

2020

Efecto de sistemas de producción agropecuaria sobre la diversidad funcional de la entomofauna en un ecosistema ripario de la llanura colombiana

Érika Figueredo Guzmán
Universidad de La Salle, Bogotá

Follow this and additional works at: <https://ciencia.lasalle.edu.co/biologia>



Part of the [Biology Commons](#)

Citación recomendada

Figueredo Guzmán, É. (2020). Efecto de sistemas de producción agropecuaria sobre la diversidad funcional de la entomofauna en un ecosistema ripario de la llanura colombiana. Retrieved from <https://ciencia.lasalle.edu.co/biologia/78>

This Trabajo de grado - Pregrado is brought to you for free and open access by the Departamento de Ciencias Básicas at Ciencia Unisalle. It has been accepted for inclusion in Biología by an authorized administrator of Ciencia Unisalle. For more information, please contact ciencia@lasalle.edu.co.

EFFECTO DE SISTEMAS DE PRODUCCIÓN AGROPECUARIA SOBRE LA DIVERSIDAD
FUNCIONAL DE LA ENTOMOFAUNA EN UN ECOSISTEMA RIPARIO DE LA LLANURA
COLOMBIANA.

ÉRIKA FIGUEREDO GUZMÁN

DIRECTOR

ÓSCAR JAVIER RAMOS REAL. Dr. sc. nat.

Universidad de La Salle
Departamento de ciencias básicas
Programa de biología
Bogotá, Colombia

2020

AGRADECIMIENTOS

Agradezco siempre a mi familia por el apoyo en todas mis decisiones, a mis papás y mis hermanos por el interés en entender y conocer lo que me apasiona, por el esfuerzo y la constante motivación durante toda la carrera.

Quiero agradecer también a mi director de tesis Óscar Ramos por la confianza depositada para llevar a cabo este proyecto y guiarme en este maravilloso tema del que poco conocimiento tenía, por su dedicación, asesorías y por la paciencia para modificar el proyecto la cantidad de veces que fueron necesarias.

Un agradecimiento muy especial al Hno. Pedro Javier Galvis, director del campus Yopal, por permitirme desarrollar la fase de campo en la sede Utopía con tanta disposición para los requerimientos de mi estadía en el campus, por el confort, seguridad y apoyo presencial brindado y por el apoyo económico, con el que fue posible la realización de este estudio. Gracias también a los estudiantes de la sede Utopía que me acompañaron y ayudaron en mis jornadas de campo, a ellos y todo el personal por las enseñanzas y por hacerme sentir siempre bienvenida.

Gracias a la Universidad de La Salle y al programa de biología por mi formación y al Museo de La Salle por brindarme el espacio y las instalaciones para llevar a cabo parte del procesamiento de las muestras.

Mis sinceros agradecimientos a Laura Pedraza, a Jonathan Camargo y a todas las personas que colaboraron con el desarrollo de este trabajo de grado.

Tabla de contenido

RESUMEN	4
ABSTRACT	5
INTRODUCCIÓN	6
Objetivo general	8
Objetivos específicos.....	8
MATERIALES Y MÉTODOS.....	8
Área de estudio.....	8
Muestreo	9
Procesamiento de muestras.....	10
Análisis de datos	10
RESULTADOS.....	11
<i>Diversidad funcional.</i>	11
<i>Relación entre diversidad funcional y grupos funcionales.</i>	12
DISCUSIÓN.....	17
CONCLUSIONES.....	20
REFERENCIAS	21

RESUMEN

La degradación de ecosistemas, en un alto número de casos es acentuada por intervenciones antropogénicas, dentro de las cuales, la ampliación de áreas de producción agrícola y de pastoreo son las actividades con mayor impacto negativo sobre los ecosistemas. Sin embargo, las intervenciones con frecuencia moderada, disminuyen esta probabilidad de impacto, como ocurre con la agricultura de tipo extensiva, reflejando lo postulado por la hipótesis del disturbio intermedio. Mediante la evaluación de la diversidad funcional es posible determinar la magnitud de estos efectos, entendiendo el rol que desempeñan los organismos en el ecosistema del que hacen parte, por ejemplo, el de los insectos, los cuales son ampliamente utilizados como bioindicadores de los ecosistemas al ser organismos que responden rápidamente a los cambios del medio que ocupan. Con el objetivo de determinar el impacto que provocan el pastoreo por ganadería y diferentes técnicas de agricultura sobre la diversidad funcional de los ecosistemas en los que se practican estas actividades, en este estudio se muestrearon comunidades de la entomofauna en cuatro zonas con diferentes grados de intervención, asociadas a un ecosistema ripario, en el departamento del Casanare. Para la estimación de la diversidad funcional se calcularon los índices multidimensionales y multirasgo de diversidad funcional, teniendo como base la matriz de rasgos funcionales, obtenidos de mediciones morfológicas, y datos de abundancia de los morfotipos colectados. Se hizo un análisis descriptivo para identificar la relación entre la diversidad funcional estimada en cada zona y la estructura de los grupos funcionales, identificados mediante el uso de dendrogramas clasificatorios. Los índices de diversidad funcional que revelaron diferencias entre zonas acorde con la magnitud de cambio fueron el índice de riqueza funcional, donde el mayor valor lo presentó el agrosistema y el menor valor el pastizal; y el índice de dispersión funcional, donde el mayor valor lo presentó el monocultivo y el menor valor el pastizal. Adicionalmente, se detectó que la formación de grupos funcionales dependió del tipo de zona: se formaron cuatro grupos funcionales en el agrosistema (con dominancia media en su mayoría) y tres grupos en las otras tres zonas (con los tres niveles de dominancia). La diferencia de diversidad funcional entre las comunidades de insectos según los sistemas de producción agrícola desarrollados en cada zona, puede estar reflejando los postulados de la hipótesis del disturbio intermedio, debido a que la zona con el grado de intervención moderado, es decir el agrosistema, fue la que presentó mayores valores de diversidad funcional. Por otro lado, la estructuración de los grupos funcionales probablemente estuvo influenciada por la diferencia en la variedad de recursos disponibles en cada zona. La relación encontrada en este estudio entre la estructura de los grupos funcionales y la diversidad funcional puede deberse al grado de especialización en el uso de recursos en cada zona. Considerando los diferentes escenarios incluidos en este estudio, se logró identificar que las intervenciones antropogénicas si son de forma moderada, no van a repercutir de manera negativa sobre el funcionamiento del ecosistema intervenido e incluso pueden llegar a aumentar dicho funcionamiento.

Palabras clave: Índices multidimensionales – multirasgo de diversidad funcional, insectos, agricultura extensiva, grupos funcionales.

ABSTRACT

The degradation of ecosystems, in a high number of cases, is accentuated by anthropogenic interventions, within which, the expansion of agricultural and grazing production areas are the activities with the greatest negative impact on ecosystems. However, interventions that are often moderate, decrease this probability of impact, as is the case with extensive agriculture. Through the evaluation of functional diversity, it is possible to determine the magnitude of these effects, understanding the role that organisms play in the ecosystem of which they are a part, for example, that of insects, which are widely used as bioindicators of ecosystems because they are organisms that respond quickly to changes in their environment. To determine the impact of livestock grazing and different agricultural techniques on the functional diversity of the ecosystems where these activities are practiced, this study sampled entomofauna communities in four areas with different degrees of intervention, associated with a riparian ecosystem, in the department of Casanare. To estimate functional diversity, multidimensional and multitrait indices of functional diversity were calculated, based on the matrix of functional traits, obtained from morphological measurements, and abundances dates of the collected morphotypes. A descriptive analysis was made to identify the relationship between the functional diversity estimated in each area and the structure of the functional groups, identified through the use of classification a dendrogram. The functional diversity indexes that revealed differences between zones according to the magnitude of change were the functional richness index, where the highest value was presented by the agrosystem and the lowest value by the pasture, and the functional dispersion index, where the highest value was presented by the monoculture and the lowest value by the pasture. Additionally, it was detected that the formation of functional groups depended on the type of zone: four functional groups were formed in the agrosystem (with average dominance in most cases) and three groups in the other three zones (with the three levels of dominance). The difference in functional diversity between insect communities according to the agricultural production systems developed in each zone may be reflecting the postulates of the intermediate disturbance hypothesis, because the zone with the moderate degree of intervention, i.e. the agrosystem, was the one that presented the highest values of functional diversity. On the other hand, the structuring of the functional groups was probably influenced by the difference in the variety of resources available in each area. The relationship found in this study between the structure of functional groups and functional diversity may be due to the degree of specialization in the use of resources in each area. Considering the different scenarios included in this study, it was possible to identify those anthropogenic interventions, if moderate, will not negatively affect the functioning of the intervened ecosystem and may even increase it.

Key words: Multidimensional – multitrait indexes functional diversity, insects, extensive farming, functional groups.

INTRODUCCIÓN

La degradación de ecosistemas, manifestada generalmente a través de cambios negativos de su estructura, composición y funcionamiento, en un alto número de casos es acentuada por intervenciones antropogénicas (1). Dentro de las actividades humanas con mayor impacto negativo sobre los ecosistemas se encuentran la ampliación de áreas de producción agrícola y de pastoreo, lo que causa la degradación del suelo, la pérdida de recursos forestales e incluso limita los procesos de regulación del hábitat (2). Por esta razón, la intensificación de la agricultura está catalogada como una de las actividades con mayor impacto negativo sobre los ecosistemas, la cual, en muchos casos, se asocia a altas tasas de disminución de biodiversidad tanto local (3), como global (4, 5). Por otra parte, la ganadería es la actividad que ocupa la mayor parte de la frontera agropecuaria, por ejemplo, en Colombia, en 35 años esta actividad productiva aumentó notablemente pasando de ocupar 14,6 a 35,5 millones de hectáreas, fenómeno que tiende a continuar creciendo (6). Por lo tanto, como consecuencia del fenómeno de expansión agropecuario, en ecosistemas sujetos a este tipo de perturbaciones antropogénicas, se inducen cambios en la composición de especies y en la red de interacciones establecidas, lo cual puede acarrear como consecuencia variaciones en su dinámica de función natural (7).

En el caso específico de la deforestación o alteración de bosques naturales, tales intervenciones pueden conducir al sistema a una sucesión ecológica, una vez haya cesado la perturbación (8). Este fenómeno provoca la formación de hábitats secundarios, los cuales pueden tener la posibilidad de refugiar especies pre-adaptadas o capaces de adaptarse a las nuevas condiciones (9). Bajo este esquema, una intervención moderada podría conducir a un aumento de diversidad (10). Cuando las intervenciones son de forma gradual y con frecuencia moderada, disminuye la probabilidad de generar efectos negativos sobre el ecosistema, tal como plantea la hipótesis del disturbio intermedio (10). Sin embargo, las respuestas de las comunidades biológicas frente a las perturbaciones varían según el ecosistema, las especies que la conforman y el tipo de perturbación que ocurre (11).

En contraste con la agricultura convencional de tipo intensiva, la agricultura de tipo extensiva es menos agresiva ya que tiene en cuenta los procesos naturales del ecosistema (12). Con la agricultura extensiva se replica de buena manera la dinámica forestal natural, lo que conlleva al mantenimiento de altos niveles de estabilidad y resiliencia, además de la preservación de la diversidad biológica y funcional (13). Con esta técnica, en la cual el modo de intervención es moderado, se generan unidades de cultivo o agrosistemas que tienen un efecto negativo reducido sobre las comunidades biológicas comparado con estrategias como los monocultivos o pastizales generados por la agricultura convencional y la ganadería (14). Comparado con los mecanismos intensivos, se ha observado que la agricultura extensiva permite una resiliencia más efectiva posterior al uso del suelo (3), conclusión generada mediante la evaluación de la fragmentación paisajística causada y el efecto en la distribución de organismos sometidos a diferentes grados de transformación ecosistémica en dichos agrosistemas (15, 16).

Para una mayor comprensión de las consecuencias que generan disturbios en el hábitat, se ha recurrido a la evaluación de la diversidad funcional, entendiendo el rol que desempeñan los organismos en el ecosistema del que hacen parte (17). De esta manera, la diversidad funcional permite relacionar el efecto que tienen las especies biológicas sobre el funcionamiento del ecosistema, a la vez que permite observar la respuesta de dichas especies y su función frente a las características del hábitat (18). Adicionalmente, conociendo la función de las especies y su asignación a grupos funcionales, se pueden determinar las consecuencias que pueden tener cambios en la estructura de las redes biológicas sobre procesos ecológicos en los que intervienen las especies de dichas redes (17). Esta aproximación se basa en el precepto de que las especies que hacen parte de un mismo grupo funcional, al ser sintópicas, comparten estrategias de respuesta similar frente a las condiciones del hábitat, así como roles similares, influyendo en los mismos procesos funcionales del ecosistema (19). La necesidad de desarrollar estudios con este tipo de enfoque, ha conducido al aumento en el uso de la diversidad funcional como métrica en los estudios ecológicos, para lo cual se han propuesto índices que cuantifican directamente los valores de los rasgos funcionales y la frecuencia con que se presentan (20). Villéger y colaboradores (21), considerando que el número de rasgos funcionales define los ejes del espacio ocupado por las especies y así mismo el espacio de nicho funcional correspondiente, proponen tres índices multirasgo - multidimensionales de diversidad funcional: El índice de Riqueza funcional (FRic) que representa la cantidad de espacio funcional ocupado por la comunidad; el índice de Equidad funcional (FEve) que estima la distribución de las especies en el espacio funcional, según sus abundancias relativas; y el índice de Divergencia funcional (FDiv) que mide la dispersión de las abundancias entre los valores de los rasgos funcionales en el espacio ocupado por las especies (9, 21). Adicionalmente, Laliberté y Legendre (22) proponen el índice de Dispersión funcional (FDis), el cual mide la distancia de las especies individuales en el espacio de rasgos multidimensionales de todas las especies, teniendo en cuenta sus abundancias. En contraste con índices unidimensionales, estos índices que son más robustos, permiten una descripción más adecuada de la funcionalidad de las especies en sus hábitats y a la vez son útiles para revelar efectos de perturbaciones naturales o antropogénicas cuando se presentan (21).

Los insectos son ampliamente utilizados como indicadores del estado en que se encuentra el ecosistema al que pertenecen al ser organismos que responden rápidamente a los cambios del medio que ocupan (23). La gran diversidad y especificidad de los insectos en gran cantidad de ambientes se ha debido a su capacidad evolutiva frente a los variopintos microambientes que ha encontrado en su historia (24), y a las múltiples asociaciones con otros organismos vivos y la gran variedad de funciones ecosistémicas que llevan a cabo (25). La capacidad de rápida respuesta de los insectos se debe también a la flexibilidad de cambio y adaptación frente a condiciones no favorables (26). Esto es debido principalmente a la variabilidad en los ciclos de vida intra e interespecífico de los insectos, la diversidad en sus roles funcionales, diferencias en las tasas de desarrollo entre estadios, así como al polivoltinismo que presentan (27). Por lo tanto, los insectos son un modelo biológico adecuado para entender el estado de un ecosistema que ha sido intervenido por actividades agropecuarias, ya que estas generan cambios a nivel de hábitat donde dichos organismos encuentran recursos disponibles. Además, los cambios en las características del

ecosistema producidos por actividades antropogénicas se mantienen en un período de tiempo corto, lo que facilita el refugio de nuevas especies pre-adaptadas a estas condiciones (9).

Conocer la ecología de los insectos, su morfología y rol funcional, es una forma adecuada de estimar la vulnerabilidad en la que se encuentran los hábitats perturbados donde están presentes cuando ocurren alteraciones (23). Por esta razón y por la importancia de evaluar la afectación causada por intervenciones antropogénicas, en este estudio se pretende determinar cambios en la diversidad funcional de insectos como resultado del uso de diferentes sistemas agropecuarios tales como: agrosistemas de tipo extensivo, monocultivos de tipo intensivo y ganadería por pastoreo. Comprender la relación entre la diversidad funcional en insectos y el tipo de sistema agropecuario, es una aproximación muy útil que aporta al diagnóstico acerca del impacto de estrategias productivas sobre los ecosistemas.

Objetivo general

Determinar el efecto de diferentes sistemas de producción agrícola sobre la diversidad funcional de la entomofauna de estrato arbustivo en un ecosistema ripario de la llanura colombiana.

Objetivos específicos

En un ecosistema ripario de la llanura colombiana:

- Identificar diferencias en la diversidad funcional de insectos asociados al estrato arbustivo entre cuatro zonas con diferentes grados de intervención: pastizal, monocultivo, agrosistema y al interior del bosque sin intervención actual.
- Identificar si la diversidad funcional influye sobre la estructura de los grupos funcionales de insectos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en la sede Utopía de la Universidad de La Salle, ubicada a 12 kilómetros de Yopal, Casanare (Latitud: N 05.32319, Longitud: W 072.29152) donde se encuentran zonas de bosque ripario maduro, monocultivos, agro ecosistemas y pastizales. El sitio se caracteriza por tener una temperatura media de 27°C, una precipitación que oscila entre los 2000 y 2500 mm anuales con régimen monomodal y una humedad relativa de 70% (30).

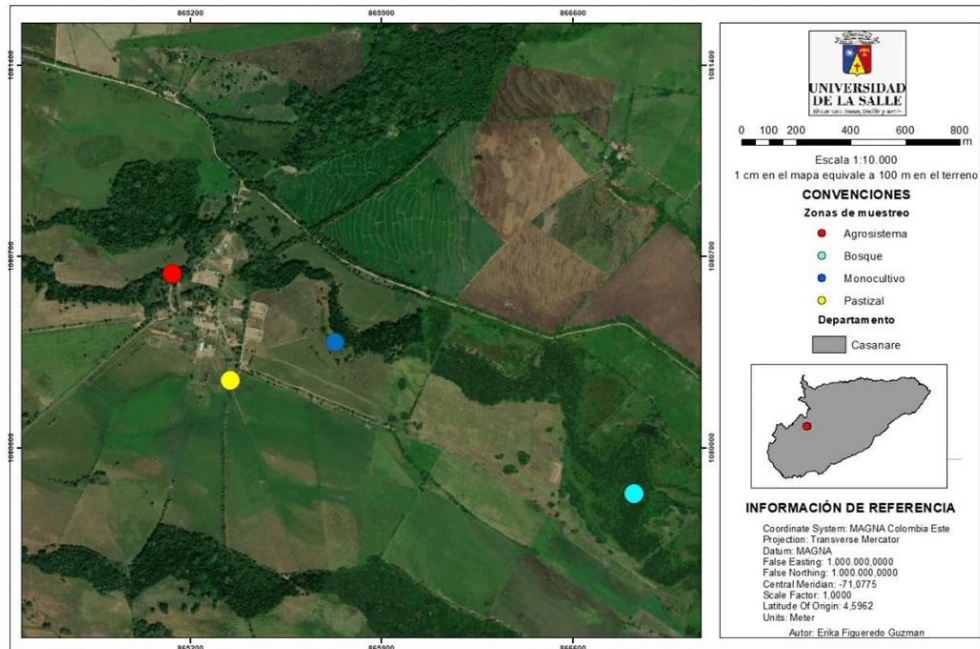


Figura 1. Mapa del área de estudio con las cuatro zonas de muestreo.

Muestreo

El muestreo se llevó a cabo durante los meses de octubre y noviembre del año 2018, en la transición entre la época de lluvia y la de sequía, momento de mayor presencia de insectos adultos (24). Para realizar la toma de datos se eligieron cuatro zonas de muestreo (Figura 1): un bosque ripario a dos kilómetros de las instalaciones de la universidad, zona que presenta la menor intervención antropogénica; un sistema agroforestal con integración de cultivo de diferentes variedades de café (*Coffea arabica*), mata ratón (*Gliricidia sepium*), hierbas gramíneas y arvenses; un monocultivo de parcelas con pasifloras (*Passiflora edulis* y *Passiflora quadrangularis*); y un pastizal destinado a la ganadería. Para asegurar un esfuerzo de muestreo homogéneo, se realizó una toma de datos estandarizada en cada sitio, delimitando todos los lugares a la menor área, es decir la del monocultivo con 70 metros de largo por 50 metros de ancho.

La colecta de especímenes se realizó alternando semanalmente las zonas de muestreo: cada semana se realizó el muestreo en dos zonas simultáneamente. La colecta se hizo desde zonas rasantes a nivel del suelo hasta tres metros de altura, usando trampas para insectos y captura manual. Para la captura manual se utilizó una red entomológica muestreando en un periodo de cinco horas a la semana durante horas diurnas en cada sitio muestreal, para un esfuerzo de muestreo de 15 horas/hombre en cada zona. Para la colecta por medio de trampas, en cada unidad de muestreo se ubicaron durante 15 días dos trampas tipo *van someren-rydon* usando como cebo una mezcla de banano y azúcar, una trampa tipo *malaise* estando activa en horas diurnas y seis trampas *pitfall*

dispuestas en forma de zigzag a través de la unidad muestral separadas 10 metros entre sí, usando excremento bovino como cebo.

Procesamiento de muestras

Los individuos colectados se preservaron en frascos con alcohol al 70% agrupados por morfotipo e identificados hasta nivel de orden. A partir del conteo de estos individuos en cada zona se generó la matriz de abundancias. Adicionalmente, se tomaron registros fotográficos de representantes de cada morfotipo para posterior medición. El registro fotográfico se realizó ubicando la cámara fotográfica de forma perpendicular al individuo, para evitar deformaciones por ángulo incorrecto de la imagen. Las fotografías se tomaron del lado ventral, dorsal y lateral de cada individuo, garantizando el registro total de las estructuras morfológicas del organismo. Las fotografías incluyeron un papel milimetrado como base métrica para posterior escalamiento de la imagen. Las mediciones morfológicas se realizaron en el programa ImageJ (31), mediante el cual se tomaron mediciones de cinco rasgos funcionales: longitud de la cabeza -reflejando funciones sensoriales-, longitud del abdomen -reflejando el almacenamiento de energía en el individuo-, longitud del tórax, longitud de la pata posterior y longitud de las alas -estas tres últimas indicando funciones de locomoción- (como caracteres continuos). Adicional a estas mediciones en el análisis se incluyó el tipo de aparato bucal y de desarrollo del ciclo de vida (como caracteres categóricos). El software permitió realizar el análisis de forma cuantitativa gracias a la opción que ofrece de asignación numérica a las variables categóricas.

Análisis de datos

Para la estimación de la diversidad funcional de insectos se calcularon los índices multidimensionales y multirasgo de diversidad funcional: riqueza funcional (FRic), equidad funcional (FEve), divergencia funcional (FDiv) y dispersión funcional (FDis). Estos índices se calcularon para cada una de las cuatro zonas muestreadas teniendo como base la matriz de abundancias y la matriz de rasgos funcionales. Los índices fueron calculados usando el paquete FD (32), implementado en el software R (28). En detalle, con estas herramientas computacionales se analizaron: (i) el espacio funcional ocupado por la comunidad en cada zona (FRic), (ii) la disposición de las especies, con sus respectivas abundancias, en la dimensión de rasgos funcionales (FEve), (iii) las especies raras y las dominantes, según la distribución de las abundancias de dichas especies en la dimensión de rasgos funcionales (FDiv) y (iv), los atributos compartidos entre las especies de la comunidad que generan un solapamiento de funciones asignadas (FDis) (7, 21).

Una vez obtenidos los índices de diversidad funcional, para cada uno se calculó el valor de magnitud de cambio entre las zonas. Esta aproximación se realizó debido a la ausencia de varianza en las unidades de análisis. En este estudio, al usar la magnitud de cambio se pudo identificar: (1) cuáles índices revelan diferencias de diversidad funcional entre zonas y (2) cuando se presentan

diferencias, determinar por ranqueo (mayor a menor) de qué forma se presentan las diferencias entre las zonas. Para este estudio se consideró que un cambio de al menos 25% indica diferencia, es decir cuando la magnitud de cambio es mayor a 1.33.

Para identificar si la estructura de conformación de los grupos funcionales de insectos influye sobre la diversidad funcional de la comunidad, inicialmente se realizó un dendrograma de cada zona a través de un análisis de conglomerados jerárquico usando los valores obtenidos de los atributos medidos (29). Posteriormente, se agruparon los morfotipos en grupos funcionales mediante un análisis *K means* basado en un análisis gráfico tipo codo (28) y se determinó la estructura de cada grupo a través de un análisis gráfico de proporciones - *tipo circular* -, mediante el cual se identificó el valor porcentual/proporcional de los órdenes que conforman los grupos funcionales.. En este análisis final se usaron únicamente los índices de diversidad funcional que presentaron valores altos de magnitud de cambio entre zonas (mayores a 1.33). Estos dos elementos se relacionaron a través de un análisis descriptivo, comparando los grupos funcionales conformados en cada zona y la dominancia mostrada en dichos grupos, teniendo en cuenta los valores de diversidad funcional que presentó cada zona.

RESULTADOS

Diversidad funcional.

Los índices multidimensionales y multirasgo de diversidad funcional que revelaron diferencias entre zonas acorde con la magnitud de cambio fueron el índice de riqueza funcional (FRic) y el índice de dispersión funcional (FDis). Para el índice de riqueza funcional, se identificó que el valor de FRic del agrosistema es 9.80 veces más grande que el del pastizal. En detalle, el valor FRic del agrosistema fue 311.46 (valor más alto) y el valor FRic del pastizal fue 31.77 (valor más bajo), lo que resultó en una magnitud de cambio para este índice de 9.80 (Figura 2A). Por otra parte, según los datos del índice de dispersión funcional, se obtuvo que el valor de FDis del monocultivo es 1.39 veces más grande que el del pastizal. Para este índice, el valor FDis del monocultivo fue 2.44 (valor más alto) y el valor FDis del pastizal fue 1.76 (valor más bajo), con lo cual se obtuvo que la magnitud de cambio para este índice fue de 1.39 (Figura 2D). Los índices de equidad funcional FEve y de divergencia funcional FDiv no indican diferencias entre las zonas al presentar valores de magnitud de cambio menores a 1.33. La magnitud de cambio entre el valor más bajo y más alto del índice de equidad funcional FEve fue 1.14 (Figura 2B), y del índice de divergencia funcional FDiv fue 1.11 (Figura 2C).

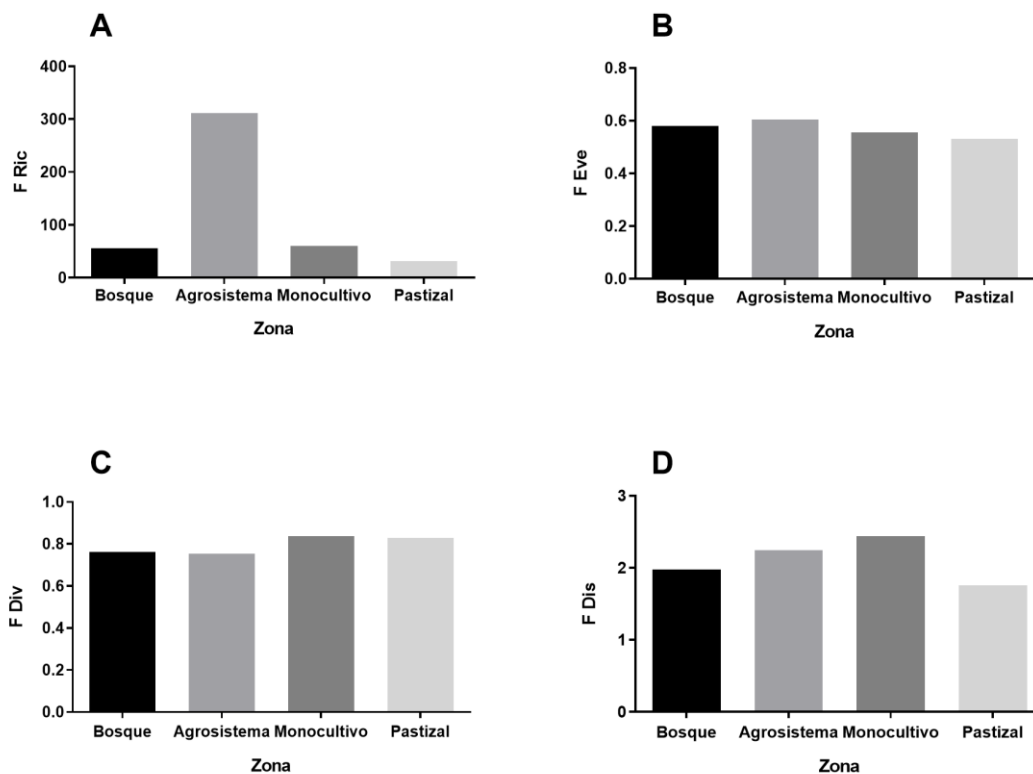


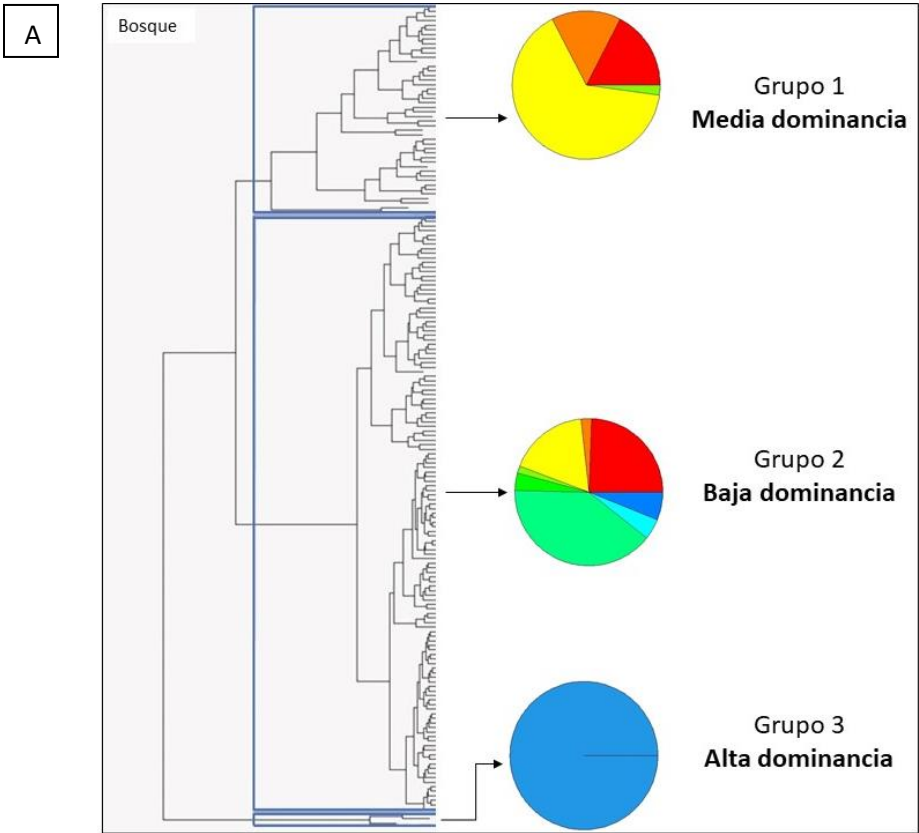
Figura 2. Índices de diversidad funcional de la entomofauna en la zona muestreada. A: Riqueza funcional (FRic); B: Equidad funcional (FEve); C: Divergencia funcional (FDiv); D: Dispersión funcional (FDis).

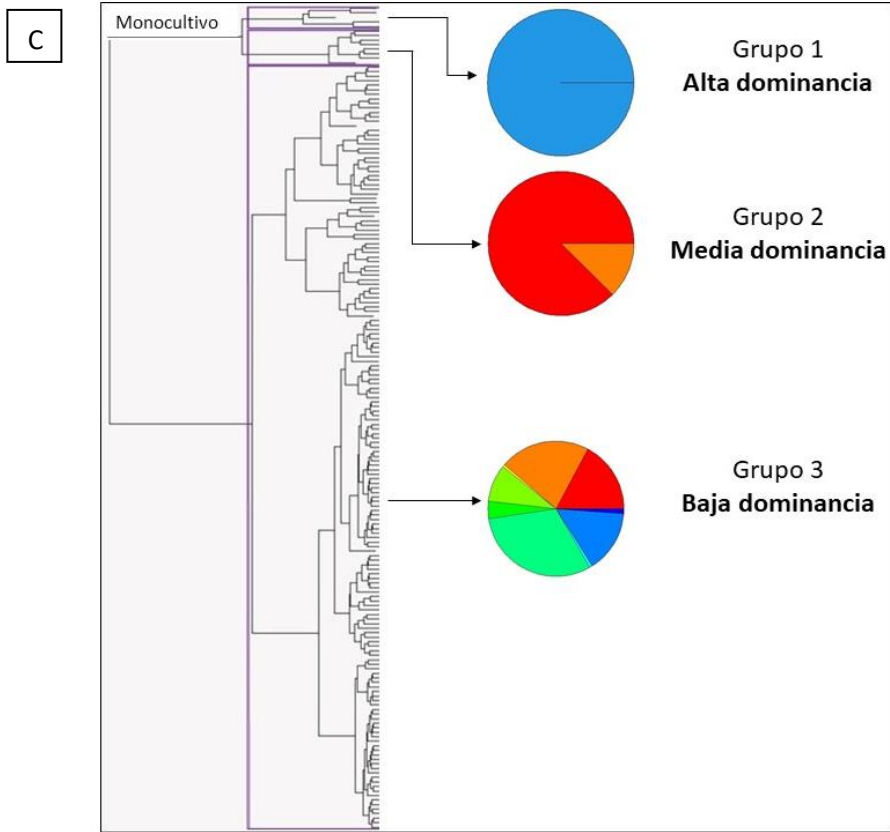
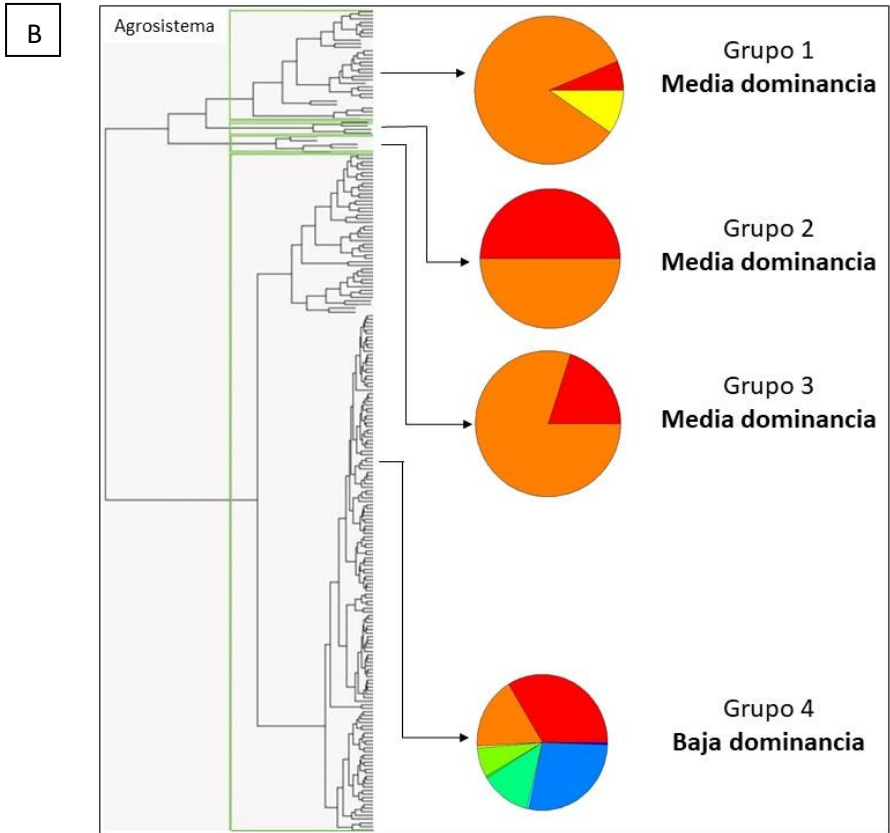
Acorde con el índice de riqueza funcional, el agrosistema es la zona con el mayor espacio de nicho ocupado por la comunidad de insectos presentando el mayor valor (FRic=311.46). Luego sigue el monocultivo (FRic=60.07) y el bosque (FRic=55.99). Para este índice el menor valor se presenta en el pastizal (FRic=31.77). Por otra parte, el índice de dispersión funcional indica que el monocultivo, con el mayor valor en este índice (FDis=2.44), contiene especies de insectos, los cuales en conjunto representan la mayor cantidad de diferentes rasgos funcionales presentes en toda la comunidad, evitando el solapamiento de funciones asignadas a cada atributo. Esta zona es seguida por el agrosistema (FDis=2.24) y por el bosque (FDis=1.98). Para este índice el menor valor lo presenta el pastizal (FDis=1.76).

Relación entre diversidad funcional y grupos funcionales.

La conformación de grupos funcionales y la dominancia de órdenes dentro de ellos difiere ligeramente entre las zonas de la comunidad de insectos estudiada. Acorde con el análisis de codo *K means*, en el agrosistema, que es la zona con mayor riqueza funcional (Figura 2A), se conformaron cuatro grupos funcionales. En las otras tres zonas, el número de grupos funcionales fue menor, conformándose tres grupos para cada una. Por otra parte, los grupos funcionales en el agrosistema

presentaron en su mayoría dominancia media, con tres casos y un solo grupo con dominancia baja. Para el bosque, el monocultivo y el pastizal se presentaron los tres niveles de dominancia (alta, media y baja) entre los grupos funcionales que se formaron (Figura 3, Tabla 1).





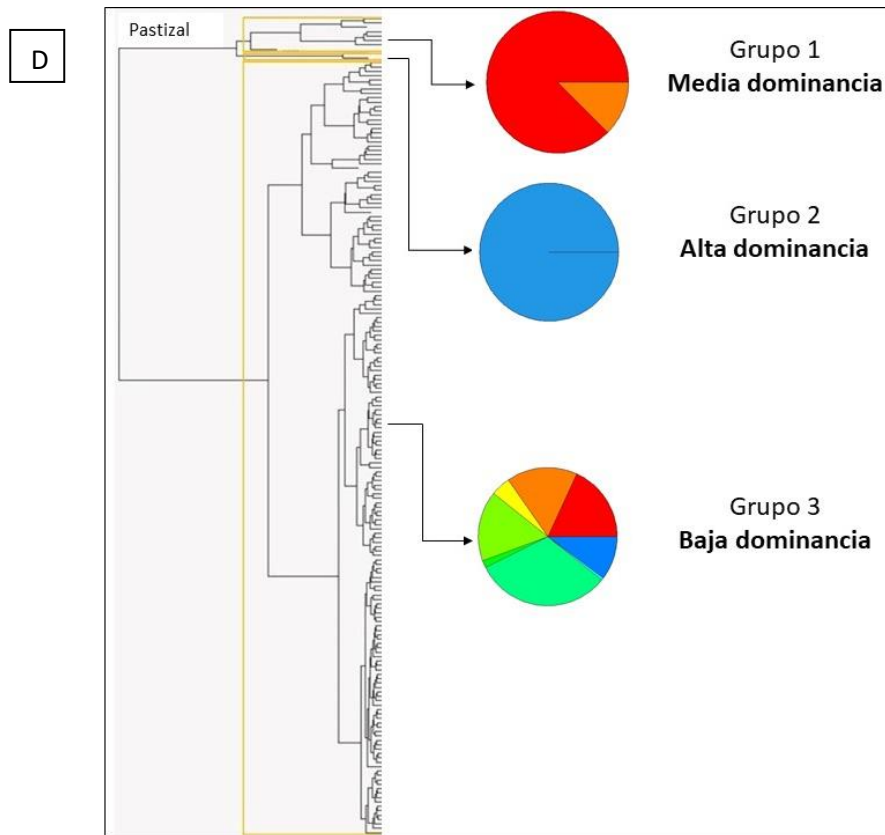


Figura 3. Grupos funcionales conformados en el bosque (A), agrosistema (B), monocultivo (C) y pastizal (D). Se ilustra para cada grupo funcional el grado de dominancia (alta, media o baja) de los órdenes que componen el grupo.

En la comunidad de insectos en la zona del agrosistema, los tres grupos con dominancia media presentaron entre dos y tres órdenes. El grupo con dominancia baja de esta zona presentó individuos de nueve órdenes diferentes (Tabla 1).

Para las zonas del bosque, monocultivo y pastizal, que presentaron grupos en los tres niveles de dominancia, el número de órdenes dentro de los grupos funcionales se presentó de la siguiente manera: (i) dominancia alta – en las tres zonas se presentó un solo orden en los grupos funcionales correspondientes, (ii) dominancia media – en el bosque se presentaron individuos de cuatro órdenes, mientras que en el monocultivo y pastizal se presentaron individuos de dos órdenes, y (iii) dominancia baja – en el monocultivo el grupo funcional presentó representantes de nueve órdenes, mientras que en el bosque y pastizal cada grupo presentó representantes de ocho órdenes (Tabla 1).

Tabla 1. Dominancia de órdenes en las zonas evaluadas acorde con la información de la figura 3.

Zona	Dominancia		
	Alta	Media	Baja
Bosque	1 grupo. Grupo funcional 3	1 grupo. Grupo funcional 1	1 grupo. Grupo funcional 2
Agrosistema		3 grupos. Grupo funcional 1, 2 y 3	1 grupo. Grupo funcional 4
Monocultivo	1 grupo. Grupo funcional 1	1 grupo. Grupo funcional 2	1 grupo. Grupo funcional 3
Pastizal	1 grupo. Grupo funcional 2	1 grupo. Grupo funcional 1	1 grupo. Grupo funcional 3

Basados en la formación de grupos funcionales y el tipo de dominancia que presentó cada uno, se encontró que la diversidad funcional, desde el punto de vista de la *riqueza funcional*, está influyendo en la estructura de los grupos funcionales conformados en la comunidad de insectos estudiada. Los valores del índice de riqueza funcional (FRic) fueron los que mayor diferencia tuvieron entre zonas, siendo el agrosistema la que presentó el mayor valor de riqueza funcional relativo a las otras tres zonas (Ver Figura 2A). Esto se ve reflejado en la diferencia que se presenta entre las cuatro zonas tanto en el número de grupos funcionales conformados como en el grado de dominancia de órdenes dentro de los mismos. El agrosistema, con el mayor valor del índice de riqueza funcional (FRic), es la zona que presenta la mayor cantidad de grupos funcionales (cuatro grupos). A la vez en esta zona, no se presentan casos de dominancia alta dentro de los grupos. En contraste, en el bosque, el monocultivo y el pastizal se conformaron menos grupos funcionales (tres grupos) y se encontró mayor variedad en el tipo de dominancia, presentando los tres grados de dominancia dentro de los grupos (Figura 3).

Por otra parte, a pesar de que la magnitud de cambio indica que el índice de dispersión funcional (FDis) revela diferencias entre zonas (Figura 2D), bajo este índice no se tiene soporte para indicar que la diversidad funcional, desde el punto de vista de la *dispersión funcional*, tenga influencia en la estructura de los grupos funcionales. Basados en este índice, el monocultivo fue la zona con el mayor valor de dispersión funcional. A pesar de ello, esta zona en cuanto a la conformación de los grupos funcionales y su dominancia, no difiere de las otras zonas (Figura 3). Así mismo, el pastizal fue la zona con el menor valor de riqueza funcional y dispersión funcional (Figura 2), sin embargo, tampoco muestra diferencias en la estructura de los grupos funcionales frente a las otras tres zonas (Figura 3).

DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio demuestran que la diversidad funcional de la entomofauna se ve afectada de forma diferente según el tipo de sistema de producción agropecuaria. Esto se logró evidenciar gracias al uso de índices multirasgo – multidimensionales de diversidad funcional, con los que se encontraron diferencias entre las zonas estudiadas, principalmente en cuanto a riqueza funcional (FRic) y dispersión funcional (FDis), los cuales fueron los índices que revelaron la mayor diferencia (Figura 2). En especial se encontró que el índice más sensible en este estudio fue el de riqueza funcional (FRic), para el cual el agrosistema presentó los mayores valores, seguido por el bosque y el monocultivo, siendo el pastizal la zona con el menor valor. Adicionalmente, se evidenció que el grado de diversidad funcional repercute en la estructura de los grupos funcionales de la comunidad, tanto en su conformación como en la dominancia taxonómica que se presenta dentro de los grupos. La zona con mayor riqueza funcional fue en la que mayor cantidad de grupos funcionales se conformaron y en la que se presentó el menor grado de dominancia de órdenes dentro de los grupos. Por otra parte, las zonas con menor riqueza funcional fueron las que menor cantidad de grupos funcionales presentaron y en las que ocurrieron mayores grados de dominancia de órdenes dentro de los grupos. Con estos resultados se evidencia que el tipo de intervención antropogénica, mediante actividades agropecuarias, afecta la diversidad funcional de insectos de las diferentes zonas estudiadas e influye sobre la forma en que se estructuran sus grupos funcionales.

Las diferentes zonas incluidas en este estudio representan prácticas de alteración humana que presentan diferentes grados de intervención, las cuales, a la vez, están presentando diferentes formas de respuesta ecológica. El pastizal, zona homogénea destinada a la implementación de ganadería, representa el caso con mayor grado de intervención. Asociado a esto, el pastizal fue la zona que presentó los menores valores de diversidad funcional, lo cual indica una baja diversidad de roles ecológicos y a la vez baja distribución de las diferentes especies presentes en los ejes de nicho, lo cual es consistente con la baja variedad en oferta de recursos de este tipo de zonas. Resultados similares encontraron Flynn y colaboradores (14), quienes indican que la pérdida de diversidad funcional de aves y mamíferos está asociada a la intensificación en el uso de la tierra mediante la generación y uso de monocultivos y pastizales. Otro tipo de zona que presenta homogeneidad es el monocultivo, el cual se caracteriza por presentar zonas con parcelas de producción agrícola de tipo intensiva. En este estudio, este tipo de zona representa un grado de intervención medio-alto y fue la zona que presentó valores medios para la mayoría de índices, presentando excepcionalmente el mayor valor para la dispersión funcional (FDis). Valores de índices en su mayoría medios en esta zona indican que la comunidad de insectos presentes allí contiene especies que en conjunto representan un aumento en la cantidad de diferentes rasgos funcionales comparado con la otra zona homogénea, el pastizal, sugiriendo mayores roles ecológicos y formas de uso de los recursos que tienen disponibles estas especies. Por otra parte, una forma de cultivo más compleja en este estudio fue el agrosistema, la cual al ser un sistema de cultivo de tipo extensivo representa un grado de intervención antropogénica medio-bajo. Para esta zona se debe destacar que es la que presenta los valores más altos de diversidad funcional, principalmente el de

riqueza funcional (FRic). Estos resultados están indicando que la comunidad de insectos en esta zona cubre un mayor espacio de nicho funcional de la comunidad de insectos en comparación con las otras tres zonas, es decir, los atributos y roles de las especies presentes en esta zona responden mejor a los recursos disponibles, aportando a una mayor funcionalidad de la entomofauna en el ecosistema (33). La cuarta zona, el bosque, como un ecosistema de bosque ripario maduro, al ser la zona con ausencia de actividades humanas representa el menor grado de intervención. El bosque presentó valores medios en los índices de diversidad funcional, lo cual demuestra que los recursos disponibles en la zona no están siendo completamente aprovechados por la comunidad de insectos presentes.

La diferencia de diversidad funcional entre las comunidades de insectos según los diferentes sistemas de producción agrícola desarrollados en cada zona, puede estar reflejando los postulados de la hipótesis del disturbio intermedio (10), la cual establece que una alteración en un ecosistema realizada con una moderada frecuencia, aumenta la probabilidad de formación de hábitats secundarios. Al ocurrir esto, se promueve que las especies prosperen en ambos extremos de frecuencia de disturbio y puedan coexistir sin interferir entre ellas, gracias a que se explotan los nichos disponibles bajo las nuevas condiciones que surgen. Además, se promueve el asentamiento de nuevas especies, la permanencia de las especies pioneras y favorece una alta diversidad funcional. La anterior situación mencionada se puede estar presentando en el agrosistema, al ser una forma de agricultura de tipo extensiva, sumado a ser la zona más cercana al bosque ripario, condiciones que según Tscharntke T y colaboradores (34) influyen en el mantenimiento de la diversidad funcional de los ecosistemas. Adicionalmente, la agricultura extensiva utiliza recursos naturales ya disponibles en la zona para el aprovechamiento y producción agrícola, lo que favorece la preservación de la diversidad biológica y funcional (13). Esta premisa es apoyada por Krauss J y colaboradores (3) quienes encontraron que en cultivos orgánicos, con practica de agricultura extensiva, se presentan valores altos de diversidad funcional en comparación con campos de cultivos convencionales que usan agricultura intensiva.

La diversidad funcional no solo comprende la variedad de roles funcionales de las especies, sino también la distribución de sus abundancias en cada eje del nicho ecológico multidimensional (35). Los grupos funcionales conformados en cada zona muy probablemente van a estar ocupando nichos funcionales diferentes en el ecosistema, donde su coexistencia conduce a una mayor y amplia explotación de recursos. De esta forma, por medio de exclusión por competencia y de forma complementaria, las especies involucradas, en conjunto, explotan una mayor cantidad y gama de recursos disponibles. Dicho fenómeno se puede estar presentando en la región evaluada en el presente estudio, lo cual es consistente con lo que Kahmen y colaboradores (36) encontraron. En su investigación, identificaron que las estrategias de absorción de nitrógeno por parte de diferentes especies de plantas difieren dentro y entre grupos funcionales, y lo hacen evitando competencia por recursos, sugiriendo que los grupos funcionales conformados ocupan nichos complementarios en la comunidad. De forma similar, en este estudio, la presencia de diferentes grupos funcionales en cada zona y la preponderancia de la media y baja dominancia de órdenes en los grupos, evidencia un alto aprovechamiento de recursos disponibles. Con el aprovechamiento de recursos mediante

los rasgos funcionales de las especies en las comunidades de insectos estudiadas, provoca que los atributos presentes logren cubrir de forma amplia los ejes del nicho funcional (37). De acuerdo a lo anterior, la estructuración de los grupos funcionales en las comunidades estudiadas probablemente estuvo influenciada en su momento por el tipo de intervención y por la diferencia en la variedad de recursos disponibles en cada zona.

La hipótesis de complementariedad de nicho postula que la alta diversidad de especies o grupos funcionales, aumenta la oportunidad de tener un espacio variado de rasgos funcionales (38), lo que conduce a una alta diversidad funcional en la comunidad. La relación encontrada en este estudio entre la estructura de los grupos funcionales y la diversidad funcional (desde el punto de vista de la riqueza funcional) se puede sustentar en esta hipótesis ya que la diferencia entre el agrosistema y el resto de las zonas puede tener un origen en el grado de especialización en el uso de recursos en cada zona. Adicionalmente, esta hipótesis establece que para que ocurra coexistencia, la alta sobreposición en una dimensión de nicho debe ser compensada por baja sobreposición de otra (39). Por lo tanto, en el caso del agrosistema, con implementación de agricultura extensiva, y de acuerdo con Córdova y Zambrano (35), la ausencia de alta dominancia y la predominancia de media y baja dominancia encontrada en sus grupos funcionales puede estar determinada por el bajo traslape de nicho en este ecosistema, lo que favorece la complementariedad de nicho al formar grupos ecológicamente compatibles y un uso de recursos de forma más eficiente, lo que a la vez promueve la variedad de órdenes dentro de los grupos funcionales.

Finalmente, cabe destacar que a través de este estudio fue posible evidenciar el efecto que tienen diferentes sistemas de producción agrícola sobre la diversidad funcional de la entomofauna, en especial para el caso de ecosistemas riparios de la llanura colombiana. En efecto, la diversidad funcional dependió del grado de intervención que se genera sobre el ecosistema donde ocurre la práctica. La dinámica y estructura de una comunidad biológica puede estar basada en las estrategias ecológicas específicas que las especies o grupos funcionales desarrollan dentro de la comunidad, conduciendo a una relación positiva entre la biodiversidad y el funcionamiento del ecosistema (36). En este estudio se observó que las respuestas ecológicas de las comunidades a diferentes grados de intervención implican estrategias ecológicas diferentes en cuanto a la estructuración de grupos funcionales y dominancia taxonómica dentro de los grupos. Estas respuestas, en un extremo, como lo fue para el agrosistema, con un grado de intervención moderado, resultaron en una alta cantidad de grupos funcionales conformados por especies poco dominantes, con aumento en la riqueza funcional de la comunidad. En el otro extremo, que para este estudio lo representa el pastizal, con mayor grado de intervención, las respuestas ecológicas resultaron en una menor cantidad de grupos funcionales conformados por especies con todo tipo de grados de dominancia, con disminución en la riqueza y en la dispersión funcional de la comunidad. De esta forma, basados en esta gama de respuestas y considerando los diferentes escenarios evaluados, en este estudio se logró identificar que las intervenciones antropogénicas, si se presentan de forma moderada, no van a repercutir de manera negativa sobre el funcionamiento del ecosistema intervenido, sin descarta que incluso se puede llegar a promover y aumentar dicho funcionamiento. Esto sugiere que la implementación de técnicas de producción agropecuaria que tengan en cuenta la dinámica y los procesos naturales de

la zona es recomendable, tal como las estrategias agrícolas extensivas que se han implementado actualmente en la región estudiada de la llanura colombiana.

CONCLUSIONES

- Los resultados obtenidos en el presente estudio sugieren que la diversidad funcional en las comunidades de insectos asociadas a un ecosistema de bosque ripario se ve afectada de forma diferente según el grado de intervención antropogénica producida en el ecosistema.
- Según los índices multidimensionales – multirasgo de diversidad funcional, la riqueza funcional (FRic) es el índice más sensible a dichas intervenciones, para el cual la zona del agrosistema, con un grado de intervención moderado, presentó los mayores valores y la zona del pastizal presentó los menores valores.
- Por otro lado, el agrosistema fue la zona en la que mayor cantidad de grupos funcionales se conformaron y en la que se presentó el menor grado de dominancia de órdenes dentro de los grupos, al contrario de las otras tres zonas donde se conformaron menor cantidad de grupos funcionales en cada una y se presentaron mayores grados de dominancia dentro de los grupos.
- Adicionalmente, se evidenció que la diversidad funcional influye sobre la forma en que se estructuran los grupos funcionales de la comunidad de insectos en las diferentes zonas estudiadas.
- Finalmente, los resultados del presente estudio permiten afirmar que es importante el reemplazo de mecanismos intensivos por mecanismos extensivos en zonas destinadas al uso de la tierra con actividades agropecuarias para mantener altos niveles de diversidad funcional en el ecosistema intervenido.
- A manera de recomendación, para un mayor alcance en los resultados de este estudio, se deben abarcar diferentes épocas del año, incluyendo insectos nocturnos y demás grupos taxonómicos.

REFERENCIAS

1. Tilman D, et al. (1997) The influence of functional diversity and composition on ecosystem. *Science* **277**:1300.
2. Loening L, Markussen M (2003) Pobreza, deforestación y pérdida de la biodiversidad en Guatemala. *IAI for Economic Research* **91**.
3. Krauss J, Gallenberger I, Steffan-Dewenter I (2011) Decreased functional diversity and biological pest control in conventional compared to organic crop fields. *PLoS ONE* **6**(5): e19502.
4. Matson P, Parton W, Power A, Swift M (1997) Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* **277**:504–509.
5. Tscharrntke T, Klein A, Steffan-Dewenter I, Thies C (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecol. Lett.* **8**:857–874.
6. Murgueitio E (2000) Sistemas agroforestales para la producción ganadera en Colombia. *Intensificación de la ganadería en Centroamérica, beneficios económicos y ambientales*, eds Pomareda C, Steinfeld H (Nuestra Tierra, Costa Rica) pp 334-344.
7. Casanoves F, Pla L, Di Rienzo J (2011). *Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos* (CATIE, Turrialba).
8. Dubois J (1990) Secondary forests as a landuse resource in frontier zones of Amazonia. *Alternatives to deforestation: Steps toward sustainable use of the Amazon rain forest* (Columbia Univ Press, New York), pp 183-194.
9. Bihn J, Gebauer G, Brandl R (2010) Loss of functional diversity of ant assemblages in secondary tropical forest. *Ecology* **91**(3):782-792.
10. Connell J (1978) Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* **199**:1302-1310.
11. Srivastava D, Vellend M (2005) Biodiversity ecosystem function research: Is it relevant to conservation? *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **36**:267-294.
12. Triana-Moreno L, Rodríguez N, García J (2006) Dinámica del sistema agroforestal de chagras como eje de la producción indígena en el Trapecio Amazónico (Colombia). *Agron. Colomb.* **24**(1):158-169.
13. Giraldo VJ, Yunda RM (2000) La chagra indígena y biodiversidad: Sistema de producción sostenible de las comunidades indígenas del Vaupés (Colombia). *Cuadernos de Desarrollo Rural* **44**.

14. Flynn D, et al. (2009) Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecol Lett* **12**: 22–33.
15. Cardona G, Arcos A, Murcia U (2005) Abundancia de actinomicetes y micorrizas arbusculares en paisajes fragmentados de la Amazonia colombiana. *Agron. Colomb.* **23**(2):317-326.
16. Mantilla PA, et al. (2009) Distribución de bacterias potencialmente fijadoras de nitrógeno y su relación con parámetros fisicoquímicos en suelos con tres coberturas vegetales en el sur de la Amazonia colombiana. *Rev. Biol. Trop.* **57**(4):915-927.
17. Cárdenas R, Donoso D, Argoti A, Dangles O (2017) Functional consequences of realistic extinction scenarios in Amazonian food webs. *ECOSPHERE* **8**(2):e01692.
18. Fonseca C, Ganade G (2001) Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *Ecology* **89**(1):118-125.
19. Díaz S, Cabido M (1997) Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. *J Veg. Sci.* **8**:463-474.
20. Mason N, Mouillot D, Lee W, Wilson J (2005) Functional richness, functional evenness and functional divergence: The primary components of functional diversity. *Oikos* **111**:112-118.
21. Villéger S, Mason N, Mouillot D (2008) New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* **89**(8): 2290–2301.
22. Laliberté, E; Legendre, P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* **91**(1): 299-305.
23. Cárdenas R, Donoso D, Argoti A, Dangles O (2017) Functional consequences of realistic extinction scenarios in Amazonian food webs. *ECOSPHERE* **8**(2):e01692. 17.
24. Curtis H (1983) *Biology* (Worth Publishers, New York).
25. Bustos J, Ulloa P (1996) Mirmecofauna y perturbación en un bosque de niebla neotropical (Reserva Natural Hato Viejo, Valle del Cauca, Colombia). *Rev. Biol. Trop.* **44**(3)-**45**(1):259-266.
26. Wilson E (1987) The little things that run the world (The importance and conservation of invertebrates). *Conserv. Biol.* **1**(4):344-346.
27. Danks H (2013) *Insect life-cycle polymorphism: Theory, evolution and ecological consequences for seasonality and diapause control* (Springer, Canadá).
28. R Core Team (2016) *R: A language and environment for statistical computing* (R Foundation for Statistical Computing, Vienna).
29. Pla L, Casanoves F, Di Rienzo J (2012) *Quantifying Functional Biodiversity* (Springer).

30. Ruiz F, Arango C, Dorado J, Guzmán D (2012) *CLIMATOLOGÍA TRIMESTRAL DE COLOMBIA* (IDEAM, Bogotá, DC).
31. Abramoff MD, Magalhaes PJ, Ram SJ (2004) Image Processing with ImageJ. *J. Biophotonics Int.* **11**(7):36-42.
32. Swenson N (2004) *Functional and Phylogenetic Ecology in R, Use R!* (SPRINGER, New York).
33. González M, et al. (2015) Ecología funcional: una herramienta para la generación de conocimiento científico frente a la gestión integral de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos. *La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones*, ed Salgado-Negret B (Instituto Alexander von Humboldt, Bogotá, DC), pp 213-226.
34. Tschardt T, et al. (2008) Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agroecosystems. *Ecology* **89**(4):944-951.
35. Córdova-Tapia F, Zambrano L (2015) La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Ecosistemas* **24**(3):78-87.
36. Kahmen A, Renker C, Unsicker S, Buchmann N (2006) Niche complementarity for nitrogen: An explanation for the biodiversity and ecosystem functioning relationship? *Ecology* **87**(5):1244-1255.
37. Blüthgen N, Klein AM (2011) Functional complementarity and specialisation: The role of biodiversity in plant-pollinator interactions. *Basic Appl. Ecol.* **12**:282-291.
38. Mensah S, du Toit B, Seifert T (2018) Diversity-biomass relationship across forest layers: Implications for niche complementarity and selection effects. *Oecologia* **187**(3):783-795.
39. Jiménez J, Yáñez J, Tabilo E, Jaksic F (1996) Niche-complementarity of South American foxes: Reanalysis and test of a hypothesis. *Rev. Chil. Hist. Nat.* **69**:113-123.