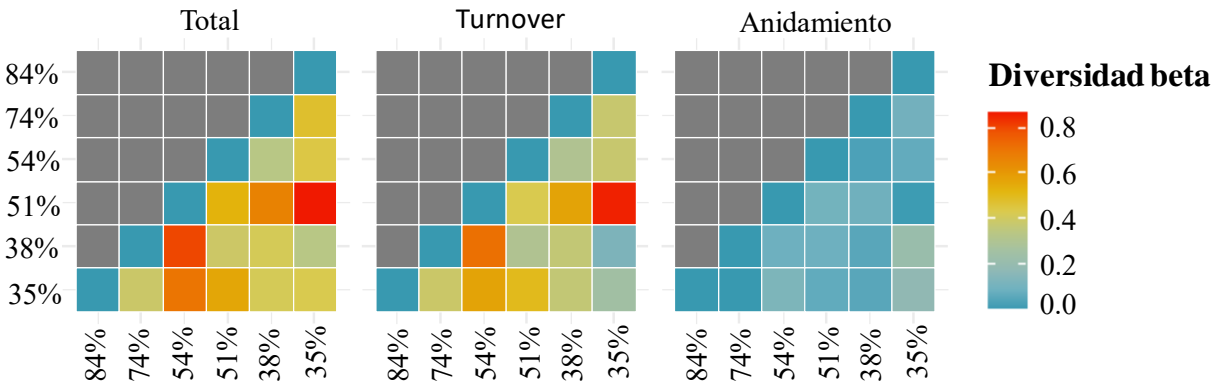


Figura 8



CAPÍTULO 2

Cambios morfológicos de insectos hemípteros asociados al cambio de cobertura forestal: Asimetría fluctuante como indicador de estrés ambiental.

Abstract

Temperate forests in Mexico face threats due to their conversion to agrosystems, especially avocado orchards, which causes habitat fragmentation and land-use changes. These factors alter environmental conditions, affecting both biodiversity and species morphology. In this context, insects such as Hemiptera, due to their high sensitivity to habitat alterations and environmental pressures, become useful indicators of ecological changes. These influences are known to potentially alter Hemiptera morphology as well. Some of these studies showed variation in structure, such as differences in size and shape, that we generally consider a function of adaptation or reaction to an environmental stressor. The use of geometric morphometrics as a description of these processes is interesting, because it does not change insect shape and size, and it allows for very precise measurements. Therefore, this method serves as a tool to evaluate aspects of adaptation to new (changed) environmental conditions, and in turn, this has ramifications at the community and ecosystem level when considering responses to habitat fragmentation and land-use change. Similarly, fluctuating asymmetry (FA) is presented as a possible indicator of instabilities of insect development as a direct manifestation of being influenced by a stressor. In this study, changes in morphological patterns and fluctuating asymmetry of hemipterans were determined at sites with varying native forest cover and avocado orchards. Six sites with varying forest cover and avocado orchards in Michoacán were selected. At each site, hemipterans were sampled using pitfall traps and a complementary method using entomological nets. The collected insects were taxonomically identified. We selected two species, *Draeculacephala minerva* and *Mormidea notulata*. The species selection criterion was based on species occurring at all study sites to ensure validity and comparability between sites. Digital images of the selected individuals were taken to determine changes in hemipteran morphology and size. Each image was digitized, and different morphological landmarks were added to distinct hemipteran body structures. Shape information was extracted using Procrustes Superposition Analysis. For hemipteran body FA, the same individuals used for morphometry were evaluated, and the absolute value of the difference between right and left sides (Di-Ii) was calculated. Finally,

traditional metrics were used. The results showed morphological changes in the distinct structures of *D. minerva* and *M. notulata* throughout the mosaic of temperate forests and avocado orchards. We detected differences in the morphology of the different hemipteran structures and fluctuating asymmetry between different sites with different forest cover and avocado orchards. The overall pattern showed higher levels of FA in sites with less forest cover and more avocado orchards. Our results show the effects of land use change from forest to avocado orchards and how the abiotic and biotic factors involved affect the physiological and morphological responses of hemipterans.

Keywords: Morphometry, bioindicators, biotic interactions, biodiversity, forest ecosystems.

Introducción

Los bosques templados en México se encuentran amenazados principalmente por su conversión a agrosistemas, en particular a cultivos de aguacate (Aizen & Feinsinger 1994a, 1994b, Didham *et al.* 1996, Klein *et al.* 2007, Pérez-Solache *et al.* 2022). Como consecuencia, el paisaje se ha convertido en un mosaico de parches de bosque aislados intercalados con huertos de aguacate, lo que ha cambiado la distribución espacial de los ecosistemas templados, transformando las condiciones ambientales, la abundancia de las especies y, eventualmente, ha cambiado la biodiversidad (Monterrubio-Rico *et al.* 2019, Reyes-González *et al.* 2020, Sánchez *et al.* 2020).

La fragmentación del bosque es uno de los procesos más relevantes responsable de la pérdida de la biodiversidad y de la degradación de los ecosistemas forestales en todo el mundo (Krauss *et al.* 2010, Pfeifer *et al.* 2017, Brinck *et al.* 2017). La fragmentación es un proceso de cambio en el bosque a nivel de paisaje debido principalmente al tiempo en el que la reducción del tamaño del bosque con el aumento del número de los parches (Fahrig 2003). La fragmentación afecta las interacciones bióticas como la estructura de la comunidad de plantas y animales (Maguirre *et al.* 2016, Maldonado-López *et al.* 2016, Valdés-Correcher *et al.* 2019). La degradación progresiva de los ecosistemas terrestres, tal es el caso de la fragmentación del hábitat presenta múltiples retos para la conservación, ya que dadas algunas

características de ciertos organismos puede producirse una alta sensibilidad hacia cambios antropogénicos en el medio ambiente (Bennett & Saunders 2010).

Esto sucede en el caso de los insectos, uno de los grupos más diversos, que ocupan un amplio rango de hábitats (Speight *et al.* 1999, García-Jain *et al.* 2021) que son muy sensibles a factores abióticos; precipitaciones, temperatura y la disponibilidad de nutrientes los cuales experimentan alteraciones a partir de los cambios del hábitat (García-Jain *et al.* 2021, Vaca-Sánchez *et al.* 2021), lo cual modifica el funcionamiento de los ecosistemas, la composición y diversidad de especies, así como las interacciones bióticas tales como el parasitismo, la depredación, la dispersión de semillas, la polinización y la herbívora (Ewers *et al.* 2007).

El cambio de uso de suelo de bosques a agrosistemas afecta la diversidad biológica y las características morfológicas de los organismos, existiendo una variación dependiendo del grupo taxonómico (Benítez *et al.* 2011). Particularmente, las variaciones morfológicas que presentan los insectos, están asociadas a cambio en el ambiente, ya sean respuestas fenotípicas, dadas por la plasticidad, o variaciones morfológicas inducidas durante el desarrollo ontogenético (Pianka 1974, Cepeda-Pizarro *et al.* 2003). Los organismos durante su desarrollo pueden enfrentarse a varios factores de estrés, como las severas condiciones climáticas, la contaminación, la escasez de nutrientes, la competencia, la depredación y el parasitismo (Kozlov 2001) incluido el cambio de uso de suelo (Cepeda-Pizarro *et al.* 2003). El estrés provoca un efecto directo en el tamaño corporal de los organismos (Reimchen 2004), lo que a su vez tiene consecuencias en su desempeño, como la fertilidad. Supervivencia y capacidad de movimiento (Brown *et al.* 2004, Kingsolver *et al.* 2008). Por el hecho de experimentar estrés por encima del límite de resistencia, compensarán la pérdida energética reduciendo la cantidad de energía invertida en el crecimiento, el mantenimiento y el desarrollo de las estructuras morfológicas, lo que generará distorsiones en cuanto al desarrollo, el tamaño corporal y la simetría (Shingleton 2010, Graham *et al.* 2010).

Morfometría

Los caracteres morfométricos están relacionados con el crecimiento y desarrollo de los individuos y, por lo general, varían de forma continua (Rohlf 2003). Tradicionalmente, la morfometría se basaba en estimaciones de distancias entre puntos anatómicos específicos,

conocidos como hitos. Sin embargo, en tiempos más recientes, ha evolucionado para usar las coordenadas de estos puntos de referencia dentro de un sistema de ejes ortogonales (es decir, un sistema de coordenadas con ejes perpendiculares entre sí). La morfometría "tradicional" generalmente se refiere a los métodos que sólo utilizan un número relativamente reducido de medidas, ya que la información geométrica del organismo y/o la estructura de interés se basa en la descripción global del mismo. Esta diferencia obedece a la variable tomada en cuenta, ya que los métodos tradicionales hacen uso de distancias y los métodos más recientes hacen uso de coordenadas (Adams & Rohlf 2004, Durjadin & Slice 2007). La morfometría geométrica (MG) es una herramienta para evaluar las correlaciones entre las formas y las variables ambientales o genéticas (Lorenz & Suesdek 2013). La morfometría geométrica se encarga del estudio de la forma de estructuras biológicas en dos o tres dimensiones espaciales, lo cual permite realizar diversas evaluaciones estadísticas, así como su representación gráfica de la forma y el tamaño (Goswami *et al.* 2010). Con esta técnica se logra mantener la integridad física de la forma y el tamaño de las estructuras analizadas y se evita el contraste por medidas lineales que no representan la estructura de su totalidad y del conjunto (Richtsmeler *et al.* 2002). La morfometría geométrica (MG) está basada en coordenadas de puntos de referencia identificables generalmente homólogos (Mitteroecker & Gunz 2009). La forma resultante podría dar información importante, como por ejemplo la adaptación a las presiones ambientales y reproductivas (Kaliontzopoulou *et al.* 2010, Weaver & Gunz 2018) o el grado de similitud que puede tener el individuo de diferentes grupos o localidades (Fernández-Mazuecos *et al.* 2013). La MG se torna así una técnica útil y sencilla para evaluar similitudes y diferencias de carácter morfológico y ecológico entre individuos, grupos de una misma especie, entre especies o entre poblaciones (Benítez & Püschel 2014).

Se sabe con anterioridad que las distintas condiciones ambientales están relacionadas con diferentes niveles de estrés (Schmidt *et al.* 2004, Hernández *et al.* 2018). Este estrés puede afectar la capacidad de un individuo para manejar este estrés y, por lo tanto, puede influir en su capacidad para sobrevivir y transmitir sus genes en un entorno determinado (Parsons 1992, Garnier *et al.* 2006). Las diversas condiciones ambientales asociadas a la producción agrícola, como el estrés nutricional, temperaturas extremas, contaminación química y las amplias condiciones de población densa, causan estrés en el desarrollo que puede llegar a producir cambios morfológicos en los organismos individuales (Markov 1995,

Hoffman & Woods 2003, Chirichella *et al.* 2020). Los insectos en particular, son muy adecuados para la medición y el análisis de las formas usando MG y también permiten el análisis de los cambios morfológicos asociados a diferentes condiciones ambientales desfavorables (Vergara *et al.* 2014).

La morfometría geométrica en insectos se ha utilizado para evaluar las variables de forma y tamaño de las alas (Gurgel-Gonçalves *et al.* 2011, Mendonça *et al.* 2016, Belintani *et al.* 2020, 2021^a, Kamimura *et al.* 2020), cabeza (Oliveira *et al.* 2017, Falcone *et al.* 2020, Zhao *et al.* 2021), huevos (Santillan-Guayasamín *et al.* 2017), estudios ontogenéticos (Raigorodski *et al.* 2005, Rocha *et al.* 2005, 2020), estudios ecológicos y relacionados con la aptitud física (Nattero *et al.* 2013, Gutiérrez-Cabrera *et al.* 2021). La morfometría se utiliza generalmente para estudiar las diferencias en las características físicas entre especies de insectos. Esta herramienta permite identificar adaptaciones específicas a ciertos ambientes y diferencias entre poblaciones (Dujardin & Slice 2007, Combey *et al.* 2013). Por ejemplo, estudios previos con insectos han reportado que la fecundidad, el éxito en las tasas de apareamiento y la supervivencia estarán asociadas con un mayor tamaño (Kingsolver & Huey 2008). Así mismo, otros estudios han mostrado que la fragmentación y proliferación de áreas agrícolas afecta la abundancia de insectos en relación al tamaño corporal (Benjamin *et al.* 2014, Renauld *et al.* 2016). Así, la persistencia en un ambiente particular dependerá del potencial de dispersión de la especie, por lo tanto, los individuos con mayor movilidad serán menos propensas a los efectos de la pérdida de hábitat (Jauker *et al.* 2013). Se ha informado que la forma del cuerpo es una característica diagnóstica importante (Bouchard 2004). Los cambios en la forma del cuerpo, o la forma de las estructuras funcionales, tienen numerosas implicaciones ecológicas como la selección sexual, la alimentación, la adaptación, la competencia, la reproducción y el desarrollo, la depredación y la aptitud física (Alves & Hernández 2017).

Por ejemplo, Rodríguez-Gironés *et al.* (2020) llevó a cabo un estudio enfocado en la valoración del uso del suelo y el cambio que implica sobre la forma de diferentes especies de hemípteros, como las chinches y los cicadélidos en ambientes de bosque y ambientes agrícolas. Para ello, la morfometría geométrica fue la técnica empleada para comparar las formas de las alas de los insectos en distintos ambientes, evidenciando que los hemípteros de

lugares más urbanizados o agrícolas presentaban diferencias en la forma de las alas del insecto asociadas probablemente a la adaptación a condiciones ambientales cambiantes, tales como la fragmentación del hábitat o la disminución de la biodiversidad.

En la actualidad, las chinches se enfrentan a una presión selectiva excesiva a través del control antropogénico mediante aplicaciones de insecticidas. Esta presión puede alterar la diversidad genética y morfológica de una especie como *Triatoma infestans* (Hemiptera: Reduviidae), donde se mostró que la integridad fenotípica del insecto se vio afectada por dosis subletales de insecticidas (Nattero *et al.* 2021).

Asimetría Fluctuante

La simetría de las estructuras biológicas podría definirse como la repetición de partes en otras posiciones y orientaciones entre sí. Esta simetría puede extenderse bastante en las estructuras representativas de los planos corporales para, al menos, la gran mayoría de los organismos. En sentido opuesto, la asimetría tiene el significado derivado de la simetría (Palmer & Strobeck 1986, Klingenberg 2015). La asimetría fluctuante (AF) es un marcador fenotípico que denota diferencias entre los lados izquierdo y derecho de una estructura bilateral; tales diferencias tienen una distribución normal alrededor de una media cero (Palmer & Strobeck 1986, Adams *et al.* 2004, Klingenberg 2015). La AF se ha considerado un indicador de una mayor inestabilidad del desarrollo o reducción del desarrollo a nivel poblacional (Clarke & McKenzie 1992, Markow 1995, Klingenberg *et al.* 1998, Westneat *et al.* 2015). La selección fenotípica que actúa sobre una población afecta la variación fenotípica de los rasgos, incluida la AF (Møller & Swaddle 1997, Pretzsch *et al.* 2014).

En ambientes alterados como los agrosistemas, los organismos pueden presentar diferentes tipos de asimetría, entre las que destaca la asimetría fluctuante (AF) (Cuevas-Reyes *et al.* 2012). En condiciones ideales los atributos morfológicos bilaterales de insectos son perfectamente simétricos; una de las causas por la que esta simetría se altera se debe a los niveles de estrés ambiental presentes durante la ontogenia (Maldonado-López *et al.* 2018). En las poblaciones de insectos, la AF se ha utilizado como indicador de factores estresantes ambientales, como variaciones extremas de temperatura (Beasley *et al.* 2013), hambruna (Vishalakshi & Singh 2008), contaminación química (Clarke 1993) y aplicación de insecticidas (Nattero *et al.* 2019). El estrés ambiental impuesto por las aplicaciones de

insecticidas en poblaciones genéticamente variables puede seleccionar ciertos genes que mejoran el estrés inmediato, pero que también puede alterar los procesos de desarrollo y conducir a una mayor asimetría (McKenzie & Clarke 1988, McKenzie & O'Farrell 1993, Palmer 1994, Naqqash *et al.* 2016). Por lo que los individuos que se desarrollan en un ambiente libre de estrés son capaces de amortiguar la mayoría de los errores aleatorios en su desarrollo (Freeman *et al.* 2005), pero a medida que aumenta el estrés ambiental, la resiliencia de dichos organismos para recuperarse de las perturbaciones disminuye, lo que resulta en una mayor AF (Leamy & Klingenberg 2005, Cuevas-Reyes *et al.* 2013). Se ha mostrado que la AF aumenta en organismos que experimentan mayores niveles de estrés ambiental y a menudo se considera un componente integral de la aptitud individual, revelando perturbaciones de origen genético o ambiental (Leamy & Klingenberg 2005, Cuevas-Reyes *et al.* 2011). Por lo tanto, un aumento de AF puede estar relacionado con un crecimiento más lento y una fecundidad y supervivencia reducidas en comparación con individuos más simétricos (Díaz *et al.* 2004). Por ejemplo, en un estudio realizado por Mohamed *et al.* 2014. se utilizó la asimetría fluctuante como una medida del impacto de diferentes factores ambientales en el pulgón de los cítricos *Toxoptera citricida*. Se examinaron las alas y el cuerpo de los pulgones expuestos a estrés ambiental, como la variabilidad en la humedad, la temperatura y la presencia de depredadores naturales. Los resultados indicaron que los pulgones expuestos a condiciones adversas mostraban una mayor AF.

De manera similar Nattero *et al.* (2017) demostraron variaciones temporales en el tamaño y la forma de las alas de la AF de las poblaciones de *Triatoma infestans*, Concluyendo que la AF del ala puede usarse como una medida de la inestabilidad del desarrollo. Nattero *et al.* (2017) también notaron que el historial de fumigación con insecticidas parece estar relacionado con los patrones de AF observados; En este estudio, se documentó que la AF del tamaño y la forma del ala disminuyeron consistentemente en *T. infestans* poco después de la fumigación con piretroides. El hallazgo principal fue que los efectos de la fumigación con las aplicaciones sobre la inestabilidad del desarrollo de las alas se modifican según el tamaño corporal de los insectos.

Hemípteros

Los hemípteros son un orden muy diverso de insectos, que comprende unas 104, 000 especies, distribuidas por todo el mundo (Román-Garrido *et al.* 2016). Su nombre alude a que en muchos de ellos las alas anteriores (o hemiélitros) están divididas en una sección basal dura y una sección distal membranosa. Forman parte de este orden los Homoptera, cuyas alas son enteramente membranosas. Además, se caracterizan por poseer un aparato bucal chupador que, según las especies, utilizan para succionar savia o fluidos de animales, como hemolinfa o sangre. Entre los hemípteros más conocidos se encuentran los pulgones, las cigarras y las chinches de cama (Cimicidae) (Sorensen *et al.* 1995, Ruppert *et al.* 2004, Zhang 2011). El orden hemíptera representa una gran diversidad a nivel mundial dentro de todos los sistemas y estratos forestales (Forero *et al.* 2018). Se ha reportado que, dentro del dosel de los bosques templados, constituye el 9-13% de todas las especies de insectos encontradas (Moir *et al.* 2007, Muñoz 2007).

Los hemípteros muestran alta sensibilidad a una gran variedad de perturbaciones tanto naturales como antropogénicas (Duelli & Obrist 1998, Kruess & Tschardtke 2002), como lo es la fragmentación del hábitat (Hines *et al.* 2005). Son buenos indicadores de la diversidad de insectos en general (Román-Garrido *et al.* 2016), debido a que son un grupo ecológicamente diverso (Moir *et al.* 2007, Muñoz 2007). Además, son considerados ecológicamente importantes dado que las especies fitófagas se encuentran estrechamente asociadas con la vegetación, la cual utilizan como fuente de alimento; lugares de refugio; y sitios de diapausa, reproducción y oviposición (Schuh & Slater 1995, Salomao *et al.* 2019). Por lo que los cambios en la estructura de la comunidad vegetal pueden alterar las interacciones de este grupo con otros organismos y afectar las redes de herbívoros y depredadores (Siemann *et al.* 1998, Salomao *et al.* 2019).

Las variaciones de temperatura o calidad nutricional de los individuos constituyen factores desencadenadores de estrés que tienden a afectar el desenvolvimiento de algunos grupos de insectos como los hemípteros, lo cual provoca asimetría en caracteres bilaterales (Parsons *et al.* 1992) siendo la asimetría fluctuante un buen indicador de estrés o impacto ambiental en hemípteros (Clarke 1995, Kanegae *et al.* 2003). Así mismo se ha estudiado los efectos del estrés ambiental sobre la morfología de hemípteros, principalmente se han realizado estudios en la morfología de las alas (Li *et al.* 2017), debido a que las alas de los

insectos son materiales excelentes para estudios morfométricos geométricos y se han utilizado como carácter para dichos análisis (Gumiel *et al.* 2003, Aytekin *et al.* 2007). Además de que se han empleado otros caracteres para análisis de hemípteros, como la forma de los genitales, la cabeza y el pronoto (De la Cruz *et al.* 2011).

Poco se sabe sobre los efectos del impacto del estrés ambiental ocasionado principalmente por la conversión de bosques sobre este grupo de insectos. Los hemípteros son buenos indicadores de estrés debido a la alta sensibilidad que presenta a los cambios inducidos por perturbaciones en la estructura del hábitat (Moir *et al.* 2007), así como su amplia distribución, resultando ser una excelente herramienta para poder evaluar los cambios morfológicos en sitios con distintas proporciones de bosque templado y huertos de aguacate. Por lo tanto, en el presente estudio se determinaron las respuestas morfológicas y de asimetría fluctuante (AF) de dos especies de hemípteros en sitios con diferente cobertura de bosque nativo y huertos de aguacate. Empleamos la combinación de la morfometría geométrica y AF como herramientas analíticas para investigar el patrón de desarrollo, por lo que este estudio nos permite plantear las siguientes preguntas: i) ¿La morfología de hemípteros cambia entre sitios con diferente proporción de bosque , ii) ¿ El tamaño corporal, longitud de cabeza, tórax y abdomen de hemípteros es mayor en sitios de más cobertura forestal debido a una mayor calidad de recursos disponibles? y iii) ¿Cómo influye la cobertura de huertos y la pérdida de bosque nativo en los niveles de asimetría fluctuante corporal, cabeza y abdomen en los hemípteros?. Esperando encontrar en este estudio cambios en la morfología de los hemípteros en los sitios con diferente proporción de cobertura de bosque y huertos de aguacate. Así también, se espera encontrar una reducción en el tamaño corporal en los sitios de menor cobertura de bosque y más huertos de aguacate, así como un aumento de la AF en estos sitios como respuesta a las diferentes condiciones ambientales asociadas a la variación forestal.

Materiales y métodos

Sitio de estudio

El presente estudio se realizó en la zona conocida como la “franja aguacatera” del estado de Michoacán, que se encuentra ubicada entre los 18°45' y 20°06'N y los 101°47' y 103°13'O (Gutiérrez-Contreras *et al.* 2010), y se caracteriza por tener un paisaje de fragmentos de bosque pino-encino mezclado con huertas de aguacate. Se seleccionarán seis sitios de estudio con diferente cobertura de bosque y huertos de aguacate pertenecientes a los municipios de Tacámbaro y Acuitzio del Canje utilizando imágenes satelitales de mediana y alta resolución (Landsat, SPOT, Sentinel y Rapid Eye con los sensores TM 5, ETM+ OLI) para definir la ubicación y extensión de las principales coberturas de bosque y huertos de aguacate. Los sitios se clasificarán de la siguiente manera: Dos sitios con mayor cobertura de bosque nativo y menor cobertura de huertos de aguacate: (i) Acuitzio, Rancho Agroecológico Llanitos: porcentaje de cobertura bosque/huerto: (84/16): (19°26'79''N; 101°16'837''W) y (ii) Acuitzio, La Yácata: porcentaje de cobertura bosque/huerto: (74/26): (19°45'230''N; 101°28'495''W); dos sitios con igual cobertura del bosque nativo y huertos de aguacate: (i) Tacámbaro, Exhacienda porcentaje de cobertura bosque/huerto: (51/49) (19°14'52.08''N; 101°28'30.67''W) y (ii) Tacámbaro, Rancho el Embrujado: porcentaje de cobertura bosque/huerto: (52/48) (19°28'229''N; 101°45'390''W) y dos sitios con menor cobertura de bosque nativo y mayor cobertura de huertos de aguacate: (i) Tacámbaro, Rancho las Joyas: porcentaje de cobertura bosque/huerto: (35/65) (19°13'4,6''N; 101°25'4,6''W) y (ii) Tacámbaro, Caramécuar: porcentaje de cobertura bosque/huerto: (36/63) (19°15'38.3''N; 101°23'43.7''W).

Caracterización del sitio de estudio

- En cada sitio de estudio se estableció un área de amortiguamiento de 1000 m de radio, esto para limitar ciertas acciones humanas cerca de los sitios y proteger los recursos naturales.
- Todos los sitios de estudio tienen una historia de manejo similar, que consistió en la tala rasa del bosque templado nativo para el cultivo orgánico de aguacate con uso de fertilizantes orgánicos (composta y estiércol de ganado doméstico, incluidos caballos, vacas y aves de corral).

- Las "malezas" herbáceas se utilizan para atraer tanto a los polinizadores nativos (por ejemplo, las abejas) como a los depredadores (los hemípteros y los neurópteros a los huertos de aguacate).
- Antes de cosechar las plantas de aguacate, se eliminan las malezas, esta práctica es exigida por la normativa fitosanitaria para la exportación.
- Todas las huertas de aguacate estudiadas tienen, una edad similar que oscila entre los 15 y 20 años después de la tala.

Especies de estudio

En este estudio, nos enfocamos en estas dos especies de hemípteros, tomando en cuenta para su selección aquellas especies que tienen importancia ecológica y que están presentes en todos los sitios muestreados. El criterio de selección de las especies de hemípteros se basó en especies que ocurren en todos los sitios de estudio, para asegurar la validez y la comparabilidad entre sitios, se priorizaron aquellas especies de hemípteros que son comunes a todas las áreas de muestreo. Esto nos permite estudiar la variabilidad de las poblaciones de hemípteros en un rango de condiciones ambientales y geográficas sin que la presencia de ciertas especies sea un sesgo en los resultados. Las especies que se encuentran en todos los sitios de estudio son potencialmente más adaptables y resilientes, lo que sugiere que tienen una gran capacidad para colonizar y ocupar diferentes hábitats o microhábitats dentro de la zona geográfica estudiada. Estas especies ambientales podrían ser indicadoras de ciertos factores comunes o condiciones ecológicas favorables presentes en todos los sitios de estudio (Funk *et al.* 2018).

Draeculacephala Minerva

Draeculacephala Minerva se encuentra distribuida en América del norte, además tiene representantes en todo México y América Central. En Particular es una especie que se encuentra principalmente en pastos, juncos y malezas en áreas húmedas o irrigadas donde la vegetación es exuberante pero no densa (Purcell & Frazier 1985). Esta especie es una especie que se alimenta de manera general de plantas y se le ha asociado con más de 130 especies de plantas (Winkler 1949, Nielson 1968). *Draeculacephala minerva* es considerada una grave amenaza para muchas especies importantes desde el punto de vista agrícola (EFSA 2019,

Cabrera-La Rosa *et al.* 2008). Aunque *D. minerva* se alimenta principalmente de pastos y malezas se considera un vector de enfermedades para algunos cultivos (Purcell 1980, Danne *et al.* 2011). Gibson (1915) describió tanto a los adultos como a las ninfas como extremadamente reactivos a las perturbaciones.

Mormidea notulata

Mormidea notulata es una especie neotropical que habita normalmente en pastizales siendo fitófagos, pero cuando estos se vuelven muy abundantes es considerada una plaga agrícola presentándose en diversos cultivos como arroz, centeno, trigo, así como otras plantas hospederas (Silva *et al.* 1990, Brandão *et al.* 2018).

Colecta de hemípteros

Una vez establecidos los sitios de estudio la colecta de insectos hemípteros se realizó mediante dos métodos complementarios. El primero utilizamos trampas de caída (pitfall), para esto se trazaron en cada sitio de 4 transectos de 50 x 2 m con una separación de 100 m. En cada transecto se colocaron seis trampas con una distancia entre trampas de 10 m iniciando en el metro 0. Cada trampa consta de un recipiente de plástico de un litro con atrayente (fruta en descomposición), un frasco colector de 250 ml con alcohol al 70 % y un embudo de caída para los artrópodos, colocándolas enterradas al nivel del suelo. El segundo método se realizó por colecta directa usando redes entomológicas durante recorridos de 8 horas por día en cada sitio (Adis 2002, Thorsen *et al.* 2004, Cole *et al.* 2016). Finalmente, todos los ejemplares colectados se colocaron en recipientes de plástico con alcohol al 70% para su preservación y con las etiquetas correspondientes para su posterior identificación taxonómica a nivel de especie.

Morfometría y asimetría fluctuante de hemípteros

Morfometría geométrica

Para determinar los cambios en la morfología y el tamaño de hemípteros en los sitios con diferente cobertura de bosque y huertos de aguacate, se utilizaron técnicas de morfometría geométrica. Se tomaron imágenes digitales de los siguientes individuos: (i) especies de hemípteros que ocurran en todos los sitios de estudio; (ii) especies más abundantes y de distribución amplia en los sitios de estudio y (iii) individuos de familias que

ocurran en todos los sitios de estudio (Benítez & Parra 2011). Cada imagen se digitalizó y se le agregaron diferentes landmarks morfológicos a distintas estructuras del cuerpo de los hemípteros (cabeza, tórax, abdomen y alas). Se utilizó el programa TpsDig para colocar landmarks morfológicos y registrar las coordenadas (x, y), la información de la forma fue extraída mediante un Análisis de superposición de Procrustes (Rohlf & Slice 1990, Dryden & Mardia 1998). Todos los análisis se realizaron mediante el programa morfométrico MorphoJ (Klingenberg 2011).

Asimetría fluctuante

Para determinar el nivel de Asimetría Fluctuante (AF) corporal de los hemípteros, se evaluaron los mismos individuos utilizados para la morfometría, y se calculó el valor absoluto de la diferencia entre lados derecho e izquierdo ($D_i - I_i$), como la diferencia asignada ($D_j - I_j$) (Benítez & Parra 2001): La asimetría fluctuante se calculó a partir de imágenes digitales utilizando el programa ImageJ. Además, se determinaron los patrones de AF de venas alares en los mismos organismos.

Métricas tradicionales

Para determinar los cambios en atributos morfológicos de los hemípteros, en los mismos individuos donde se realizó la morfometría geométrica, se utilizaron métricas tradicionales y se midió lo siguiente: (i) largo y ancho del cuerpo, (ii) largo y ancho de cabeza, (iii) largo y ancho de tórax; (iv) largo y ancho del abdomen.

Análisis estadísticos

Morfometría geométrica

Para la morfometría geométrica utilizamos el programa MorphoJ, para realizar un análisis de superposición de Procrustes obtuvimos la configuración de las coordenadas de cada punto de referencia en distintas estructuras en hemípteros (cabeza, tórax, abdomen y alas), en el paquete integrado de morfometría. Consideramos la configuración promedio de todas las imágenes como referencia y luego calculamos las variables de forma (Distancias Procrustes) basados en las coordenadas de superposición para eliminar el efecto del tamaño de cada hemíptero (Cuevas-Reyes 2011). Aplicamos un análisis de varianza canónica para

determinar la variación en la morfología de los hemípteros entre las tres proporciones de cobertura considerando la configuración de todos los hemípteros.

Asimetría fluctuante

La asimetría fluctuante se calculó como el valor absoluto de las diferencias entre las distancias del lado derecho y el lado izquierdo ($|A_i - B_i|$), dividido por la distancia media $(A_i + B_i / 2)$, para corregir el hecho de que la asimetría puede ser dependiente del tamaño. Se realizaron análisis de varianza (ANOVAS) con el programa JMP, donde las diferentes condiciones (Bosque > huerto, Bosque = huerto, Bosque < huerto) son los factores de variación y la variable dependiente es la asimetría fluctuante.

Métricas tradicionales

Para las métricas tradicionales se realizaron análisis de varianza (ANOVA) utilizando el programa JMP, utilizando las distintas coberturas de bosque de manera categórica (Bosque > huerto, Bosque = huerto, Bosque < huerto) como factores de variación y como variable dependiente las mediciones de largo y ancho de las distintas estructuras de los hemípteros.

Resultados

Morfometría geométrica

Se tomaron en cuenta las especies de hemípteros presentes en todos los sitios de estudio, así como especies más abundantes y de distribución amplia en los sitios de estudio detectamos dos especies *Draeculacephala minerva* y *Mormidea notulata* las cuales mostraron variaciones morfológicas entre los sitios con distinta cobertura forestal. El análisis canónico de varianza se diferenció en tres grupos: individuos de bosque mayor a huerto, de bosque igual a huerto y de bosque menor a huerto.

Draeculacephala minerva

De acuerdo a los análisis de morfometría la especie *D. minerva* mostró variaciones morfológicas en el cuerpo, cabeza y alas entre los individuos en las diferentes proporciones de bosque y huertos de aguacate. La variación de la forma del cuerpo basada en la

configuración promedio del análisis de superposición de coordenadas mostró que el cuerpo de los individuos colectados varió en los sitios con distintos porcentajes de bosque, la gradilla de deformación indicó una mayor variación de la forma en la parte del tórax (Figura 1, 2a). Otras estructuras analizadas de la especie *D. minerva* como la cabeza y las alas también mostraron variación en cuanto a la forma (Figura 2b, c,d) las gradillas mostraron una variación en la forma de las alas principalmente a lo largo de las alas (Figura 1c,d). En el análisis de varianza de cuerpo de *D. minerva* el CVA 1 explicó el 40 % de la varianza y CVA 2 el 21 % de la varianza (Eje 1: $\lambda = 3.858$; $P < 0.0260$. Eje 2: $\lambda = 1.536$; $P = 0.054$) (Figura 1a), la cabeza el CVA 1 explicó el 58 % de la varianza y CVA 2 el 42 % de la varianza (Eje 1: $\lambda = 2.6202$; $P < 0.0132$. Eje 2: $\lambda = 0.7442$; $P = 0.0001$) (Figura 1b), ala derecha el CVA 1 explicó el 79% de la varianza y CVA 2 el 22% de la varianza (Eje 1: $\lambda = 2.5214$; $P < 0.0087$. Eje 2: $\lambda = 1.6966$; $P = 0.0002$) (Figura 1c), ala izquierda el CVA 1 explicó el 64% de la varianza y CVA 2 el 36 % de la varianza (Eje 1: $\lambda = 1.6600$; $P < 0.0175$. Eje 2: $\lambda = 1.6340$; $P = 0.0033$) (Figura 1d).

Mormidea notulata

El análisis de morfometría geométrica de la especie de hemípteros *M. notulata* mostró variaciones en la forma, entre las distintas de coberturas de bosque y huertos de aguacate (Figura 4a), de acuerdo con las gradillas de deformación y la variación de la forma del cuerpo basada en la configuración promedio del análisis de superposición de coordenadas mostró que en el cuerpo de los individuos de *M. notulata* ocurrió una mayor deformación en la parte del abdomen (Figura 3a), en cuanto a otras estructuras como la cabeza también se observó variación en la forma (Figura 3b, 4b), así mismo, las alas izquierda y derechas también mostraron variación morfológica dentro de las tres coberturas de bosque, mostrando una mayor deformación en las venas medias de las alas (Figura 3 c,d, 4 c,d). El análisis canónico de varianza mostró que el CVA 1 explicó el 40 % de la varianza y CVA 2 el 21 % de la varianza (Eje 1: $\lambda = 0.872$; $P < 0.0531$. Eje 2: $\lambda = 1.406$; $P = 0.0342$) (Figura 3a), de la misma manera en las distintas estructuras como cabeza el CVA 1 explicó el 60 % de la varianza y CVA 2 el 40 % de la varianza (Eje 1: $\lambda = 1.8059$; $P < 0.0026$. Eje 2: $\lambda = 1.2152$; $P = 0.0001$) (Figura 3b), ala derecha el CVA 1 explicó el 71% de la varianza y CVA 2 el 29% de la varianza (Eje 1: $\lambda = 2.4542$; $P < 0.0038$. Eje 2: $\lambda = 1.1032$; $P = 0.0390$) (Figura

3c), ala izquierda el CVA 1 explicó el 68 % de la varianza y CVA 2 el 32 % de la varianza (Eje 1: $\lambda = 2.4625$; $P < 0.0444$. Eje 2: $\lambda = 0.9082$; $P = 0.0291$) (Figura 3d).

Asimetría fluctuante

Se encontraron diferencias significativas en los niveles de asimetría fluctuante de dos especies de hemípteros entre las diferentes condiciones de bosque (Bosque > huerto, Bosque = huerto, Bosque < huerto). La especie *D. minerva* mostró diferencias en los niveles de asimetría fluctuante en distintas estructuras corporales entre las distintas proporciones de bosque y huertos (Tabla 1). En general los niveles más altos de asimetría fluctuante se encontraron en los sitios con menor cobertura de bosque y mayor cobertura de huertos de aguacate principalmente en la cabeza ($F = 6.61$, $g.l. = 2$, $P < 0.0026$) (Figura 5a), las alas ($F = 33.08$, $g.l. = 2$, $P < 0.0001$) (Figura 5b), abdomen ($F = 3.2$, $g.l. = 2$, $P < 0.0477$) (Figura 5c) y el tórax ($F = 3.77$, $g.l. = 2$, $P < 0.0298$) (Figura 6c) Por lo que, los individuos de estos sitios se encontraron más asimétricos y por el contrario los sitios con cobertura de bosque igual a huerto y bosque mayor a huertos de aguacate mostraron menores niveles de asimetría fluctuante siendo los individuos de estos sitios los que se mostraron menos asimétricos.

La especie *M. notulata* también mostró diferencias en los niveles de asimetría fluctuante en distintas estructuras corporales en las diferentes proporciones de cobertura de bosque y huertos de aguacate (Tabla 2). Donde los sitios con mayor cobertura de huertos y menor cobertura de bosque de igual manera fueron los sitios que presentaron mayores niveles de asimetría fluctuante principalmente en la cabeza ($F = 3.48$, $g.l. = 2$, $P < 0.0372$) (Figura 6a), las alas ($F = 6.5$, $g.l. = 2$, $P < 0.0029$) (Figura 6b) abdomen ($F = 3.28$, $g.l. = 2$, $P < 0.0446$) (Figura 6c) y el tórax (Figura 6d) ($F = 3.29$, $g.l. = 2$, $P < 0.0479$). Por el contrario, los sitios de mayor cobertura de bosque que huertos de aguacate fueron los sitios que presentaron menores niveles de asimetría fluctuante siendo estos los sitios con individuos menos asimétricos.

Métricas tradicionales

Las métricas tradicionales mostraron diferencias significativas en las medidas del largo y ancho del cuerpo de las dos especies de hemípteros analizadas entre las distintas coberturas con diferente proporción de bosque y huertos de aguacate (Tabla 1 y 2). Se

realizaron métricas tradicionales en dos especies de hemípteros donde la especie *D. minerva* mostró diferencias en las mediciones de largo y ancho del cuerpo entre los sitios con distinta cobertura de bosque siendo los sitios con mayor cobertura de bosque y los que igual cantidad de bosque que huertos de aguacate los que en general mostraron individuos con un mayor tamaño ($F= 28.47$, $g.l. = 2$, $P < 0.0001$) ($F= 14.28$, $g.l. = 2$, $P < 0.0001$) (Figura 7a,b), además la cabeza ($F= 8.6$, $g.l. = 2$, $P < 0.0005$) ($F= 19.90$, $g.l. = 2$, $P < 0.0001$), tórax ($F= 3.8$, $g.l. = 2$, $P < 0.0268$) ($F= 6.3$, $g.l. = 2$, $P < 0.0031$), abdomen ($F= 4.7$, $g.l. = 2$, $P < 0.0120$) ($F= 4.8$, $g.l. = 2$, $P < 0.0112$) y alas derecha ($F= 6.03$, $g.l. = 2$, $P < 0.0042$) ($F= 12.33$, $g.l. = 2$, $P < 0.0001$) e izquierda ($F= 20.49$, $g.l. = 2$, $P < 0.0001$) ($F= 8.09$, $g.l. = 2$, $P < 0.0008$) de los individuos de esta especie mostraron también diferencias de tamaño del largo y ancho entre los distintos sitios con diferente proporciones de bosque. Como patrón general las distintas estructuras, es decir largo y ancho de cabeza, tórax, abdomen y las alas fueron de mayor tamaño en los sitios con mayor cobertura de bosque y los sitios de bosque igual a huertos de aguacate (Tabla 1).

La especie *M. notulata* de manera similar mostró diferencias en el tamaño del cuerpo entre los individuos de las distintas coberturas de bosque y huertos de aguacate ($F= 3.50$, $g.l. = 2$, $P < 0.0367$) ($F= 18.67$, $g.l. = 2$, $P < 0.0001$) (Figura 7c, d). Las diferentes estructuras de los individuos de esta especie de igual manera mostraron diferencias entre las coberturas con distinta proporción de bosque donde el largo y ancho de cabeza ($F= 8.6$, $g.l. = 2$, $P < 0.0005$) ($F= 16.90$, $g.l. = 2$, $P < 0.0001$), tórax ($F= 14.21$, $g.l. = 2$, $P < 0.0001$) ($F= 14.34$, $g.l. = 2$, $P < 0.0001$), abdomen ($F= 28.47$, $g.l. = 2$, $P < 0.0001$) ($F= 18.67$, $g.l. = 2$, $P < 0.0001$) y las alas derecha ($F= 4.35$, $g.l. = 2$, $P < 0.0174$) ($F= 3.36$, $g.l. = 2$, $P < 0.0416$) e izquierda ($F= 15.30$, $g.l. = 2$, $P < 0.0001$) ($F= 11.36$, $g.l. = 2$, $P < 0.0001$) presentaron mayor tamaño en los sitios de más cobertura de bosque que huertos y en los sitios con igual cobertura de bosque que huertos siendo los sitios con cobertura de más huertos donde se encontraron individuos con menor tamaño (Tabla 2).

Discusión

Morfometría

Al realizar la comparación en las distintas proporciones de bosque y huertos de aguacate los resultados mostraron diferencias en la morfología entre los hemípteros. El análisis de la morfología de dos especies *Draeculacephala minerva* y *Mormidea notulata*, mostró diferencias en la morfología geométrica de cabeza, tórax, abdomen y alas entre los distintos sitios con diferente cobertura forestal, en los sitios de una menor cobertura de bosque. En otros estudios en agrosistemas, se ha comprobado que el cambio de uso de la tierra de bosques a agrosistemas afecta diferencialmente la diversidad y las características morfológicas de los organismos (Benítez *et al.* 2011). Se sabe, que la mayoría de las variaciones morfológicas que presentan los insectos, se debe al ambiente, ya sean respuestas fenotípicas (plasticidad) o particularmente a aquellas que actúan durante el desarrollo ontogenético (Pianka 1974, Cepeda-Pizarro *et al.* 2003). La plasticidad fenotípica del tamaño corporal es un mecanismo importante por el cual los organismos pueden aumentar la aptitud en respuesta a variaciones ambientales a corto plazo (Benítez *et al.* 2020).

La variación de tamaño está más influenciada por factores ambientales mientras que la variación de forma tiene una influencia más fuerte el componente genético (Klingenberg *et al.* 2004, Dujardin & Slice 2007). Los cambios ambientales en hábitats fragmentados modifican factores abióticos como porcentajes de luz, humedad, temperatura y velocidad del viento (Bennett & Saunders 2010) así como disponibilidad de agua y nutrientes (Borazan & Babaç 2003, Cescatti & Zorer 2003). Los cambios abióticos pueden influir en el tamaño corporal de los insectos, lo que podría ser una señal de la reducción de los recursos disponibles en el ambiente (Renauld *et al.* 2016). Cuando los recursos son limitados debido a cambios en la vegetación o el clima, los insectos tienen menos nutrientes para crecer y se desarrollan de manera más pequeña (Thompson *et al.* 2020).

En un estudio de Relyea & Auld (2005), se muestra cómo la falta de recursos afecta negativamente el tamaño de los insectos, particularmente en ambientes que experimentan alteraciones abióticas como la sequía. Así mismo, investigaciones sobre los efectos del cambio climático han demostrado que las altas temperaturas pueden reducir el tamaño de los insectos, ya que las especies con menos recursos disponibles para crecer pueden tener un desarrollo más limitado (Tewksbury *et al.* 2008). Por lo tanto, estas alteraciones en las

condiciones ambientales pueden ser las responsables de las diferencias morfológicas encontradas en las especies de hemípteros (Godwin *et al.* 2022).

De acuerdo con Reed *et al.* (2011) los efectos de estos cambios se observan comúnmente en especies con ciclos de vida breves y con altas tasas de población y fertilidad, debido a que permiten la aparición de cambios morfológicos en un corto período de tiempo, siendo los insectos ampliamente utilizados para estos análisis (Moczek 2010). La morfología corporal también puede evidenciar cuáles serían las consecuencias de los factores estresantes ambientales en la población de insectos (Sommer & Nielsen 1992, Alves & Hernández 2017). La fragmentación del bosque puede llevar a una reducción de los recursos alimenticios que hay disponibles, ya que los fragmentos de bosque más pequeños suelen tener una menor abundancia de plantas y de presas. Esto restringe la nutrición de los insectos, lo que podría resultar en un tamaño corporal más pequeño (Berner & Blanckenhorn 2009). De esta manera, podemos encontrar diferencias en el tamaño de los insectos, de acuerdo a la habilidad de los individuos para tolerar el estrés ambiental, así como cambios en la temperatura (Bruschi *et al.* 2003). Los cambios en la cobertura del suelo relacionado con la transformación de bosques en huertos de aguacateros parecen estar afectando las poblaciones de hemípteros. Cuando aplicamos medidas tradicionales a las especies *D. minerva* y *M. notulata* nos dimos cuenta de que existía una relación entre el contexto del paisaje y el tamaño y la forma de las estructuras de los hemípteros.

Por otro lado, los individuos de zonas con menor cobertura de bosque y mayor cantidad de huertos de aguacate, son más pequeños y tienen estructuras más pequeñas. Los paisajes que difieren en el grado de fragmentación proporcionan diferentes procesos de selección para la dispersión, por lo tanto, para lidiar con estas diferencias, los organismos tienen como alternativas la adaptación genética o la plasticidad fenotípica (Merckx & Van Dick 2006). El encontrar una reducción en el tamaño corporal de los hemípteros en los sitios con una menor cobertura de bosque, se puede deber a que este sitio con menor porcentaje de bosque presenta fragmentos de bosque más pequeños por lo tanto se encuentran expuestas a mayor incidencia de luz y por ende aumenta la temperatura y disminuye la humedad (Uribe-Salas *et al.* 2008). Las condiciones extremas de los parámetros del clima de temperatura y humedad pueden inducir cambios fisiológicos además de la afección del crecimiento, como

un incremento de la tasa de metabolismo que puede dar lugar a un mayor requerimiento de recursos para mantener las funciones corporales más simples, provocando así una disminución de las tasas de crecimiento y del tamaño final de los insectos. (Zvereva & Kozlov 2010). Estos mecanismos pueden actuar de manera conjunta para generar los cambios observados en el tamaño corporal de los hemípteros mostrando principalmente una disminución en el tamaño corporal de las especies *D. minerva* y *M. notulata* en áreas con menor cobertura de bosque, así como cambios en la morfología y el tamaño de las alas entre los sitios con distintas proporciones de bosque.

Las alas de los insectos son una estructura excelente para estudiar la variación morfológica porque son básicamente bidimensionales y la venación proporciona muchos puntos de referencia morfológicos bien definidos (Gumiel *et al.* 2003), las interacciones de las venas, que son fáciles de identificar y capaces de capturar la forma general del ala (Bookstein 1991). Entre los insectos, el uso del análisis morfométrico geométrico para estudiar la venación del ala ha sido útil en la identificación a nivel individual (Baylac *et al.* 2003, Dujardin *et al.* 2003, Sadeghi *et al.* 2009). La interacción entre las condiciones ambientales (temperatura, humedad, ubicación geográfica, altitud) y la forma de las alas se ha identificado para varios grupos de insectos (Prudhomme *et al.* 2016, Bai *et al.* 2015, Silva *et al.* 2009), demostrando que la forma de las alas es un indicador de estrés durante el desarrollo de estos organismos (Mazaquiza *et al.* 2023). Potencialmente, el cambio en la morfología y tamaño de las alas puede afectar el rendimiento de lucha y la aptitud (Samejima & Tsubaki 2010). Un cambio en el tamaño y forma de las alas puede influir en la capacidad de un hemíptero para volar. Por ejemplo, alas más grandes pueden permitir vuelos más largos y una mayor capacidad de dispersión, lo que es esencial para encontrar nuevos hábitats o escapar de depredadores. Por otro lado, alas más pequeñas o más modificadas podrían limitar el vuelo y favorecer la vida en áreas más pequeñas y específicas (Dudley 2000, Altshuler & Dudley 2003).

Ramaswamy & Zohdy (2009) reportaron que la chinche apestosa de campo *Nezara viridula* un insecto común en cultivos agrícolas, presenta alas que no son demasiado grandes, lo que limita su capacidad de dispersión a largas distancias. Sin embargo, sus alas son lo suficientemente fuertes como para permitirle volar hacia cultivos cercanos en busca de

comida. En zonas con cultivos agrícolas más homogéneos, el tamaño moderado de sus alas es suficiente, mientras que, en hábitats más fragmentados, las especies similares pueden presentar variaciones en el tamaño de las alas para optimizar su dispersión (Michaud 2008). Lo que nos lleva a otro mecanismo que podría explicar los resultados con respecto a los cambios en la morfología de las especies de hemípteros *D. minerva* y *M. notulata*. Debido a que los insectos como los hemípteros dependen de los recursos forestales para alimentarse, las modificaciones de la abundancia y composición de estos recursos podrían ser un factor crucial que determina el tamaño corporal y la morfología tanto de las alas como de las demás estructuras de estos insectos (Chole *et al.* 2019, Vaca- Sánchez *et al.* 2023). Debido a que el tamaño o la forma de los organismos, así como algunos rasgos morfológicos determinan cómo los individuos pueden moverse o dispersarse (Travis & Dytham 2002, Fahrig 2003, Brockerhoff *et al.* 2017). Por ejemplo, una reducción en la densidad de población, que aumenta la cantidad de alimento disponible para los individuos restantes, puede conducir a un mayor tamaño corporal de los individuos (Ashley *et al.* 1998, Fahrig 2007). Por el contrario, una reducción en las presas da como resultado un tamaño corporal más pequeño de los individuos (McLeay *et al.* 2009). Así, la persistencia en un ambiente particular dependerá del potencial de dispersión de la especie, por lo tanto, los insectos con mayor movilidad son menos propensos a los efectos de la pérdida de hábitat (Jauker *et al.* 2013). Por lo tanto, la presencia de individuos con alas más grandes dentro de los sitios con mayor cobertura de bosque podría deberse a que estos sitios representan una mayor oferta de recursos con respecto a los sitios con mayor área de cultivos de aguacate, desarrollando individuos más grandes en los sitios de mayor cobertura de bosque debido a la mayor cantidad y calidad de recursos en estos sitios.

Asimetría fluctuante

En las últimas décadas, los niveles de Asimetría Fluctuante (AF) se han utilizado para responder muchas preguntas relacionadas con los agroecosistemas, principalmente con el uso de pesticidas y el estrés ambiental resultante (Clarke 1993, Naugler 1994, Floate, 2000, Ribeiro *et al.* 2007, Chang *et al.* 2007, Abagá *et al.* 2011). Se sabe, que la estructura del paisaje y la fragmentación del hábitat influyen en las interacciones ecológicas y la morfología de las especies (Hunter 2002). Los resultados mostraron cambios en la morfología de las

especies de hemípteros entre sitios con distintas proporciones de bosque, se encontraron diferencias en la AF de las especies estudiadas *D. minerva* y *M. notulata* siendo estas las especies estudiadas en los sitios con distintas coberturas de bosque y huertos de aguacate. Mostrando en general mayores niveles de asimetría en los individuos de los sitios con menor cobertura de bosque y mayor cobertura de huertos. El uso intensivo de agroquímicos y la perturbación después de la labranza afectan la biodiversidad en los agroecosistemas de uso intensivo (Tscharrntke *et al.* 2005), así como de los paisajes naturales (Geiger *et al.* 2002, Marchand *et al.* 2003). Siendo la AF utilizada como un indicador de dicho estrés (Palmer 1995, Leary 1985, Marchand *et al.* 2003) La adaptación de los organismos a un entorno particular suele estar influenciada por el estrés ambiental (Alibert *et al.* 2001, Benítez 2013, Nattero *et al.* 2017). De esta manera, las condiciones ambientales relacionadas con la producción agrícola, como el estrés nutricional, las temperaturas extremas, la contaminación química y las condiciones de población densa, causan estrés durante el desarrollo que puede conducir a un aumento de la AF en los organismos (Parsons 1992, Hoffman 2003, Garnier *et al.* 2006, Chirichella *et al.* 2020). Lo que sustenta el hecho de que los sitios con mayor cobertura de huertos hayan mostrado mayores niveles de AF en las especies de hemípteros. Esto puede deberse a que los recursos disponibles (i.e. nutrientes del suelo, agua, luz) en estos sitios con mayor cobertura de huerto pueden ser limitados o menores que en condiciones de mayor cobertura de bosque generando estrés abiótico y aumentando la inestabilidad del desarrollo, expresada en mayores niveles de AF (Møller & Shykoff 1999).

En el estudio se midió la AF de cabeza, tórax, abdomen y alas de *D. minerva* y *M. notulata*, encontrando diferencias en la AF entre los sitios con distinto porcentaje de bosque. Ambas especies generalmente mostraron el mismo patrón donde los sitios con mayor cobertura de huertos y menor bosque presentó mayores niveles de AF. Estudios realizados con insectos informan que los factores estresantes ambientales como la temperatura y humedad modifican la expresión fenotípica de diferentes especies mostrando una disminución del tamaño de las alas, mayores niveles de asimetría alar y cambio en la morfología de las alas (Pinto *et al.* 2015), coincidiendo con los resultados obtenidos. Este cambio en la forma y el tamaño de las alas influye directamente en la forma en que los animales voladores como los hemípteros se dispersan en su entorno, esperándose que los individuos más simétricos tengan más éxito debido a una mejor aerodinámica en

comparación con los asimétricos (De Block *et al.* 2008). Así, la persistencia en un ambiente particular dependerá del potencial de dispersión de la especie, por lo tanto, los insectos con mayor movilidad serán menos propensos a los efectos de la pérdida de hábitat (Jauker *et al.* 2013).

En un estudio en hemípteros similar realizado por Nattero *et al.* (2017) demostró variaciones temporales en la AF del tamaño y la forma de las alas de las poblaciones de *Triatoma infestans*, concluyendo que la AF del ala puede usarse como una medida de la inestabilidad del desarrollo. Nattero *et al.* (2017) también notaron que el historial de fumigación con insecticidas parece estar relacionado con los patrones de AF observados; En este estudio, se documentó que la AF del tamaño y la forma del ala disminuyeron consistentemente en *T. infestans* poco después de la fumigación con piretroides. El hallazgo principal fue que los efectos de la fumigación con las aplicaciones sobre la inestabilidad del desarrollo de las alas se modifican según el tamaño corporal de los insectos en el contexto de la resistencia a los insecticidas. Finalmente, los resultados resaltan la importancia de la AF como un biomarcador valioso para la perturbación del hábitat (Torrez-Terzo & Pagliosa 2007).

El estudio de la morfometría y de la asimetría fluctuante en hemípteros puede tener implicaciones en la conservación de las especies de este grupo de insectos, incluso como bioindicadores del cambio de uso del suelo. Los hemípteros son, generalmente, muy sensibles a los cambios en su medio, por lo que sus rasgos morfológicos pueden ser un reflejo de las determinadas respuestas adaptativas de estos insectos en función de los hábitats o del cambio ambiental que posibilita la transformación de los bosques en zonas agrícolas. Las variaciones morfológicas en estos insectos provocadas por el cambio de uso del suelo podrían ser una herramienta para evaluar la salud de los ecosistemas y la biodiversidad en zonas donde se ha producido la deforestación. De igual manera, a través del conocimiento de las diferentes maneras en que el uso del suelo afecta a la forma y a la distribución de estos insectos, podrían implementarse estrategias de conservación más adecuadas para proteger tanto a los hemípteros como a otras especies dependientes de ellos, y a la misma estabilidad de los ecosistemas.

Conclusiones

En conclusión, el estudio muestra cambios en la morfología de *D. minerva* y *M. notulata* dentro del mosaico bosques templados y huertos de aguacate. Se detectaron diferencias en la morfología y asimetría fluctuante de estas especies de hemípteros entre sitios de diferente cobertura de bosque y huerto de aguacate. El patrón general mostró niveles más altos de AF en sitios de mayor cobertura de huertos y menos bosque. Finalmente, los resultados muestran los efectos del cambio de uso de suelo de bosque a huertos de aguacate y como los factores abióticos y bióticos involucrados afectan las respuestas fisiológicas y morfológicas de los hemípteros.

Referencias

- Adams, D.C., Slice, D.E. & Rohlf, F.J. 2004. Geometric morphometrics: ten years of progress following the 'revolution'. *Italian Journal of Zoology*, 71, 5–16.
- Adis, J. & Junk, W. J. 2002. Terrestrial invertebrates inhabiting lowland river floodplains of Central Amazonia and Central Europe: a review. *Freshwater Biology*, 47(4), 711-731.
- Aizen, M. A. & Feinsinger, P. 1994. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology*, 75(2), 330-351.
- Aizen, M. A. & Feinsinger, P. 1994. Habitat fragmentation, native insect pollinators, and feral honey bees in Argentine 'Chaco Serrano'. *Ecological applications*, 4(2), 378-392.
- Altshuler, D. L. & Dudley, R. 2003. Kinematics of hovering hummingbird flight along simulated and natural elevational gradients. *Journal of experimental biology*, 206(18), 3139-3147.
- Alves, V. M. & Hernández, M. I. M. 2017. Morphometric modifications in *Canthon quinquemaculatus* Castelnau 1840 (Coleoptera: Scarabaeinae): Sublethal effects of transgenic maize? *Insects*, 8(4), 115.
- Ashley, E. P., McCullough, G. B. & Robinson, J. T. 1998. Morphological responses of white-tailed deer to a severe population reduction. *Canadian Journal of Zoology*, 76(1), 1-5.
- Aytekin, M. A., Terzo, M., Rasmont, P. & Çağatay, N. 2007. Landmark based geometric morphometric analysis of wing shape in *Sibiricobombus* Vogt (Hymenoptera: Apidae: *Bombus* Latreille). In *Annales de la Société entomologique de France* (Vol. 43, No. 1, pp. 95-102). Taylor & Francis Group.

- Baylac, M., Villemant, C. & Simbolotti, G. 2003. Combining geometric morphometrics with pattern recognition for the investigation of species complexes. *Biological Journal of the Linnean Society*, 80(1), 89-98.
- Beasley, D. A. E. 2013. Insects as indicators of environmental stress. (Tesis doctoral). Recuperado de <https://scholarcommons.sc.edu/etd/485>.
- Belintani, T., Oliveira, J., Pinotti, H., Silva, L. A., Alevi, K. C. C., Galvao, C. & da Rosa, J. A. 2020. Phylogenetic and phenotypic relationships of the *Triatoma sordida* subcomplex (Hemiptera: Reduviidae: Triatominae). *Acta Tropica*, 212, 105679.
- Belintani, T., Oliveira, J., Pinotti, H., Alevi, K. C. C., Nascimento, J. D., Sasso-Cerri, E. & Aristeu da Rosa, J. 2021. Characterization of female external genitalia and eggs of four South American species of the *Triatoma* Laporte, 1832 Genus (Hemiptera: Reduviidae: Triatominae). *Insects*, 12(6), 537.
- Benítez, H. A. & Parra, L. E. 2011. Asimetría fluctuante: una herramienta morfo-funcional para medir estabilidad del desarrollo. *International Journal of Morphology*, 29(4), 1459-1469.
- Benítez, H. Briones, R. Jerez, V. 2011. Variación morfológica intra e interpoblacional de la forma y el tamaño del escarabajo magnífico chileno, *Ceroglossus chilensis* en la cuenca del río Baker, Patagonia chilena, *Journal of Insect Science*, Volumen 11, Número 1, 94, <https://doi.org/10.1673/031.011.9401>.
- Benítez, H. A. & Püschel, T. A. 2014. Modelando la varianza de la forma: Morfometría geométrica aplicaciones en biología evolutiva. *International Journal of Morphology*, 32(3), 998-1008.
- Benjamin, F. E. & Winfree, R. 2014. Lack of pollinators limits fruit production in commercial blueberry (*Vaccinium corymbosum*). *Environmental entomology*, 43(6), 1574-1583.
- Bennett, A. F. & Saunders, D. A. 2010. Habitat fragmentation and landscape change. *Conservation biology for all*, 93, 1544-1550.
- Berner, D., Stutz, W. E. & Bolnick, D. I. 2010. Foraging trait (co) variances in stickleback evolve deterministically and do not predict trajectories of adaptive diversification. *Evolution*, 64(8), 2265-2277.
- Bookstein, F. L. 1991. Thin-plate splines and the atlas problem for biomedical images. In *Information Processing in Medical Imaging: 12th International Conference, IPMI'91 Wye, UK, July 7–12, 1991 Proceedings 12* (pp. 326-342). Springer Berlin Heidelberg.
- Borazan, A. & Babaç, M. T. 2003. Morphometric leaf variation in oaks (*Quercus*) of Bolu, Turkey. In *Annales Botanici Fennici* (pp. 233-242). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.

- Bouchard, P. & Steiner Jr, W. E. 2004. First descriptions of Coelometopini pupae (Coleoptera: Tenebrionidae) from Australia, Southeast Asia and the Pacific region, with comments on phylogenetic relationships and antipredator adaptations. *Systematic Entomology*, 29(1), 101-114.
- Brinck, K., Fischer, R., Groeneveld, J., Lehmann, S., Dantas De Paula, M., Pütz, S. & Huth, A. 2017. High resolution analysis of tropical forest fragmentation and its impact on the global carbon cycle. *Nature Communications*, 8(1), 14855.
- Brocknerhoff, E. G., Barbaro, L., Castagneyrol, B., Forrester, D. I., Gardiner, B., González-Olabarria, J. R. & Jactel, H. 2017. Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. *Biodiversity and Conservation*, 26, 3005-3035.
- Brown, S. 2003. Finalizing avoided deforestation project baselines. Final report to US Agency for Inter- national Development, Contract No. 523-C-00-02-00032-00.
- Bruschi, P., Vendramin, G. G., Bussotti, F. & Grossoni, P. 2003. Morphological and molecular diversity among Italian populations of *Quercus petraea* (Fagaceae). *Annals of Botany*, 91(6), 707-716.
- Cabrera-La Rosa, J. C., Johnson, M. W., Civerolo, E. L., Chen, J. & Groves, R. L. 2008. Seasonal population dynamics of *Draeculacephala minerva* (Hemiptera: Cicadellidae) and transmission of *Xylella fastidiosa*. *Journal of economic entomology*, 101(4), 1105-1113.
- Cepeda-Pizarro, J., Vega, S., Vásquez, H. & Elgueta, M. 2003. Morfometría y dimorfismo sexual de *Elasmoderus wagenknechti* (Liebermann)(Orthoptera: Tristiridae) en dos eventos de irrupción poblacional. *Revista chilena de historia natural*, 76(3), 417-435.
- Cescatti, A. & Zorer, R. 2003. Structural acclimation and radiation regime of silver fir (*Abies alba* Mill.) shoots along a light gradient. *Plant, Cell & Environment*, 26(3), 429-442.
- Chirichella, R., Rocca, M., Brugnoli, A., Mustoni, A. & Apollonio, M. 2020. Fluctuating asymmetry in Alpine chamois horns: An indicator of environmental stress. *Evolutionary Ecology*, 34(4), 573-587.
- Chole, H., Woodard, S. H. & Bloch, G. 2019. Body size variation in bees: regulation, mechanisms, and relationship to social organization. *Current Opinion in Insect Science*, 35, 77-87.
- Clarke, G. M. & McKenzie, L. J. 1992. Fluctuating asymmetry as a quality control indicator for insect mass rearing processes. *Journal of Economic Entomology*, 85(6), 2045-2050.
- Clarke, G. M. 1993. Fluctuating asymmetry of invertebrate populations as a biological indicator of environmental quality. *Environmental pollution*, 82(2), 207-211.

- Combey, R., Teixeira, J. S. G., Bonatti, V., Kwapong, P. & Franco, T. M. 2013. Geometric morphometrics reveals morphological differentiation within four African stingless bee species. *Annals of Biological Research*, 4(11), 93-103.
- Cuevas-Reyes, P., Gilberti, L., González-Rodríguez, A. & Fernandes, G. W. 2013. Patterns of herbivory and fluctuating asymmetry in *Solanum lycocarpum* St. Hill (Solanaceae) along an urban gradient in Brazil. *Ecological Indicators*, 24, 557-561.
- Da Silva Rocha, D., Dale, C., Da Rosa, J. A. & Galvão, C. 2020. Description of nymphs and ontogenetic morphometry of *Triatoma ryckmani* Zeledón & Ponce, 1972 (Hemiptera: Heteroptera: Reduviidae: Triatominae). *EntomoBrasilis*, 13, 11.
- De Block, M. & Stoks, R. 2008. Compensatory growth and oxidative stress in a damselfly. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 275(1636), 781-785.
- Didham, R., Ghazoul, J., Stork, N., Davis, A. 1996. Insects in fragmented forests: a functional approach, *Trends in Ecology & Evolution*, Volume 11(6): 255-260. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(96\)20047-3](https://doi.org/10.1016/0169-5347(96)20047-3).
- Duelli, P. & Obrist, M. K. 1998. En busca de los mejores correlatos para la biodiversidad de organismos locales en áreas cultivadas. *Biodiversidad y Conservación*, 7, 297-309.
- Dujardin, J. P. & Slice, D. E. 2007. Contributions of morphometrics to medical entomology. *Encyclopedia of infectious diseases: modern methodologies*, 435-447.
- Ewers, R. M. & Didham, R. K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biol Rev.* 81(1): 117-142. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006949>.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1), 487-515.
- Fernández-Mazuecos, M., Blanco-Pastor, J. L. & Vargas, P. 2013. A phylogeny of toadflaxes (*Linaria* Mill.) based on nuclear internal transcribed spacer sequences: systematic and evolutionary consequences. *International Journal of Plant Sciences*, 174(2), 234-249.
- Floate, K. D. & Fox, A. S. 2000. Flies under stress: a test of fluctuating asymmetry as a biomonitor of environmental quality. *Ecological Applications*, 10(5), 1541-1550.
- Frazier, N. & Purcell, A. 1985. Habitats and dispersal of the principal leafhopper vectors of Pierce's disease in the San Joaquin Valley. *Hilgardia*, 53(4), 1-32.
- García-Jain, S. E. Maldonado-López, Y. Oyama, K. Fagundes, M. de Faria M. , Espírito-Santo, M. Cuevas-Reyes, P. 2021. Effects of forest fragmentation on plant quality, leaf morphology and herbivory of *Quercus deserticola*: is fluctuating asymmetry a good indicator of environmental stress? *Trees* 36:553–567. <https://doi.org/10.1007/s00468-021-02228-2>.

- Garnier-Laplace, J., Della-Vedova, C., Gilbin, R., Copplesstone, D., Hingston, J. & Ciffroy, P. 2006. First derivation of predicted-no-effect values for freshwater and terrestrial ecosystems exposed to radioactive substances. *Environmental science & technology*, 40(20), 6498-6505.
- Gibson, E. H. 1915. The sharp-headed grain leafhopper (No. 254). US Department of Agriculture.
- Goswami, A., Roy, I., Sengupta, S. & Debnath, N. 2010. Novel applications of solid and liquid formulations of nanoparticles against insect pests and pathogens. *Thin solid films*, 519(3), 1252-1257.
- Gumiel, M.; Catalá, S.; Noireau, F. Rojas de Arias, A.; Garcia, A.; Dujardin, J. 2003. Wing geometry in *Triatoma infestans* (Klug) and *T. melanosoma* Martinez, Olmedo & Carcavallo (Hemiptera: Reduviidae). *Syst. Entomol*, 28, 173–180.
- Gutiérrez-Contreras, M., Lara-Chávez, M. B. N., Guillén-Andrade, H. & Chávez-Bárceñas, A. T. 2010. Agroecología de la franja aguacatera en Michoacán, México. *Interciencia*, 35(9), 647-653.
- Graham, J. H., Raz, S., Hel-Or, H. & Nevo, E. 2010. Fluctuating asymmetry: methods, theory, and applications. *Symmetry*, 2(2), 466-540.
- Gurgel-Gonçalves, R., Ferreira, J. B. C., Rosa, A. F., Bar, M. E. & Galvão, C. 2011. Geometric morphometrics and ecological niche modelling for delimitation of near-sibling triatomine species. *Medical and Veterinary Entomology*, 25(1), 84-93.
- Gutiérrez-Cabrera, A. E., Bello-Bedoy, R., Patiño-Uriostegui, N. M., Lecona-Valera, A. N. & Córdoba-Aguilar, A. 2021. Effects of food source and feeding frequency on Chagasic bug (*Triatoma pallidipennis*) fitness. *Entomologia Generalis*, 41(5).
- Harrison, J. G., Philbin, C. S., Gompert, Z., Forister, G. W., Hernandez-Espinoza, L., Sullivan, B. W., Wallace, I. S., Beltran, L., Dodson, C. D., Francis, J. S., Schlageter, A., Shelef, O., Yoon, S. A., & Forister, M. L. 2018. Deconstruction of a plant-arthropod community reveals influential plant traits with nonlinear effects on arthropod assemblages. *Functional Ecology*, 32(5), 1317–1328. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13060>.
- Hernández, A., et al. 2018. Stress responses of organisms in altered habitats: A review of current knowledge. *Journal of Environmental Stress Biology*, 24(3), 201-216.
- Hunter, M. D. 2002. Landscape structure, habitat fragmentation, and the ecology of insects. *Agricultural & Forest Entomology*, 4(3).
- Jauker, B., Krauss, J., Jauker, F. & Steffan-Dewenter, I. 2013. Linking life history traits to pollinator loss in fragmented calcareous grasslands. *Landscape Ecology*, 28, 107-120.

- Kanegae, A. P. & Lomônaco, C. 2003. Plasticidade morfológica, reprodutiva e assimetria flutuante de *Myzus persicae* (Sulzer)(Hemiptera: Aphididae) sob diferentes temperaturas. *Neotropical entomology*, 32, 37-43.
- Kaliontzopoulou, A., Carretero, M. A. & Sillero, N. 2010. Geographic patterns of morphological variation in the lizard *Podarcis carbonelli*, a species with fragmented distribution. *The Herpetological Journal*, 20(1), 41-50.
- Kamimura, E. H., Viana, M. C., Lilio, M., Fontes, F. H., Pires-Silva, D., Valença-Barbosa, C. & Almeida, C. E. 2020. Drivers of molecular and morphometric variation in *Triatoma brasiliensis* (Hemiptera: Triatominae): the resolution of geometric morphometrics for populational structuring on a microgeographical scale. *Parasites & vectors*, 13, 1-15.
- Kingsolver, J. & Huey, R. 2008. Size, temperature, and fitness: three rules. *Evolutionary Ecology Research*, 10(2), 251-268.
- Kingsolver, J. G., Diamond, S. E. & Buckley, L. B. 2013. Estrés térmico y las consecuencias del cambio climático para la adaptación de los ectotérmicos terrestres. *Ecología Funcional*, 27 (6), 1415-1423.
- Klein, A. & Tschardt, T. 2006. Respuestas contrastantes de las comunidades de abejas a la floración del café en diferentes escalas espaciales. *Oikos*. 112(3): 594–601.
- Klingenberg, C. P. & McIntyre, G. S. 1998. Geometric morphometrics of developmental instability: analyzing patterns of fluctuating asymmetry with Procrustes methods. *Evolution*, 52(5), 1363-1375.
- Klingenberg, C. P. 2015. Analyzing Fluctuating Asymmetry with Geometric Morphometrics: Concepts, Methods, and Applications. *Symmetry* 7(2):843-934. <https://doi.org/10.3390/sym7020843>.
- Kozlov, M.V., Zvereva, V., Zvereva, L. 2022. Leaf size is more sensitive than leaf fluctuating asymmetry as an indicator of plant stress caused by simulated herbivory. *Ecol. Indic.* 140, 108970 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108970>.
- Kos, M., Tuijl, M. A., de Roo, J., Mulder, P. P. & Bezemer, T. M. 2015. Species-specific plant–soil feedback effects on above-ground plant–insect interactions. *Journal of Ecology*, 103(4), 904-914.
- Krauss, J., Bommarco, R., Guardiola, M., Heikkinen, R. K., Helm, A., Kuussaari, M. & Steffan-Dewenter, I. 2010. Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology letters*, 13(5), 597-605.
- Leamy, L. J. & Klingenberg, C. P. 2005. The genetics and evolution of fluctuating asymmetry. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 36(1), 1-21.
- Li, H., Leavengood, J. M., Chapman, E. G., Burkhardt, D., Song, F., Jiang, P., Liu, J., Zhou X, Cai W. 2017 Mitochondrial La filogenómica de los hemípteros revela

- adaptacionesInnovaciones que impulsan la diversificación de la verdadera insectos. Proc. R. Soc. B 284:20171223.<http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2017.1223>.
- Lorenz, C. & Suesdek, L. 2013. Evaluation of chemical preparation on insect wing shape for geometric morphometrics. The American journal of tropical medicine and hygiene, 89(5), 928.
- Maguire, D.Y., Buddle, C.M., Bennett, E.M. 2016. Within and among patch variability in patterns of insect herbivory across a fragmented forest landscape. PLoS One. 11: 0150843. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150843>.
- Marchant, B. P. 2003. Time–frequency analysis for biosystems engineering. Biosystems engineering, 85(3), 261-281
- Mraja, A., Unsicker, S. B., Reichelt, M., Gershenzon, J., Roscher, C. 2011. Plant community diversity influences allocation to direct chemical defence in *Plantago lanceolata*. PLoSONE6: e28055.
- Maldonado-López, Y., Cuevas-Reyes, P. & Oyama, K. 2016. Diversity of gall wasps (Hymenoptera: Cynipidae) associated with oak trees (Fagaceae: *Quercus*) in a fragmented landscape in Mexico. Arthropod-Plant Interactions, 10, 29-39.
- Maldonado-López, Y., Vaca-Sánchez, M. S., Canché-Delgado, A., García-Jaín, S. E., González-Rodríguez, A., Cornelissen, T. & Cuevas-Reyes, P. 2019. Leaf herbivory and fluctuating asymmetry as indicators of mangrove stress. Wetlands Ecology and Management, 27, 571-580.
- Markow, T. A. 1995. Evolutionary ecology and developmental instability. Annual Review of Entomology, 40(1), 105-120.
- McKenzie, J. A. & O'farrell, K. 1993. Modification of developmental instability and fitness: malathion-resistance in the Australian sheep blowfly, *Lucilia cuprina*. Genetica, 89, 67-76.
- McLeay, L. J., Page, B., Goldsworthy, S. D., Ward, T. M., Paton, D. C., Waterman, M. & Murray, M. D. 2009. Demographic and morphological responses to prey depletion in a crested tern (*Sterna bergii*) population: can fish mortality events highlight performance indicators for fisheries management?. ICES Journal of Marine science, 66(2), 237-247.
- Mendonca, V. J., Alevi, K. C. C., Pinotti, H., Gurgel-Goncalves, R., Pita, S., Guerra, A. L. & Rosa, J. D. 2016. Revalidation of *Triatoma bahiensis* Sherlock & Serafim, 1967 (Hemiptera: Reduviidae) and phylogeny of the *T. brasiliensis* species complex. Zootaxa, 4107(2), 239-54.
- Merckx, T. & Van Dyck, H. 2006. Landscape structure and phenotypic plasticity in flight morphology in the butterfly *Pararge aegeria*. Oikos 113:226-232

- Mitteroecker, P. & Gunz, P. 2009. Advances in geometric morphometrics. *Evolutionary biology*, 36, 235-247.
- Moir, M. L. & Brennan, K. E. C. 2007. Using bugs (Hemiptera) as ecological and environmental indicators in forest ecosystems. *Forest ecology research horizons*. Nova, New York, 203-238.
- Møller, A. P. & Swaddle, J. P. 1997. *Asymmetry, developmental stability and evolution*. Oxford University Press, UK.
- Monterrubio-Rico, T.C., Charre-Medellín, J.F., López-Ortiz, E.I., 2019. Wild felids in temperate forest remnants in an avocado plantation landscape in Michoacán, Mexico. *Southwest. Nat.* 63: 137–142. <https://doi.org/10.1894/0038-4909-63-2-137>.
- Moczek, A. P. 2010. Phenotypic plasticity and diversity in insects. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1540), 593-603.
- Naqqash, M. N., Gökçe, A., Bakhsh, A. & Salim, M. 2016. Insecticide resistance and its molecular basis in urban insect pests. *Parasitology research*, 115, 1363-1373.
- Nattero, G. Leonhard, C., Rodriguez, S. & Crocco, L. 2011. “Influence of the quality and quantity of blood ingested on reproductive parameters and life-span in *Triatoma infestans* (Klug),” *Acta Tropica*, vol. 119, no. 2-3, pp. 183–187.
- Nattero, J., Piccinali, R. V., Macedo Lopes, C., Hernández, M. L., Abrahan, L., Lobbia, P. A. & Carbajal de la Fuente, A. L. 2017. Morphometric variability among the species of the *Sordida* subcomplex (Hemiptera: Reduviidae: Triatominae): evidence for differentiation across the distribution range of *Triatoma sordida*. *Parasites & vectors*, 10, 1-14.
- Nattero, J., Piccinali, R. V., Gaspe, M. S. & Gürtler, R. E. 2019. Fluctuating asymmetry and exposure to pyrethroid insecticides in *Triatoma infestans* populations in northeastern Argentina. *Infection, Genetics and Evolution*, 74, 103925.
- Nattero, J., Mougabure-Cueto, G., Debat, V. & Gürtler, R. E. 2021. Phenotypic plasticity, canalisation and developmental stability of *Triatoma infestans* wings: effects of a sublethal application of a pyrethroid insecticide. *Parasites & Vectors*, 14, 1-12.
- Naugler, C. T. & Leech, S. M. 1994. Fluctuating asymmetry and survival ability in the forest tent caterpillar moth *Malacosoma disstria*: implications for pest management. *Entomologia experimentalis et applicata*, 70(3), 295-298.
- Nielson, M. W. 1968. The leafhopper vectors of phytopathogenic viruses (Homoptera, Cicadellidae): taxonomy, biology, and virus transmission (No. 1382). US Agricultural Research Service.
- Oliveira, E. R., da Silva, C. A., Lozano, A. P., da Silva, E. O., Novais, A. K., Gavioli, D. F. & Calliari, C. M. 2017. Chitooligosaccharide for piglets: effects on performance, viscera and intestinal morphometry Chitooligosaccharídeo para leitões: efeitos sobre a

- performance, órgãos viscerais e morfometria intestinal. *Semina: Ciências Agrárias*, Londrina, 38(4 suplemento 1), 2727-2742.
- Palmer, A. R. & Strobeck, C. 1986. Fluctuating asymmetry: measurement, analysis, patterns. *Annual review of Ecology and Systematics*, 391-421.
- Palmer, A. R. 1994. Fluctuating asymmetry analyses: a primer. In *Developmental instability: its origins and evolutionary implications: proceedings of the international conference on developmental instability: its origins and evolutionary implications*, Tempe, Arizona, 14–15 June 1993 (pp. 335-364).
- Parsons, P. A. 1992. Fluctuating asymmetry: a biological monitor of environmental and genomic stress. *Heredity*, 68(4), 361-364.
- Pérez-Solache, A., Vaca-Sánchez, M. S., Maldonado-López, Y., De Faria, M. L., Zazá Borges, M. A., Fagundes, M., Oyama, K., Méndez-Solórzano, M. I., Aguilar-Peralta, J.S., Hernández-Guzmán, R., Cuevas-Reyes, P. 2022. Changes in land use of temperate forests associated to avocado production in Mexico: Impacts on soil properties, plant traits and insect-plant interactions, *Agricultural Systems*. 204. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2022.103556>.
- Pfeifer, M., Lefebvre, V., Peres, C. A., Banks-Leite, C., Wearn, O. R., Marsh, C. J. & Ewers, R. M. 2017. Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. *Nature*, 551(7679), 187-191.
- Pianka, E. R. 1974. Niche overlap and diffuse competition. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 71(5), 2141-2145.
- Pinto, R. S. & Reynolds, M. P. 2015. Common genetic basis for canopy temperature depression under heat and drought stress associated with optimized root distribution in bread wheat. *Theoretical and Applied Genetics*, 128, 575-585.
- Pretzsch, H. 2014. Canopy space filling and tree crown morphology in mixed-species stands compared with monocultures. *Forest Ecology and Management*, 327, 251-264.
- Purcell, A. H. 1980. Almond leaf scorch: leafhopper and spittlebug vectors. *Journal of Economic Entomology*, 73(6), 834-838.
- Reimchen, T. E. & Nosil, P. 2004. Variable predation regimes predict the evolution of sexual dimorphism in a population of threespine stickleback. *Evolution*, 58(6), 1274-1281.
- Renauld, M., Hutchinson, A., Loeb, G., Poveda, K. & Connelly, H. 2016. Landscape simplification constrains adult size in a native ground-nesting bee. *PLoS One*, 11(3), e0150946.
- Richtsmeier, J. T., DeLeon, V. B. & Lele, S. R. 2002. The promise of geometric morphometrics. *American Journal of Physical Anthropology*, 119 (S35):63–91.

- Rolston, L. H. & McDonald, F. J. D. 1984. A conspectus of Pentatomini of the western hemisphere. Part 3 (Hemiptera: Pentatomidae). Journal of the New York Entomological Society, 69-86.
- Reed, B. M., Sarasan, V., Kane, M., Bunn, E. & Pence, V. C. 2011. Biodiversity conservation and conservation biotechnology tools. *In Vitro Cellular & Developmental Biology-Plant*, 47, 1-4.
- Relyea, R. A. & Auld, J. R. 2005. Predator-and competitor-induced plasticity: how changes in foraging morphology affect phenotypic trade-offs. *Ecology*, 86(7), 1723-1729.
- Reyes-González, A., Camou-Guerrero, A., Del-Val, E., Ramírez, M. I. & Porter-Bolland, L. 2020. Biocultural diversity loss: The decline of native stingless bees (Apidae: Meliponini) and local ecological knowledge in Michoacán, Western México. *Human Ecology*, 48(4), 411-422.
- Rodríguez-Gironés, M. A. & Maldonado, M. 2020. Detectable but unseen: imperfect crypsis protects crab spiders from predators. *Animal Behaviour*, 164, 83-90.
- Rohlf, F.J. 2003. Department of Ecology and Evolution, State University of New York at Stony Brook, <http://life.bio.sunysb.edu/morph/>.
- Rolston, L. H. 1978. A new subgenus of *Euschistus* (Hemiptera: Pentatomidae). *Journal of the New York Entomological Society*, 102-120.
- Román-Garrido, M. C., Chamorro-Pérez, K. & Martínez-Hernández, N. J. 2016. Genera of reduviidae (hemiptera: heteroptera) in three fragments of tropical dry forest (tdf) in the department of atlantico, colombia. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 20(2), 250-272.
- Salomão, R. P. Brito, L.C. Iannuzzi, L. Lira, A. F. Albuquerque, C. 2019. Efectos de los parámetros ambientales sobre el ensamblaje de escarabajos en una selva tropical fragmentada de América del Sur. *J Insect Conserva* 23:111–121. <https://doi.org/10.1007/s10841-018-00120-y>.
- Santillán-Guayasamín, S., Villacís, A. G., Grijalva, M. J. & Dujardin, J. P. 2017. The modern morphometric approach to identify eggs of Triatominae. *Parasites & vectors*, 10, 1-10.
- Schmidt, M., Lischeid, G., Nendel, C. 2019. Microclima y dinámica de la materia en zonas de transición de bosque a tierra cultivable. *Agricultura para Meteorol* 268:1–10. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.01.001>.
- Schuh, R. T. & Slater, J. A. 1995. True bugs of the world (Hemiptera: Heteroptera): classification and natural history. Cornell UNIVERSITY press.
- Shingleton, A. W. 2010. Regulación del tamaño de los órganos en *Drosophila*: fisiología, plasticidad, patrones y fuerza física. *Organogénesis*, 6 (2), 76-87.

- Siemann, E., Tilman, D., Haarstad, J. & Ritchie, M. 1998. Experimental tests of the dependence of arthropod diversity on plant diversity. *The American Naturalist*, 152(5), 738-750.
- Slice, D.E. 2001. Landmark coordinates aligned by Procrustes analysis do not lie in Kendall's shape space. *Systematic Biology*, 50, 141–149.
- Sommer, C. & Nielsen, B. O. 1992. Larvae of the dung beetle *Onthophagus gazella* F.(Col., Scarabaeidae) exposed to lethal and sublethal ivermectin concentrations. *Journal of Applied Entomology*, 114(1-5), 502-509.
- Speight, A. E. 1999. UK output variability and growth: some further evidence. *Scottish Journal of Political Economy*, 46(2), 175-184.
- Tewksbury, J. J., Huey, R. B. & Deutsch, C. A. 2008. Putting the heat on tropical animals. *Science*, 320(5881), 1296-1297.
- Torrez-Terzo, G. & Pagliosa, P. R. 2007. Fluctuating asymmetry as a useful biomarker of environmental stress: a case of study with *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechm. Ex Moldenke (Acanthaceae). *INSULA Revista de Botânica*, 36, 75-75.
- Travis, J. M. & Dytham, C. 2002. Dispersal evolution during invasions. *Evolutionary Ecology Research*, 4(8), 1119-1129.
- Uribe-Salas, D., Saenz-Romero, C., González-Rodríguez, A., Tellez-Valdez, O. & Oyama, K. 2008. Foliar morphological variation in the white oak *Quercus rugosa* Née (Fagaceae) along a latitudinal gradient in Mexico: potential implications for management and conservation. *Forest ecology and Management*, 256(12), 2121-2126.
- Vaca-Sánchez, M. S., Maldonado-López, Y., González-Rodríguez, A., Oyama, K., Fernandes, G. W., Fagundes, M. & Cuevas-Reyes, P. 2021. Canopy arthropod diversity associated with *Quercus laurina*: importance of an oak species diversity gradient on abundance, species richness and guild composition. *Journal of Insect Conservation*. 25(5): 859-874.
- Vaca-Sánchez, M. S., Cuevas-Reyes, P., Munck, I., Oki, Y., Moia, N., Freitas, T. & Fernandes, G. W. 2023. Patterns in wing morphology and fluctuating asymmetry in *Eulaema nigrata* along an altitudinal gradient in the Brazilian rupestrian grassland. *Neotropical Entomology*, 52(5), 837-847.
- Valdés-Correcher, E., Sitters, J., Wassen, M., Brion, N. & Olde Venterink, H. 2019. Herbivore dung quality affects plant community diversity. *Scientific reports*, 9(1), 5675.

- Vergara, O., Benítez, H., Pincheira, M. & Jerez, V. 2014. Determinación del dimorfismo sexual en la forma corporal de *Chiasognathus grantii* (Coleoptera: Lucanidae). *Revista Colombiana de Entomología*, 40(1), 104-110.
- Vishalakshi, C. & Singh, B. N. 2008. Efecto del estrés ambiental sobre la asimetría fluctuante de ciertos rasgos morfológicos en *Drosophila ananassae*: nutrición y hacinamiento larvario. *Revista Canadiense de Zoología*, 86 (5), 427-437.
- Weaver, T. D. & Gunz, P. 2018. Using geometric morphometric visualizations of directional selection gradients to investigate morphological differentiation. *Evolution*, 72(4), 838-850.
- Winkler, A. E. 1949. Investigaciones sobre la enfermedad de Pierce.
- Woods, R. E., Hercus, M. J. & Hoffmann, A. A. 1998. Estimating the heritability of fluctuating asymmetry in field *Drosophila*. *Evolution*, 52(3), 816-824.
- Zhang, Z.Q. 2011. Phylum Arthropoda von Siebold, 1848. In: Zhang, Z.-Q. (Ed.) *Animal biodiversity: An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness*. *Zootaxa*, 3148: 99–103.
- Zvereva, E. L. & Kozlov, M. V. 2010. Responses of terrestrial arthropods to air pollution: a meta-analysis. *Environmental Science and Pollution Research*, 17, 297-311.

Tabla 1. Resumen de los resultados de cada modelo lineal mixto generalizado que prueba los efectos del cambio de cobertura forestal en la morfología y la asimetría fluctuante de distintas estructuras de *Draeculacephala minerva* en sitios con distinta cobertura de bosque y huertos de aguacate.

Variable de respuesta	Variable explicativa	df	F	P<	Sitios con mayor valor
Asimetría fluctuante cabeza	Cobertura forestal	2	6.61	0.0026*	Bosque < huertos
Asimetría fluctuante tórax	Cobertura forestal	2	3.73	0.0298*	Bosque < huertos
Asimetría fluctuante abdomen	Cobertura forestal	2	3.21	0.0477*	Bosque < huertos
Asimetría fluctuante alas	Cobertura forestal	2	33.08	0.0001*	Bosque < huertos
Largo del cuerpo (cm)	Cobertura forestal	2	28.47	0.0001*	Bosque > huertos
Ancho del cuerpo (cm)	Cobertura forestal	2	14.28	0.0001*	Bosque = huertos
Largo de cabeza (cm)	Cobertura forestal	2	8.6	0.0005*	Bosque > huertos
Ancho de cabeza (cm)	Cobertura forestal	2	16.90	0.0001*	Bosque > huertos
Largo del tórax (cm)	Cobertura forestal	2	3.8	0.0268*	Bosque > huertos
Ancho del tórax (cm)	Cobertura forestal	2	6.3	0.0031*	Bosque > huertos
Largo del abdomen (cm)	Cobertura forestal	2	4.7	0.0120*	Bosque = huertos
Ancho del abdomen (cm)	Cobertura forestal	2	4.8	0.0112*	Bosque > huertos
Largo del ala derecha (cm)	Cobertura forestal	2	6.03	0.0042*	Bosque > huertos
Ancho del ala derecha (cm)	Cobertura forestal	2	12.33	0.0001*	Bosque > huertos
Largo del ala izquierda (cm)	Cobertura forestal	2	20.49	0.0001*	Bosque > huertos
Ancho del ala izquierda (cm)	Cobertura forestal	2			

Tabla 2. Resumen de los resultados de cada modelo lineal mixto generalizado que prueba los efectos del cambio de cobertura forestal en la morfología y la asimetría fluctuante de distintas estructuras de *Mormidea notulata* en sitios con distinta cobertura de bosque y huertos de aguacate.

Variable de respuesta	Variable explicativa	df	F	P<	Sitios con mayor valor
Asimetría fluctuante cabeza	Cobertura forestal	2	3.48	0.0372*	Bosque = huertos
Asimetría fluctuante tórax	Cobertura forestal	2	3.20	0.0479*	Bosque < huertos
Asimetría fluctuante abdomen	Cobertura forestal	2	3.28	0.0446*	Bosque < huertos
Asimetría fluctuante alas	Cobertura forestal	2	6.5	0.0029*	Bosque < huertos
Largo del cuerpo (cm)	Cobertura forestal	2	3.50	0.0367*	Bosque > huertos
Ancho del cuerpo (cm)	Cobertura forestal	2	18.67	0.0001*	Bosque = huertos
Largo de cabeza (cm)	Cobertura forestal	2	8.6	0.0005*	Bosque = huertos
Ancho de cabeza (cm)	Cobertura forestal	2	16.90	0.0001*	Bosque = huertos
Largo del tórax (cm)	Cobertura forestal	2	14.21	0.0001*	Bosque = huertos
Ancho del tórax (cm)	Cobertura forestal	2	14.34	0.0001*	Bosque = huertos
Largo del abdomen (cm)	Cobertura forestal	2	28.47	0.0001*	Bosque = huertos
Ancho del abdomen (cm)	Cobertura forestal	2	18.67	0.0001*	Bosque = huertos
Largo del ala derecha (cm)	Cobertura forestal	2	4.35	0.0174*	Bosque = huertos
Ancho del ala derecha (cm)	Cobertura forestal	2	3.36	0.0416*	Bosque = huertos
Largo del ala izquierda (cm)	Cobertura forestal	2	15.30	0.0001*	Bosque > huertos
Ancho del ala izquierda (cm)	Cobertura forestal	2			

Leyenda de figuras

Figura 1. a) Análisis de varianza canónica (CVA) de la morfología de *Draeculacephala minerva* b) cabeza, c) ala izquierda d) ala derecha en sitios con distinta proporción de bosque (Bosque > huerto, Bosque = huerto, Bosque < huerto), y gradillas de deformación que representa el promedio total y la variación de la forma en los distintos porcentajes de cobertura de bosque.

Figura 2. a) Cambios morfológicos de *Draeculacephala minerva* b) cabeza, c) ala derecha d) ala izquierda y gradillas de deformación que representa el promedio total y la variación en los distintos porcentajes de cobertura de bosque.

Figura 3. a) Análisis de varianza canónica (CVA) de la morfología de *Mormidea notulata* b) cabeza, c) ala derecha d) ala izquierda, e) ala derecha en sitios con distinta proporción de bosque (Bosque > huerto, Bosque = huerto, Bosque < huerto), y gradillas de deformación que representa el promedio total y la variación de la forma en los distintos porcentajes de cobertura de bosque.

Figura 4. a) Cambios morfológicos de *Mormidea notulata* b) cabeza, c) ala derecha, d) ala izquierda entre las distintas proporciones de bosque y huertos de aguacate.

Figura 5. Asimetría fluctuante de hemípteros de la especie *Draeculacephala minerva* en diferentes sitios con cobertura distinta de bosque y huertos de aguacate (Bosque > Huerto, Bosque = Huerto, Bosque < Huerto). a) Asimetría fluctuante de cabeza. b) Asimetría fluctuante de las alas. Las letras diferentes indican las medias significativas de acuerdo a la prueba de Tukey-Kramer.

Figura 6. Asimetría fluctuante de hemípteros de la especie *Mormidea notulata* en sitios con diferente cobertura de bosque y huertos de aguacate (Bosque > Huerto, Bosque = Huerto, Bosque < Huerto). a) Asimetría fluctuante de cabeza, b) Asimetría fluctuante de las alas. Las letras diferentes indican las medias significativas de acuerdo a la prueba de Tukey-Kramer.

Figura 7. Métricas tradicionales a) largo del cuerpo, b) ancho del cuerpo de individuos de *Mormidea notulata* en sitios con distintas proporciones de bosque, c) largo del cuerpo, d) ancho del cuerpo de individuos de la especie *Draeculacephala minerva* en sitios con distintas

proporciones de bosque. Las letras indican las medias significativas de acuerdo a la prueba de Tukey-Kramer.

Figura 1

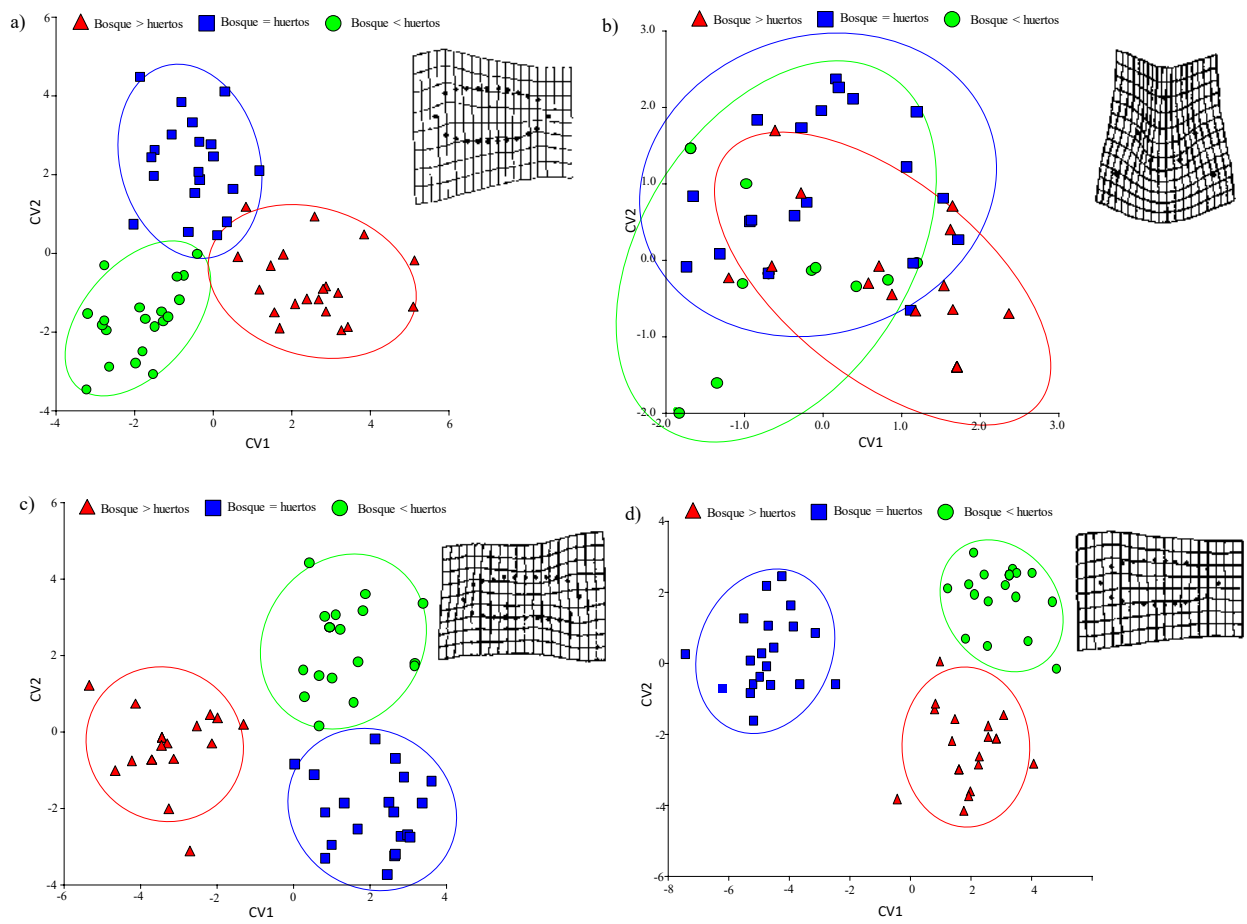


Figura 2

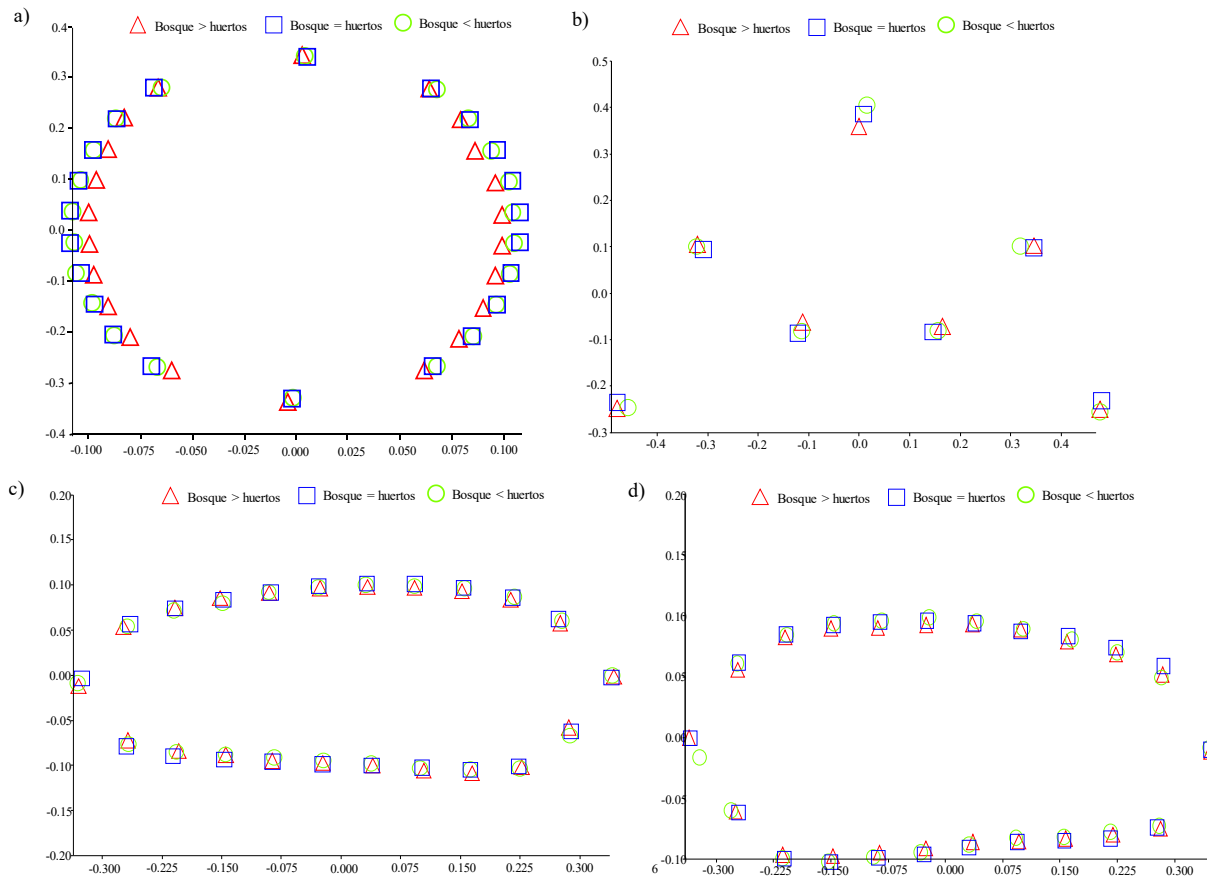


Figura 3

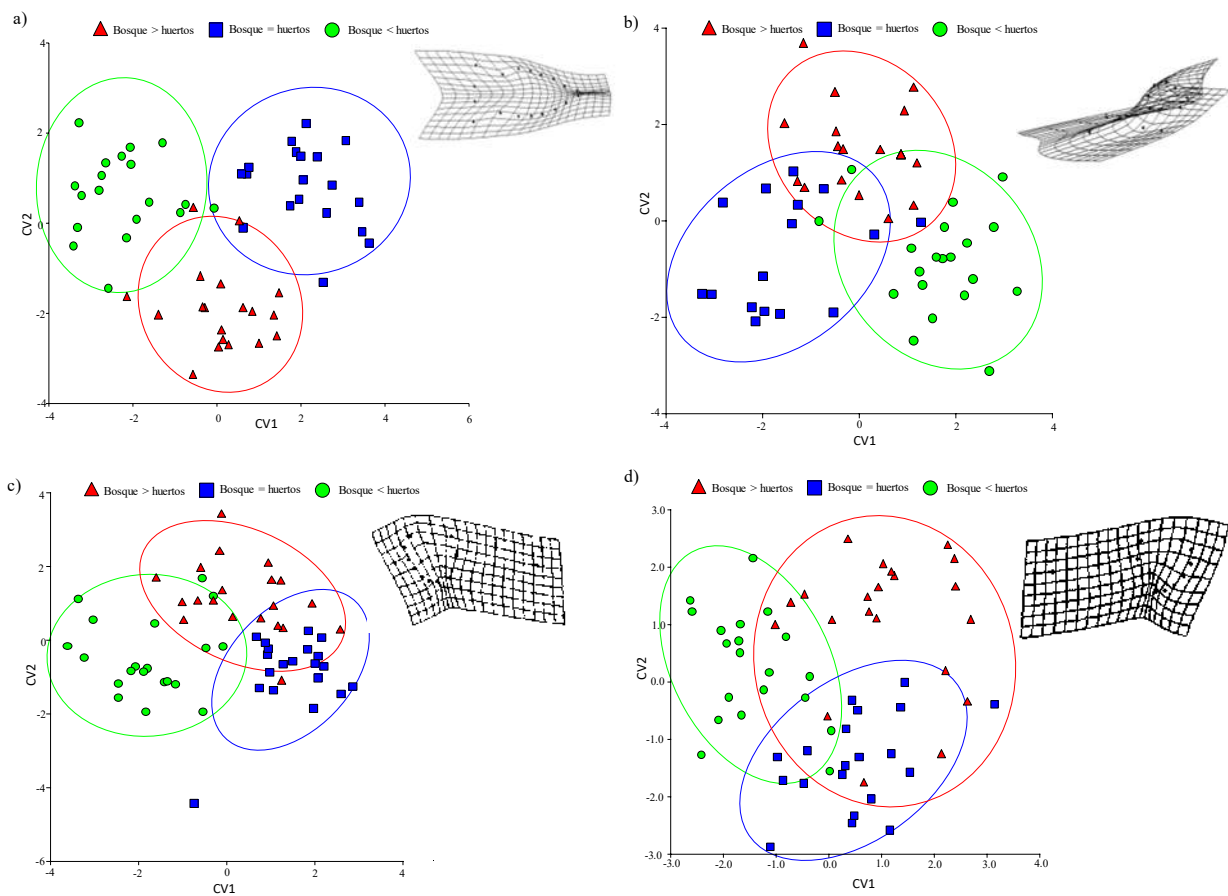


Figura 4

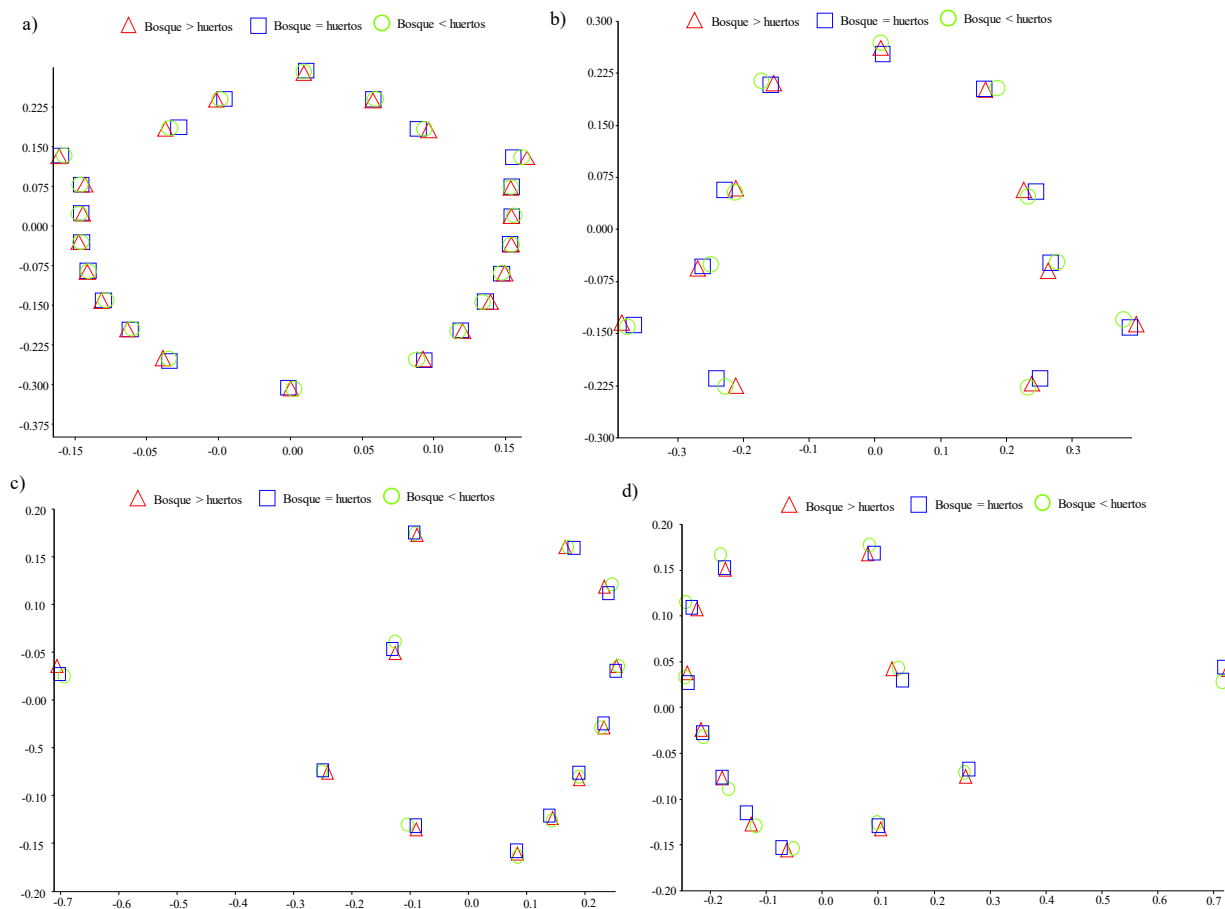


Figura 5

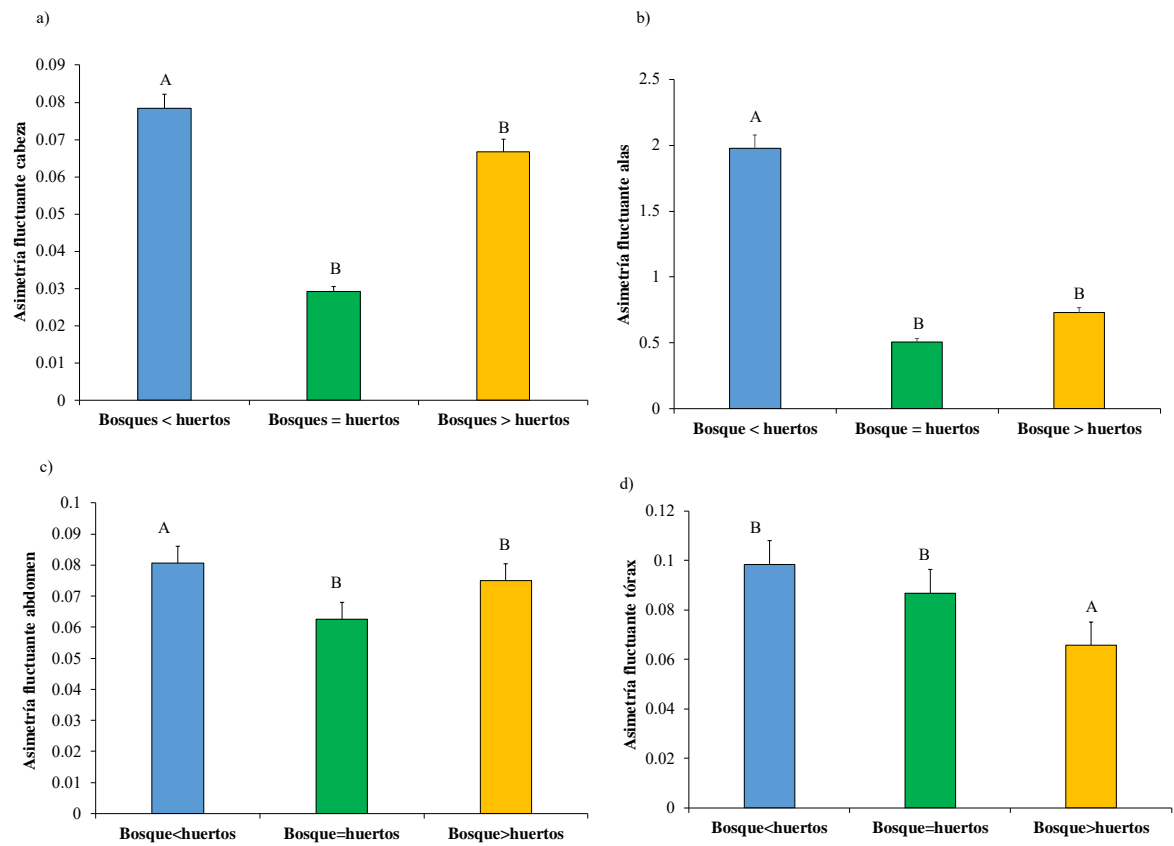


Figura 6

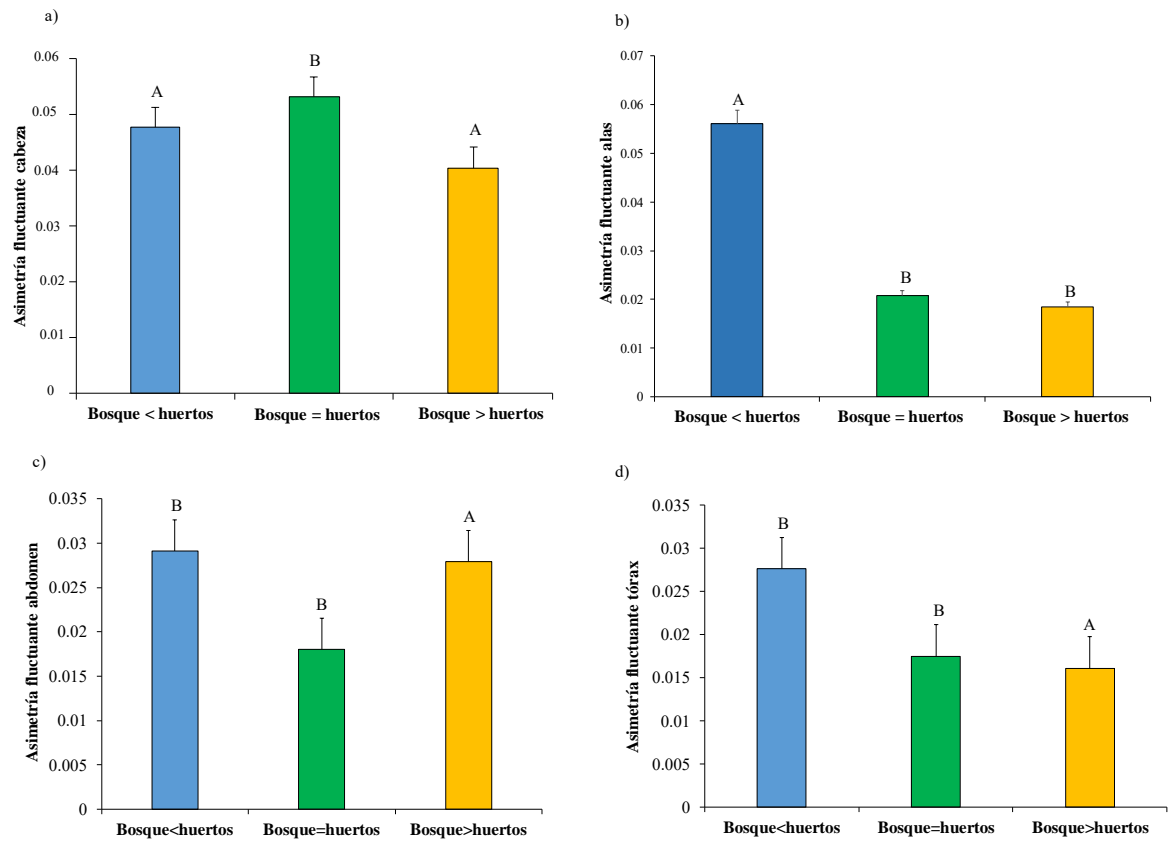
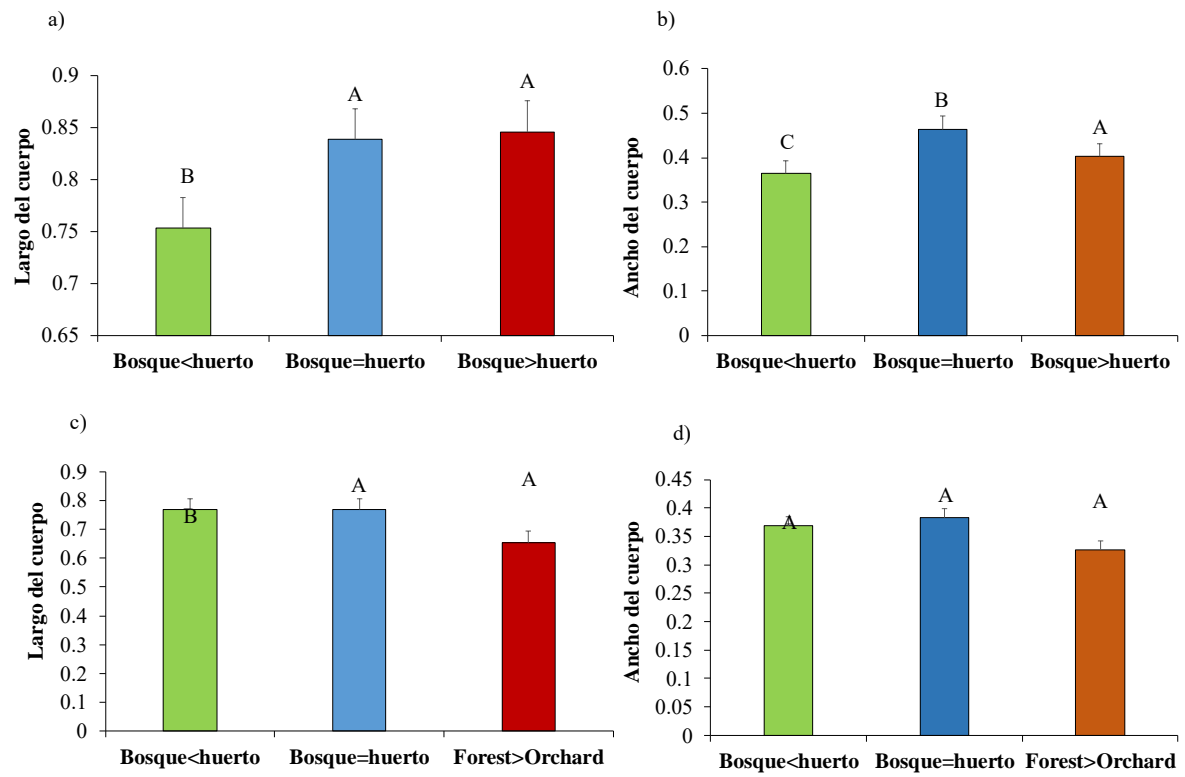


Figura 7



VI. DISCUSIÓN GENERAL

El estudio de la pérdida de la cobertura forestal ocasionada por la conversión de los bosques templados a agrosistemas, permite determinar los efectos de este cambio de uso de suelo sobre la diversidad taxonómica y cambios morfológicos en insectos, como lo son los hemípteros (Vergara *et al.* 2014).

A lo largo del mosaico de bosques templados y cultivos de aguacates encontramos diferencias en la diversidad de hemípteros. Se encontró un aumento en la abundancia y riqueza de hemípteros en sitios con una mayor cobertura de bosque y menos huertos de aguacate en comparación de sitios con menor cobertura de bosque. Los insectos responden a cambios en la diversidad, estructura y densidad de las comunidades de plantas; así como al tamaño y disposición espacial del hábitat (Siemann *et al.* 1998 Harmon *et al.* 2003. Tscharnkte & Brandl 2004. Tscharnkte *et al.* 2021). Las condiciones abióticas en los lugares con menor cobertura de bosque y más huertos de aguacate (i.e. mayor temperatura, mayor incidencia de luz y menor humedad relativa) (Wilby & Thomas 2002, Sobek *et al.* 2009. Maguirre *et al.* 2016) varían más drásticamente que en los lugares con mayor cobertura de bosque, ya que se da una mayor disponibilidad de recursos de las plantas (cobertura de dosel, contenido de clorofila y tamaño de la planta) (Lohbeck *et al.* 2013, Barbour *et al.* 2015, García-Jain *et al.* 2022). Los lugares con mayor cobertura de bosque y menor cantidad de huertos de aguacate tienen un mayor patrón de abundancia y riqueza de hemípteros, lo que incide en que en estos lugares las condiciones ambientales más estables asociadas a una mayor disponibilidad de recursos en estos hábitats son favorables para una mayor diversidad de insectos; mientras que los lugares con menor cobertura de bosque y una mayor cobertura de huertos de aguacate tienen cambios más drásticos en las condiciones abióticas que podrían

estar restringiendo la diversidad de hemípteros a través de la disminución de los recursos disponibles que crean un entorno menos favorable para su desarrollo (Müller *et al.* 2018, Taubert *et al.* 2018).

La composición gremial de hemípteros fue diferencial entre las distintas proporciones de bosque y huertos de aguacate, el gremio de los fitófagos fue el dominante dentro de todos los sitios con distintas proporciones de bosque, lo que concuerda con la idea de que los cambios en la cantidad y calidad de las plantas influye en la alimentación de los artrópodos (Hodkinson 2005). En sitios con mayor porcentaje de bosque se presentó un número mayor de depredadores lo que podría estar sugiriendo que la abundancia en estos sitios se está regulado por fuerzas de arriba-abajo (Muiruri *et al.* 2015). Mientras que en sitios con menor proporción de bosque y más huertos los fitófagos contribuyeron con el mayor número de individuos, lo que sugiere que las fuerzas de abajo-arriba están ejerciendo presión en la elección de las plantas y hábitos alimenticios (Kos *et al.* 2015, Kostenko *et al.* 2016; Mraja *et al.* 2011). De esta manera, los gremios se ven afectados por la pérdida de la cobertura forestal disminuyendo la diversidad en sitios de menor proporción de bosque especialmente los fitófagos y depredadores. Confirmando que la pérdida de la cobertura de bosques debido al cambio de uso de suelo forestal a agrosistemas es un factor que modifica la composición de la comunidad de hemípteros.

Se encontraron cambios morfológicos en hemípteros entre las distintas proporciones de bosque y huertos de aguacate. Además, se detectaron diferencias morfológicas en la estructura corporal de las especies *Draeculacephala minerva* y *Mormidea notulata* en los distintos sitios con diferente cobertura forestal, en ambas especies los sitios de menor proporción de bosque y más huertos fueron los que presentaron una mayor variación

morfológica, siendo los sitios con proporciones mayores de bosque las que presentaron estructuras más grandes en comparación con los sitios con menor bosque donde se mostró una mayor variación en la morfología y también estructuras corporales más pequeñas. Se sabe que la mayoría de las variaciones morfológicas observadas en los insectos son producto del entorno, ya sea como respuestas fenotípicas (plasticidad) o, en particular, aquellas que ocurren durante el desarrollo ontogenético (Pianka 1974, Cepeda-Pizarro *et al.* 2003). La plasticidad fenotípica en el tamaño corporal es un mecanismo clave que permite a los organismos mejorar su aptitud frente a cambios ambientales a corto plazo (Benitez *et al.* 2020). Mientras que el tamaño corporal está mayormente determinado por factores ambientales, la forma es más influenciada por factores genéticos (Klingenberg *et al.* 2004, Dujardin & Slice 2007). Los cambios en los hábitats fragmentados alteran diversos factores abióticos, como la luz, la humedad, la temperatura y la velocidad del viento (Bennett & Saunders 2010), así como la disponibilidad de agua y nutrientes (Borazan & Babaç 2003; Cescatti & Zorer 2003). Estas alteraciones pueden afectar el tamaño corporal de los insectos, lo cual podría indicar una escasez de recursos en su entorno (Renauld *et al.* 2016). Cuando los recursos se vuelven escasos debido a variaciones en la vegetación o el clima, los insectos tienen menos nutrientes disponibles para su crecimiento, lo que resulta en un tamaño corporal más pequeño (Thompson *et al.* 2020). Los cambios morfológicos observados en las especies de hemípteros entre diferentes proporciones de bosque y huertos de aguacate sugieren que las variaciones en el tamaño y la forma corporal están relacionadas con factores ambientales, como la disponibilidad de recursos. Los sitios con mayor cobertura forestal favorecen estructuras más grandes, mientras que los lugares con más huertos y menor cobertura de bosque presentan mayor variabilidad morfológica y tamaños más pequeños, lo que podría

reflejar una escasez de recursos que afecta negativamente el desarrollo de los insectos (Renauld *et al.* 2016).

Además, se evidenció que los sitios que contaban con una menor proporción de bosque y mayor proporción de huertos de aguacate presentaron niveles elevados de asimetría fluctuante. En concreto, en los sitios con menores niveles de cobertura de bosque y con mayor proporción de huertos de aguacate se obtuvieron niveles mayores de AF en las estructuras corporales de *D. minerva* y *M. notulata* mientras que en los sitios con niveles de cobertura forestales más elevados con los que contamos se obtuvieron niveles más bajos de AF. Los niveles significativamente mayores de AF en una población pueden indicar que los individuos tienen más dificultades para mantener un desarrollo preciso, lo que resulta en efectos negativos en la población a lo largo del tiempo (Markow, 1995). Las condiciones ambientales asociadas con la actividad agrícola, como el estrés nutricional, las temperaturas extremas, la contaminación química y las altas densidades poblacionales, generan estrés durante el desarrollo, lo cual puede llevar a un aumento de la AF en los insectos (Parsons 1992, Hoffman 2003, Garnier *et al.* 2006, Chirichella *et al.* 2020). De aquí se puede evidenciar que en los sitios con una mayor cobertura de huertos presentan niveles altos de AF. Esto se podría explicar el hecho de que los recursos que se podrían comparar (nutrientes de suelo y agua o luz) en los sitios con mayor cobertura de huertos son escasos o más bajos que los de aquellos sitios con mayor cobertura de bosque; así el estrés abiótico genera inestabilidad en el desarrollo, reflejándose en un incremento de los niveles de AF (Møller & Shykoff 1999). Al mismo tiempo, estos ajustes implican cambios en la forma, tamaño y composición química de las plantas (Fonseca *et al.* 2018, Der-roire *et al.* 2018). Por ello, los mayores niveles de AF mostrados aquí en los sitios con menos cobertura de bosque y más

huertos de aguacate sugieren que las condiciones ambientales que se producen en la agricultura como son el estrés nutricional y el estrés abiótico limitante afectan negativamente en el desarrollo de los insectos, generando un aumento de la inestabilidad en su crecimiento. Esta muestra contribuye a la idea de que la mayor cobertura del entorno forestal podría ofrecer un entorno más estable, disminuyendo así el estrés y los efectos aversivos sobre la población (Garnier *et al.* 2006, Chirichella *et al.* 2020).

VII. PERSPECTIVAS Y/O RECOMENDACIONES

Los resultados muestran que la conversión de los bosques templados a agrosistemas tiene consecuencias muy importantes desde el punto de vista de las comunidades de hemípteros, lo que lleva a necesitar el planteamiento de estrategias de manejo de los agrosistemas para paliar la pérdida de biodiversidad y funcionalidad ecológica. Es importante adentrarse en el estudio de los efectos del cambio de uso de suelo sobre otros grupos de insectos, lo que permitirá la comprensión más integral de los impactos ecológicos.

La asimetría fluctuante puede ser un indicador útil de estrés ambiental en paisajes agroforestales, y podría emplearse como herramienta de monitoreo en futuros estudios. Además, la conservación de parches de bosque dentro de las matrices agrícolas podría funcionar como refugio para especies sensibles y así contribuir al mantenimiento de la conectividad ecológica y la biodiversidad.

VIII. CONCLUSIONES

El impacto del cambio de la cubierta del suelo a partir de bosques templados a huertos de aguacate produce cambios en la estructura y composición de las comunidades de hemípteros dentro de los sitios con distinta proporción de bosque. Se encontró una mayor abundancia y riqueza de hemípteros en sitios con mayor proporción de bosque y menor proporción de huertos de aguacate. Los gremios se ven afectados por la pérdida de la cobertura forestal disminuyendo la diversidad en sitios con menor cantidad de bosque particularmente los fitófagos y depredadores.

Se mostraron cambios morfológicos en las distintas estructuras de dos especies de hemípteros a lo largo del mosaico de bosques templados y huertos de aguacate. Además, se detectaron diferencias en la morfología de las diferentes estructuras y de asimetría fluctuante entre los distintos sitios con diferente cobertura de bosque y huertos de aguacate. El patrón general mostró niveles más altos de AF en sitios de menor cobertura de bosque y más huertos de aguacate.

Los resultados sugieren que la pérdida de bosques nativos y su transformación en huertos de aguacate generan cambios perjudiciales en las comunidades de hemípteros con respecto a su estructura y composición, así como sobre sus características morfológicas. Por ello, es importante conservar los ecosistemas forestales ya que aseguran tanto la funcionalidad como la diversidad de las comunidades de insectos.

IX. LITERATURA CITADA

- Albrecht, S. & Wiek, A. 2021. Food forests: Their services and sustainability. *Journal of Agriculture, Food Systems, and Community Development*, 10(3), 91–105. <https://doi.org/10.5304/jafscd.2021.103.014>.
- Andresen, E. 2003. Effect of forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequences for plant regeneration. *Ecography* 26:87–97. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03362.x>
- Arriaga-Jiménez, A., Rös, M., Halffter, G. 2018. High variability of dung beetle diversity patterns at four mountains of the Trans-Mexican Volcanic Belt. *PeerJ* 6: 4468. <https://doi.org/10.7717/peerj>.
- Arnold, A. E., Asquith, N. M. 2002. Herbivoría en un bosque tropical fragmentado: patrones de islas en el Lago Gatún, Panamá. *Biodivers Conservación*. 11: 1663–1680.
- Arroyo-Rodríguez, Víctor, Moreno, Claudia E. & Galán-Acedo, Carmen. 2017. La ecología del paisaje en México: logros, desafíos y oportunidades en las ciencias biológicas. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88(Supl. dic), 42–51. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.004>.
- Asquith, Becca *et al.* 2002. Trends in Immunology, Volume 23, Issue 12, 596 - 601
- Bagchi, R. *et al.* 2018. Defaunation increases the spatial clustering of lowland Amazonian tree communities. *J. Ecol.* 106: 1470–1482.
- Bai, C., Liu, Q. & Zhou, Y. 2015. Temperature and humidity effects on the morphometry of insect wings. *Insect Science*, 22(4), 443–450. <https://doi.org/10.1111/1744-7917.12111>.
- Barbour, M. A., Rodriguez-Cabal, M. A., Wu, E. T., Julkunen-Tiitto, R., Ritland, C. E., Miscampbell, A. E., Jules, E. S., Crutsinger, G. M. 2015. Multiple plant traits shape the genetic basis of herbivore community assembly. *Funct Ecol* 29:995–1006. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12409>.
- Barringer, L. E., Bartlett, C. R. & Erwin, T. L. 2019. Canopy assemblages and species richness of planthoppers (Hemiptera: Fulgoroidea) in the Ecuadorian Amazon. *Insecta Mundi*.
- Barton, N.H. 2001. Adaptation at the edge of a species' range. In: *Integrating Ecology and Evolution in a Spatial Context*. Cambridge University Press; 2001:365–392.

- Baylac, M., Sadeghi, R. & Klingenberg, C. P. 2003. Geometric morphometrics of wing venation: A tool for insect taxonomy. *Systematic Entomology*, 28(4), 459-466. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3113.2003.00214.x>.
- Benítez-Malvido, J. 2001. Regeneration in tropical rain forest fragments. Pp. 136–145 in Bierregaard, R. O., Lovejoy, T. E. & Mesquita, R. (eds.). *Lessons from Amazonia: ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press, New Haven.
- Bennett, A. F. 2003. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation (No. 1). *Iucn*.
- Bennett, A. F. & Saunders, D. A. 2010. Habitat fragmentation and landscape change. *Conservation biology for all*, 93, 1544-1550.
- Berner, D. & Blanckenhorn, W. U. 2009. The influence of environmental factors on body size in the dung fly *Sepsis cynipsea*: A test of two alternative hypotheses. *Ecological Entomology*, 34(5), 439–446. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2009.01129.x>
- Bianchi, J.J. A., Booij, J. H. & Tschardtke, T. 2006. Regulación sostenible de plagas en paisajes agrícolas: una revisión sobre la composición del paisaje, la biodiversidad y el control natural de plagas *Proc. R. Soc. B.* 273 1715–1727 <http://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>.
- Bierman, S. M., Fairbairn, J. P., Petty, S. J., Elston, D. A., Tidhar, D. & Lambin, X. 2006. Cambios a lo largo del tiempo en la dinámica espaciotemporal de poblaciones cíclicas de topillos de campo (*Microtus agrestis* L.), *Am. Nat.* vol. 167, págs. 583–590. <https://doi.org/10.1086/501076>.
- Borazan, A. & Babaç, M. T. 2003. Morphometric leaf variation in oaks (*Quercus*) of Bolu, Turkey. In *Annales Botanici Fennici* (pp. 233-242). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- Brown, S. 2003. Finalizing avoided deforestation project baselines. Final report to US Agency for International Development, Contract No. 523-C-00-02-00032-00.

- Cepeda-Pizarro, J., Vega, S., Vásquez, H. & Elgueta, M. 2003. Morfometría y dimorfismo sexual de *Elasmoderus wagenknechti* (Liebermann)(Orthoptera: Tristiridae) en dos eventos de irrupción poblacional. *Revista chilena de historia natural*, 76(3), 417-435.
- Cescatti, A. & Zorer, R. 2003. Structural acclimation and radiation regime of silver fir (*Abies alba* Mill.) shoots along a light gradient. *Plant, Cell & Environment*, 26(3), 429-442.
- Cho, K., Goldstein, B., Gounaridis, D., Newell, J.P. 2021. Where does your guacamole come from? Detecting deforestation associated with the exports of avocados from Mexico to the United States. *J. Environ. Manag.* 278. 111482 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111482>.
- CONAFOR. 2004. Manual y Procedimientos para el Muestreo de Campo. Inventario Nacional Forestal y de Suelos 2004-2009. Comisión Nacional Forestal. Guadalajara, Jalisco, México 97 p.
- Cannolo, L., Valladares, G., Salvo, A., Cabildo, M., Zak, M. 2009. Habitat fragmentation and species loss across three interacting trophic levels: effects of life-history and food-web traits. *Conservation Biology*, 23: 1167–1175. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01214.x>.
- Chalate-Molina, H., Gallardo-López, F., Pérez-Hernández, P., Paul Lang-Ovalle, F., Ortega-Jiménez, E. & Vilaboa Arroniz, J. 2010. Características del sistema de producción bovinos de doble propósito en el estado de Morelos, México. *Zootecnia tropical*, 28(3), 329-339.
- Chirichella, R., Rocca, M., Brugnoli, A., Mustoni, A. & Apollonio, M. 2020. Fluctuating asymmetry in Alpine chamois horns: An indicator of environmental stress. *Evolutionary Ecology*, 34(4), 573-587.
- Cuevas-Reyes, P., Gilberti, L., González-Rodríguez, A. & Fernandes, G. W. 2013. Patterns of herbivory and fluctuating asymmetry in *Solanum lycocarpum* St. Hill (Solanaceae) along an urban gradient in Brazil. *Ecological Indicators*, 24, 557-561.
- Cuevas-Reyes P, Canché-Delgado A, Maldonado-López Y, Fernandes GW, Oyama K, González- Rodríguez, A. 2018b). Patterns of herbivory and leaf morphology in two

- Mexican hybrid oak complexes: Importance of fluctuating asymmetry as indicator of environmental stress in hybrid plants. *Ecological Indicators*, 90, 164-170.
- Denvir, A., García-Oliva, F., Arima, E.Y., Latorre-Cárdenas, M.C., González- Rodríguez, A., Young, K.R., De La Cruz, L.I.L. 2024. Sustainability implications of carbon dynamics on the avocado frontier. *Agric. Ecosyst. Environ.* 359, 108746.
- Didham, R., Ghazoul, J., Stork, N., Davis, A. 1996. Insects in fragmented forests: a functional approach, *Trends in Ecology & Evolution*, Volume 11(6): 255-260. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(96\)20047-3](https://doi.org/10.1016/0169-5347(96)20047-3).
- Duelli, P. & Obrist, M. K. 1998. En busca de los mejores correlatos para la biodiversidad de organismos locales en áreas cultivadas. *Biodiversidad y Conservación* , 7 , 297-309.
- Dujardin, J. P., Sadeghi, R. & Baylac, M. 2003. Morphometric study of insect wing venation and its application to taxonomic studies. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 108(3), 287-295. <https://doi.org/10.1046/j.1570-7458.2003.00091.x>.
- Dujardin, J. P. & Slice, D. E. 2007. Contributions of morphometrics to medical entomology. *Encyclopedia of infectious diseases: modern methodologies*, 435-447.
- Ewers, R. M. & Didham, R. K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biol Rev.* 81(1): 117-142. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006949>.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1), 487-515.
- Fonseca, K. & Clairand, M. 2018. Caracterización preliminar de la calidad del agua del Reservoirio del Centro Experimental Académico Salache. *UTCiencia*, 5(1), 60-72.
- Forero, D. 2008. The systematics of the Hemiptera. *Revista Colombiana de Entomología*, 34 (1): 1–21.
- García-Jain, S. E. Maldonado-López, Y. Oyama, K. Fagundes, M. de Faria M. , Espírito-Santo, M. Cuevas-Reyes, P. 2021. Effects of forest fragmentation on plant quality, leaf morphology and herbivory of *Quercus deserticola*: is fluctuating asymmetry a good

- indicator of environmental stress? *Trees* 36:553–567. <https://doi.org/10.1007/s00468-021-02228-2>.
- Garnier-Laplace, J., Della-Vedova, C., Gilbin, R., Copplestone, D., Hingston, J. & Ciffroy, P. 2006. First derivation of predicted-no-effect values for freshwater and terrestrial ecosystems exposed to radioactive substances. *Environmental science & technology*, 40(20), 6498-6505.
- Graham, J. H., Raz, S., Hel-Or, H. & Nevo, E. 2010. Fluctuating asymmetry: methods, theory, and applications. *Symmetry*, 2(2), 466-540.
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., González, A., Holt, R. D., Townshend, J. R. 2015. La fragmentación del hábitat y su impacto duradero en los ecosistemas de la Tierra. *Ciencia Adv* 1:2. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Hamilton, A. J., Novotny, W. E. K., Bassett, Y., Benke, K. K., Grimbacher, P. S., Samuelson, G. A., Weiblen, G. D., Yen, J. D. L., Stork, N. E., Weiblen, G. D., Yen, J. D. L. 2013. Estimating global arthropod species richness: refining probabilistic models using probability bounds analysis. *Oecologia*. 171:357–365. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2434-5>.
- Hines, J., Lynch, M. E. & Denno, R. F. 2005. Sap-feeding insect communities as indicators of habitat fragmentation and nutrient subsidies. *Journal of Insect Conservation*, 9, 261-280.
- Hodkinson, I. D. 2005. Terrestrial insects along elevation gradients: species and community responses to altitude. *Biological reviews*, 80(3), 489-513.
- Hosken, D. J. & Stockley, P. 2000. Benefits of polyandry: a life history perspective. In *Evolutionary biology* (pp. 173-194). Boston, MA: Springer US.
- Kingsolver, J. G., Diamond, S. E. & Buckley, L. B. 2013. Estrés térmico y las consecuencias del cambio climático para la adaptación de los ectotérmicos terrestres. *Ecología Funcional*, 27 (6), 1415-1423.

- Klingenberg, C. P., 2011. MorphoJ: un paquete de software integrado para morfometría geométrica. *Mol. Ecológico. Recurso.* 11, 353–357. <https://doi.org/10.1111/j.17550998.2010.02924.x>.
- Klingenberg, C. P. 2015. Analyzing Fluctuating Asymmetry with Geometric Morphometrics: Concepts, Methods, and Applications. *Symmetry* 7(2):843-934. <https://doi.org/10.3390/sym7020843>.
- Kos, M., Tuijl, M. A., de Roo, J., Mulder, P. P. & Bezemer, T. M. 2015. Species-specific plant–soil feedback effects on above-ground plant–insect interactions. *Journal of Ecology*, 103(4), 904-914.
- Kovács-Hostyánszki, A., Haenke, S., Batáry, P., Jauker, B., Báldi, A., Tschardtke, T. & Holzschuh, A. 2013. Contrasting effects of mass-flowering crops on bee pollination of hedge plants at different spatial and temporal scales. *Ecological Applications*, 23(8), 1938-1946.
- Kozlov, M.V., Zvereva, V., Zvereva, L. 2022. Leaf size is more sensitive than leaf fluctuating asymmetry as an indicator of plant stress caused by simulated herbivory. *Ecol. Indic.* 140, 108970 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108970>.
- Kremen, C., Williams, N. M., Aizen, M. A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., et al. 2007. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecol Lett.* ;10(4):299–314. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01018.x> PMID: 17355569.
- Kristensen N.P. 1991: Phylogeny of extant hexapods. In CSIRO (ed.): *The Insects of Australia*. 2nd ed., Vol. 1. Melbourne University Press, Carlton, pp. 125-140.
- Kruess, A., Tschardtke, T. 1994. Habitat fragmentation, species loss, and biological control. *Science* 264:1581–1584.
- Laurance, W. F., Nascimento, H. E. M., Laurance, S. G., Andrade, A., Ribeiro, J. E., Giraldo, J. P., Lovejoy, T. E., Condit, R., Chave, J., Harms, K. E., D'Angelo, S. 2006. Rapid decomposition of the composition of the arboreal community in fragments of Amazonian forest. *PNAS*. 103: 19010-19014.

- Li, H. Leavengood, J. M., Chapman, E. G., Burkhardt, D., Song, F., Jiang, P., Liu, J., Zhou, X., Cai, W. 2017. La filogenómica de los hemipteros revela adaptaciones e innovaciones que impulsan la diversificación de los insectos verdaderos . Proc. R. Soc. B 284:20171223.<http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2017.1223>.
- Li, Y., He, N., Hou, J., Xu, L., Liu, C., Zhang, J., Wang, Q., Zhang, W. 2018. Factors influencing leaf chlorophyll content in natural forests at the biome scale. Front. Ecol. Evol. 6, 64. <https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00064>.
- Lindenmayer, D. B., Blanchard, W., McBurney, L., Blair, D., Banks, S., Likens, G. E., *et al.* 2012. Interacting Factors Driving a Major Loss of Large Trees with Cavities in a Forest Ecosystem. PLoS ONE 7(10): e41864. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0041864>.
- Lohbeck, M., Poorter, L., Lebrija-Trejos, E., Martínez-Ramos, M., Meave, J. A., Paz, H. & Bongers, F. 2013. Successional changes in functional composition contrast for dry and wet tropical forest. Ecology, 94(6), 1211-1216.
- Maguire, D.Y., Buddle, C.M., Bennett, E.M. 2016. Within and among patch variability in patterns of insect herbivory across a fragmented forest landscape. PLoS One. 11: 0150843. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150843>.
- Manzo-Delgado, L., López-García, J., Alcántara-Ayala, I. 2014. Role of forest conservation in lessening land degradation in a temperate region: The Monarch Butterfly Biosphere Reserve, Mexico, Journal of Environmental Management. 138:55-66 0301-4797. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.11.017>.
- Markow, T. A. 1995. Evolutionary ecology and developmental instability. Annual Review of Entomology, 40(1), 105-120.
- Mas, J. F. Lemoine-Rodríguez, R. González, R. López-Sánchez, J. Piña-Garduño, A. Herrera-Flores, E. 2017. Evaluación de las tasas de deforestación en Michoacán a escala detallada mediante un método híbrido de clasificación de imágenes SPOT. Madera y Bosques 23(2):119. <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2321472>.

- Maxwell, S., Fuller, R., Brooks, T., Watson, J. 2016. Biodiversidad: los estragos de las armas
Ministerio de Agricultura Servicio Nacional de Sanidad Agraria .2000. Manual del
sistema del trampeo y muestreo. senasa.
<https://www.senasa.gob.pe/senasa/descargasarchivos/2014/12/Manual-Tecia-solanivora.pdf>.
- Masaquiza-Moposita, D. A., Martin, D., Zapata, J., Soldado, G. & Salas, D. 2023. Apicultura
ecuatoriana: situación y perspectiva. Tesla Revista Científica, 3(2), e252-e252.
- McGarigal, K. & Cushman, S. A. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches
to the study of habitat fragmentation effects. Ecological applications, 12(2), 335-345.
- Michaud, J. P. 2008. Efecto de la planta hospedante y de los factores ambientales en la
dispersión de *Nezara viridula* (L.) (Hemiptera: Pentatomidae) . Entomología
ambiental, 37(1), 1-10.
- Moir, M. L. & Brennan, K. E. C. 2007. Using bugs (Hemiptera) as ecological and
environmental indicators in forest ecosystems. Forest ecology research horizons.
Nova, New York, 203-238.
- Møller, A. P. & Shykoff, J. A. 1999. Morphological developmental stability in plants:
patterns and causes. International Journal of Plant Sciences, 160(S6), S135-S146.
- Moreno, M., D'ávila, D. A., Silva, M. N., Galvão, L., Macedo, A. M., Chiari, E. & Zingales,
B. 2010. Trypanosoma cruzi benzimidazole susceptibility in vitro does not predict the
therapeutic outcome of human Chagas disease. Memorias do Instituto Oswaldo Cruz,
105, 918-924.
- Mraja, A., Unsicker, S. B., Reichelt, M., Gershenzon, J. & Roscher, C. 2011. Plant
community diversity influences allocation to direct chemical defence in *Plantago
lanceolata*. PLoS One, 6(12), e28055.
- Muiruri, E. W., Milligan, H. T., Morath, S. & Koricheva, J. 2015. Moose browsing alters tree
diversity effects on birch growth and insect herbivory. Functional Ecology, 29(5),
724-735

- Müller, J., Brandl, R., Brändle, M., Förster, B., de Araujo, B. C., Gossner, M. M., *et al.* 2018. The LiDAR-derived canopy structure supports the more-individual hypothesis for arthropod diversity in temperate forests. *Oikos*. 127: 814–824. doi: 10.1111/oik.04972.
- Muñoz, A. O., Velásquez, V. V. & López, S. N. 2012. Desarrollo de *Tupiocoris cucurbitaceus* (Hemiptera: Miridae) sobre *Bemisia tabaci* (Hemiptera: Aleyrodidae) en diversas hortalizas. *Fitosanidad*, 16(3), 147-153.
- Nakamura, A., Kitching, R. L., Cao, M., Creedy, T. J., Fayle, T. M., Freiberg, M., Ashton, L. A. 2017. Forests and their canopies: achievements and horizons in canopy science. *Trends in ecology & evolution*. 32(6): 438-451 <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.02.020>.
- Parsons, P. A. 1992. Fluctuating asymmetry: a biological monitor of environmental and genomic stress. *Heredity*, 68(4), 361-364.
- Petterson, R. B., Ball, J. P., Renhorn, K. E., Essen, P. A. & Sjöberg, K. 1995. Invertebrate communities in boreal forest canopies as influenced by forestry and lichens with implications for passerine birds. *Biological Conservation*. 74: 57- 63.
- Pérez-Solache, A., Vaca-Sánchez, M. S., Maldonado-López, Y., De Faria, M. L., Zazá Borges, M. A., Fagundes, M., Oyama, K., Méndez-Solórzano, M. I., Aguilar-Peralta, J.S., Hernández-Guzmán, R., Cuevas-Reyes, P. 2022. Changes in land use of temperate forests associated to avocado production in Mexico: Impacts on soil properties, plant traits and insect-plant interactions, *Agricultural Systems*. 204. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2022.103556>.
- Pither, J. & Taylor, P. D. 2000. Directional and fluctuating asymmetry in the black-winged damselfly *Calopteryx maculata* (Beauvois)(Odonata: Calopterygidae). *Canadian Journal of Zoology*, 78(10), 1740-1748.
- Prudhomme, J., Gourbière, S. & Marchand, P. 2016. Environmental factors influencing the shape of insect wings: A study on geographical and altitudinal variations. *Ecological Entomology*, 41(5), 552-562. <https://doi.org/10.1111/een.12350>.

- Reimchen, T. E. & Nosil, P. 2004. Variable predation regimes predict the evolution of sexual dimorphism in a population of threespine stickleback. *Evolution*, 58(6), 1274-1281.
- Renauld, M., Hutchinson, A., Loeb, G., Poveda, K. & Connelly, H. 2016. Landscape simplification constrains adult size in a native ground-nesting bee. *PLoS One*, 11(3), e0150946.
- Reinmann, A.B., Smith, I.A., Thompson, J.R., Hutyra, L.R., 2020. Urbanization and fragmentation mediate temperate forest carbon cycle response to climate. *Environ. Res. Lett.* 15: 114036. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abbf16>.
- Reyes, P. C. & Gutiérrez, J. I. V. 2012. Cambios en la estructura, composición y fenología de plantas epífitas bajo diferentes estadios de sucesión vegetal en un bosque tropical seco. *Biológicas Revista de la DES Ciencias Biológico Agropecuarias Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo*, 14(1), 37-44.
- Sadeghi, R., Baylac, M. & Dujardin, J. P. 2009. Environmental and genetic factors affecting wing venation of insects. *Biological Journal of the Linnean Society*, 98(2), 382-392. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2009.01268.x>
- Salomão, R. P. Brito, L.C. Iannuzzi, L. Lira, A. F. Albuquerque, C. 2019. Efectos de los parámetros ambientales sobre el ensamblaje de escarabajos en una selva tropical fragmentada de América del Sur. *J Insect Conserva* 23:111–121. <https://doi.org/10.1007/s10841-018-00120-y>.
- Scanes, C.G. 2018. Human activity and habitat loss: destruction, fragmentation, and degradation. In *Animals and Human Society*, C.G. Scanes, and S.R. Toukhsati, eds. (London: Academic Press), pp. 451–482.
- Schuh, R. T. & Slater, J. A. 1995. True bugs of the world (Hemiptera: Heteroptera): classification and natural history. Cornell UNIVERSITY press.
- Schmidt, M., Lischeid, G., Nendel, C. 2019. Microclima y dinámica de la materia en zonas de transición de bosque a tierra cultivable. *Agricultura para Meteorol* 268:1–10. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.01.001>.

- Schaefer, C. W., Panizzi, A. R. 2000. Heteroptera of Economic Importance. Boca Raton, Florida: CRC Press. 828 pp.
- Seidl, R., Honkaniemi, J., Aakala, T., Aleinikov, A., Angelstam, P., Bouchard, M., Senf, C., 2020. Globally consistent climate sensitivity of natural disturbances across boreal and temperate forest ecosystems. *Ecography*. 4: 967–978. <https://doi.org/10.1111/ecog.04995>.
- Shingleton, A.W. 2010. Regulación del tamaño de los órganos en *Drosophila*: fisiología, plasticidad, patrones y fuerza física. *Organogénesis*, 6 (2), 76-87.
- Siemann, E., Tilman, D., Haarstad, J. & Ritchie, M. 1998. Experimental tests of the dependence of arthropod diversity on plant diversity. *The American Naturalist*, 152(5), 738-750.
- Silva, J. F., Rocha, M. L. & Lima, E. M. 2009. Geographic variation in wing morphology of insect populations: The influence of climate and altitude. *Journal of Insect Physiology*, 55(8), 723-730. <https://doi.org/10.1016/j.jinsphys.2009.05.001>.
- Sobek, S., Scherber, C., Stefan-Dewenter, I., Tscharrntke, T. 2009. Sapling herbivory, invertebrate herbivores and predators across a natural tree diversity gradient in Germany's largest connected deciduous forest. *Oecologia*. 160:279–288. <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1304-2>.
- Taubert, F., Fischer, R., Groeneveld, J., Lehmann, S., Müller, M. S., Rödig, E. & Huth, A. 2018. Global patterns of tropical forest fragmentation. *Nature*, 554(7693), 519-522.
- Tewksbury, J. J., Huey, R. B. & Deutsch, C. A. 2008. Putting the heat on tropical animals. *Science*, 320(5881), 1296–1297. <https://doi.org/10.1126/science.1156091>.
- Thompson, M. L., García, J. A. & Pérez, R. S. 2020. Efectos del cambio climático en el crecimiento y desarrollo de los insectos: una revisión ecológica. *Journal of Insect Ecology*, 45(3), 234-245. <https://doi.org/10.1002/jec.10012>.
- Tscharrntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A. *et al.* 2002. Characteristics of insect populations on habitat fragments: A mini review. *Ecol Res* 17, 229–239. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1703.2002.00482.x>.

- Tscharntke, T. & Brandl, R. 2004. Plant-insect interactions in fragmented landscapes. *Annual Reviews in Entomology*, 49(1), 405-430.
- Tscharntke, T. *et al.* 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8: 857–874.
- Tscharntke, T. *et al.* 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biol. Rev.* 87: 661–685.
- Tscharntke, T., Grass, I., Wanger, T. C., Westphal, C. & Batáry, P. 2021. Beyond organic farming–harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends in ecology & evolution*, 36(10), 919-930.
- Tsubaki, Y., Samejima, Y. & Siva-Jothy, M. T. 2010. Damselfly females prefer hot males: higher courtship success in males in sunspots. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 64, 1547-1554.
- Tuff, K.T., Tuff, T. & Davies, K.F. 2016. A framework for integrating thermal biology into fragmentation research. *Ecol Lett*, 19: 361-374. <https://doi.org/10.1111/ele.12579>.
- Vasconcelos, H.L., leite, M.F., Vilhena, J.M.S., Lima, A.P. & Magnusson, W.E. 2008. Ant diversity in an Amazonian savanna: relationship with vegetation structure, disturbance 12/13 *Brazilian Journal of Biology*, 2025, vol. 85, e290806 Costa, A.N. *et al.* by fire, and dominant ants. *Austral Ecology*, vol. 33, no. 2, pp. 221-231. <http://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2007.01811.x>.
- Vergara, O., Benítez, H., Pincheira, M. & Jerez, V. 2014. Determinación del dimorfismo sexual en la forma corporal de *Chiasognathus grantii* (Coleoptera: Lucanidae). *Revista Colombiana de Entomología*, 40(1), 104-110.
- Wilby, A. & Thomas, M. B. 2002. Natural enemy diversity and pest control: patterns of pest emergence with agricultural intensification. *Ecology letters*, 5(3), 353-360.
- Zhang, Z.-Q. 2011. Phylum Arthropoda von Siebold, 1848. In: Zhang, Z.-Q. (Ed.) *Animal biodiversity: An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness*. *Zootaxa*, 3148: 99–103.

Zvereva, E. L. & Kozlov, M. V. 2010. Global warming and consequences for insect herbivores in terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*, 16(9), 1442–1452.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02063.x>.

María Guadalupe Zavala Alejandre

Patrones de diversidad y respuestas morfológicas de hemípteros en un mosaico de agrosistemas de huer

 Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo

Detalles del documento

Identificador de la entrega

trn:oid::3117:458245979

Fecha de entrega

12 may 2025, 11:11 a.m. GMT-6

Fecha de descarga

12 may 2025, 11:26 a.m. GMT-6

Nombre de archivo

Patrones de diversidad y respuestas morfológicas de hemípteros en un mosaico de agrosistemas....pdf

Tamaño de archivo

2.1 MB

141 Páginas




39.196 Palabras

215.069 Caracteres

42% Overall Similarity

The combined total of all matches, including overlapping sources, for each database.

Top Sources

- 37%  Internet sources
- 33%  Publications
- 0%  Submitted works (Student Papers)

Integrity Flags

0 Integrity Flags for Review

No suspicious text manipulations found.

Our system's algorithms look deeply at a document for any inconsistencies that would set it apart from a normal submission. If we notice something strange, we flag it for you to review.

A Flag is not necessarily an indicator of a problem. However, we'd recommend you focus your attention there for further review.

Formato de Declaración de Originalidad y Uso de Inteligencia Artificial

Coordinación General de Estudios de Posgrado
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo



A quien corresponda,

Por este medio, quien abajo firma, bajo protesta de decir verdad, declara lo siguiente:

- Que presenta para revisión de originalidad el manuscrito cuyos detalles se especifican abajo.
- Que todas las fuentes consultadas para la elaboración del manuscrito están debidamente identificadas dentro del cuerpo del texto, e incluidas en la lista de referencias.
- Que, en caso de haber usado un sistema de inteligencia artificial, en cualquier etapa del desarrollo de su trabajo, lo ha especificado en la tabla que se encuentra en este documento.
- Que conoce la normativa de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, en particular los Incisos IX y XII del artículo 85, y los artículos 88 y 101 del Estatuto Universitario de la UMSNH, además del transitorio tercero del Reglamento General para los Estudios de Posgrado de la UMSNH.

Datos del manuscrito que se presenta a revisión		
Programa educativo	Programa Institucional de Maestría en Ciencias Biológicas.	
Título del trabajo	"Patrones de diversidad y respuestas morfológicas de hemípteros en un mosaico de agrosistemas de huertos de aguacate y bosques templados: Importancia de la asimetría fluctuante como indicador de estrés ambiental"	
	Nombre	Correo electrónico
Autor/es	MARIA GUADALUPE ZAVALA ALEJANDRE	1719762x@umich.mx
Director	Dra. Yurixhi Maldonado López	yurixhi.maldonado@umich.mx
Codirector	—	—
Coordinador del programa	Martha Elena Pedraza Santos	mae.ciencias.biologicas@umich.mx

Uso de Inteligencia Artificial		
Rubro	Uso (sí/no)	Descripción
Asistencia en la redacción	no	

Formato de Declaración de Originalidad y Uso de Inteligencia Artificial

Coordinación General de Estudios de Posgrado
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo



Uso de Inteligencia Artificial		
Rubro	Uso (sí/no)	Descripción
Traducción al español	Si	Se utilizó para realizar algunas traducciones del inglés al español.
Traducción a otra lengua	no	
Revisión y corrección de estilo	no	
Análisis de datos	no	
Búsqueda y organización de información	Si	Se tomó como herramienta de búsqueda para encontrar algunos trabajos.
Formateo de las referencias bibliográficas	no	
Generación de contenido multimedia	no	
Otro		

Datos del solicitante	
Nombre y firma	Maria Guadalupe Zavala
Lugar y fecha	Morelia, Michoacán, 09 mayo de 2025.