



**UNIVERSIDAD MICHOACANA DE
SAN NICOLÁS DE HIDALGO**

FACULTAD DE BIOLOGÍA

**PROGRAMA INSTITUCIONAL DE MAESTRÍA
EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**Diversidad funcional de aves en paisajes agrícolas
en la región de Tierra Caliente, Michoacán**

Tesis
que presenta

Biol. Jorge Herrera Franco

**PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

Tutor de tesis: Dr. Javier Salgado Ortiz

Co-tutor de tesis: Dr. José Arnulfo Blanco García

Morelia, Michoacán, agosto del 2020



A mi mamá.

Gracias por dar todo por mí.

Que a pesar de todo lo que sufriste al estar sola, saliste adelante.

Todo tu esfuerzo se ve reflejado.

Esto va para ti con todo mi amor.

“Gracias por ser quien eres, por todo tu amor, por tu sinceridad y tu entusiasmo”

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT, no. de becario 704046) por el recurso económico otorgado para poder continuar con mis estudios y por la beca mixta de movilidad en el extranjero, sin el cual hubiese sido muy difícil continuar con mi preparación académica.

Al Programa Institucional de Maestría en Ciencias Biológicas (PIMCB) de la UMSNH por permitirme ser parte de la 12va generación (2018-2020), a los administrativos y profesores que también ayudaron en mi formación profesional y en la consumación de este proceso.

A la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) de la Reserva de la Biosfera Zicuirán-Infiernillo; los biólogos Hugo Zepeda, Miguel Tornez, Felipe León y Eder Corona de quienes se obtuvo un gran apoyo para hacer posibles los muestreos mediante los contactos de la región y la logística.

A las personas de la región que nos apoyaron incondicionalmente: a Mario Romero, Salvador Romero (Chavo) y Carlos (Guti) por el hospedaje que nos brindaron, la comida y la compañía. Al señor José Luis Ramírez y a su hijo Simón por permitirnos entrar en las plantaciones y acompañarnos. A Don Rigoberto Ochoa y su esposa Lenna Contreras por permitir alojarnos en el Rancho Edén Siglo XXI un lugar muy bonito. A Don Servando y su familia por permitir hospedarnos en su casa, por siempre recibirnos con mucho afecto. A Juan Ma. González (Contortrix) y sus papás por recibirnos en su casa afectuosamente y compartir su comida con nosotros. A Miguel Tornez y Rocío Madrigal por siempre estar pendiente de nosotros, por prestarnos su casa para estar por varios días y por el cariño que nos muestran (al estilo del primo Migue).

Al Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) y la Unidad de Bioestadística de la misma institución en Costa Rica. A sus integrantes: el Dr. Fernando Casanoves, Sergio y Eduardo, gracias por recibirme como alumno de pasantía, gracias por todo lo que aportaron para mi aprendizaje y para el proyecto. Sin su apoyo este trabajo no hubiera sido posible. Gracias a las personas que estuvieron conmigo durante la pasantía, compañeros de cuarto, edificio, estudiantes, docentes y amigos amantes de las aves y la fotografía.

A los miembros de mi comité sinodal integrado por el Dr. Juan Manuel Ortega Rodríguez, Dr. Alejandro Salinas Melgoza y Dr. José Fernando Villaseñor Gómez por su colaboración,

tiempo y dedicación en este proyecto. Con su experiencia hicieron de este proyecto un mejor trabajo y en mi persona también ayudaron a crecer en muchos aspectos. Sin duda este trabajo es mejor gracias a ustedes.

A mi asesor el Dr. Javier Salgado Ortiz y co-asesor Dr. José Arnulfo Blanco García, que me tuvieron mucha paciencia a lo largo de este trayecto y me brindaron su apoyo académico, además me manifestaron su amistad y me enseñaron valores y virtudes representativos de una persona. Muchas gracias por todo.

A Rastas (Gerardo) por su amistad durante estos años, las patoaventuras en campo, en Costa Rica mae, y su apoyo y paciencia durante la maestría, Andy por todo su apoyo brindado durante este trayecto, su paciencia, confianza y amistad, eres una gran persona. A Rosy por acompañarme, apoyarme y motivarme cuando más lo necesitaba, por la confianza y el amor, Angla por ayudarme a centrarme y aplicarme cuando lo necesitaba y por una libreta que nunca llegó, Diana por siempre acompañarnos a campo y hacer que nuestras salidas en campo fueran divertidas, Delia y Juan Ma por su apoyo en campo y los momentos de risa. Muchas gracias al laboratorio de Ornitología y al laboratorio de Restauración Ecológica por su apoyo y amistad brindada durante este proceso.

Agradezco a mi familia por siempre estar conmigo, en cada paso de mi vida, por todo el cariño, el apoyo económico y moral. Mamá, Mami Tita y madrina Olga muchas gracias por todo, son parte importante en mi vida.

ÍNDICE

RESUMEN GENERAL	1
INTRODUCCIÓN GENERAL	3
HIPÓTESIS.....	6
OBJETIVOS.....	7
CAPÍTULOS.....	8
Capítulo I: Riqueza, abundancia y composición de la avifauna en sitios con plantaciones y sitios con vegetación nativa remanente en la región de Tierra Caliente Michoacán.	
RESUMEN	9
INTRODUCCIÓN	11
MATERIALES Y MÉTODOS	14
RESULTADOS.....	26
DISCUSIÓN	44
CONCLUSIONES	49
ANEXO 1	50
Capítulo II: Análisis de la diversidad funcional de aves en plantaciones y sitios de vegetación nativa remanente en la región de Tierra Caliente Michoacán.	
RESUMEN	55
INTRODUCCIÓN	57
MATERIALES Y MÉTODOS	60
RESULTADOS.....	64
DISCUSIÓN	81
CONCLUSIONES	85
ANEXO 2	86
DISCUSIÓN GENERAL	91
RECOMENDACIONES	93
LITERATURA CONSULTADA	94

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Métricas del paisaje.....	21
Tabla 2. Comparación de la proporción del paisaje en los diferentes paisajes.....	22
Tabla 3. Especies presentes en alguna categoría en la NOM-059-SEMARNAT-2010.....	27
Tabla 4. Especies endémicas, semi-endémicas y cuasi-endémicas registradas.....	27
Tabla 5. Especies observadas y esperadas mediante el estimador de riqueza Chao 1	29
Tabla 6. Simplificación de MLGM para la riqueza de especies (S).....	29
Tabla 7. Efecto de las variables en la riqueza de especies (S) del MLGM seleccionado ..	30
Tabla 8. Simplificación de MLGM para la abundancia de especies.....	33
Tabla 9. Efecto de las variables en la abundancia de especies MLGM seleccionado	35
Tabla 10. Simplificación de MLM para el índice de diversidad de Shannon (H)	36
Tabla 11. Efecto de las variables en la diversidad de Shannon (H) del MLM seleccionado	37
Tabla 12. Simplificación de MLM para la equidad de Pielou (E).....	38
Tabla 13. Efecto de la variable en la equidad de Pielou (E) del MLM seleccionado	40
Tabla 14. Simplificación de MLM para la dominancia de Simpson (D).....	41
Tabla 15. Efecto de la variable en la dominancia de Simpson (D) del MLM seleccionado	42
Tabla 16. Rasgos funcionales usados y categorías asignadas a las especies	61
Tabla 17. Simplificación de MLM para el índice de diversidad funcional ponderada por la abundancia (wFDc)	64
Tabla 18. Efecto de las variables en el índice de diversidad funcional ponderado por la abundancia (wFDc) del MLM seleccionado	66
Tabla 19. Simplificación de MLM para el índice de riqueza funcional (FRic)	67
Tabla 20. Efecto de las variables en la riqueza funcional (FRic) del MLM seleccionado...	69
Tabla 21. Simplificación de MLM para el índice de equidad funcional (FEve)	70
Tabla 22. Efecto de las variables en la equidad funcional (FEve) del MLM seleccionado.	72
Tabla 23. Simplificación de MLM para el índice de divergencia funcional (FDiv).....	73
Tabla 24. Efecto de la variable en la divergencia funcional (FDiv) del MLM seleccionado	74
Tabla 25. Simplificación de MLM para el índice de dispersión funcional (FDis).....	75

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudio.....	14
Figura 2. Paisajes con manejo agrícola y vegetación nativa remanente en la localidad El Chauz y Lombardía	18
Figura 3. Clasificación de coberturas y puntos de conteo.....	19
Figura 4. Curva de acumulación de especies para cada paisaje.....	28
Figura 6. Comparación de la media de riqueza de especies (S) de los paisajes	30
Figura 7. Curvas de rango abundancia para cada paisaje.....	32
Figura 8. Comparación de la media de abundancia de los paisajes y periodos.....	34
Figura 9. Comparación de la media de la diversidad de Shannon (H) de los paisajes	37
Figura 10. Comparación de la media de la equidad de Pielou (E) de los periodos	39
Figura 11. Comparación de la media de la dominancia de Simpson (D) de los paisajes ..	42
Figura 12. NMDS para diversidad taxonómica	43
Figura 13. Comparación de la media de la diversidad funcional ponderado por la abundancia (wFDc) de los paisajes	65
Figura 14. Comparación de la media de la riqueza funcional (FRic) de los paisajes.....	68
Figura 15. Comparación de la media de la equidad funcional (FEve) de los periodos	71
Figura 16. Comparación de la media de la divergencia funcional (FDiv) de los periodos.	74
Figura 17. NMDS para diversidad funcional	76
Figura 18. Rasgos funcionales presentes en cada paisaje.....	80

RESUMEN GENERAL

La agricultura es considerada una de las principales causas de pérdida de biodiversidad a nivel global debido a la simplificación de la estructura de la vegetación original. La región de Tierra Caliente en Michoacán presenta una alta biodiversidad y un alto grado de endemismo, sin embargo, se ha visto afectada debido a que la agricultura es una actividad económica importante y no se cuenta con información al respecto del efecto de la agricultura sobre la biodiversidad.

El objetivo de este trabajo fue determinar diferencias en la riqueza, abundancia y diversidad funcional de aves en paisajes agrícolas (PM) en comparación con sitios de vegetación nativa remanente (SB, selva baja) en dos periodos (no reproductivo- NR y reproductivo- R) y determinar la relación del paisaje sobre la comunidad de aves. Realizamos 223 puntos de conteo a lo largo de 12 transectos en un ciclo anual (2018-2019) en las dos condiciones de paisaje en el municipio de La Huacana y Lombardía.

Nuestros resultados muestran que la condición del paisaje afecta la riqueza, composición, estructura de la comunidad y diversidad funcional. La heterogeneidad del paisaje encontrada en las plantaciones mixtas le está dando un realce lo que está generando que este paisaje tenga valores relativamente buenos tanto en la diversidad taxonómica como funcional, sin embargo, la productividad en este paisaje está siendo baja en comparación con las selvas y esto puede ser por la presencia de especies más generalistas. Generalmente el aumento de los parches de cultivos de limón se relaciona con una disminución de la diversidad taxonómica y funcional, siendo estos los que más están afectando a la comunidad de aves.

Se encontró que en las plantaciones mixtas mientras se mantengan paisajes heterogéneos, este puede ser un buen tipo de manejo para la conservación biológica, sin dejar de lado la prioridad de la conservación de la vegetación nativa remanente.

Palabras clave: Diversidad taxonómica y funcional, avifauna, agricultura, selva baja.

SUMMARY

Agriculture is considered one of the main causes of biodiversity loss globally due to the simplification of the original vegetation structure. “Tierra Caliente” region in Michoacan presents a high biodiversity and a high degree of endemism, however, it has been affected because agriculture is an important economic activity and there is no information regarding the effect of agriculture on the biodiversity.

The aim of this research was to determine differences in species richness, abundance and functional diversity of birds in agricultural landscapes (PM) in comparison with sites of remaining native vegetation (SB, tropical dry forest) in two periods (non-reproductive- NR and reproductive- R). Also to determine the relationship of the landscape on bird community. We conducted 223 point counts throughout 12 transects in an annual cycle (2018-2019) in both landscape conditions in the municipality of La Huacana and Lombardia.

Our results show that landscape condition affects bird species richness, composition, community structure and functional diversity. The heterogeneity of the landscape found in mixed plantations provides an enhancement which is generating relatively good values in taxonomic and functional diversity in the landscape, however, productivity in this habitat is low compared to the forests and this may be due to the presence of more generalist species. Generally, the increase in lemon crop patches is related to a decrease in taxonomic and functional diversity.

In mixed plantations, as long as heterogeneous landscapes are maintained, this can be a good type of management for biological conservation, without neglecting the priority of conserving the remaining native vegetation.

Key words: Taxonomic and functional diversity, avifauna, agriculture, tropical dry forest.

INTRODUCCIÓN GENERAL

México es un país reconocido como megadiverso porque alberga entre el 10 y 12% de las especies del planeta, ocupando el cuarto lugar (Sarukhán et al., 2009). Michoacán se considera entre las entidades biológicamente más ricas del país, ocupando el quinto lugar en cuanto a la riqueza de especies de flora y fauna (Neyra y Durand, 1998; Sarukhán et al., 2009). Dentro del grupo de las aves, de las 10,500 especies de aves que hay en el mundo, aproximadamente 1,150 de ellas (11%) habitan en México, registrándose para el Estado de Michoacán 547 especies (51.6%) (Villaseñor, 2005). Esta riqueza biológica sin embargo, se ve amenazada año con año debido a la alta tasa de deforestación de bosques y selvas para cambio de uso de suelo, relacionado principalmente para actividades agropecuarias, ocasionando que un gran número de especies de flora y fauna estén sufriendo disminuciones poblacionales drásticas, incrementándose cada vez más la proporción de especies en riesgo de extinción (Sarukhán et al., 2009).

La agricultura es considerada una de las principales causas de pérdida de biodiversidad a nivel global debido a la simplificación de la estructura de la vegetación original, ocasionada por la conversión total o parcial de hábitats, lo cual ha generado cambios en la composición, riqueza y abundancia de las especies (Altieri, 1999; Bengtsson et al., 2005; Green et al., 2005). Además de la pérdida de vegetación nativa, el uso de herbicidas y pesticidas en el ambiente ha ocasionado la desaparición no solo especies consideradas plagas, sino también de aquellas benignas que prestan servicios ecosistémicos tales como la polinización (Altieri, 1999; Coro-Arizmendi, 2009).

El estado de Michoacán se encuentra entre los de mayor tasa de deforestación a nivel nacional con 53,540 ha anuales (COFOM, 2007); siendo reconocido por su vocación forestal gracias a sus extensiones de bosques de coníferas y selvas, las cuales sin embargo, hoy día se han visto negativamente afectadas por grandes extensiones de monocultivos como es el caso del aguacate Hass (*Persea americana*), el cual se ha constituido como uno de los estímulos económicos agrícolas más poderosos, propiciando la deforestación masiva de más de 100,000

ha de bosques templados en el estado en la última década (Hernández-Maya y Salgado-Ortiz, 2016). De igual manera el mango (*Mangifera indica*) es una fruta que se produce en el estado y lo coloca como el principal exportador de este frutal en México, con una superficie establecida de 22 mil ha y una producción de 113 mil toneladas anualmente, coloca a Michoacán como el principal estado exportador y uno de los más importantes productores de mango a nivel nacional, contribuyendo con el 13.2% de la superficie sembrada. Esta intensa producción refleja, sin embargo, un serio problema respecto a las tasas de deforestación de selvas tropicales para el uso de parcelas dedicadas a este cultivo (Espinoza et al., 2006).

La creciente demanda de alimentos predice la pérdida de los remanentes de bosques y selvas nativas de México, por lo que resulta urgente buscar alternativas sustentables de manera que se asegure el abastecimiento a las poblaciones humanas de alimento, manteniendo una economía estable que permita el sustento de las personas a largo plazo, pero que al mismo tiempo permita conservar la biodiversidad y los procesos ecológicos (Altieri, 1999). Conservar la biodiversidad dentro de los sistemas agrícolas puede ser una estrategia clave para una agricultura sustentable que permita producir alimentos y conservar a la biodiversidad reconociendo el valor agregado de los servicios ambientales que de esta se derivan (Altieri, 1999; Tschardtke et al., 2012).

Entonces la fragmentación de hábitats causada por el hombre es un problema muy grave debido a que, con el crecimiento de la población mundial, esto provoca un aumento en los campos de cultivo generando con esto la simplificación de paisajes naturales, originando daños en el ambiente, lo cual puede repercutir en el aprovechamiento de los servicios ecosistémicos. Por lo que, en el presente proyecto el objetivo principal es determinar los cambios en la riqueza, abundancia y diversidad funcional en sitios con manejos agrícolas y compararlos con zonas cercanas que tengan vegetación nativa con un aparente buen estado de conservación. El estudio permitirá generar información base de cómo los rasgos funcionales varían como resultado de cambios en la complejidad del paisaje y deducir el impacto de pérdida de servicios ecosistémicos. Encontrar mejores

sistemas de manejo del suelo es esencial para que las personas sigan obteniendo beneficios económicos de los manejos agrícolas pero maximizados mediante la acción de las funciones ecológicas derivadas de la conservación de la biodiversidad.

PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Cuál es la variación en la estructura de la comunidad de aves en cuanto a riqueza, abundancia y diversidad funcional en sitios con plantaciones en comparación con selvas nativas remanentes?

HIPÓTESIS

La eliminación de la estructura vegetal original para su conversión a cultivos agrícolas, afecta la riqueza, abundancia y diversidad funcional, siendo menor respecto a sitios de vegetación nativa remanentes con una cobertura vegetal natural mayor y por lo tanto una mayor complejidad en la estructura del paisaje, por esta razón se espera que algunos de los rasgos funcionales se pierdan y dominen las especies que son más afines a sitios con perturbaciones como campos de cultivo.

OBJETIVOS

Objetivo general

- Determinar las diferencias en la riqueza, abundancia y diversidad funcional (DF) de la comunidad de aves en sitios con plantaciones en comparación con sitios de vegetación nativa remanente en la región de Tierra Caliente, Michoacán.

Objetivos particulares

- Caracterizar la composición y estructura de la comunidad de aves en los sitios con plantaciones y sitios con vegetación nativa remanente.
- Evaluar la diversidad funcional de aves en sitios con plantaciones y sitios con vegetación nativa remanente.
- Determinar la relación del paisaje sobre la riqueza, abundancia y diversidad funcional de aves en periodo reproductivo y no reproductivo.

CAPÍTULOS

Capítulo I

Riqueza, abundancia y composición de la avifauna en sitios con plantaciones y sitios con vegetación nativa remanente en la región de Tierra Caliente Michoacán.

Capítulo II

Análisis de la diversidad funcional de aves en plantaciones y sitios de vegetación nativa remanente en la región de Tierra Caliente Michoacán.

Capítulo I

Riqueza, abundancia y composición de la avifauna en sitios con plantaciones y sitios con vegetación nativa remanente en la región de Tierra Caliente Michoacán.

RESUMEN

La agricultura es una actividad considerada como una de las principales causas de cambios en la composición y abundancia de aves. Michoacán se ha visto afectado ambientalmente por el aumento de cultivos como el de mango y limón en la región de Tierra Caliente. El objetivo fue determinar las diferencias en la riqueza, abundancia y composición de aves en plantaciones mixtas (PM) contra selvas bajas (SB) en dos periodos (no reproductivo-NR y reproductivo-R) y determinar el efecto del paisaje sobre la comunidad de aves. Realizamos puntos de conteo de radio fijo de 50m, hicimos índices de diversidad taxonómica, así como un análisis de paisaje con un buffer de 100m de radio. Se registraron un total de 128 especies de aves, dentro de los puntos de conteo encontramos 119 especies. La diversidad taxonómica de aves fue mayor en las plantaciones mixtas debido a la heterogeneidad ambiental presente; al contar con cercos vivos, árboles nativos dispersos y arroyos está generando un ambiente conveniente para cierto tipo de especies de aves. En cambio, la selva baja a pesar de ser vegetación nativa remanente, se está viendo afectada por las perturbaciones humanas. Además, se presentaron variaciones temporales siendo mayores en el periodo no reproductivo. El mayor efecto en general del paisaje fue el borde total de limón (BTL), teniendo una relación negativa al aumento de la diversidad taxonómica, mientras que la diversidad de Shannon del paisaje tuvo una relación tanto positiva y negativa en distintos índices. Los paisajes agrícolas heterogéneos que contengan parches de vegetación nativa son clave para la conservación biológica.

Palabras clave: Diversidad taxonómica, avifauna, paisajes agrícolas.

SUMMARY

Agriculture is considered one of the main causes of changes in the composition and abundance of birds. Michoacan has been environmentally affected by the increase in crops such as mango and lemon in Tierra Caliente region. The aim was to determine the differences in bird species richness, abundance and composition of birds in mixed plantations (PM) against tropical dry forests (SB) in two periods (non-reproductive-NR and reproductive-R) and to determine the effect of landscape on birds community. We conducted 50m radius point counts, we applied taxonomic diversity indices, as well as a landscape analysis with a 100m radius buffer. A total of 128 bird species were registered, 119 within the point counts. Taxonomic diversity was higher in mixed plantations due to the present environmental heterogeneity; by having living fences, scattered native trees and streams create a suitable environment for certain types of bird species. On the other hand, tropical dry forest, as remnant native vegetation, is being affected by human disturbances. In addition, there were temporal variations, being greater in the non-reproductive period. Total lemon edge (BTL) had the greatest effect in the landscape, diminishing taxonomic diversity, while Shannon diversity of the landscape had a both positive and negative relationship in different indices. Heterogeneous agricultural landscapes containing patches of native vegetation are key to biological conservation.

Key words: Taxonomic diversity, avifauna, agricultural landscapes, tropical dry forest.

INTRODUCCIÓN

La agricultura es una de las principales causas de alteración y deterioro ambiental, debido a la conversión total o parcial del hábitat, que ocasiona cambios en la estructura y composición del paisaje (Altieri, 1999; Sans, 2007). En consecuencia, es común encontrar a lo largo y ancho del país paisajes antropogénicos integrados por parches de vegetación nativa o secundaria con diferentes grados de perturbación, mezclados con áreas de cultivo. Estos pueden ser áreas muy importantes para la conservación de aves y otros organismos (Hernández-Maya y Salgado-Ortiz, 2016; Sans, 2007), pero para esto es necesario analizar cómo las aves responden a estos cambios desde una perspectiva paisajística para entender mejor los efectos ya sean negativos o positivos del uso de tierras de agricultura para la conservación de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos que estos ofrecen (Tschardt et al., 2005). Por ejemplo, se ha demostrado que algunos agroecosistemas pueden tener alta capacidad de proveer hábitat apropiado para la conservación de biodiversidad. Greenberg et al. (1997) demostraron que el cultivo de café bajo sombra aloja una riqueza de aves tanto residentes como migratorias similar a la que se reporta en bosques nativos aledaños a los cultivos. Esto es debido a que el café es cultivado bajo el dosel del bosque natural o bajo un dosel plantado dominado por leguminosas. En ambos tipos de plantaciones, tanto rústicas como de sombra plantada soportan una gran diversidad general de especies de aves; en su estudio, registraron hasta 105 especies en cada tipo de plantación, pero obtuvieron un listado combinado de 180 especies para ambos tipos de plantaciones de café. Lo que demostró que estas plantaciones juegan un papel importante en la conservación de la diversidad local y regional de aves, siendo para la época seca un refugio vital para las comunidades de omnívoros, frugívoros y nectarívoros.

Como tal, estudiar los cambios en las comunidades de aves a consecuencia de las modificaciones del uso de suelo, es un tema de gran importancia para entender cómo es que estos cambios afectarán de manera directa no solo a la biodiversidad, sino a los servicios ecosistémicos también y con ello todos los problemas que puede atraer el carecer de estos servicios. Un ejemplo es el estudio realizado en un

monocultivo frutícola de naranjo por Vereza et al. (2010), donde muestrearon la avifauna para conocer el efecto de la estructura de este monocultivo y su posible valor de conservación para las aves; compararon los resultados con un cultivo agroforestal de cacao. Encontraron que la riqueza de aves del cultivo de naranjo (75 especies) fue ligeramente mayor a la del cacao (72 especies), por lo que pensaron que el naranjo podría considerarse muy importante para la conservación de las aves. Sin embargo, al analizar la afinidad de hábitat de las especies entre ambos tipos de cultivo, concluyeron que el naranjo resultó ser un ambiente más perturbado ya que el 60% de los individuos pertenecían a especies propias de áreas alteradas. Pero no ocurrió lo mismo en los sistemas agroforestales de cacao y banano en Costa Rica, que fueron comparados con bosques naturales. Guiracocha et al. (2001) compararon la diversidad de árboles y mamíferos presentes y encontraron que los sistemas agroforestales tuvieron menor diversidad, menor densidad de árboles y menos especies primarias que el bosque. Sin embargo, tuvieron una estructura multiestratificada similar al bosque. En cuanto a la diversidad y abundancia de mamíferos encontraron que fue similar entre los sistemas agroforestales y el bosque, lo que evidencia que estos sistemas pueden proveer hábitat y recursos para estos, teniendo además los beneficios a los pobladores humanos como madera, frutos, leña, carne, etc., reconociendo también los problemas asociados como son daños a los cultivos por mamíferos y aves principalmente.

Michoacán es uno de los estados de mayor producción agrícola a nivel nacional, con altas tasas de conversión de hábitat nativo a plantaciones y cultivos diversos, hasta hoy, sin embargo, no existen trabajos que evalúen el impacto de los cultivos sobre la comunidad avifaunística, particularmente en la región frutícola de la zona de Tierra Caliente. Como tal, el objetivo de este capítulo fue caracterizar la composición y estructura de aves en los sitios con manejo agrícola y compararlos con sitios con vegetación nativa remanente; para de esta manera tratar de entender el impacto que tiene el manejo de cultivos sobre la comunidad de aves, además del efecto del paisaje y con ello proponer alternativas de manejo más amigables con el

medio ambiente pero que al mismo tiempo se vean beneficiados los productores locales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la región conocida como “Tierra Caliente”, ubicada en el estado de Michoacán, específicamente en el municipio de La Huacana en la localidad El Chauz situado en las coordenadas 18°58'15" Latitud Norte, 101°48'46" Latitud Oeste y en el municipio de Gabriel Zamora en la localidad de Lombardía con coordenadas 19°09'11" Latitud Norte, 102°00'05" Latitud Oeste (Fig. 1). Ambos municipios se encuentran en la provincia fisiográfica de la Depresión del Balsas, que en Michoacán se ubica dentro de un gran valle en el que las altitudes sobre el nivel del mar fluctúan desde cerca de 200 msnm en las partes más bajas hasta 1600 msnm en las zonas altas que delimitan la provincia (SEMARNAT y CONABIO, 2014).

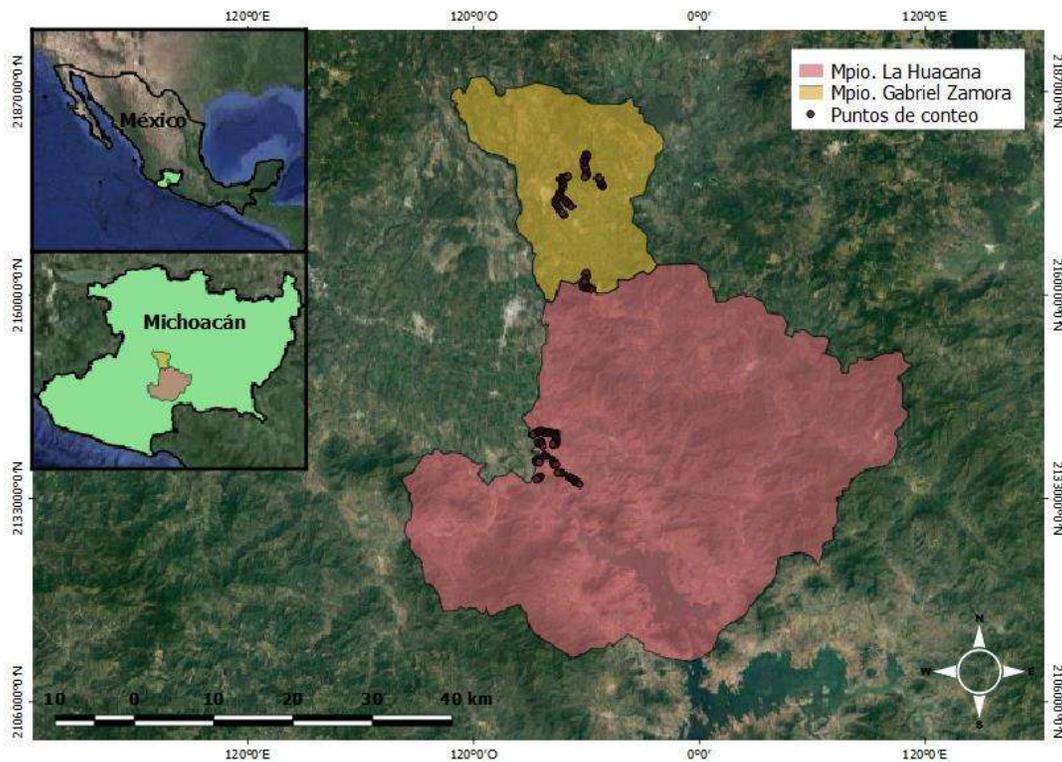


Figura 1. Ubicación de los municipios y sitios de estudio en la región “Tierra Caliente”.

Geología

Fisiográficamente el área de interés se encuentra entre las provincias de la Sierra Madre del Sur y del Eje Neovolcánico. La Sierra Madre del Sur está representada por un sistema montañoso disectado por corrientes fluviales que en su trayectoria labran valles y llanuras con cañadas, cuyas alturas varían de 150 msnm (Presa Infiernillo y la rivera del Río Balsas) a 2,650 msnm en las serranías más elevadas (Cerro la Bufa) (SEMARNAT y CONABIO, 2014).

El Eje Neovolcánico se caracteriza por el predominio de edificios volcánicos con elevaciones que alcanzan los 3,800 msnm como es el caso del Volcán Tancítaro. Esta área se incluye entre dos dominios geológicos morfoestructuralmente distintos: la Depresión del Balsas y Tierra Caliente. En el estado de Michoacán el Eje Neovolcánico tiene una longitud de cerca de 300 kilómetros y una anchura de 130 kilómetros. Se conforma de rocas ígneas extrusivas originadas a partir de innumerables volcanes. Su formación está ligada a la del altiplano mexicano. Este sistema es considerado como el límite altimétrico, climático, biogeográfico y físico entre Norteamérica y Centroamérica. En la zona de contacto con la Depresión del Balsas se presentan una serie de valles, como el de Nueva Italia, La Huacana y Churumuco, que tiene vocación agrícola (SEMARNAT y CONABIO, 2014).

Suelos

El Chauz y Lombardía, presentan el tipo de suelo regosol eútrico, debido a que en estos sitios la pendiente del terreno es relativamente plana que favorece la acumulación de sedimentos procedentes de la intemperización de los materiales de las porciones más altas. Estos sitios sostienen actividades agrícolas importantes (SEMARNAT y CONABIO, 2014).

Clima

De acuerdo con los datos de García (2004) e INEGI (2010) los climas presentes en el área de estudio se encuentran dentro del grupo A (cálidos), para las zonas donde se realizará el proyecto en el municipio de La Huacana y Gabriel Zamora tenemos el clima de cálido subhúmedo con lluvias en verano, la precipitación promedio anual es de 930.9 mm para La Huacana, mientras que para Gabriel Zamora se tiene un rango de 700-900 mm, el rango de temperatura es de 22-28 °C y 20-30 °C respectivamente.

Vegetación

En el interior de la Depresión del Balsas se encuentra en mayor proporción la selva baja caducifolia característica de vegetación arbórea de entre cuatro y 15 metros de altura, en clima cálido-semiseco. Más de 75% de los árboles pierden el follaje durante la época seca. Cubre grandes extensiones casi continuas desde el sur de Sonora y el suroeste de Chihuahua hasta Chiapas. Entre los géneros más frecuentes de este tipo de vegetación están *Bursera*, *Ceiba*, *Euphorbia*, *Haematoxylon*, *Ipomea* y *Tabebuia* y los cactus de formas columnares, como *Backebergia* y *Pilosocereus chrysacanthus* (SEMARNAT y CONABIO, 2014).

Fauna

En lo que respecta a las aves, en la Reserva de la Biosfera Zicuirán-Infiernillo se tiene un estudio más completo de las aves de la región con un listado de 253 aves pertenecientes a 51 familias, de las cuales 101 especies son migratorias. Se registraron 14 especies de aves endémicas de México. De acuerdo a los listados de la Norma Oficial Mexicana Nom-059-Semarnat-2010, Se identificaron 26 especies en diferentes categorías de riesgo (Amenazadas, Sujetas a protección especial y Peligro en extinción), es importante mencionar que cuatro de las 26 especies incluidas en la Norma son endémicas de México, dos se encuentran sujetas a

protección especial: el vencejo nuca blanca (*Streptoprocne semicollaris*) y el papamoscas jaspeado (*Deltarhynchus flammulatus*). El tecolote del Balsas (*Megascops seductus*) está catalogado como especie amenazada, mientras que el loro corona lila (*Amazona finschi*) se enlista como en peligro de extinción (SEMARNAT y CONABIO, 2014).

Muestreo de la avifauna

Para determinar la riqueza y abundancia de especies se realizaron censos por puntos de conteo de radio fijo a lo largo de transectos establecidos en terracerías dentro de sitios de manejo agrícola y sitios de vegetación nativa remanente. Para este trabajo, se realizaron 6 repeticiones (6 transectos) para cada tipo de paisaje. Los puntos de conteo tuvieron un radio de 50 metros desde la posición del observador y una duración de cinco minutos, con una distancia mínima entre puntos de 200 metros para evitar los conteos repetidos de especies e individuos. En cada punto el observador anotó tanto registros visuales como auditivos de especies e individuos presentes en el sitio (Greenberg et al., 1997; Ralph et al., 1996). Los registros visuales se realizaron por medio de binoculares y para la identificación se utilizaron guías de aves Howell y Webb (1995) y Van Perlo (2016). El horario de los muestreos fue durante la mañana, entre las 07:00 y 10:00 am que es cuando se presenta la mayor actividad de las aves. Cada sitio fue muestreado una vez durante la temporada no reproductiva para abarcar aves migratorias (entre octubre del 2018 a marzo del 2019) y otra durante la temporada reproductiva entre los meses de mayo a julio del 2019 (Ralph et al., 1996).

El trabajo se realizó en sitios dedicados principalmente al cultivo de mango, limón y en menor proporción arroz y otros cultivos. Además, se trabajó en sitios que presentan vegetación nativa remanente en un relativo buen estado de conservación puesto que existen actividades de pastoreo por ganado bovino y caprino, extracción de madera y leña entre las más comunes.

En las localidades donde se realizó el muestreo, se eligieron tanto terrenos de plantaciones mixtas, las cuales fueron definidas como sitios que presentaban principalmente dos tipos diferentes de cultivos, como selvas bajas nativas remanentes para su comparación entre ellas. En la localidad El Chauz la plantación mixta se conforma principalmente de limón seguido de mango, mientras en la localidad de Lombardía la plantación mixta se conforma de mango seguido de arroz (Fig. 2).

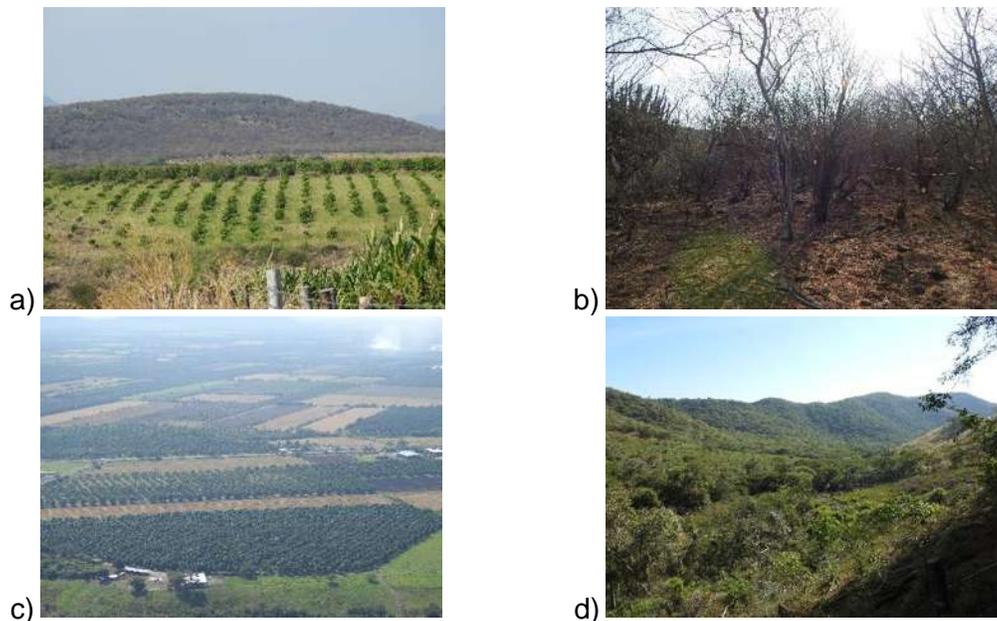


Figura 2. Paisajes con manejo agrícola y vegetación nativa remanente en la localidad El Chauz y Lombardía. a) Plantación mixta en El Chauz, b) Selva baja en El Chauz, c) Plantación mixta en Lombardía y d) Selva baja en Lombardía.

Análisis del paisaje

Para realizar el análisis del paisaje se utilizaron imágenes del satélite Landsat 8 obtenidas de la página oficial del Servicio Geológico de E.U.A (U.S. Geological Survey). Se utilizó la escena “LC80280472019059LGN00” que corresponde al producto “LC08_L1TP_028047_20190228_20190309_01_T1” y cuenta con una

resolución de 30 m. Esta imagen fue procesada con el software QGIS 2.18.12 “Las Palmas”, donde se realizó una clasificación de uso de suelo a partir de la clasificación dirigida a objetos (Jean-Francois y González, 2015), también se complementó con una delimitación manual con ayuda de imágenes satelitales de Google® para obtener mayor detalle y además se utilizó una composición de falso color con las bandas 5-4-3, la cual nos permite percibir de manera visual las zonas de vegetación. A continuación, se muestra en la figura 3 la clasificación realizada para las coberturas. Además, se incluyeron en las imágenes satelitales los puntos de conteo de cada paisaje que fueron obtenidas sus coordenadas mediante un GPS en campo.

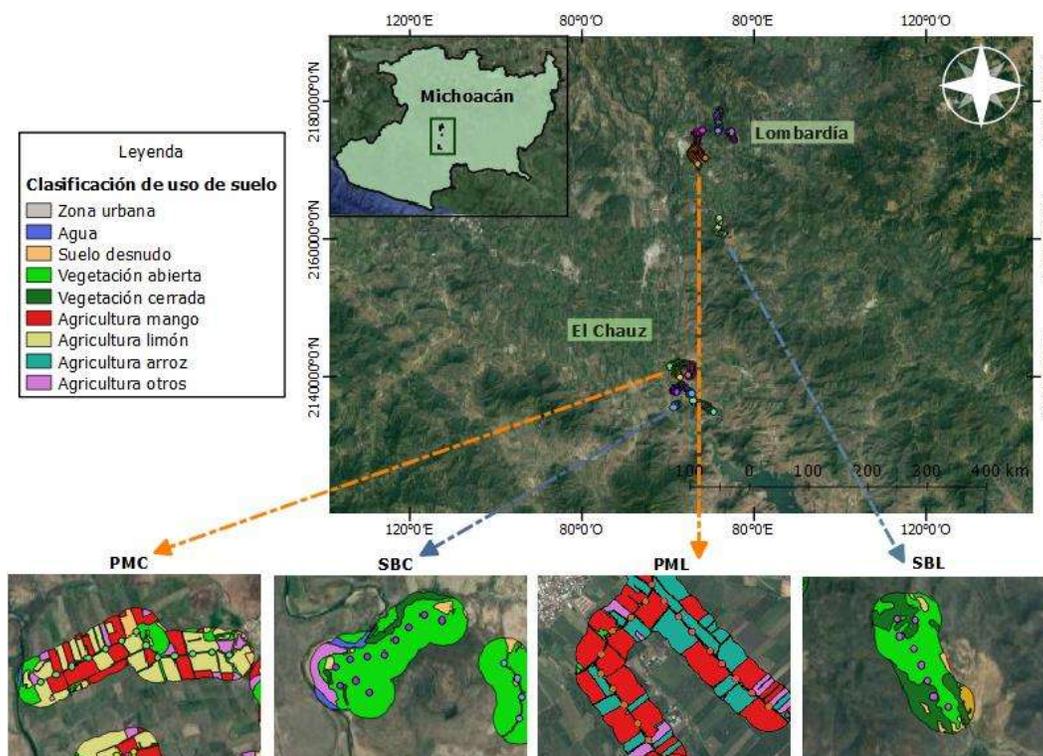


Figura 3. Clasificación de coberturas generada a partir de las imágenes satelitales en las localidades de El Chauz y Lombardía, en donde se encuentran los diferentes paisajes de interés: Plantación Mixta Chauz (PMC), Selva Baja Chauz (SBC), Plantación Mixta Lombardía (PML) y Selva Baja Lombardía (SBL).

Por último, se estableció un buffer de 100 metros (área mencionada por Morelli et al., (2013) y Rudisser et al., (2015) como una de las escala más precisas que relaciona la riqueza de aves con las métricas del paisaje) alrededor de cada punto para poder realizar el análisis de las métricas del paisaje; éstas se calcularon para cada uno de los buffers mencionados anteriormente mediante el software QGIS 2.18.12 “Las Palmas” a través del plugin LecoS - *Landscape Ecology Statistics* que se basa en las métricas del software Fragstats. Se realizó una selección de las métricas obtenidas para usar en los análisis mediante literatura que mencionan las que tienen mayor relación con la comunidad de aves y además se hicieron correlaciones para eliminar las que estuvieran altamente correlacionadas (Belda et al., 2011; Mcgarigal, 2015; Miller et al., 2006; Wu, 2015). Las métricas del paisaje fueron empleadas a nivel de paisaje o por tipo de cobertura de suelo (las cuales cuentan con un valor predeterminado para cada categoría de uso de suelo), utilizando para el tipo de cobertura las categorías de cultivo de mango (CM), cultivo de limón (CL), cultivo de arroz (CA), vegetación abierta (VA) y vegetación cerrada (VC), que a partir de éstos se generaron índices de acuerdo a las propiedades de cada métrica del paisaje. Para la métrica de proporción del paisaje se crearon los índices de proporción de mango, proporción de limón y proporción de arroz (PM, PL y PA); que se obtuvieron del valor de tipo de cobertura dividido entre la suma de los valores de la vegetación abierta y cerrada (ejemplo, $PM=CM/(VA+VC)$), si el valor obtenido es mayor a uno, significa que hay mayor proporción de la cobertura de interés. De la misma manera fueron creados los índices para las métricas de borde total (BTM, BTL y BTA) y dimensión fractal (FM, FL y FA; Tabla 1).

Tabla 1. Métricas del paisaje seleccionadas para realizar análisis en un buffer de 100m para cada punto de conteo

Métrica	Descripción	Índices	Interpretación de índices
Diversidad de Shannon (DSHP)	Medida ecológica aplicada a los paisajes.	DSHP	-
Proporción del paisaje (PPA)	Proporción de área ocupada por el tipo de cobertura en el paisaje.	$PM=CM/(VA+VC)$	$PM>1= + PM$ en CM
		$PL=CL/(VA+VC)$	$PL>1= + PL$ en CL
		$PA=CA/(VA+VC)$	$PA>1= + PA$ en CA
Borde total (BT)	Suma de las longitudes de todos los segmentos de borde en el paisaje.	$BTM=CM/(VA+VC)$	$BTM>1=+BTM$ en CM
		$BTL=CL/(VA+VC)$	$BTL>1=+BTL$ en CL
		$BTA=CA/(VA+VC)$	$BTA>1=+BTLA$ en CA
Dimensión fractal (DF)	Refleja la complejidad de la forma en un rango de escala espacial	$FM=CM/(VA+VC) /2$	$FM>1= +FM$ en CM
		$FL=CL/(VA+VC) /2$	$FL>1= +FL$ en CL
		$FA=CA/(VA+VC) /2$	$FA>1= +FA$ en CA

CM- Cultivo mango, CL- Cultivo limón, CA- Cultivo arroz, VA- Vegetación abierta, VC- Vegetación cerrada, PM- Índice de proporción de mango en relación a VA y VC, PL- Proporción limón, PA- Proporción arroz, BTM- Índice de borde total de mango en relación a VA y VC, BTL- Borde total limón, BTA- Borde total arroz, FM- Dimensión fractal de mango en relación a VA y VC, FL- Fractal limón y FA- Fractal arroz.

A partir de la información obtenida de las métricas del paisaje se realizaron comparaciones de las proporciones de uso de suelo explicados anteriormente para cada uno los paisajes determinados en el presente estudio de. Se realizó la transformación de esta métrica para normalizar la distribución de las proporciones ($\text{Asen} \sqrt{\text{Proporción de uso de suelo}}$) y de esta manera poder realizar un análisis de la varianza (ANOVA, Tabla 2).

Tabla 2. Comparación de la proporción del paisaje en los diferentes paisajes de interés mediante un ANOVA. Prueba de Tukey distinguida con **A** y **B**

	Cobertura	Plantación mixta	Selva baja	p
Proporción del paisaje	Vegetación Abierta	0.17 ± 0.09 A	0.17 ± 0.15 A	0.5396
	Vegetación Cerrada	0 B	0.77 ± 0.03 A	<0.0001*
	Plantación Mango	0.38 ± 0.2 A	0 B	<0.0001*
	Plantación Limón	0.20 ± 0.08 A	0.01 ± 0.04 B	<0.0001*
	Plantación Arroz	0.14 ± 0.13 A	0 B	<0.0001*

Análisis estadísticos

Diversidad taxonómica

La riqueza de especies (S) se describe como el total de especies registradas en cada tipo de paisajes. Para determinar el esfuerzo de muestreo se realizaron curvas de acumulación de especies con base en el número de puntos de conteo en cada paisaje y se utilizó el estimador de riqueza esperada Chao 1 basado en abundancias (Moreno, 2001). Esto se realizó mediante el programa EstimateS vers. 9.1.0 (Colwell, 2013).

La abundancia de especies es el número de individuos independientes registrados en total para cada una de las especies. Además, se calculó la abundancia relativa máxima de cada una de las especies y también construimos curvas de rango-

abundancia para evaluar de manera visual la estructura de abundancias de la comunidad de aves. La abundancia relativa máxima se deriva de la abundancia proporcional considerando a la especie más abundante a aquella con el mayor número de registros, asignándole una abundancia del 100% y a partir de esta se calcularon las abundancias de las demás especies de acuerdo a la siguiente fórmula (Herrera y Salgado-Ortiz, 2014):

$$A_{rel} = (TO_z / TO_{max}) 100$$

Donde:

A_{rel} = Abundancia relativa

TO_z = Total de observaciones de la especie z

TO_{max} = Total de observaciones de la especie más abundante

Asimismo, para describir la composición y estructura de la comunidad de aves se utilizaron los índices de Shannon-Wiener (H), índice de dominancia de Simpson (D) e índice de equidad de Pielou (E) (González-Valdivia et al., 2014)

Modelos lineales y generalizados mixtos

La modelación de datos mediante modelos lineales y generalizados mixtos brinda la posibilidad de analizar datos con estructuras de dependencia, jerárquicos, desbalances y falta de normalidad (estructuras complicadas de datos). Estos permiten modelar la respuesta de un estudio como función de factores cuyos efectos pueden considerarse fijos o aleatorios. Los modelos lineales mixtos (MLM) presentan una distribución normal, mientras que cuando los errores no son normales se utilizan modelos lineales generalizados mixtos (MLGM) que pertenecen a la familia de distribuciones exponenciales (Badiella, 2011; Balzarini et al., 2005).

Para determinar la relación de las condiciones del paisaje sobre la riqueza y abundancia de aves se realizaron modelos lineales generalizados mixtos debido a que los datos provienen de conteos los cuales no presentan una distribución normal. Mientras que para las demás variables de respuesta (H, D y E) se realizaron modelos lineales mixtos debido a que estas variables si presentaron una distribución

normal (Balzarini et al., 2005; Cayuela, 2010). En la modelación de estos datos se consideraron como efectos fijos al tipo de paisaje, periodo (con dos niveles: reproductivo e invernal) y su interacción. Como efecto aleatorio se seleccionó al transecto debido a que dentro de éste se tienen los puntos de conteo como una unidad secundaria, los cuales son pseudoreplicas por la falta de independencia. Las variables agregadas al modelo fueron las obtenidas de las métricas del paisaje (DSHP, PM, PL, PA, BTM, BTL, BTA, FM, FL, FA). El conjunto de la parte fija, las variables y parte aleatoria representa el modelo completo y se realizó un modelo para cada variable de respuesta.

Se realizaron pruebas en cada uno de los modelos para ajustarlos de acuerdo al supuesto de homogeneidad de varianza y distribución normal de los residuales de los MLM y en los MLMG si presentó el fenómeno de sobredispersión. Para las variables con distribución normal se ajustaron los modelos con diferentes funciones de varianza para corregir problemas de heterocedasticidad. Se compararon estos modelos entre ellos para seleccionar el mejor modelo mediante el método de máxima verosimilitud con el criterio de AIC. Posteriormente se realizó un proceso de simplificación de las variables, empezando con el modelo que incluía todas las variables por lo que se fueron eliminando las que no fueron significativas una por una hasta llegar al modelo más parsimonioso (modelo sin variables). Asimismo, mediante el criterio de máxima verosimilitud se seleccionó el modelo con el valor más pequeño de AIC y además se hizo una comparación entre estos modelos usando la prueba del cociente de verosimilitud para comprobar si hubo diferencias estadísticas significativas entre los modelos utilizados. El modelo seleccionado mostró el resultado de las pruebas de hipótesis y el efecto de las variables significativas sobre la variable de respuesta. Estos modelos fueron realizados en software InfoStat versión 2019 (Di Rienzo et al., 2019).

Análisis multivariados

Además, se realizó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) para ordenar las observaciones considerando las especies y las métricas

del paisaje. Este tipo de análisis multivariado permite representar en un espacio geométrico de pocas dimensiones las proximidades existentes entre un conjunto de objetos (Cayuela, 2011). Este análisis fue realizado en el software Past3 versión 1.0.0 (Hammer et al., 2001).

RESULTADOS

Descripción general de la comunidad de aves

Se generó un listado total de 128 especies que pertenecen a 30 familias y 15 órdenes, el cual fue obtenido a partir de los puntos de conteo en los dos periodos (No reproductivo-NR y Reproductivo-R) y de observaciones adicionales realizadas fuera de los conteos. Las familias mejor representadas fueron la Tyrannidae, Cardinalidae e Icteridae.

En cuanto al estado de conservación de las especies registradas, 10 se encuentran en la Norma Oficial Mexicana (Nom-059-SEMARNAT-2010, Tabla 3) dentro de alguna de las siguientes categorías en riesgo: Sujetas a Protección Especial (Pr), Amenazada (A) y en Peligro de Extinción (P). Referente al endemismo en la comunidad de aves, 29 especies se encuentran en alguna categoría de los tipos de endemismo, de las cuales 27 fueron registradas dentro de los puntos de conteo (Tabla 4).

Tabla 3. Especies presentes (X) bajo alguna categoría de riesgo en la NOM-059-SEMARNAT-2010 en los diferentes paisajes muestreados

Especie	NOM-059	Plantaciones Mixtas	Selva Baja
<i>Amazona finschi</i>	P		X
<i>Glaucidium palmarum</i>	A		X
<i>Accipiter cooperii</i>	Pr	X	X
<i>Buteo albonotatus</i>	Pr		X
<i>Buteogallus anthracinus</i>	Pr	X	X
<i>Campephilus guatemalensis</i>	Pr		X
<i>Eupsittula canicularis</i>	Pr		X
<i>Parabuteo unicinctus</i>	Pr		X
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	Pr		X
<i>Passerina ciris</i>	Pr	X	X

Tabla 4. Número de especies endémicas, semi-endémicas y cuasi-endémicas registradas en los distintos sitios de muestreo

Tipo de endemismo	Plantaciones Mixtas	Selva Baja
Endémica	14	18
Semi-endémica	14	15
Cuasi-endémica	2	3

Riqueza (S)

En el muestro realizado en los puntos de conteo se registraron un total de 119 especies, de las cuales 94 especies fueron encontradas en las Plantaciones Mixtas, en cambio en la Selva Baja se encontraron 99 especies. En cuanto respecta a los periodos, en la época no reproductiva se registraron 106 especies, mientras que en la época Reproductiva se encontraron 70 especies.

Las curvas de acumulación de especies se realizaron con base en todos los puntos de conteo para cada paisaje (Fig. 4 a y b), en donde se observa a las curvas de acumulación muy cerca de la asíntota. De acuerdo a los valores de eficiencia obtenidos mediante el estimador Chao 1, se registró el 87.8 y 93.5% de las especies presentes en cada paisaje (Tabla 5), los cuales se consideran adecuados.

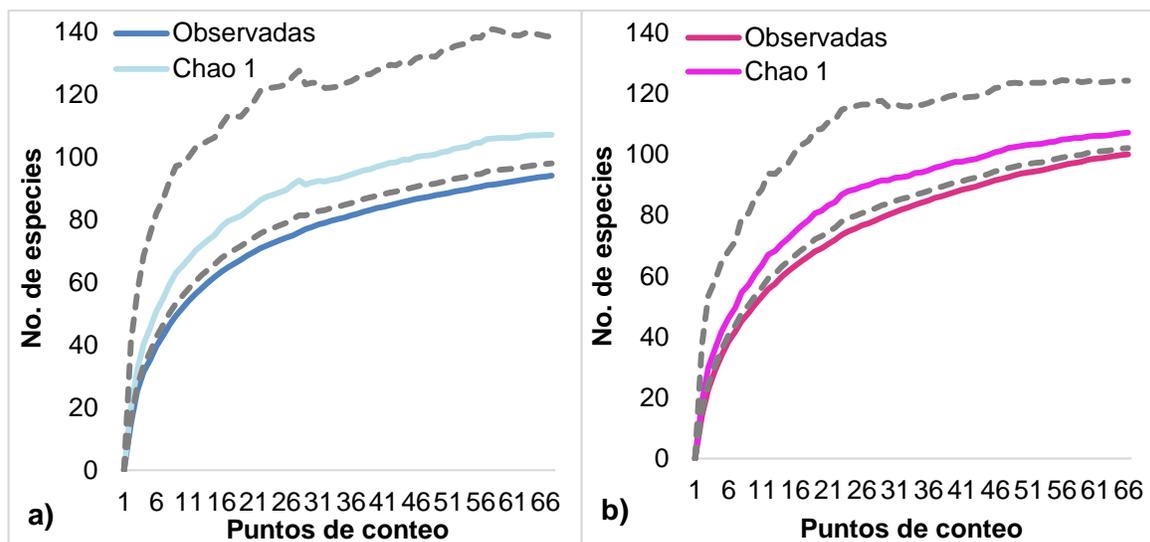


Figura 4. Curva de acumulación de especies e intervalos de confianza (95%) generados para cada tipo de paisaje. Intervalos de confianza en líneas punteadas. a) Plantación Mixta y b) Selva Baja.

Tabla 5. Número de especies observadas y esperadas mediante el estimador de riqueza Chao 1 y sus valores de eficiencia. PM- Plantación Mixta, SB- Selva Baja

Paisaje	Observadas	Esperadas	Eficiencia %
PM	94	107 ± 9.01	87.8
SB	100	107 ± 4.9	93.5

Para la riqueza de especies (S) se seleccionó el modelo con el menor valor de AIC (Tabla 6), el cual presentó dos variables explicativas que fueron diversidad de Shannon (DSHP) y borde total limón (BTL).

Tabla 6. Proceso de simplificación de variables (métricas del paisaje) usando modelos lineales generalizados mixtos (MLGM) para la riqueza (S) (n=221). El mejor modelo se resalta en negritas

Modelo	Grados de libertad	AIC
DSH+PM+PL+PA+BTM+BTL+BTA+FM+FL+FA	15	1083.27
DSH+PM+PL+BTM+BTL+BTA+FM+FL+FA	14	1081.31
DSH+PM+PL+BTM+BTL+FM+FL+FA	13	1079.44
DSH+PM+PL+BTM+BTL+FM+FL	12	1077.55
DSH+PM+PL+BTM+BTL+FM	11	1075.66
DSH+PM+BTM+BTL+FM	10	1073.81
DSH+PM+BTL+FM	9	1072.17
DSH+PM+BTL	8	1071.34
DSH+BTL	7	1070.32
BTL	6	1070.95
SIN VARIABLES	5	1077.03

Índices de: DSH- diversidad de Shannon, PM- proporción mango, PL- proporción limón, PA- proporción arroz, BTM- borde total mango, BTL- borde total limón, BTA- borde total arroz, FM- dimensión fractal mango, FL- dimensión fractal limón y FA- dimensión fractal arroz. AIC- Criterio de información de Akaike.

Este modelo mostró diferencias estadísticamente significativas entre las medias de paisajes, presentando la mayor riqueza de especies las plantaciones mixtas en comparación a la selva baja sin importar el periodo ($p= 0.0001$, Fig. 5).

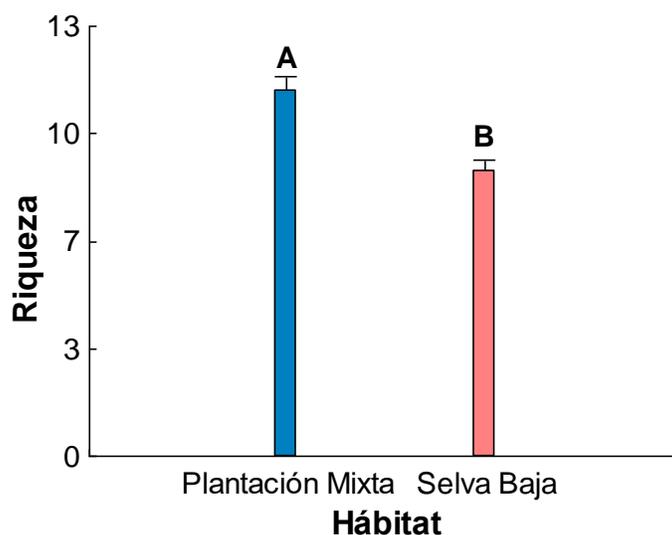


Figura 5. Comparación de las medias de los paisajes para la riqueza de especies (S). Medias con letras distintas son diferentes estadísticamente ($z= -3.82$, $p= 0.0001$).

El modelo seleccionado tuvo dos variables explicativas, de las cuales sólo una presentó un efecto significativo para la riqueza de especies (S); el índice de borde total de limón (BTL) que indica una disminución de riqueza de especies al aumentar este índice (Tabla 7).

Tabla 7. Efecto de las variables en la riqueza de especies (S) del MLGM seleccionado. Destacadas en negritas el efecto de la variable y significancia

Variable	Estimador	Error Std.	Valor de z	Pr(> z)
DSHP	0.11	0.07	1.62	0.1057
BTL	-0.02	0.01	-2.32	0.0153

Índices de: DSHP- diversidad de Shannon y BTL- borde total limón.

Abundancia

De acuerdo a los puntos de conteo realizados en los diferentes tipos de paisaje se registró un total de 6867 individuos; para el periodo no reproductivo se obtuvieron 4599 individuos, mientras que para el periodo reproductivo 2268 individuos.

La abundancia relativa máxima vario entre paisajes y periodos a excepción de Selva Baja donde *Columbina inca* fue una de las especies más abundantes tanto en el periodo no reproductivo como reproductivo, mientras que otras fueron abundantes solamente en un periodo y para el otro disminuyeron (*Molothrus aeneus*, *Crotophaga sulcirostris*, *Peucaea humeralis*).

En el periodo No Reproductivo las especies con mayor abundancia relativa en las Plantaciones Mixtas fueron *Molothrus aeneus* (100), *Stelgidopteryx serripennis* (50) y *Spiza americana* (24). Las especies más abundantes para la Selva Baja fueron *Columbina inca* (100), *Polioptila caerulea* (95) y *Stelgidopteryx serripennis* (93). Mientras que, para el periodo Reproductivo las especies con mayor abundancia en las Plantaciones Mixtas fueron *Crotophaga sulcirostris* (100), *Quiscalus mexicanus* (77) y *Peucaea ruficauda* (61). Por último, en la Selva Baja las especies más abundantes fueron *Columbina inca* (100), *Peucaea humeralis* (98) y *Columbina passerina* (55). Cabe mencionar que las especies más abundantes son especies normalmente asociadas a zonas urbanas o agrícolas, es decir, especies más generalistas en el uso del paisaje.

En las gráficas de rango-abundancia (Fig 6.) se puede observar que la estructura de la comunidad presentó diferencias entre los paisajes y entre periodos, debido a que las especies con mayor abundancia en el periodo NR y R no son las mismas (a excepción de *C. inca* en Selva Baja). En Plantaciones Mixtas en el periodo NR se observa una clara dominancia de una especie (*M. aeneus*), mientras que en el periodo R se observa que las especies con mayor abundancia no superan con gran diferencia a las siguientes. Para la Selva Baja se observa en el periodo NR que las especies con abundancia mayor no superan con gran diferencia a las próximas, lo

que si ocurre en el periodo R al observarse una clara dominancia de dos especies (*C. inca*, *P. humeralis*).

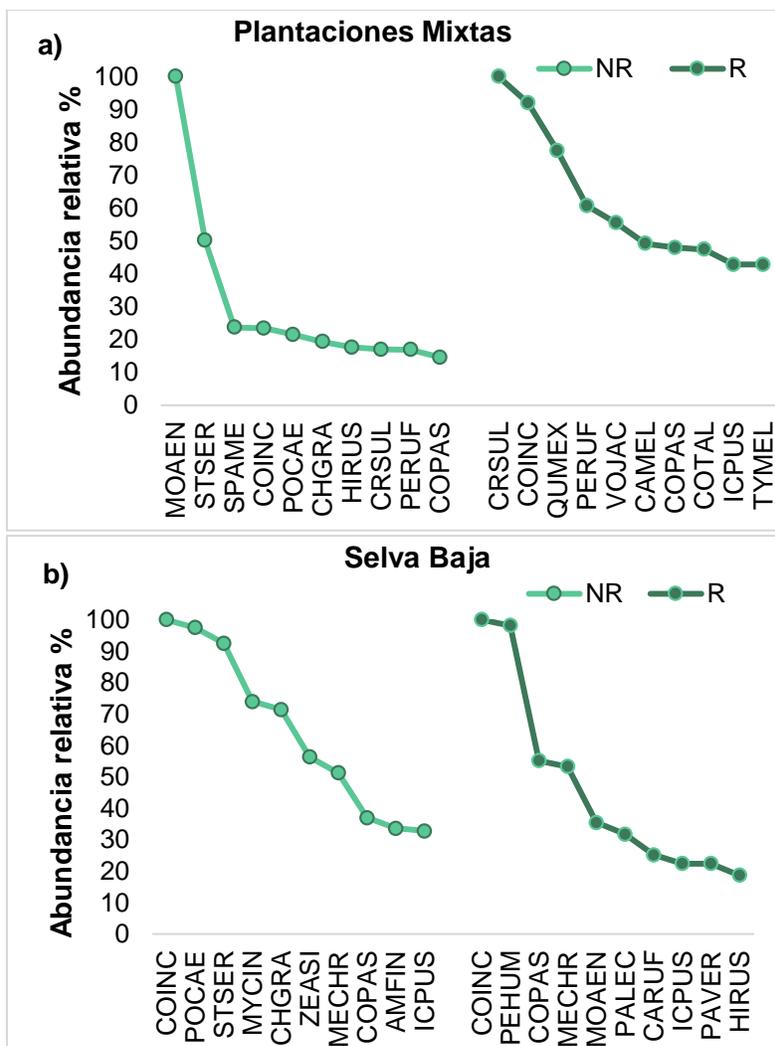


Figura 6. Curvas de rango abundancia de aves para cada tipo de paisaje. a) Plantaciones Mixtas y b) Selva Baja. NR- No Reproductivo, R- Reproductivo.

Para la abundancia se encontró un modelo con el menor valor de AIC (Tabla 8), el cual tenía cuatro variables explicativas, sin embargo, se comparó el siguiente modelo con menor valor de AIC el cual presentó una variable más que fue marginalmente significativa. Se realizó una prueba de cociente de verosimilitud para

observar si había diferencias entre ellos, pero no fue significativo ($p=0.2692$) por lo que se seleccionó el modelo marcado en negritas en la tabla 8.

Tabla 8. Proceso de simplificación de variables (métricas del paisaje) usando modelos lineales generalizados mixtos (MLGM) para la abundancia ($n=221$). El menor AIC en rojo y el mejor modelo se resalta en negritas

Modelo	Grados de libertad	AIC
DSH+PM+PL+PA+BTM+BTL+BTA+FM+FL+FA	16	1767.07
DSH+PL+PA+BTM+BTL+BTA+FM+FL+FA	15	1765.30
DSH+PA+BTM+BTL+BTA+FM+FL+FA	14	1763.49
DSH+PA+BTM+BTA+FM+FL+FA	13	1761.89
DSH+PA+BTM+BTA+FM+FL	12	1760.18
DSH+PA+BTM+FM+FL	11	1758.48
DSH+PA+FM+FL	10	1757.70
DSH+PA+FL	9	1758.53
DSH+PA	8	1761.03
PA	7	1766.13
SIN VARIABLES	6	1778.53

Índices de: DSH- diversidad de Shannon, PM- proporción mango, PL- proporción limón, PA- proporción arroz, BTM- borde total mango, BTL- borde total limón, BTA- borde total arroz, FM- dimensión fractal mango, FL- dimensión fractal limón y FA- dimensión fractal arroz. AIC- Criterio de información de Akaike.

El modelo anterior mostró diferencias significativas entre las medias de paisajes y medias de los periodos ($p= 0.0002$ y $p= 0.0086$ respectivamente). Para los s se encontró la mayor abundancia en las plantaciones en comparación con las selvas (Fig. 7a). En cuanto respecta al periodo, la mayor abundancia fue registrada en el periodo No Reproductivo (Fig. 7b).

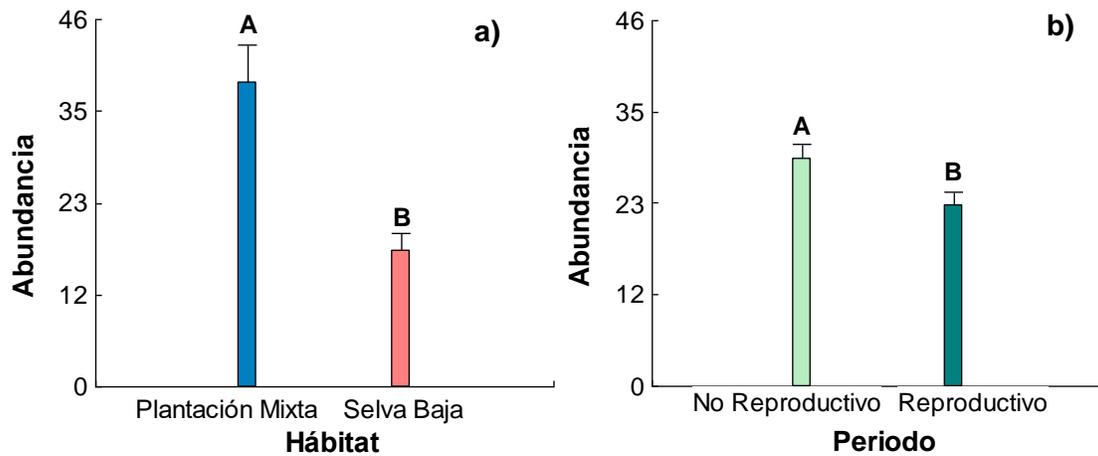


Figura 7. Comparación de las medias de los paisajes y periodos para la abundancia de especies. Medias con letras distintas son diferentes estadísticamente ($z = -3.79$, $p = 0.0002$ y $z = -2.63$, $p = 0.0086$ respectivamente).

El modelo seleccionado tuvo cinco variables explicativas de las cuales tres tuvieron un efecto significativo y una fue marginalmente significativa (Tabla 9); el índice de diversidad de Shannon (DSHP) y la proporción de arroz (PA) indican un aumento en la abundancia al aumentar sus valores, mientras que al aumento de la dimensión fractal de mango (FM, aclarando que fue marginalmente significativa) y la dimensión fractal de limón (FL), disminuye la abundancia.

Tabla 9. Efecto de las variables en la abundancia de especies del modelo lineal generalizado mixto (MLGM) seleccionado. Destacadas en negritas el efecto de la variable y significancia

Variable	Estimador	Error Std.	Valor de z	Pr(> z)
DSHP	0.40	0.12	3.22	0.0013
PA	0.06	0.02	2.90	0.0037
FM	-0.34	0.17	-1.95	0.0512
FL	-0.37	0.16	-2.35	0.0187
BTM	0.01	0.01	1.09	0.2756

Índices de: DSHP- diversidad de Shannon, PA- proporción de arroz, FM- dimensión fractal mango, FL- dimensión fractal limón y BTM- borde total mango.

Índices de Diversidad

Diversidad de Shannon (H)

El mejor modelo utilizado para explicar la diversidad de aves fue el que obtuvo el menor valor de AIC (Tabla 10), el cual sólo presentó la variable explicativa de borde total limón (BTL).

Tabla 10. Simplificación y obtención del mejor modelo lineal mixto (MLM) para el índice de diversidad de Shannon (H) y las métricas del paisaje como variables (n=221). El mejor modelo se resalta en negritas

Modelo	Grados de libertad	AIC
DSH+PM+PL+PA+BTM+BTL+BTA+FM+FL+FA	17	154.28
DSH+PM+PL+PA+BTM+BTL+BTA+FM+FA	16	149.42
DSH+PM+PA+BTM+BTL+BTA+FM+FA	15	139.24
DSH+PM+BTM+BTL+BTA+FM+FA	14	131.38
DSH+PM+BTM+BTL+FM+FA	13	124.43
PM+BTM+BTL+FM+FA	12	119.75
PM+BTL+FM+FA	11	110.01
BTL+FM+FA	10	98.66
BTL+FM	9	96.52
BTL	8	95.96
SIN VARIABLES	7	106.52

Índices de: DSH- diversidad de Shannon, PM- proporción mango, PL- proporción limón, PA- proporción arroz, BTM- borde total mango, BTL- borde total limón, BTA- borde total arroz, FM- dimensión fractal mango, FL- dimensión fractal limón y FA- dimensión fractal arroz. AIC- Criterio de información de Akaike.

En este modelo, en las variables fijas se encontró diferencias significativas entre las medias de los paisajes, presentando el mayor valor de diversidad de Shannon (H) en las plantaciones mixtas sin importar el periodo ($p=0.0004$, Fig. 8).

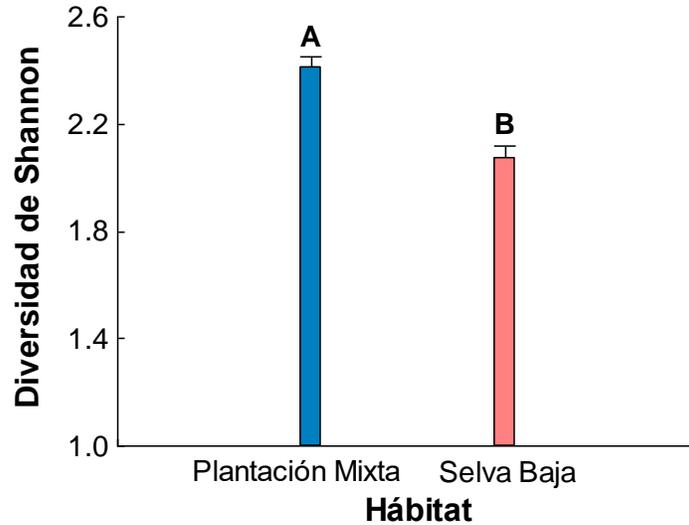


Figura 8. Comparación de las medias de los paisajes para la diversidad de Shannon (H). Medias con letras distintas son diferentes estadísticamente ($F= 27.04$, $p= 0.0004$).

La única variable explicativa que presentó el modelo tuvo un efecto significativo para la diversidad de aves; indicando que al aumentar el índice de borde total de limón (BTL), la diversidad de aves disminuirá (Tabla 11).

Tabla 11. Efecto de las variables en la diversidad de Shannon (H) del modelo lineal mixto (MLM). Destacadas en negritas el efecto de la variable y la significancia

Variable	Estimador	Error Std.	GL	t-valor	p-valor
BTL	-0.03	0.01	206	-3.11	0.0021

Índice de BTL- borde total limón.

Equidad de Pielou (E)

Respecto a la equidad de Pielou (E) se encontró un modelo con el menor valor de AIC (Tabla 12), el cual solamente tenía una variable explicativa. Se buscó otro modelo el cual tuviera más variables significativas por lo que se comparó el modelo con valor de AIC de -427.62 el cual presentó una variable más que fue significativa. Se les realizó una prueba de cociente de verosimilitud para observar si había diferencias entre ellos, la cual no fue significativa ($p=0.1668$) por lo que se seleccionó el modelo marcado en negritas en la tabla 12.

Tabla 12. Proceso de simplificación de variables (métricas del paisaje) usando modelos lineales mixtos (MLM) para la equidad de Pielou (E) (n=219). El menor AIC en rojo y el mejor modelo se resalta en negritas

Modelo	Grados de libertad	AIC
DSH+PM+PL+PA+BTM+BTL+BTA+FM+FL+FA	17	-348.57
DSH+PL+PA+BTM+BTL+BTA+FM+FL+FA	16	-363.85
DSH+PL+PA+BTM+BTL+BTA+FL+FA	15	-371.53
DSH+PL+PA+BTM+BTL+BTA+FL	14	-378.59
DSH+PL+PA+BTL+BTA+FL	13	-391.84
DSH+PL+BTL+BTA+FL	12	-402.31
DSH+BTL+BTA+FL	11	-413.70
DSH+BTL+BTA	10	-420.90
DSH+BTA	9	-427.62
BTA	8	-431.53
SIN VARIABLES	7	-429.17

Índices de: DSH- diversidad de Shannon, PM- proporción mango, PL- proporción limón, PA- proporción arroz, BTM- borde total mango, BTL- borde total limón, BTA- borde total arroz, FM- dimensión fractal mango, FL- dimensión fractal limón y FA- dimensión fractal arroz. AIC- Criterio de información de Akaike.

El modelo anterior mostró diferencias significativas entre las medias de los periodos, en el que se presentó un valor mayor de equidad de Pielou (E) en el periodo Reproductivo en comparación al periodo no reproductivo sin importar el paisaje ($p=0.0001$, Fig. 9).

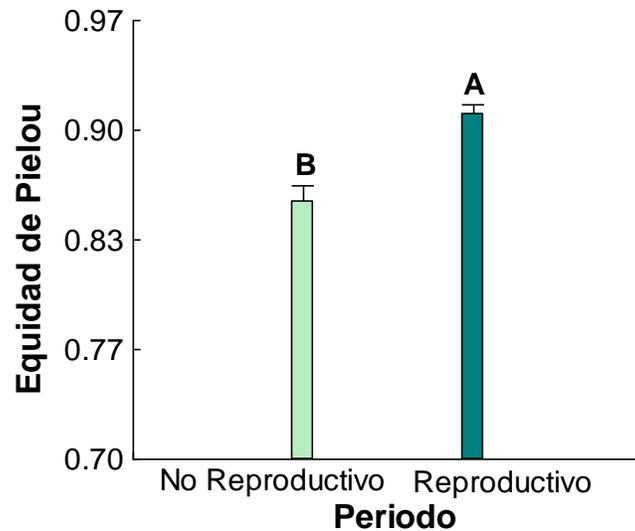


Figura 9. Comparación de las medias de los periodos para la equidad de Pielou (E). Medias con letras distintas son diferentes estadísticamente ($F= 23.54$, $p= 0.0001$).

En este modelo, las dos variables explicativas fueron significativas (Tabla 13), las cuales tienen una relación negativa indicando que a mayores valores de diversidad de Shannon y borde total de limón (DSHP y BTL respectivamente) disminuye la equidad en la comunidad de aves.

Tabla 13. Efecto de la variable significativa en la equidad de Pielou (E) del modelo lineal mixto (MLM) seleccionado. Destacadas en negritas el efecto de la variable y la significancia

Variable	Estimador	Error Std.	GL	t-valor	p-valor
DSHP	-0.03	0.01	203	-2.18	0.0303
BTL	-0.03	0.01	203	-3.63	0.0004

Índices de: DSHP- índice de diversidad de Shannon y BTL- borde total limón.

Dominancia de Simpson (D)

Para el índice de dominancia de Simpson (D) se seleccionó el modelo con el menor valor de AIC (Tabla 14), el cual sólo presentó la variable explicativa de borde total limón (BTL).

Tabla 14. Proceso de simplificación de variables (métricas del paisaje) usando modelos lineales mixtos (MLM) para la dominancia de Simpson (D) (n=218). El mejor modelo se resalta en negritas

Modelo	Grados de libertad	AIC
DSH+PM+PL+PA+BTM+BTL+BTA+FM+FL+FA	16	-718.16
DSH+PM+PL+PA+BTM+BTL+BTA+FM+FA	15	-727.15
DSH+PM+PL+PA+BTM+BTL+FM+FA	14	-736.94
DSH+PM+PL+BTM+BTL+FM+FA	13	-750.26
DSH+PM+BTM+BTL+FM+FA	12	-764.54
DSH+PM+BTM+BTL+FM	11	-772.60
DSH+PM+BTL+FM	10	-787.36
DSH+BTL+FM	9	-802.95
DSH+BTL	8	-812.21
BTL	7	-819.52
SIN COVARIABLES	6	-817.09

Índices de: DSH- diversidad de Shannon, PM- proporción mango, PL- proporción limón, PA- proporción arroz, BTM- borde total mango, BTL- borde total limón, BTA- borde total arroz, FM- dimensión fractal mango, FL- dimensión fractal limón y FA- dimensión fractal arroz. AIC- Criterio de información de Akaike.

Las pruebas de hipótesis del modelo mostraron diferencias significativas solamente entre las medias de los paisajes ($p= 0.0004$, Fig. 10), mientras que no presentó en

los periodos. Siendo las plantaciones mixtas las que presentaron mayores valores de dominancia de Simpson (D).

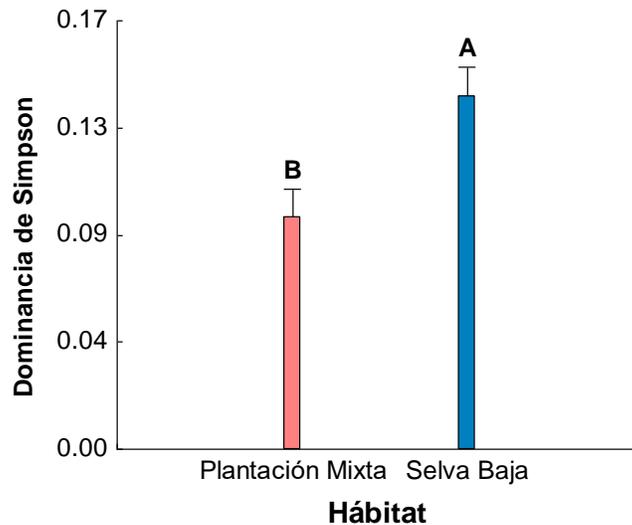


Figura 10. Comparación de las medias de los paisajes para la dominancia de Simpson (D). Medias con letras distintas son diferentes estadísticamente ($F= 26.67$, $p= 0.0004$).

La única variable explicativa que presentó el modelo tuvo un efecto significativo para la dominancia de Simpson; indicando que al aumentar el índice de borde total de limón (BTL), la dominancia de aves disminuirá (Tabla 15).

Tabla 15. Efecto de la variable significativa en la dominancia de Simpson (D) del modelo lineal mixto (MLM) seleccionado. Destacadas en negritas el efecto de la variable y la significancia

Covariable	Estimador	Error Std.	GL	t-valor	p-valor
BTL	-0.003	0.0007	203	4.21	0.0001

Índice de BTL- borde total limón.

Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS)

En cuanto al análisis multivariado NMDS, se observa una clara diferenciación de paisajes encontrando del lado izquierdo a las selvas bajas y del lado derecho a las plantaciones mixtas. En SB en general se muestra más disperso en los dos periodos, aunque en el periodo R se nota un mayor agrupamiento en comparación del periodo NR. Para PM hay un agrupamiento más notorio debido a que se encuentra más compacto, además se encuentra una ligera diferenciación entre periodos (Fig. 11).

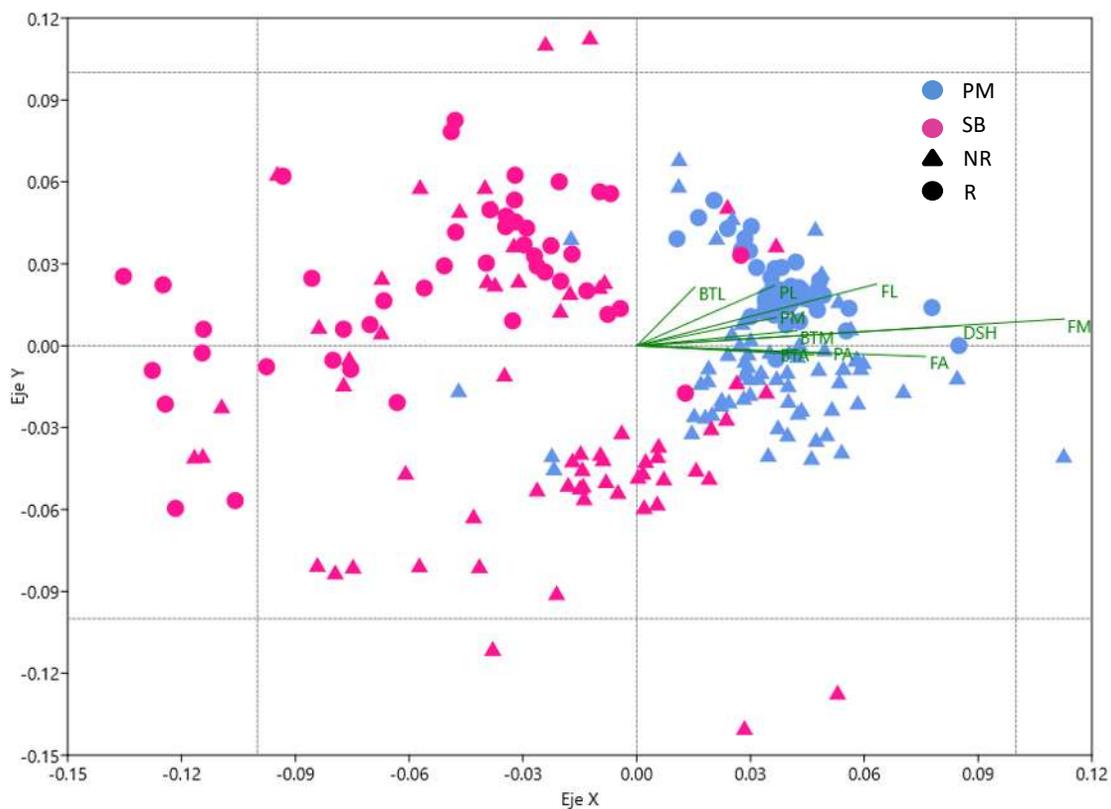


Figura 11. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) para los puntos de conteo con las métricas del paisaje, especies y sus abundancias. PM- Plantación Mixta, SB- Selva Baja, NR- Periodo no reproductivo y R- Periodo reproductivo. Métricas del paisaje: índices de: DSHP- diversidad de Shannon, PM- proporción mango, PL- proporción limón, PA- proporción arroz, BTM- borde total mango, BTL- borde total limón, BTA- borde total arroz, FM- dimensión fractal mango, FL- dimensión fractal limón y FA- dimensión fractal arroz.

DISCUSIÓN

La agricultura es considerada de las principales causas de pérdida de biodiversidad a nivel global debido a la simplificación de la estructura de la vegetación original (Green et al., 2005). El estado de Michoacán se ha visto seriamente dañado por grandes extensiones de monocultivos como es el caso del mango, que aunque posiciona al estado como el principal exportador esto provoca un gran problema respecto a las tasas de deforestación de selvas tropicales (Espinosa et al., 2006).

En el análisis de paisaje realizado en este trabajo, se contabilizó a la vegetación cerrada como exclusiva de selvas bajas, mientras que la vegetación abierta se presentó en los dos tipos de paisajes. Las Selvas Bajas (SB) cuentan con remanentes de vegetación nativa mientras que en las Plantaciones Mixtas (PM) ya no existe este tipo de vegetación, la cual fue talada para hacer uso a los campos agrícolas. Las PM por esta razón generalmente resultan ser paisajes más homogéneos debido a la simplificación del paisaje; sin embargo, en el presente trabajo con frecuencia se encuentran cercos vivos o bordes de vegetación secundaria altamente usada por las aves como conexiones entre los diferentes paisajes, además de otros componentes del paisaje como cuerpos de agua y diferentes tipos de cultivos, dando como resultado una heterogeneidad del paisaje que implica que este tipo de paisaje no sea tan homogéneo como se pensaba (Schondube et al., 2018; Sekercioglu, 2002). Por el contrario, las SB al ser un paisaje más heterogéneo en teoría, se están viendo afectadas por actividades antropogénicas (extracción de madera y pastoreo), además de la fragmentación que ha reducido en pequeños fragmentos remanentes de selva que ha ocasionado una alteración del hábitat, lo que ocasiona cambios en la cantidad y calidad del hábitat disponible para las aves al reducir su heterogeneidad ambiental, factor altamente relacionado con la biodiversidad (SEMARNAT y CONABIO, 2014; Vergara et al., 2017).

La riqueza de especies registrada en este trabajo representa alrededor del 23% de la avifauna para el estado de Michoacán, el 51% de lo reportado para la Reserva de la Biosfera Zicuirán-Infiernillo (SEMARNAT y CONABIO, 2014; Villaseñor-Gómez y

Villaseñor-Gómez, 2019). En cuanto a especies endémicas, el 29% de las especies se consideran con algún grado de endemismo para el estado. Para nuestra área de estudio se registraron 10 especies dentro de la NOM-059-SEMARNAT 2010, de las 96 especies presentes en alguna categoría de riesgo para el estado de Michoacán (Villaseñor-Gómez y Villaseñor-Gómez, 2019).

En este trabajo se encontró la mayor riqueza de especies en las Selvas Bajas, como se esperaba, a pesar de que este paisaje se encuentra muy alterado por las actividades antropogénicas (extracción de postes, leña y pastoreo), las cuales hacen uso de los recursos disponibles. Estos resultados son similares a los reportados por Aratrakorn et al. (2006), que en plantaciones de palma aceitera y caucho encontraron una riqueza menor en comparación con selvas debido a la conversión de selvas a campos agrícolas que provoca que se pierda gran parte del sotobosque y por lo tanto una pérdida importante de especies de aves. En un trabajo realizado por Hernández-Maya y Salgado-Ortiz (2016) ellos reportaron que huertos de aguacate con fragmentos remanentes de bosques de pino-encino presentan una mayor riqueza de aves que huertos extensivos. Estos resultados ayudan a corroborar que sitios con una mayor estructura paisajística como el caso de las selvas en este estudio, pueden sostener una mayor riqueza de especies por la cantidad de recursos que provee (Ke et al., 2018; Tschardt et al., 2005a). Por otra parte, se encontró que la riqueza promedio por punto de conteo fue mayor en las plantaciones, esto debido a que las especies registradas en los puntos de conteo se están repitiendo, mientras que, en selva baja, se fueron registrando especies nuevas en los puntos de conteo, lo que ocasiona que la riqueza promedio sea menor en este paisaje, pero la riqueza total sea mayor. Sin embargo, es importante hacer notar que las comunidades de aves no fueron las mismas entre paisajes, mientras que en SB son especies afines a este, en plantación mixta se encontraron especies asociadas a ambientes perturbados por el humano. No se encontró un cambio temporal referente al periodo reproductivo y no reproductivo a pesar de que en la selva baja de una época a otra el cambio de especies fue del 49%, y en las plantaciones mixtas un 37%. Generalmente estos cambios se ven asociados a la dinámica temporal causado por la representación de las especies migratorias como

lo encontrado por Guzmán (2020). Esto puede ser a causa de que dentro de los puntos de conteo hay mucha varianza por lo que no se está manifestando un cambio en la temporalidad. Además, podría estar pasando que las especies residentes que se mantienen durante la época reproductiva se están dispersando sobre las zonas que normalmente usan las aves migratorias, esto por la necesidad de buscar más recursos necesarios para sobrevivir.

La métrica del paisaje que explica la variación en la riqueza de aves fue el Borde Total de Limón (BTL), el cual nos dice que, al aumentar los bordes de las parcelas de limón, esto afectará de manera negativa disminuyendo la riqueza de aves en los sitios que tengan limón. Al tener más parches, pero más pequeños esto hace aumentar el borde total y disminuir la riqueza de aves.

Por otro lado, la abundancia por punto de conteo fue mayor en las plantaciones que en las selvas bajas. Este patrón de la disminución de la riqueza y el aumento de la abundancia de aves es notorio cuando se comparan áreas modificadas donde la abundancia de unas pocas especies se incrementa porque las condiciones se hicieron más favorables para ellas y la disponibilidad de recursos que tienen a su alcance son capaces de aprovecharlos de manera más eficaz (Chace y Walsh, 2006; MacGregor-Fors y Schondube, 2012; Schondube et al., 2010). Un aspecto relevante de la comunidad de aves fue la variación encontrada en la temporalidad, siendo mayor la abundancia en la época no reproductiva. Esto indica que diferentes especies están haciendo uso de los paisajes, y particularmente de los recursos disponibles en cada sitio, generando una dinámica temporal de las especies residentes y migratorias, donde algunas especies están restringidas por sus requisitos especializados de anidación así como su dependencia a vegetación madura en la época de reproducción en las especies residentes (Santamaría-Rivero et al., 2016), mientras que en la época no reproductiva podemos encontrar especies generalistas como son algunas migratorias o con una mayor capacidad de adaptación a ambientes modificados por el hombre (Chace y Walsh, 2006; Schondube et al., 2018, 2010).

La respuesta en la abundancia está siendo afectada por las siguientes métricas del paisaje; aumentando la abundancia de aves cuando se encuentra una mayor diversidad de Shannon del paisaje (DSHP), lo que indica que mientras mayor sea la heterogeneidad del paisaje y una mayor proporción de cultivos de arroz (PA), mayor será la abundancia; esto se relaciona positivamente a que unas cuantas especies (*Spiza americana* y *Stelgidopteryx serripennis*) se ve beneficiadas con este tipo de cultivo lo que está provocando un aumento en la abundancia, de forma inversa al encontrar una mayor complejidad en la forma de los parches (FL), está provocando que la abundancia de aves disminuya (Hargis et al., 1998).

Respecto a la diversidad de Shannon y dominancia de Simpson (H y D), se encontró que las plantaciones tuvieron mayor diversidad y menor dominancia de especies, por lo que el paisaje de plantación mixta resultó ser el que presentó mayor heterogeneidad, mientras que la selva baja al presentar una alta dominancia nos indica que no hay un equilibrio en la distribución de los recursos aprovechados debido a que ciertas especies que están siendo más dominantes (Sonco, 2013; Vergara et al., 2017). Esto fue contrario a lo encontrado por Cajas-Castillo et al. (2015), donde los bosques obtuvieron mayor diversidad y menor dominancia de especies, esto debido a que el bosque ofrece mayor complejidad estructural de la vegetación, mayor variedad y disponibilidad de recursos alimenticios, sitios de percha y anidación para las aves.

La métrica del paisaje que explicó de mejor manera la variación en la diversidad de Shannon y dominancia de Simpson fue el borde total de limón (BTL), el cual nos está indicando que, a mayor cantidad de borde total en los parches de las plantaciones de limón, menor será la diversidad y dominancia de aves en la comunidad.

Para la equidad de Pielou (E), no se encontró una diferencia por tipo de paisaje, lo que nos indica que hay uniformidad similar la cual no se está viendo afectada por el tipo de paisaje. De acuerdo a González-Ortega et al. (2012) la diversidad de especies de aves puede o no estar determinada por cambios en la equidad, los ambientes pueden tener escasez de recursos o mayor disponibilidad de recursos y

no repercutir en la equidad. En este trabajo la equidad de Pielou fue mayor en el periodo reproductivo, indicando que durante esta época las especies fueron similarmente abundantes, esto puede ser debido a que en la época no reproductiva arribaron las aves migratorias afectando los valores de uniformidad de las especies presentes (González-Ortega et al., 2012).

Las métricas del paisaje que explican la variación en este índice son diversidad de Shannon del paisaje y borde total de limón (DSHP y BTL), las cuales nos están diciendo que mientras más heterogéneos sean nuestros parches y además que a mayor cantidad de borde total en los parches de plantaciones de limón, menor será la equidad de aves en la comunidad.

El NMDS a partir de la composición de las especies indica que existen cambios en las comunidades de aves entre los dos paisajes, debido a que muestra un agrupamiento bastante claro de las comunidades separando a las plantaciones de las selvas. En las selvas bajas se observa que los puntos se encuentran muy dispersos lo que indica cómo cambia y se diversifica la composición en este paisaje. Esta diferencia marcada es similar a la que reportaron Schondube et al. (2018) donde los cambios en el paisaje afectan a las especies provocando diferencias en las comunidades donde se encuentran algunas especies dependientes de vegetación más conservada (*Amazona finschi*, *Dryocopus lineatus*), mientras que otras especies se ven beneficiadas por las modificaciones humanas (*Quiscalus mexicanus*, *Molothrus aeneus*).

La diversidad taxonómica muestra una aproximación a los diferentes cambios que pueden suceder en una comunidad en específico al ocurrir una modificación por cualquier agente perturbador, pero en ocasiones la información puede no ser tan explícita, por lo que otras medidas como la diversidad funcional pueden llegar a complementar la información (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015; Tilman et al., 1997).

CONCLUSIONES

La modificación y condición del paisaje tiene efectos importantes sobre la comunidad de aves, causado por la composición (DSHP y PA) y estructura del paisaje (BTL, FM y FL) con un efecto variado sobre los índices. El índice de BTL disminuyó la riqueza de especies, diversidad de Shannon, dominancia de Simpson y equidad de Pielou. Por el contrario, la abundancia se redujo a causa de FM y FL, pero aumentó con ayuda de DSHP y PA.

Los sitios de plantaciones mixtas presentaron una heterogeneidad ambiental alta, lo que resultó en una mayor diversidad de aves, por lo tanto, estos sitios tienen potencial de considerarse dentro de estrategias de conservación regional integrando adecuados manejos agrícolas.

ANEXO 1. Listado taxonómico de las especies aves registradas, residencia, estado de conservación de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-2010) y la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), y categoría de endemismo de acuerdo a Berlanga et al., 2018

Orden	Familia	Nombre científico	Clave sp	Nombre común	Residencia	NOM-059	UICN	END/EX
Galliformes	Cracidae	<i>Ortalis poliocephala</i>	ORPOL	Chachalaca Pálida	R		LC	EN
	Odontophoridae	<i>Philortyx fasciatus</i>	PHFAS	Codorniz Barrada	R		LC	EN
Columbiformes	Columbidae	<i>Columba livia</i>	COLIV	Paloma Doméstica	R		LC	Exo
		<i>Columbina inca</i>	COINC	Tortolita Cola Larga	R		LC	
		<i>Columbina passerina</i>	COPAS	Tortolita Pico Rojo	R		LC	
		<i>Columbina talpacoti</i>	COTAL	Tortolita Canela	R		LC	
		<i>Leptotila verreauxi</i>	LEVER	Paloma Arroyera	R		LC	
		<i>Streptopelia decaocto</i>	STDEC	Paloma de Collar Turca	R		LC	Exo
		<i>Zenaida asiatica</i>	ZEASI	Paloma Alas Blancas	R,M		LC	
		<i>Zenaida macroura</i>	ZEMAC	Huilota Común	R,M		LC	
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Piaya cayana</i>	PICAY	Cuclillo Canelo	R		LC	
		<i>Coccyzus minor</i>	COMIN	Cuclillo Manglero	R			
		<i>Morococcyx erythropygus</i>	MOERY	Cuclillo Terrestre	R		LC	
		<i>Crotophaga sulcirostris</i>	CRSUL	Garrapatero Pijuy	R		LC	
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	<i>Chordeiles acutipennis</i>	CHACU	Chotacabras Menor	M,R		LC	
Apodiformes	Trochilidae	<i>Heliomaster constantii</i>	HECON	Colibrí Picudo Occidental	R		LC	
		<i>Archilochus colubris</i>	ARCOL	Colibrí Garganta Rubí	M		LC	
		<i>Archilochus alexandri</i>	ARALE	Colibrí Barba Negra	M		LC	SE
		<i>Chlorostilbon auriceps</i>	CHAUR	Esmeralda Occidental	R		LC	EN
		<i>Cynanthus sordidus</i>	CYSOR	Colibrí Opaco	R		LC	EN
		<i>Cynanthus latirostris</i>	CYLAT	Colibrí Pico Ancho	R		LC	SE
		<i>Amazilia rutila</i>	AMRUT	Colibrí Canelo	R		LC	
<i>Amazilia violiceps</i>	AMVIO	Colibrí Corona Violeta	R		LC	SE		

Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Ardea herodias</i>	ARHER	Garza Morena	M,R		LC		
		<i>Ardea alba</i>	ARALB	Garza Blanca	M,R		LC		
		<i>Bubulcus ibis</i>	BUIBI	Garza Ganadera	R,M		LC	Exo	
Accipitriformes	Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	COATR	Zopilote Común	R		LC		
		<i>Cathartes aura</i>	CAAUR	Zopilote Aura	R		LC		
	Accipitridae	<i>Elanus leucurus</i>	ELLEU	Milano Cola Blanca	R		LC		
		<i>Accipiter cooperii</i>	ACCOO	Gavilán de Cooper	R,M	Pr	LC		
		<i>Buteogallus anthracinus</i>	BUANT	Aguililla Negra Menor	R,M	Pr	LC		
		<i>Parabuteo unicinctus</i>	PAUNI	Aguililla Rojinegra	R	Pr	LC		
		<i>Buteo plagiatus</i>	BUPLA	Aguililla Gris	R		LC		
		<i>Buteo brachyurus</i>	BUBRA	Aguililla Cola Corta	R		LC		
		<i>Buteo albonotatus</i>	BUALB	Aguililla Aura	M,R	Pr	LC		
		<i>Buteo jamaicensis</i>	BUJAM	Aguililla Cola Roja	R,M		LC		
		<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	GEALB	Aguililla Cola Blanca	R	Pr	LC		
	Strigiformes	Strigidae	<i>Glaucidium palmarum</i>	GLPAL	Tecolote Colimense	R	A	LC	EN
			<i>Glaucidium brasilianum</i>	GLBRA	Tecolote Bajero	R		LC	
Trogoniformes	Trogonidae	<i>Trogon citreolus</i>	TRCIT	Coa Citrina	R		LC	EN	
Coraciiformes	Momotidae	<i>Momotus mexicanus</i>	MOMEX	Momoto Corona Canela	R		LC	CE	
Piciformes	Picidae	<i>Melanerpes chrysogenys</i>	MECHR	Carpintero Enmascarado	R		LC	EN	
		<i>Dryobates scalaris</i>	PISCA	Carpintero Mexicano	R		LC		
		<i>Dryocopus lineatus</i>	DRLIN	Carpintero Lineado	R		LC		
		<i>Campephilus guatemalensis</i>	CAGUA	Carpintero Pico Plateado	R	Pr	LC		
		<i>Caracara cheriway</i>	CACHE	Caracara	R		LC		
Falconiformes	Falconidae	<i>Falco sparverius</i>	FASPA	Quebrantahuesos	R,M		LC		
		<i>Falco columbarius</i>	FACOL	Cernícalo Americano	M		LC		
		<i>Falco peregrinus</i>	FAPER	Halcón Esmerejón	R,M	Pr	LC		
		<i>Eupsittula canicularis</i>	EUCAN	Halcón Peregrino	R	Pr	LC		
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Amazona finschi</i>	AMFIN	Perico Frente Naranja	R	P	VU	EN	
				Loro Corona Lila	R				

Passeriformes	Tyrannidae	<i>Camptostoma imberbe</i>	CAIMB	Mosquerito Chillón	R	LC			
		<i>Myiopagis viridicata</i>	MYVIR	Mosquerito Verdoso	R	LC			
		<i>Attila spadiceus</i>	ATSPA	Mosquero Atila	R	LC			
		<i>Myiarchus tuberculifer</i>	MYTUB	Papamoscas Triste	R	LC			
		<i>Myiarchus cinerascens</i>	MYCIN	Papamoscas Cenizo	R,M	LC			
		<i>Myiarchus tyrannulus</i>	MYTYR	Papamoscas Gritón	R,M	LC			
		<i>Pitangus sulphuratus</i>	PISUL	Luis Bienteveo	R	LC			
		<i>Myiozetetes similis</i>	MYSIM	Luisito Común	R	LC			
		<i>Myiodynastes luteiventris</i>	MYLUT	Papamoscas Rayado Común	M	LC			
		<i>Tyrannus melancholicus</i>	TYMEL	Tirano Pirirí	R	LC			
		<i>Tyrannus vociferans</i>	TYVOC	Tirano Chibíú	R,M	LC	SE		
		<i>Tyrannus crassirostris</i>	TYCRA	Tirano Pico Grueso	R,M	LC	SE		
		<i>Empidonax minimus</i>	EMMIN	Papamoscas Chico	M	LC			
		<i>Empidonax hammondii</i>	EMHAM	Papamoscas de Hammond	M	LC			
		<i>Sayornis nigricans</i>	SANIG	Papamoscas Negro	R,M	LC			
		<i>Pyrocephalus rubinus</i>	PYRUB	Papamoscas Cardenalito	R,M	LC			
		Laniidae		<i>Lanius ludovicianus</i>	LALUD	Verdugo Americano	R,M	LC	
		Vireonidae		<i>Vireo hypochryseus</i>	VIHYP	Vireo Amarillo	R	LC	EN
				<i>Vireo bellii</i>	VIBEL	Vireo de Bell	M	NT	
			<i>Vireo cassinii</i>	VICAS	Vireo de Cassin	M,R	LC	SE	
	<i>Vireo gilvus</i>		VIGIL	Vireo Gorjeador	M,R	LC			
	<i>Vireo flavoviridis</i>		VIFLA	Vireo Verdeamarillo	M	LC			
Corvidae		<i>Calocitta formosa</i>	CAFOR	Urraca Cara Blanca	R	LC			
Hirundinidae		<i>Tachycineta albilinea</i>	TAALB	Golondrina Manglera	R	LC			
		<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	STSER	Golondrina Alas Aserradas	R,M	LC			
		<i>Hirundo rustica</i>	HIRUS	Golondrina Tijereta	M,R	LC			
Troglodytidae		<i>Catherpes mexicanus</i>	CAMEX	Saltapared Barranqueño	R	LC			

	<i>Troglodytes aedon</i>	TRAED	Saltapared Común	R,M	LC	
	<i>Thryomanes bewickii</i>	THBEW	Saltapared Cola Larga	R	LC	
	<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	CARUF	Matraca Nuca Canela	R	LC	
	<i>Pheugopedius felix</i>	PHFEL	Saltapared Feliz	R	LC	EN
	<i>Thryophilus pleurostictus</i>	THPLE	Saltapared Barrado	R	LC	
Poliptilidae	<i>Poliptila caerulea</i>	POCAE	Perlita Azulgris	M,R	LC	
	<i>Poliptila albiloris</i>	POALB	Perlita Pispirria	R	LC	
Turdidae	<i>Turdus rufopalliatu</i>	TURUF	Mirlo Dorso Canela	R	LC	EN
Mimidae	<i>Mimus polyglottos</i>	MIPOL	Centzontle Norteño	R,M	LC	
Fringillidae	<i>Spinus psaltria</i>	SPPSA	Jilguerito Dominic	R	LC	
Passerellidae	<i>Aimophila ruficeps</i>	AIRUF	Zacatonero Corona Canela	R	LC	
	<i>Peucaea ruficauda</i>	PERUF	Zacatonero Corona Rayada	R	LC	
	<i>Peucaea humeralis</i>	PEHUM	Zacatonero Pecho Negro	R	LC	EN
	<i>Pooecetes gramineus</i>	POGRA	Gorrión Cola Blanca	M	LC	
	<i>Chondestes grammacus</i>	CHGRA	Gorrión Arlequín	M,R	LC	
Icteridae	<i>Sturnella magna</i>	STMAG	Pradero Tortillaconchile	R	LC	
	<i>Icteria virens</i>	ICVIR	Chipe Grande	M	LC	
	<i>Cassiculus melanicterus</i>	CAMEL	Cacique Mexicano	R	LC	CE
	<i>Icterus wagleri</i>	ICWAG	Calandria de Wagler	R	LC	
	<i>Icterus spurius</i>	ICSPU	Calandria Castaña	M	LC	
	<i>Icterus cucullatus</i>	ICCUC	Calandria Dorso Negro Menor	M,R	LC	SE
	<i>Icterus pustulatus</i>	ICPUS	Calandria Dorso Rayado	R	LC	
	<i>Icterus abeillei</i>	ICABE	Calandria Flancos Negros	R,M	LC	EN
	<i>Icterus parisorum</i>	ICPAR	Calandria Tunera	R,M	LC	SE
	<i>Molothrus aeneus</i>	MOAEN	Tordo Ojos Rojos	R,M	LC	
	<i>Molothrus ater</i>	MOATE	Tordo Cabeza Café	R,M	LC	

	<i>Quiscalus mexicanus</i>	QUMEX	Zanate Mayor	R		LC	
Parulidae	<i>Mniotilta varia</i>	MNVAR	Chipe Trepador	M		LC	
	<i>Oreothlypis celata</i>	ORCEL	Chipe Oliváceo	M,R		LC	
	<i>Oreothlypis luciae</i>	ORLUC	Chipe Rabadilla Castaña	M		LC	SE
	<i>Oreothlypis ruficapilla</i>	ORRUF	Chipe Cabeza Gris	M		LC	
	<i>Oreothlypis virginiae</i>	ORVIR	Chipe de Virginia	M		LC	SE
	<i>Geothlypis tolmiei</i>	GETOL	Chipe Lores Negros	M	A	LC	
	<i>Setophaga petechia</i>	SEPET	Chipe Amarillo	M,R		LC	
	<i>Setophaga coronata</i>	SECOR	Chipe Rabadilla Amarilla	M,R		LC	
	<i>Cardellina pusilla</i>	CAPUS	Chipe Corona Negra	M		LC	
Cardinalidae	<i>Piranga rubra</i>	PIRUB	Piranga Roja	M		LC	
	<i>Piranga ludoviciana</i>	PILUD	Piranga Capucha Roja	M		LC	
	<i>Pheucticus melanocephalus</i>	PHMEL	Picogordo Tigrillo	R,M		LC	SE
	<i>Cyanocompsa parellina</i>	CYPAR	Colorín Azulnegro	R		LC	
	<i>Passerina caerulea</i>	PACAE	Picogordo Azul	R,M		LC	
	<i>Passerina amoena</i>	PAAMO	Colorín Pecho Canela	M		LC	SE
	<i>Passerina cyanea</i>	PACYA	Colorín Azul	M		LC	
	<i>Passerina leclancherii</i>	PALEC	Colorín Pecho Naranja	R		LC	EN
	<i>Passerina versicolor</i>	PAVER	Colorín Morado	R,M		LC	
	<i>Passerina ciris</i>	PACIR	Colorín Sietecolores	M	Pr	NT	
	<i>Spiza americana</i>	SPAME	Arrocero Americano	M		LC	
Thraupidae	<i>Volatinia jacarina</i>	VOJAC	Semillero Brincador	R		LC	
Thraupidae	<i>Sporophila torqueola</i>	SPTOR	Semillero de Collar	R		LC	
Thraupidae	<i>Saltator coerulescens</i>	SACOE	Saltador Gris	R		LC	

R- Residente, M- Migratorio, P- En peligro de extinción, A- Amenazada, Pr- Sujeta a protección especial, VU- Vulnerable, NT- Casi amenazada, LC- Preocupación menor, EN- Endémica SE- Semi-endémica; CE; Cuasiendémica, Exo- Especie exótica.

Capítulo II

Análisis de la diversidad funcional de aves en plantaciones y sitios de vegetación nativa remanente en la región de Tierra Caliente Michoacán

RESUMEN

La conversión total o parcial de hábitats a paisajes agrícolas puede tener consecuencias negativas debido a la pérdida de rasgos funcionales y servicios ecosistémicos en la comunidad de aves. En el estado de Michoacán en la región de Tierra Caliente la biodiversidad se ha visto afectada por la deforestación para el cambio a cultivos de mango y limón. Nuestro objetivo fue evaluar la diversidad funcional de aves en plantaciones mixtas (PM) contra selvas bajas (SB) en dos periodos (no reproductivo-NR y reproductivo-R) y determinar el efecto del paisaje. Realizamos 223 puntos de conteo y determinamos la diversidad funcional ponderada por la abundancia (wFDc), riqueza funcional (FRic), equidad funcional (FEve), divergencia funcional (FDiv) y dispersión funcional (FDis). Se encontró una mayor wFDc en PM, y una mayor FRic en SB lo que quiere decir que a pesar de presentar mayor variedad de rasgos funcionales en plantaciones, tiene una baja productividad debido a que las especies presentes no están utilizando todos los recursos disponibles. Además, se encontró una mayor FEve en el periodo R, que provoca en NR un aumento de la oportunidad de posibles especies invasoras. El mayor efecto en general del paisaje sobre la comunidad de aves fue la proporción de limón (PL), que tiene una relación positiva (wFDc, FRic, FEve) al aumento de la diversidad funcional pero también negativa (FDiv). El borde total de limón (BTL) tuvo una relación negativa en el índice de wFDc y una relación positiva en FRic. Una buena estrategia de conservación de especies se puede proyectar en sistemas agroforestales heterogéneos que mantengan vegetación nativa para que obtengan un beneficio tanto el productor como la biodiversidad.

Palabras clave: Rasgos funcionales, avifauna, heterogeneidad.

SUMMARY

The total or partial conversion of habitats to agricultural landscapes can have negative consequences due to the loss of functional features and ecosystem services in bird community. In Michoacan state in Tierra Caliente region, biodiversity has been affected by deforestation of tropical dry forest to mango and lemon crops. Our aim was to evaluate the functional diversity of birds in mixed plantations (PM) against tropical dry forests (SB) in two periods (non-reproductive-NR and reproductive-R) and to determine the effect of the landscape. We performed 223 point counts and determined the functional diversity weighted by abundance (wFDc), functional richness (FRic), functional evenness (FEve), functional divergence (FDiv) and functional dispersion (FDis). A higher wFDc was found in mixed plantations, and a higher FRic in tropical dry forests, which means that despite presenting a greater variety of functional traits in plantations, it has low productivity because the species present are not using all the available resources. In addition, we found a higher FEve in period reproductive, that induces in period no reproductive an increase in the opportunity of possible invasive species. Proportion of lemon (PL) had the greatest effect on bird community with a positive relationship (wFDc, FRic, FEve) to the increase in functional diversity but also negative (FDiv). The total lemon edge (BTL) had a negative relationship in wFDc index and a positive relationship in FRic. An adequate species conservation strategy would be conforming more heterogeneous agroforestry systems that maintain native vegetation so that both the producer and biodiversity obtain a benefit.

Key words: Functional traits, avifauna, heterogeneity.

INTRODUCCIÓN

La diversidad funcional (DF) es una dimensión de la biodiversidad que se ha propuesto como una pieza clave para entender las relaciones entre la diversidad, la estructura de las comunidades y el funcionamiento del ecosistema (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015; Tilman, 2001). La DF mide el grado de diferenciación en los rasgos funcionales de las especies dentro de una comunidad (Petchey y Gaston, 2002; Tilman, 2001), basándose en la medición de rasgos funcionales, entendidos estos como el conjunto de características morfológicas, fisiológicas y de comportamiento, relacionadas con las diferentes funciones de un ecosistema (Tilman, 2001). La pérdida o ganancia de especies con rasgos funcionales específicos pueden tener un impacto importante en algún proceso ecosistémico particular, mientras que en otros el impacto puede ser menor (Tilman et al., 1997). Las medidas tradicionales utilizadas para evaluar el impacto del cambio de uso de suelo por actividades antropogénicas sobre la biodiversidad son las basadas comúnmente en riqueza de especies y abundancia (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015; Luck et al., 2015). Estas medidas proporcionan información base, que arrojan resultados y explicaciones limitados sobre los servicios ecosistémicos (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015). Algunos estudios han demostrado que la diversidad taxonómica y la diversidad funcional pueden responder de diferentes maneras a los cambios en el ambiente, no siempre actúan de la misma manera (Carmona et al., 2012). Por ejemplo, se han reportado cambios importantes en la diversidad funcional de aves después de varios años de cambios en el paisaje sin que la riqueza de especies se viera afectada (Lindenmayer et al., 2015). Como tal la DF proporciona información complementaria de las medidas tradicionales para lograr un entendimiento más completo sobre los efectos de la pérdida de especies en el funcionamiento del ecosistema (Lindenmayer et al., 2015; Peco et al., 2012). Con el incremento de campos de cultivo y la simplificación que atrae consigo, se pueden predecir consecuencias en el ecosistema relacionadas no sólo a la pérdida de especies, sino a los rasgos de historia de vida específicos que cumplan ciertas funciones en el ecosistema. Por ejemplo, en Brasil en plantaciones de palma aceitera se ha observado que los rasgos funcionales más afectados son aquellos

relacionados con la dieta y estratos de forrajeo, resultando así las aves frugívoras, nectarívoras e insectívoras del sotobosque las más afectadas (Almeida et al., 2016). De la misma manera Luck et al. (2013) encontraron una reducción en la DF de algunos grupos funcionales de aves como los nectarívoros y carnívoros-omnívoros en ambientes modificados en comparación con la vegetación nativa, dando como resultado una alteración de servicios como la polinización y eliminación de desechos en ambientes altamente modificados.

Los cambios realizados en el paisaje como resultado del aumento de campos agrícolas han sido poco analizados con respecto a su efecto en la diversidad funcional en México. Las métricas de paisaje son una alternativa a esto, debido a que su enfoque es ampliamente utilizado cuando se cuantifica la relación entre la cobertura del suelo y los procesos ecológicos. Las métricas se calculan a nivel de paisaje, definido esto como un área en la que los componentes ecológicos se ven afectados por el patrón espacial, observado a una escala relevante tanto para los elementos ecológicos como espaciales, por lo que las métricas del paisaje miden la estructura general del paisaje (Fairbrother, 2016).

Estas métricas se dividen en dos categorías generales: La composición que se cuantifica fácilmente y se refiere a características asociadas con la variedad y abundancia de tipos de parches dentro del paisaje, sin considerar el carácter espacial, o la ubicación de los parches dentro del mosaico. Otra categoría es la configuración espacial, que es mucho más difícil de cuantificar y se refiere al carácter espacial y la disposición, posición u orientación de los parches dentro de la clase o paisaje determinado (Mcgarigal, 2015).

Ejemplos de métricas de paisaje incluyen de Composición: Clase, Número de Parches, Riqueza de Parches, Densidad de Parches, Índice de Diversidad de Shannon, Índice de Diversidad de Simpson; de Configuración: Área, Área Total de Paisaje, Tamaño Medio de Parche, Tamaño de Parche, Índice de Forma, Media del Índice de Forma, Dimensión Fractal, Perímetro, Borde Total, Densidad de Borde, Total del Área Central, Porcentaje del Área Central del Paisaje, Índice de Área Centra (Mcgarigal, 2015).

Las métricas del paisaje también a menudo están altamente correlacionadas, ya que describen aspectos similares de la estructura del paisaje de diferentes maneras, y por lo tanto se recomienda el principio de parsimonia al seleccionar las mejores métricas para usar en una región determinada (Fairbrother, 2016).

El objetivo de este capítulo es analizar la diversidad funcional de la avifauna en sitios dedicados a plantaciones y compararla con la vegetación nativa remanente utilizando rasgos funcionales de las aves relacionados a métricas del paisaje para determinar su efecto sobre la diversidad funcional.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en la región conocida como “Tierra Caliente”, ubicada en el estado de Michoacán, en la localidad El Chauz y Lombardía. Ambos se encuentran en la provincia fisiográfica de la Depresión del Balsas, que en Michoacán se ubica dentro de un gran valle en el que las altitudes sobre el nivel del mar fluctúan desde cerca de 200 msnm en las partes más bajas hasta 1600 msnm en las zonas altas (SEMARNAT y CONABIO, 2014). Información sobre geología, suelos, clima, vegetación, fauna, así como la descripción de los métodos de muestreo de aves por medio de los puntos de conteo se describen previamente en el primer capítulo.

Muestreo de la avifauna

Se realizaron censos por puntos conteo de radio fijo a lo largo de transectos en los diferentes tipos de paisajes, los cuales tuvieron una duración de 5 minutos y una distancia mínima entre puntos de 200 metros para evitar los conteos repetidos de especies e individuos (Greenberg et al., 1997; Ralph et al., 1996).

Diversidad funcional

Para caracterizar la diversidad funcional se seleccionaron rasgos funcionales para cada una de las especies registradas en los diferentes sitios de estudio. Los rasgos funcionales se tomaron de acuerdo a la información disponible sugerida en la literatura (Gómez-Sánchez, 2019; López-Ordóñez et al., 2016), que incluyen: masa corporal, dieta, estrato y estrategia de forrajeo y estrato de anidación (Tabla 16). Estos rasgos de historia de vida son importantes para estudiar la relación entre las especies y la función del ecosistema, el cómo impactan debido a la influencia que tienen en la obtención y uso de los recursos en los ecosistemas (Almeida et al., 2016; López-Ordóñez et al., 2015; Luck et al., 2013). A cada una de las especies se

le asignó una categoría dentro de cada rasgo funcional para su posterior análisis, pero para algunas especies no fue posible determinar su principal dieta o estrato de forrajeo porque se clasificaron con más de una categoría, por lo que se les determinó en una categoría diferente como generalistas. La información necesaria sobre los rasgos funcionales fue obtenida de Audubon (National Audubon Society) y Neotropical Birds (The Cornell Lab of Ornithology), son páginas en línea dedicadas a la conservación de ecosistemas naturales a través de la biodiversidad.

Tabla 16. Rasgos funcionales usados y categorías que fueron asignadas a las especies registradas en los puntos de conteo

Rasgo funcional	Categorías
Masa corporal	Extra pequeños (3-10.9g), pequeños (11-30.9g), medianos (31-80.9g), grandes (81-200.9g), extra grandes (201-800g)
Dieta	Frugívoro, granívoro, nectarívoro, insectívoro, carnívoro, carroñero y omnívoro
Estrato de forrajeo	Aire, dosel, follaje, sotobosque, suelo, corteza y generalista
Estrategia de forrajeo	Buscar, revolotear, perforar, atrapar, rasgar y generalista
Estrato de anidación	Rocas, suelo, sotobosque, dosel, huecos, parásito y generalista

Análisis de datos

La diversidad funcional puede ser descrita a través de distintos índices que se pueden basar en el número de rasgos utilizados o si están o no ponderados por la abundancia. Por lo que se comenzó calculando el índice de diversidad funcional ponderado por la abundancia (wFDc), el cual es calculado como la suma de la longitud de las ramas de un dendrograma resultante de todas las especies de la comunidad (Casanoves et al., 2011). Este índice es resultado de la modificación de la diversidad funcional (FD) propuesto modificado por Petchey y Gaston (2002,

2006), pero resulta ser más informativo el índice wFDc al considerar las abundancias.

Sin embargo, se argumenta que la diversidad funcional no puede ser resumida en un solo índice, sino que se deben de estimar de manera independiente diferentes componentes de la diversidad funcional, debido a que proporcionan mayor detalle al examinar los mecanismos que relacionan la diversidad al funcionamiento de los ecosistemas (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015; Mason et al., 2005; Villéger et al., 2010). Por lo cual, se calcularon los siguientes índices: riqueza funcional (FRic), equidad funcional (FEve), divergencia (FDiv) y dispersión funcional (FDis) (Gómez-Sánchez, 2019; Martínez-Salinas et al., 2016; Mason et al., 2005).

La riqueza funcional (FRic) es la cantidad de espacio funcional ocupado por las especies de una comunidad independientemente de sus abundancias (Villegger et al., 2008). Una baja riqueza funcional indica que algunos de los recursos potencialmente disponibles no están siendo explotados y podría tener como consecuencia una reducción en la productividad de un ecosistema (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015; Mason et al., 2005). La equidad funcional (FEve) es la homogeneidad en la distribución de las abundancias de las especies de una comunidad en un espacio funcional (Villegger et al., 2008). Los valores están limitados entre cero y uno, una baja equidad implicaría que algunas partes del nicho funcional están siendo ocupadas, pero subutilizadas. Esto podría reducir la productividad y aumentar la oportunidad de que posibles invasores se establezcan (Mason et al., 2005). La divergencia funcional (FDiv) se relaciona a cómo se distribuye la abundancia dentro del volumen de rasgo funcional ocupado por las especies. Los valores de FDiv están limitados entre cero y uno, la divergencia decrece conforme la proporción de biomasa se acerca más al centro de gravedad del espacio funcional de la comunidad (Villegger et al., 2008). Una alta divergencia refleja un alto grado de diferenciación de nicho en las especies dominantes, lo que podría reducir la competencia e incrementar la magnitud de los procesos del ecosistema como resultado de un uso más eficiente de los recursos (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015; Martínez-Salinas et al., 2016; Mason et al., 2005).

La dispersión funcional (FDis) es la distancia promedio de cada especie al centroide de la comunidad en el espacio de los rasgos, teniendo en cuenta la abundancia para el cálculo del centroide. Es similar a la métrica de FDiv, aunque conceptualmente tal vez sea más fácil de entender el significado biológico de FDis y es probable que sea un indicador más claro de la dispersión del rasgo en una comunidad (Casanoves et al., 2011; Laliberté y Legendre, 2010; Swenson, 2014).

Modelos lineales mixtos

Para determinar la relación de las condiciones del paisaje sobre cada índice de diversidad funcional se realizaron modelos lineales mixtos, esto se hizo de la misma manera como se menciona en el capítulo I. Los modelos se realizaron en software InfoStat versión 2019 (Di Rienzo et al., 2019).

Análisis multivariados

Por último, se realizó un análisis multivariado de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) para ordenar las observaciones considerando las abundancias de las especies, sus rasgos funcionales y las métricas del paisaje. Este análisis fue realizado en el software Past3 versión 1.0.0 (Hammer et al., 2001).

RESULTADOS

Diversidad funcional ponderado por la abundancia (wFDc)

Respecto a la diversidad funcional ponderada por la abundancia, se encontró un modelo con el menor valor de AIC (Tabla 17), el cual tenía tres variables, sin embargo, se aplicó una prueba de cociente de verosimilitud para comparar con el modelo más próximo en cuanto al menor valor de AIC; la cual indicó que no había diferencia ($p= 0.1280$) entre los modelos por lo que se pasó a seleccionar el que obtuvo el valor de AIC de 999.29 (Tabla 17), el cual presentó cuatro variables explicativas.

Tabla 17. Proceso de simplificación de variables (métricas del paisaje) usando modelos lineales mixtos (MLM) para la diversidad funcional ponderada por la abundancia (wFDc) (n=221). El menor AIC en rojo y el mejor modelo se resalta en negritas

Modelo	Grados de libertad	AIC
DSH+PM+PL+PA+BTM+BTL+BTA+FM+FL+FA	16	1013.49
DSH+PM+PL+BTM+BTL+BTA+FM+FL+FA	15	1009.80
DSH+PM+PL+BTM+BTL+BTA+FM+FA	14	1009.29
DSH+PM+PL+BTM+BTL+FM+FA	13	1007.03
DSH+PM+PL+BTM+BTL+FM	12	1006.62
DSH+PM+PL+BTM+BTL	11	1006.51
DSH+PL+BTM+BTL	10	999.29
DSH+PL+BTL	9	994.98
PL+BTL	8	996.01
BTL	7	995.80
SIN VARIABLES	6	1003.27

Índices de: DSH- diversidad de Shannon, PM- proporción mango, PL- proporción limón, PA- proporción arroz, BTM- borde total mango, BTL- borde total limón, BTA- borde total arroz, FM- dimensión fractal mango, FL- dimensión fractal limón y FA- dimensión fractal arroz. AIC- Criterio de información de Akaike.

El modelo mostró diferencias significativas entre las medias de los paisajes ($p=0.0112$), mientras que en los periodos no presentó. La mayor diversidad funcional ponderada por la abundancia fue presentada por las plantaciones mixtas (Fig. 12).

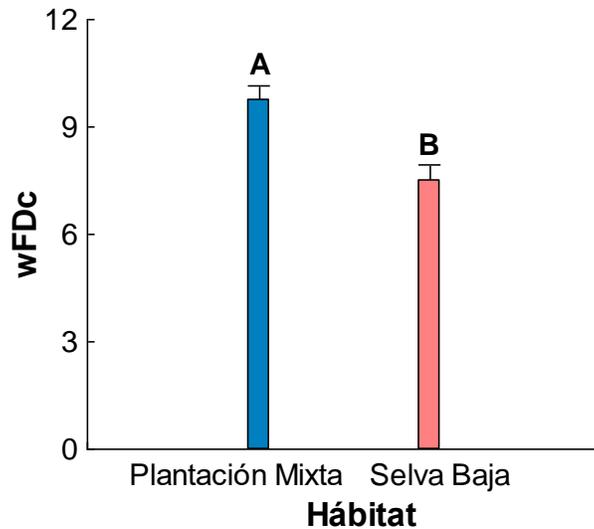


Figura 12. Comparación de las medias de los paisajes para la diversidad funcional ponderado por la abundancia (wFDc). Medias con letras distintas son diferentes estadísticamente ($F= 9.64$, $p= 0.0112$).

El modelo seleccionado obtuvo cuatro variables, de las cuales dos tuvieron un efecto significativo y una fue marginalmente significativa (Tabla 18), la proporción de limón (PL) y el índice de diversidad de Shannon (DSHP, marginalmente significativa) indican un aumento de la diversidad funcional de aves al incrementar la diversidad en el paisaje. Por el contrario, el índice de borde total de limón (BTL) muestra una disminución de la diversidad funcional de aves al aumentar este índice.

Tabla 18. Efecto de las variables en el índice de diversidad funcional ponderado por la abundancia (wFDc) del modelo lineal mixto (MLM). Destacadas en negritas el efecto de las variables y la significancia

Variable	Estimador	Error Std.	GL	t-valor	p-valor
DSHP	0.98	0.51	203	1.93	0.0548
PL	0.10	0.05	203	-2.15	0.0328
BTM	0.07	0.05	203	1.41	0.1600
BTL	-0.20	0.05	203	-3.65	0.0003

Índices de: PL- proporción limón, BTM- borde total mango, BTL- borde total limón.

Índice de Riqueza funcional (FRic)

Para la riqueza funcional se encontró un modelo cuyo valor de AIC fue el menor (Tabla 19), sin embargo, se comparó el siguiente modelo con menor valor de AIC el cual presentó dos variables explicativas. Se realizó una prueba de cociente de verosimilitud para corroborar si había diferencias entre ellos, pero no fue significativo ($p=0.2177$) por lo que se seleccionó el modelo marcado en negritas en la tabla 19.

Tabla 19. Proceso de simplificación de variables (métricas del paisaje) usando modelos lineales mixtos (MLM) para la riqueza funcional (FRic) (n=220). El menor AIC en rojo y el mejor modelo se resalta en negritas

Modelo	Grados de libertad	AIC
DSH+PM+PL+PA+BTM+BTL+BTA+FM+FL+FA	17	7.85
PM+PL+PA+BTM+BTL+BTA+FM+FL+FA	16	0.95
PM+PL+PA+BTM+BTL+FM+FL+FA	15	-6.69
PM+PL+BTM+BTL+FM+FL+FA	14	-17.91
PM+PL+BTL+FM+FL+FA	13	-29.14
PL+BTL+FM+FL+FA	12	-43.44
PL+BTL+FM+FL	11	-49.32
PL+BTL+FM	10	-55.79
PL+BTL	9	-60.49
BTL	8	-60.97
SIN VARIABLES	7	-45.68

Índices de: DSHP- diversidad de Shannon, PM- proporción mango, PL- proporción limón, PA- proporción arroz, BTM- borde total mango, BTL- borde total limón, BTA- borde total arroz, FM- dimensión fractal mango, FL- dimensión fractal limón y FA- dimensión fractal arroz. AIC- Criterio de información de Akaike.

En este modelo se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las medias de los paisajes ($p=0.0011$, Fig. 13), siendo mayor la riqueza funcional en la selva baja en comparación a la plantación mixta sin importar el periodo.

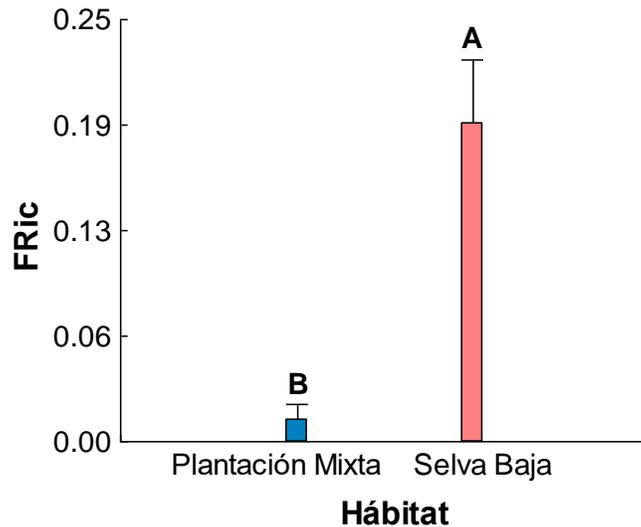


Figura 13. Comparación de las medias de los paisajes para la riqueza funcional (FRic). Medias con letras distintas son diferentes estadísticamente ($F= 20.55$, $p= 0.0011$).

El modelo selecto presentó dos variables explicativas, las cuales tuvieron un efecto significativo sobre la riqueza funcional (FRic); el índice de proporción de limón (PL) y el índice de borde total de limón (BTL). Indicando que, al aumentar estos índices se produce un aumento de la riqueza funcional (Tabla 20).

Tabla 20. Efecto de las variables en la riqueza funcional (FRic) del modelo lineal mixto (MLM). Destacadas en negritas el efecto de las variables y la significancia

Variable	Estimador	Error Std.	GL	t-valor	p-valor
PL	0.01	0.001	204	3.59	0.0004
BTL	0.01	0.002	204	5.33	0.0001

Índices de: PL- proporción limón y BTL- borde total limón.

Índice de Equidad funcional (FEve)

En la Equidad funcional se encontró un modelo con el menor valor de AIC (Tabla 21), el cual era el modelo sin variables, sin embargo, se comparó con los siguientes modelos con menor valor de AIC (-638.14 y -632.67) los cuales fueron sumando uno y dos variables respectivamente. Se aplicó una prueba de cociente de verosimilitud para corroborar si los modelos eran diferentes entre sí, esta prueba indicó que no había diferencias ($p=0.0625$) por lo que se seleccionó el modelo que presentó 2 variables (Tabla 21).

Tabla 21. Proceso de simplificación de variables (métricas del paisaje) usando modelos lineales mixtos (MLM) para la equidad funcional (FEve) (n=219). El menor AIC en rojo y el mejor modelo se resalta en negritas

Modelo	Grados de libertad	AIC
DSH+PM+PL+PA+BTM+BTL+BTA+FM+FL+FA	16	-548.24
DSH+PM+PL+BTM+BTL+BTA+FM+FL+FA	15	-559.75
DSH+PM+PL+BTM+BTL+BTA+FM+FL	14	-567.49
DSH+PM+PL+BTM+BTA+FM+FL	13	-580.42
DSH+PM+PL+BTM+BTA+FL	12	-588.00
DSH+PL+BTM+BTA+FL	11	-603.41
DSH+PL+BTM+FL	10	-613.44
PL+BTM+FL	9	-620.80
PL+FL	8	-632.67
FL	7	-638.14
SIN VARIABLES	6	-638.82

Índices de: DSHP- diversidad de Shannon, PM- proporción mango, PL- proporción limón, PA- proporción arroz, BTM- borde total mango, BTL- borde total limón, BTA- borde total arroz, FM- dimensión fractal mango, FL- dimensión fractal limón y FA- dimensión fractal arroz. AIC- Criterio de información de Akaike.

En el modelo, las pruebas de hipótesis mostraron diferencias significativas entre las medias de los periodos ($p=0.0001$, Fig.14), mientras que los paisajes no presentaron. El periodo no reproductivo fue el que tuvo mayores valores de equidad funcional (FEve) en comparación al periodo reproductivo.

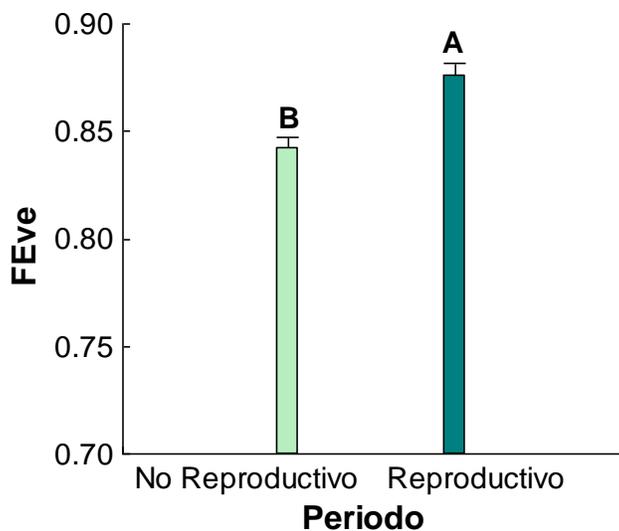


Figura 14. Comparación de las medias de los periodos para la equidad funcional (FEve). Medias con letras distintas son diferentes estadísticamente ($F= 25.12$, $p= 0.0001$).

Este modelo obtuvo dos variables explicativas las cuales tuvieron un efecto significativo sobre la equidad funcional (FEve); el índice de proporción de limón (PL) y el índice de dimensión fractal de limón (FL). Ambas variables indican que, al aumentar su índice, produce un aumento de la equidad funcional (Tabla 22).

Tabla 22. Efecto de las variables en la equidad funcional (FEve) del modelo lineal mixto (MLM). Destacadas en negritas el efecto de las variables y la significancia

Variable	Estimador	Error Std.	GL	t-valor	p-valor
PL	0.0032	0.001	202	-2.90	0.0041
FL	0.03	0.01	202	-2.93	0.0037

Índices de: PL- proporción limón y FL- dimensión fractal limón.

Índice de Divergencia funcional (FDiv)

En la Divergencia funcional se encontró un modelo con el menor valor de AIC (Tabla 23), el cual no presenta ninguna variable, sin embargo, se comparó con el siguiente modelo de menor valor de AIC (-930.40) el cual obtuvo una variable que fue significativa. Se aplicó una prueba de cociente de verosimilitud para observar si había diferencias entre los modelos, la cual indicó que no había diferencia ($p=0.0851$) por lo que se seleccionó el modelo marcado en negritas en la tabla 23.

Tabla 23. Proceso de simplificación de variables (métricas del paisaje) usando modelos lineales mixtos (MLM) para la divergencia funcional (FDiv) ($n=221$). El menor AIC en rojo y el mejor modelo se resalta en negritas

Modelo	Grados de libertad	AIC
DSH+PM+PL+PA+BTM+BTL+BTA+FM+FL+FA	17	-829.09
DSH+PM+PL+PA+BTM+BTL+BTA+FM+FA	16	-838.66
DSH+PL+PA+BTM+BTL+BTA+FM+FA	15	-855.70
DSH+PL+PA+BTM+BTA+FM+FA	14	-870.44
DSH+PL+PA+BTM+BTA+FM	13	-879.99
DSH+PL+PA+BTM+FM	12	-888.60
DSH+PL+BTM+FM	11	-902.18
PL+BTM+FM	10	-908.71
PL+BTM	9	-915.62
PL	8	-930.40
SIN VARIABLES	7	-935.36

Índices de: DSH- diversidad de Shannon, PM- proporción mango, PL- proporción limón, PA- proporción arroz, BTM- borde total mango, BTL- borde total limón, BTA- borde total arroz, FM- dimensión fractal mango, FL- dimensión fractal limón y FA- dimensión fractal arroz. AIC- Criterio de información de Akaike.

En este modelo, en las variables fijas se encontraron diferencias significativas entre las medias de los periodos, mostrando mayor divergencia funcional en el periodo no reproductivo sin importar el paisaje ($p=0.0224$, Fig. 15).

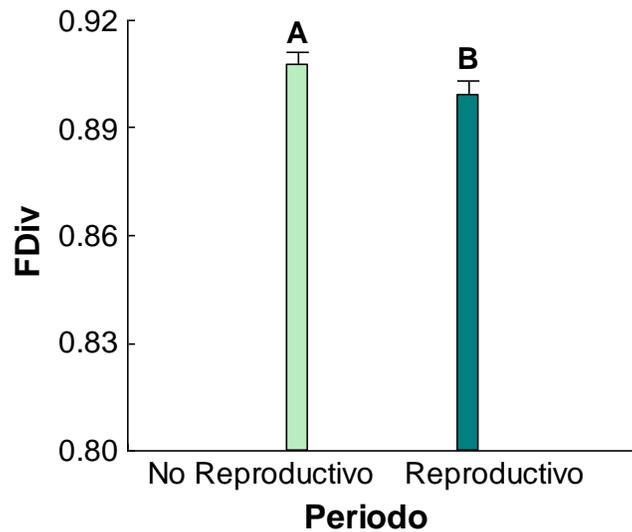


Figura 15. Comparación de las medias de los periodos para la divergencia funcional (FDiv). Medias con letras distintas son diferentes estadísticamente ($F= 5.30$, $p= 0.0224$).

Este modelo obtuvo una variable explicativa, la cual presentó un efecto negativo significativo del índice de proporción de limón (PL) sobre la divergencia funcional (Tabla 24), mientras mayor sea este índice menor será la divergencia funcional.

Tabla 24. Efecto de la variable significativa en el índice de divergencia funcional (FDiv) del modelo lineal mixto (MLM). Destacadas en negritas el efecto de la variable y la significancia

Variable	Estimador	Error Std.	GL	t-valor	p-valor
PL	-0.0013	0.0006	206	-1.99	0.0479

PL- Índice de proporción de limón.

Índice de Dispersión funcional (FDis)

Para la Dispersión funcional se seleccionó el modelo con el menor valor de AIC (Tabla 25), el cual no incluyó ninguna variable explicativa. De igual manera en las variables fijas del modelo no presentó ninguna diferencia estadística significativa ya sea en los paisajes o en los periodos.

Tabla 25. Proceso de simplificación de variables (métricas del paisaje) usando modelos lineales mixtos (MLM) para la dispersión funcional (FDis) (n=217). El mejor modelo se resalta en negritas

Modelo	Grados de libertad	AIC
DSH+PM+PL+PA+BTM+BTL+BTA+FM+FL+FA	16	-370.34
DSH+PM+PL+PA+BTM+BTL+BTA+FL+FA	15	-377.71
PM+PL+PA+BTM+BTL+BTA+FL+FA	14	-385.80
PM+PL+PA+BTM+BTL+FL+FA	13	-393.92
PL+PA+BTM+BTL+FL+FA	12	-408.85
PL+BTM+BTL+FL+FA	11	-420.17
PL+BTM+BTL+FA	10	-426.51
BTM+BTL+FA	9	-438.32
BTL+FA	8	-449.52
FA	7	-460.52
SIN VARIABLES	6	-465.31

Índices de: DSHP- diversidad de Shannon, PM- proporción mango, PL- proporción limón, PA- proporción arroz, BTM- borde total mango, BTL- borde total limón, BTA- borde total arroz, FM- dimensión fractal mango, FL- dimensión fractal limón y FA- dimensión fractal arroz. AIC- Criterio de información de Akaike.

Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS)

En el análisis multivariado NMDS se encuentra una ligera diferenciación entre periodos sólo que no es tan clara como en la diversidad taxonómica. La SB se observa mucho más disperso en ambos periodos lo que representa una mayor variedad de rasgos funcionales, mientras que en PM en el periodo R el grupo se encuentra más compacto y para el periodo NR están más dispersos (Fig. 16).

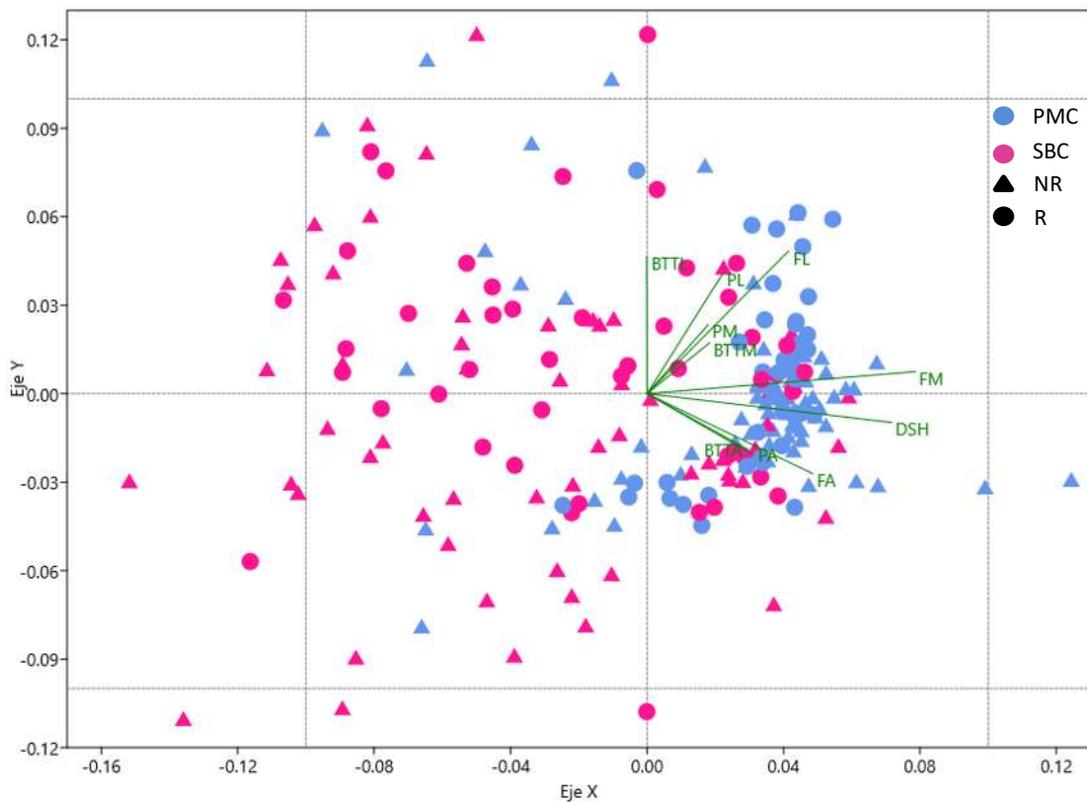


Figura 16. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) para los puntos de conteo con las métricas del paisaje, rasgos funcionales y abundancias. PM- Plantación Mixta, SB- Selva Baja, NR- Periodo no reproductivo y R- Periodo reproductivo. Métricas del paisaje: índices de: DSHP- diversidad de Shannon, PM- proporción mango, PL- proporción limón, PA- proporción arroz, BTM- borde total mango, BTL- borde total limón, BTA- borde total arroz, FM- dimensión fractal mango, FL- dimensión fractal limón y FA- dimensión fractal arroz.

Rasgos funcionales

Con la información obtenida mediante bibliografía y observación en campo, se realizó un análisis descriptivo con la proporción de individuos observada para cada categoría por rasgo funcional en las combinaciones de paisaje y periodo (Fig. 17).

La masa corporal (Fig. 17a) mostró un patrón similar en la mayoría de las combinaciones de paisaje y periodo, donde los individuos de talla mediana fueron los que tuvieron una mayor proporción seguido de la talla pequeña. Las plantaciones mixtas en el periodo reproductivo tuvieron la mayor proporción de individuos de talla grande, además las tallas pequeñas y grandes se observaron muy similares, que en las demás combinaciones siempre fue mayor la talla pequeña.

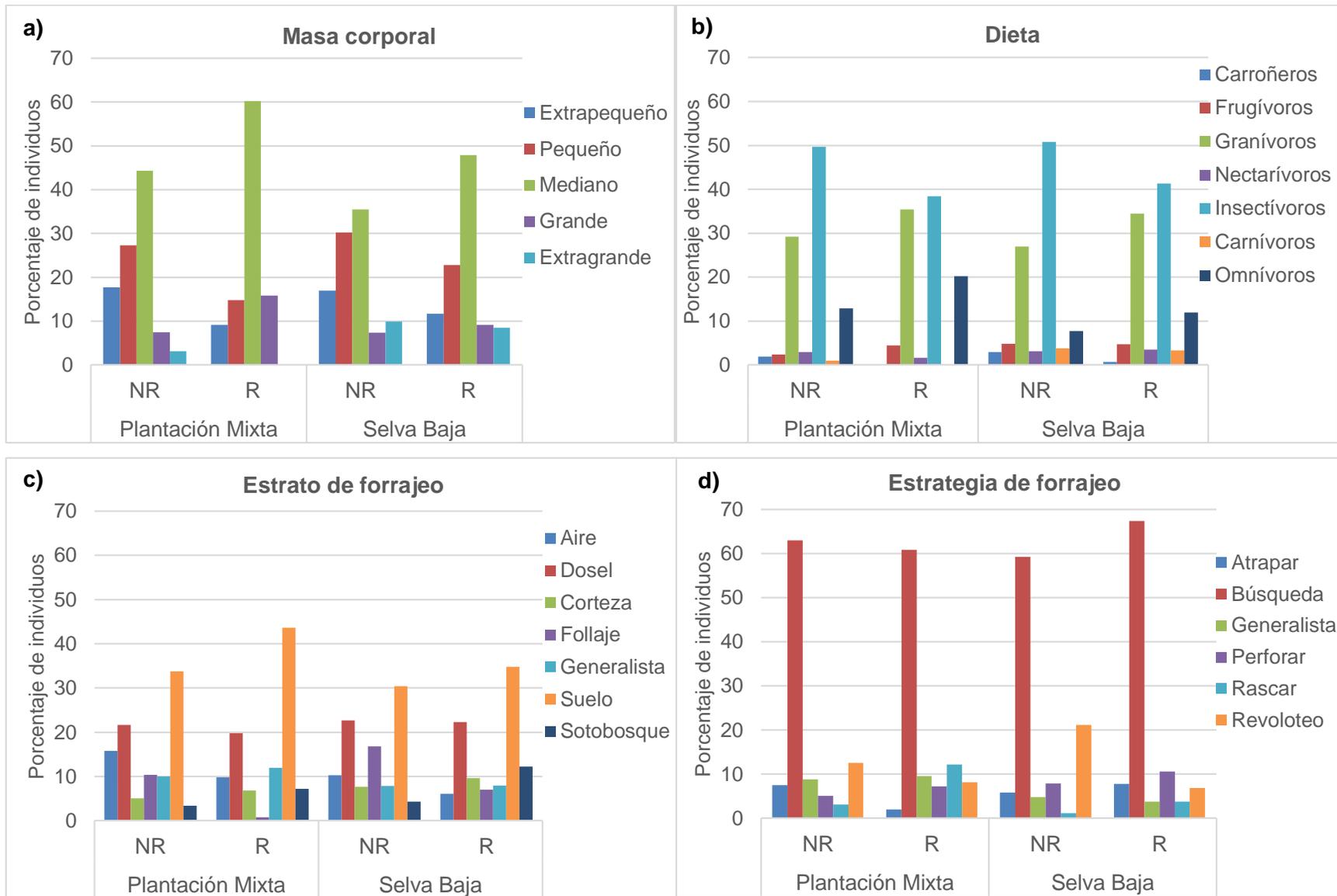
En lo que se refiere a la dieta, la proporción de individuos fue mayor en organismos insectívoros en primer lugar y granívoros en segundo en los dos paisajes y periodos, aunque en el periodo reproductivo en la plantación mixta la diferencia entre estas dietas fue menor. Otra dieta sobresaliente, pero en menor proporción en todos los paisajes y periodos fue la omnívora, portándose muy similar. En la selva baja en ambos periodos se observa una pequeña proporción de organismos carnívoros que en las plantaciones no se observa (Fig. 17b).

En cuanto al estrato de forrajeo (Fig. 17c) se observa una mayor variabilidad en las combinaciones de paisaje y periodo, pero a grandes rasgos se encuentra con una mayor proporción de individuos a las aves que se alimentan en el suelo. En las plantaciones mixtas en el periodo reproductivo las aves que se alimentan en el follaje prácticamente desaparecieron en comparación al periodo no reproductivo, posiblemente por las especies migratorias de invierno.

Para la estrategia de forrajeo (Fig. 17d) se observó una alta dominancia de las aves que usan la estrategia búsqueda en todos los paisajes y periodos. El rasgo funcional de revoloteo muestra un aumento temporal en el periodo no reproductivo en las selvas y una disminución en el periodo reproductivo. En las plantaciones mixtas se observa un aumento en el periodo reproductivo de la estrategia de rascar en comparación con el periodo no reproductivo. En el mismo paisaje para la estrategia

de atrapar se observa una disminución de la proporción de individuos en el periodo reproductivo.

Por último, el estrato de anidación en el paisaje de plantación mixta domina en los individuos que anidan en el sotobosque, seguido de los generalistas y los huecos sin importar el periodo. El rasgo funcional de dosel prácticamente desapareció en el paisaje de las plantaciones y en las selvas se encuentra, aunque en proporciones bajas. En las selvas bajas en el periodo no reproductivo dominan los organismos que anidan en huecos, mientras que para el periodo reproductivo lo hacen los que anidan en el sotobosque. Cabe mencionar que en la combinación de paisajes y periodos las estrategias de huecos, parasito, rocas y suelo se encuentran en muy bajas proporciones (Fig. 17e).



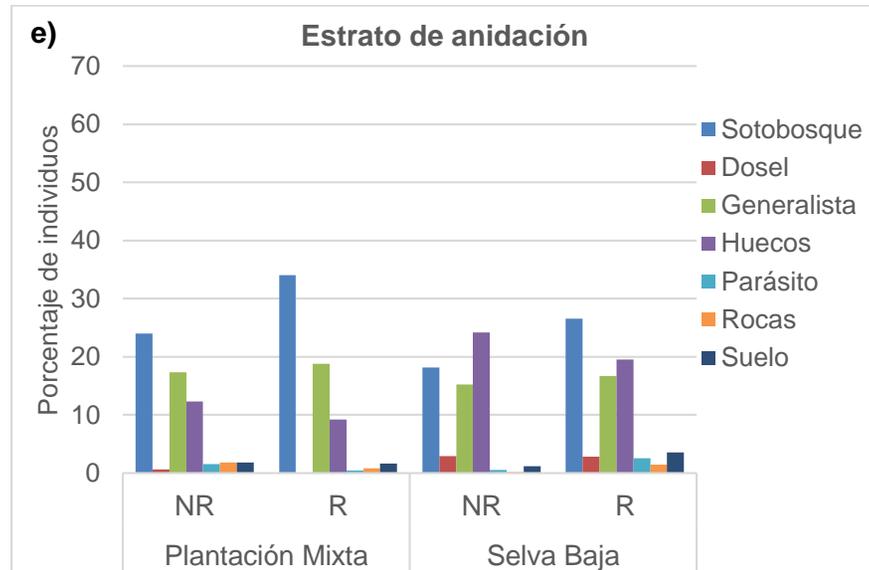


Figura 17. Rasgos funcionales presentes en los diferentes paisajes de Plantación Mixta y Selva Baja para el periodo No reproductivo (NR) y Reproductivo (R), y porcentaje de individuos pertenecientes a cada categoría. a) Masa corporal, b) Dieta, c) Estrato de forrajeo, d) Estrategia de forrajeo y e) Estrato de anidación

DISCUSIÓN

La modificación del paisaje por actividades antropogénicas como lo son campos agrícolas está asociado a un impacto negativo sobre la diversidad funcional de la comunidad de aves (Schondube et al., 2018; Tschardt et al., 2005). Se calcularon diferentes índices de diversidad funcional los cuales respondieron en algunos casos al paisaje y en otros al periodo, sin embargo, existen trabajos en los que la diversidad funcional no difiere entre distintas condiciones de perturbación (Gómez-Sánchez, 2019).

La diversidad funcional ponderada por abundancias (wFDc) fue mayor en las plantaciones, lo que nos está indicando que se encontró una mayor variedad de rasgos funcionales en este paisaje, esto es debido a la heterogeneidad del paisaje que se comentó en el capítulo I, lo cual está generando una mayor cantidad de recursos disponibles para las aves y una mayor productividad (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015; Haslem y Bennett, 2008). Dentro del efecto del paisaje se encontró que la proporción de limón (PL) nos dice que, al aumentar la cobertura de cultivos de limón, este aumentará la cantidad de rasgos funcionales presentes en el paisaje, mientras que, a mayor borde total de limón (BTL), se está disminuyendo la variedad de rasgos funcionales; esto quiere decir que lo más óptimo sería contar con grandes parches de cultivos de limón, lo cual ocasiona que el BTL disminuya y de esta manera no afecte la variedad de rasgos presentes en el paisaje.

Por otra parte, la riqueza funcional (FRic) fue el índice que mayor explicación tuvo en nuestro estudio. Siendo mayor en selvas bajas, esto indica que los recursos disponibles están siendo aprovechados, y esto a su vez indica que se cuenta con un ecosistema productivo (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015; Mason et al., 2005). Al contrario de lo ocurrido en plantaciones mixtas que, aunque en wFDc presentó una mayor variedad de rasgos funcionales, las especies presentes en este paisaje no están utilizando todos los recursos disponibles y esto puede ser debido a que las especies dominantes en el paisaje especialistas que presentan una mayor capacidad de adaptación a ambientes modificados por el hombre, y en selvas bajas se encuentran especies con requerimientos más específicos en los recursos

alimenticios y en los sitios de anidación (Santamaría-Rivero et al., 2016; Schondube et al., 2018; Vergara et al., 2017). Estos resultados concuerdan con autores que compararon sitios agrícolas y bosques nativos en los cuales muestran cambios importantes en la diversidad funcional de aves (Almeida et al., 2016; Luck et al., 2013). Respecto a las métricas de paisaje, tanto proporción de limón como borde total de limón (PL y BTL) están aumentando la riqueza funcional.

La equidad funcional (FEve) mostró un efecto por la temporalidad en la que fue mayor en el periodo reproductivo, demostrando que durante el periodo no reproductivo algunas partes del nicho funcional están siendo ocupadas pero subutilizadas, lo que reduce la productividad en este periodo y aumenta la posibilidad de que especies invasoras se establezcan como lo pueden ser algunas especies migratorias que son cuando se encuentran (Mason et al., 2005; Villeger et al., 2008). Prescott et al. (2016) encontraron un patrón similar donde la equidad funcional no cambió en cultivos de palma aceitera en comparación con áreas de remantes de bosque. Para nuestro trabajo en el análisis de paisaje, la proporción de limón y la dimensión fractal de limón (PL y FL) están provocando que la FEve aumente, lo que sugiere que los rasgos funcionales tienden a ser similarmente dominantes en sitios donde se encuentre mayor cobertura de limón y estos parches sean más complejos.

La divergencia funcional (FDiv) de igual manera mostró un efecto sólo en la temporalidad, donde los dos periodos presentaron una FDiv alta, sin embargo, el periodo no reproductivo fue mayor y esto es debido a la presencia de las especies migratorias. Además, nuestros resultados sugieren que la conversión de vegetación nativa remanente a plantaciones no afecta la FDiv aviar como ocurrió en el trabajo de Prescott et al. (2016), lo que significa un alto grado de diferenciación de nicho en especies dominantes, lo que reduce la competencia e incrementa los procesos del ecosistema resultando en un uso más eficiente de los recursos (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015; Martínez-Salinas et al., 2016; Mason et al., 2005). En este índice la métrica de paisaje que tuvo un efecto fue la proporción de limón (PL), la cual nos está provocando una disminución de FDiv a medida que aumenta esta métrica.

El análisis de ordenamiento mostró una diferenciación de paisajes de la misma manera que en la diversidad taxonómica, pero no fue tan evidente. Tomando en cuenta los rasgos funcionales se observa que las SB se ven mucho más dispersas, lo que nos dice que las características de esta comunidad son muy variadas, de igual forma las PM muestran una variación mayor en comparación con la diversidad taxonómica. Esto demuestra que la diversidad taxonómica y la diversidad funcional no siempre actúan de la misma manera y pueden responder de maneras diferentes a cambios en el ambiente y al efecto de la pérdida de especies en el funcionamiento del ecosistema (Carmona et al., 2012; Lindenmayer et al., 2015).

La información descriptiva que ofrecen los rasgos funcionales debería de permitirnos observar la dinámica en las distintas comunidades, sin embargo, en general nuestros resultados muestran que los rasgos funcionales de las dos comunidades son similares entre sí. Esto sugiere que el funcionamiento del ecosistema no se está afectando por lo que se está manteniendo a pesar de las diferentes condiciones del paisaje. A pesar de la similitud que existe en los rasgos funcionales, esto no quiere decir que las comunidades sean igual ni taxonómica ni funcionalmente. Se notaron pequeños cambios como lo fue la casi inexistente presencia de especie extra grandes en las plantaciones mixtas, que además de que algunas se encuentran dentro de la NOM-059, la pérdida funcional que implica no se toma en cuenta. Por ejemplo, éstas aves al ser de gran tamaño consumen una gran cantidad de alimento y esto va relacionado sobre todo con las especies que tienen un rol importante controladoras de plagas pero que pueden ser sensibles al disturbio por lo que se vuelven vulnerables (Flynn et al., 2009; Sekercioglu, 2012, 2017). Las dietas con mayor proporción de organismos fueron insectívoros, granívoros y omnívoros indistintamente del paisaje, esto concuerda con otros estudios realizados donde tienen algún grado de perturbación los sitios (Maya-Elizarrarás y Schondube, 2015; Schondube et al., 2018). Cabe destacar que en los demás gremios (carroñeros, carnívoros y frugívoros) se notó una pequeña reducción en las plantaciones mixtas en comparación con la selva baja. En el estrato y estrategia de forrajeo no se observa una clara diferencia ni entre paisaje ni entre periodo, más que una reducción en ambos paisajes en época reproductiva de las

especies que forrajean sobre el follaje y un aumento de los rascadores en época reproductiva en PM, esto puede ser a causa de las especies migratorias las cuales son capaces de utilizar paisajes con niveles intermedios de disturbio debido a que sus requerimientos menos estrictos durante la temporada invernal (Villaseñor-Gómez y Hutto, 1995). En el estrato de anidación las especies que anidan en el dosel arbóreo prácticamente no existen en PM, además en SB las especies que anidan en el sotobosque disminuyen y las que anidan en cavidades tienen un gran aumento en comparación con las plantaciones, debido a que las selvas a pesar del deterioro que presentan proporcionan de cierta complejidad, por lo tanto, puede ofrecer una mayor disponibilidad de sitios para anidación como son las cavidades (Santamaría-Rivero et al., 2016).

La diversidad funcional es un instrumento que provee información complementaria a las medidas clásicas de diversidad (riqueza y abundancia) que proporcionan información base sobre los cambios en las comunidades biológicas y como éstos afectan a los procesos ecosistémicos (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015; Luck et al., 2015). Un gran problema de la diversidad funcional se debe a que hay distintas formas de medirla, pero todavía no se cuenta con un protocolo a seguir, debido a que cada autor elige lo que crea más conveniente, además de la gran diversidad de rasgos que se pueden utilizar, por lo que la selección correcta de los rasgos puede ser un desafío (Petchey y Gaston, 2006; Salgado-Negret, 2016).

CONCLUSIONES

La condición del paisaje se vio afectada en su totalidad por los cultivos de limón, lo cual es necesario aclarar que sólo se encontraban en la localidad de El Chauz. El efecto fue causado por la composición (PL) y estructura del paisaje (BTL y FL) con un efecto variado sobre los índices. La proporción de limón tuvo una relación positiva al aumento de todos los índices a excepción de FDiv, mientras que el borde total de limón fue positivo para FRic, pero negativo para wFDc. Por último, la dimensión fractal de limón tuvo una relación negativa al índice de FDiv.

Los sitios con vegetación nativa remanente fueron los que mejor funcionalidad presentaron, a pesar de que en PM se encontró una mayor variedad de rasgos funcionales (wFDc), la FRic indica que SB es un ecosistema más productivo. La equidad funcional fue mayor en el periodo reproductivo, lo que puede ocasionar una baja productividad del periodo no reproductivo y la llegada de especies invasoras. La divergencia funcional fue mayor en el periodo no reproductivo posiblemente a la presencia de las especies migratorias, las cuales provocan una diferenciación de nicho lo cual produce menor competencia y mayor aprovechamiento de los recursos.

ANEXO 2. Rasgos funcionales utilizados para cada especie en los análisis de diversidad funcional y sus respectivas categorías; información de masa corporal, dieta, estrato de forrajeo, estrategia de forrajeo y estrato de anidación, de acuerdo con Gómez-Sánchez (2019), Guzmán (2020), López-Ordóñez et al. (2015) e información en línea de la página National Audubon Society y The Cornell Lab of Ornithology

Especie	Masa corporal	Dieta	Estrato de forrajeo	Estrategia de forrajeo	Estrato de anidación
<i>Arcipiter cooperii</i>	Xg	Carnívoro	Dosel	Atrapar	Dosel
<i>Aimophila ruficeps</i>	Pe	Granívoro	Suelo	Búsqueda	Suelo
<i>Amazilia rutila</i>	Xp	Nectarívoro	Dosel	Revoloteo	Sotobosque
<i>Amazilia violiceps</i>	Xp	Nectarívoro	Dosel	Revoloteo	Dosel
<i>Amazona finschi</i>	Xg	Granívoro	Dosel	Búsqueda	Huecos
<i>Archilochus alexandri</i>	Xp	Nectarívoro	Dosel	Revoloteo	Dosel
<i>Archilochus colubris</i>	Xp	Nectarívoro	Dosel	Revoloteo	Dosel
<i>Attila spadiceus</i>	Me	Insectívoro	Dosel	Atrapar	Dosel
<i>Buteo albonotatus</i>	Xg	Carnívoro	Suelo	Atrapar	Dosel
<i>Buteo brachyurus</i>	Xg	Carnívoro	Dosel	Atrapar	Dosel
<i>Buteo jamaicensis</i>	Xg	Carnívoro	Suelo	Atrapar	Dosel
<i>Buteo plagiatus</i>	Xg	Carnívoro	Dosel	Atrapar	Dosel
<i>Buteogallus anthracinus</i>	Xg	Carnívoro	Suelo	Atrapar	Dosel
<i>Calocitta formosa</i>	Xg	Frugívoro	Dosel	Búsqueda	Dosel
<i>Campephilus guatemalensis</i>	Xg	Insectívoro	Corteza	Perforar	Huecos
<i>Camptostoma imberbe</i>	Xp	Insectívoro	Aire	Búsqueda	Dosel
<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	Me	Insectívoro	Follaje	Búsqueda	Dosel
<i>Caracara cheriway</i>	Xg	Carnívoro	Suelo	Atrapar	Dosel
<i>Cardellina pusilla</i>	Xp	Insectívoro	Dosel	Búsqueda	Sotobosque
<i>Cassiculus melanicterus</i>	Me	Omnívoro	Dosel	Búsqueda	Dosel
<i>Cathartes aura</i>	Xg	Carroñero	Suelo	Generalista	Generalista
<i>Chlorostilbon auriceps</i>	Xp	Nectarívoro	Dosel	Revoloteo	Sotobosque

<i>Chondestes grammacus</i>	Pe	Granívoro	Suelo	Búsqueda	Generalista
<i>Chordeiles acutipennis</i>	Me	Insectívoro	Aire	Atrapar	Suelo
<i>Coccyzus minor</i>	Me	Insectívoro	Dosel	Búsqueda	Sotobosque
<i>Columbina inca</i>	Me	Granívoro	Suelo	Búsqueda	Generalista
<i>Columbina passerina</i>	Me	Granívoro	Suelo	Búsqueda	Sotobosque
<i>Columbina talpacoti</i>	Me	Granívoro	Suelo	Búsqueda	Sotobosque
<i>Coragyps atratus</i>	Xg	Carroñero	Suelo	Generalista	Generalista
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	Gr	Insectívoro	Suelo	Rascar	Sotobosque
<i>Cyanocompsa parellina</i>	Pe	Granívoro	Sotobosque	Búsqueda	Sotobosque
<i>Cynanthus latirostris</i>	Xp	Nectarívoro	Dosel	Revoloteo	Sotobosque
<i>Cynanthus sordidus</i>	Xp	Nectarívoro	Dosel	Revoloteo	Sotobosque
<i>Empidonax hammondi</i>	Xp	Insectívoro	Aire	Revoloteo	Dosel
<i>Empidonax minimus</i>	Xp	Insectívoro	Aire	Revoloteo	Dosel
<i>Eupsittula canicularis</i>	Me	Frugívoro	Dosel	Búsqueda	Huecos
<i>Dryocopus lineatus</i>	Gr	Insectívoro	Dosel	Perforar	Huecos
<i>Falco columbarius</i>	Gr	Carnívoro	Aire	Atrapar	Generalista
<i>Falco peregrinus</i>	Xg	Carnívoro	Aire	Atrapar	Huecos
<i>Falco sparverius</i>	Gr	Insectívoro	Aire	Atrapar	Huecos
<i>Geothlypis tolmiei</i>	Xp	Insectívoro	Sotobosque	Búsqueda	Sotobosque
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	Xg	Carnívoro	Aire	Atrapar	Sotobosque
<i>Glaucidium brasilianum</i>	Gr	Insectívoro	Dosel	Atrapar	Huecos
<i>Glaucidium palmarum</i>	Me	Insectívoro	Dosel	Atrapar	Huecos
<i>Heliomaster constantii</i>	Xp	Nectarívoro	Dosel	Revoloteo	Dosel
<i>Hirundo rustica</i>	Pe	Insectívoro	Aire	Atrapar	Rocas
<i>Icteria virens</i>	Pe	Insectívoro	Follaje	Búsqueda	Sotobosque
<i>Icterus abeillei</i>	Me	Insectívoro	Dosel	Revoloteo	Dosel
<i>Icterus cucullatus</i>	Pe	Insectívoro	Dosel	Búsqueda	Dosel
<i>Icterus parisorum</i>	Me	Insectívoro	Dosel	Búsqueda	Dosel
<i>Icterus pustulatus</i>	Me	Insectívoro	Dosel	Búsqueda	Dosel

<i>Icterus spurius</i>	Pe	Insectívoro	Dosel	Búsqueda	Dosel
<i>Icterus wagleri</i>	Me	Insectívoro	Dosel	Búsqueda	Dosel
<i>Lanius ludovicianus</i>	Me	Insectívoro	Dosel	Atrapar	Sotobosque
<i>Leptotila verreauxi</i>	Gr	Granívoro	Suelo	Búsqueda	Sotobosque
<i>Melanerpes chrysogenys</i>	Me	Insectívoro	Corteza	Perforar	Huecos
<i>Mimus polyglottos</i>	Me	Frugívoro	Suelo	Revoloteo	Sotobosque
<i>Mniotilta varia</i>	Pe	Insectívoro	Corteza	Búsqueda	Sotobosque
<i>Molothrus aeneus</i>	Me	Granívoro	Suelo	Búsqueda	Parásito
<i>Molothrus ater</i>	Me	Granívoro	Suelo	Búsqueda	Parásito
<i>Momotus mexicanus</i>	Me	Insectívoro	Dosel	Atrapar	Dosel
<i>Morococcyx erythropygus</i>	Me	Insectívoro	Sotobosque	Búsqueda	Suelo
<i>Myiarchus cinerascens</i>	Pe	Insectívoro	Follaje	Revoloteo	Huecos
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	Pe	Insectívoro	Follaje	Revoloteo	Huecos
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Me	Insectívoro	Follaje	Revoloteo	Huecos
<i>Myiodynastes luteiventris</i>	Me	Insectívoro	Follaje	Atrapar	Huecos
<i>Myiopagis viridicata</i>	Pe	Insectívoro	Dosel	Búsqueda	Dosel
<i>Myiozetetes similis</i>	Pe	Insectívoro	Dosel	Búsqueda	Dosel
<i>Oreothlypis celata</i>	Xp	Insectívoro	Follaje	Búsqueda	Suelo
<i>Oreothlypis luciae</i>	Xp	Insectívoro	Follaje	Búsqueda	Huecos
<i>Oreothlypis ruficapilla</i>	Pe	Insectívoro	Follaje	Búsqueda	Suelo
<i>Oreothlypis virginiae</i>	Xp	Insectívoro	Follaje	Búsqueda	Huecos
<i>Ortalis poliocephala</i>	Xg	Frugívoro	Dosel	Búsqueda	Dosel
<i>Parabuteo unicinctus</i>	Xg	Carnívoro	Dosel	Atrapar	Sotobosque
<i>Passerina amoena</i>	Pe	Granívoro	Suelo	Búsqueda	Sotobosque
<i>Passerina caerulea</i>	Pe	Granívoro	Suelo	Búsqueda	Sotobosque
<i>Passerina ciris</i>	Pe	Granívoro	Suelo	Búsqueda	Sotobosque
<i>Passerina cyanea</i>	Pe	Granívoro	Dosel	Búsqueda	Sotobosque
<i>Passerina leclancherii</i>	Pe	Granívoro	Suelo	Búsqueda	Sotobosque
<i>Passerina versicolor</i>	Pe	Granívoro	Generalista	Búsqueda	Sotobosque

<i>Peucaea humeralis</i>	Pe	Omnívoro	Sotobosque	Búsqueda	Sotobosque
<i>Peucaea ruficauda</i>	Me	Omnívoro	Generalista	Generalista	Sotobosque
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	Me	Frugívoro	Follaje	Búsqueda	Dosel
<i>Pheugopedius felix</i>	Pe	Insectívoro	Sotobosque	Búsqueda	Dosel
<i>Piaya cayana</i>	Gr	Insectívoro	Dosel	Búsqueda	Dosel
<i>Dryobates scalaris</i>	Me	Insectívoro	Dosel	Perforar	Huecos
<i>Piranga ludoviciana</i>	Pe	Insectívoro	Dosel	Búsqueda	Dosel
<i>Piranga rubra</i>	Me	Insectívoro	Dosel	Búsqueda	Dosel
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Me	Omnívoro	Generalista	Generalista	Dosel
<i>Polioptila albiloris</i>	Xp	Insectívoro	Dosel	Búsqueda	Sotobosque
<i>Polioptila caerulea</i>	Xp	Insectívoro	Dosel	Búsqueda	Dosel
<i>Pooecetes gramineus</i>	Pe	Granívoro	Suelo	Búsqueda	Suelo
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	Pe	Insectívoro	Aire	Revoloteo	Dosel
<i>Quiscalus mexicanus</i>	Gr	Omnívoro	Suelo	Búsqueda	Sotobosque
<i>Saltator coerulescens</i>	Me	Omnívoro	Dosel	Búsqueda	Dosel
<i>Setophaga coronata</i>	Pe	Insectívoro	Generalista	Búsqueda	Dosel
<i>Setophaga petechia</i>	Xp	Insectívoro	Follaje	Búsqueda	Dosel
<i>Spinus psaltria</i>	Xp	Granívoro	Dosel	Búsqueda	Dosel
<i>Spiza americana</i>	Pe	Granívoro	Suelo	Búsqueda	Sotobosque
<i>Sporophila torqueola</i>	Xp	Granívoro	Suelo	Búsqueda	Sotobosque
<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	Pe	Insectívoro	Aire	Atrapar	Huecos
<i>Streptopelia decaocto</i>	Gr	Granívoro	Suelo	Búsqueda	Dosel
<i>Sturnella magna</i>	Me	Insectívoro	Suelo	Búsqueda	Suelo
<i>Tachycineta albilinea</i>	Pe	Insectívoro	Aire	Atrapar	Huecos
<i>Thryomanes bewickii</i>	Xp	Insectívoro	Corteza	Búsqueda	Huecos
<i>Thryophilus pleurostictus</i>	Xp	Insectívoro	Suelo	Rascar	Dosel
<i>Troglodytes aedon</i>	Pe	Insectívoro	Sotobosque	Búsqueda	Huecos
<i>Trogon citreolus</i>	Gr	Insectívoro	Dosel	Búsqueda	Huecos
<i>Turdus rufopalliatus</i>	Me	Frugívoro	Suelo	Rascar	Dosel

<i>Tyrannus crassirostris</i>	Pe	Insectívoro	Aire	Revoloteo	Dosel
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Me	Insectívoro	Aire	Revoloteo	Dosel
<i>Tyrannus vociferans</i>	Me	Insectívoro	Aire	Revoloteo	Dosel
<i>Vireo cassinii</i>	Pe	Insectívoro	Follaje	Búsqueda	Dosel
<i>Vireo flavoviridis</i>	Pe	Insectívoro	Follaje	Búsqueda	Dosel
<i>Vireo gilvus</i>	Pe	Insectívoro	Follaje	Búsqueda	Dosel
<i>Vireo hypochryseus</i>	Pe	Frugívoro	Follaje	Búsqueda	Dosel
<i>Volatinia jacarina</i>	Pe	Granívoro	Sotobosque	Búsqueda	Sotobosque
<i>Zenaida asiatica</i>	Gr	Granívoro	Suelo	Búsqueda	Dosel
<i>Zenaida macroura</i>	Gr	Granívoro	Suelo	Búsqueda	Generalista

Xp- Extra pequeño (3-10.9g), Pe- Pequeño (11-30.9g), Me- Mediano (31-80.9g), Gr- Grande (81-200.9g), Xg- Extra grande (201-800g).

DISCUSIÓN GENERAL

Las actividades agrícolas de la región son de vital importancia para las comunidades económicamente hablando, sin embargo, la intensificación de estas prácticas están transformando la vegetación nativa y provocando pérdida de la biodiversidad, no obstante, están manteniendo remanentes de la vegetación nativa en forma de cercos vivos, árboles dispersos y parches de vegetación secundaria que aumentan la heterogeneidad del paisaje y de los recursos también, además de que pueden mejorar la conectividad funcional de estos paisajes modificados proporcionando corredores que faciliten los movimientos de las aves entre poblaciones de parches locales (Haslem y Bennett, 2008; Lindenmayer et al., 2015; Petit et al., 1999). Además, se ha encontrado que los elementos estructurales de las zonas urbanas, aunque sean muy diferentes de los paisajes nativos, funcionan como sustitutos de estos, asimismo que las aves responden más a la complejidad del paisajes y al tamaño de parche que a la intensidad de la perturbación (Schondube et al., 2018).

Estas características promueven un aumento de la diversidad y riqueza de la comunidad avifaunística, como lo obtenido en este trabajo. Pero funcionalmente pueden estar desequilibrados debido a que comunidades que son ricas en especies tienden a ser funcionalmente redundantes, para proteger a las comunidades de la pérdida de diversidad funcional en caso de que existan extinciones locales (Ke et al., 2018)

Cabe aclarar que tanto la diversidad taxonómica como la diversidad funcional están respondiendo de diferente manera a los componentes del paisaje, además de que los índices están indicando diferentes términos en relación con la comunidad de aves. La diversidad taxonómica mostró que la plantación mixta está siendo favorecido por la heterogeneidad del paisaje por lo que presentó valores de riqueza y abundancia altos. Mientras que, la diversidad funcional está indicando que a pesar de que en las plantaciones mixtas se encontró una mayor variedad de rasgos funcionales, las aves en este paisaje no están haciendo un aprovechamiento al máximo de los recursos disponibles, lo que podría ser debido a que algunas especies son generalistas que se ven favorecidas por las condiciones y recursos

que proveen estos paisajes y se adaptan más fácilmente, por el contrario, en las selvas bajas, la comunidad de aves si está aprovechando los recursos disponibles lo que conlleva a una alta productividad del sistema y una mejor representación de las funciones del ecosistema (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015; Mason et al., 2005; Santamaría-Rivero et al., 2016; Schondube et al., 2018).

La función del ecosistema es una característica muy importante de conocer y entender, para lo que la diversidad taxonómica por sí sola no puede otorgar información precisa sobre lo que ocurre en el ecosistema si se adicionan o eliminan especies, por lo que la complementación mediante la diversidad funcional es ideal, además de que pueden responder de diferentes maneras a los cambios en el ambiente (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015; Petchey y Gaston, 2006; Villéger et al., 2010).

En este trabajo se encontró que los paisajes agrícolas tuvieron una heterogeneidad ambiental alta, la cual propició que se tuviera mayor diversidad de aves y de rasgos funcionales, aunque la productividad del paisaje haya sido bajo en comparación con las selvas bajas. Por lo tanto la agricultura puede realizar importantes contribuciones a la conservación, a la vez que también se beneficia de la gestión sostenible de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, por lo que cualquier cambio en su capacidad para establecer vegetación nativa podría producir cambios importantes en la biodiversidad relevantes para las prioridades de conservación locales (Fahrig et al., 2011; Tschardtke et al., 2005).

De manera que el establecimiento de este tipo de manejo del paisaje puede funcionar como una alternativa a la conservación biológica en la región de Tierra Caliente, pero sin dejar de lado que la vegetación nativa remanente aún es prioritaria su preservación.

RECOMENDACIONES

La medición de otros rasgos funcionales podría enfatizar la respuesta de la diversidad funcional en el paisaje. Ejemplo: rasgos funcionales relacionados con el pico o la locomoción, debido a que se puede obtener información más específica de su función en el ecosistema.

Los sitios de selva baja presentaban perturbaciones por el humano, sin embargo, logísticamente fueron los más viables. Por tanto, se recomendaría comparar con selvas bajas más conservadas para evaluar el efecto de las plantaciones de manera más clara.

Una actividad prioritaria es informar de los resultados obtenidos a las personas de la región y sobre todo a los propietarios de las tierras, para transmitirles de qué manera pueden mitigar los efectos causados por estas actividades y ayudar a conservar la biodiversidad.

Los propietarios pueden mejorar la heterogeneidad del paisaje protegiendo arroyos, grupos de árboles dispersos, estableciendo cercos vivos para delimitar sus parcelas, plantando vegetación nativa en rincones de terrenos que no utilicen, etc. Claro siempre tomando en cuenta que estas actividades beneficien tanto al medio ambiente como a los productores locales.

LITERATURA CONSULTADA

- Almeida, S. M., Silva, L. C., Cardoso, M. R., Cerqueira, P. V., Juen, L., & Santos, M. P. D. (2016a). The effects of oil palm plantations on the functional diversity of Amazonian birds. *Journal of Tropical Ecology*, 32(6), 510–525. <https://doi.org/10.1017/S0266467416000377>
- Almeida, S. M., Silva, L. C., Cardoso, R., Cerqueira, P. V., Juen, L., & Santos, M. P. D. (2016b). The effects of oil palm plantations on the functional diversity of Amazonian birds, 32, 510–525. <https://doi.org/10.1017/S0266467416000377>
- Altieri, M. A. (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74(1–3), 19–31. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00028-6](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00028-6)
- Aratrakorn, S., Thunhikorn, S., & Donald, P. F. (2006). Changes in bird communities following conversion of lowland forest to oil palm and rubber plantations in southern Thailand, 16, 71–82. <https://doi.org/10.1017/S0959270906000062>
- Badiella, L. (2011). Modelos Lineales Generalizados Mixtos. Algunos casos prácticos. *X Congreso Galego de Estatística e Investigación de Operacións*, (1), 6. <https://doi.org/10.1111/j.1755-0998.2010.02847.x>
- Balzarini, M., Macchiavelli, R., & Casanoves, F. (2005). Aplicaciones de Modelos Mixtos en Agricultura y Forestería.
- Belda, A., Martínez-Pérez, J. E., Peiro, V., Seva, E., & Arques, J. (2011). Main landscape metrics affecting abundance and diversity of game species in a semi-arid agroecosystem in the Mediterranean region, 9(4), 1197–1212.
- Bengtsson, J., Ahnström, J., & Weibull, A. C. (2005). The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 261–269. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x>
- Bibby, C., Jones, M., & Marsden, S. (1998). *Expedition Field Techniques BIRD*

- SURVEYS. Director* (Vol. 44). <https://doi.org/10.1073/pnas.0809077106>
- Cajas-Castillo, J. O., Cóbar-Carranza, A. J., Ávila-Santa, R. C., Kraker-Castañeda, C., & Quiñónez-Guzmán, J. M. (2015). DIVERSIDAD DE AVES DE SOTOBOSQUE EN BOSQUES TROPICALES, ÁREAS DE REGENERACIÓN NATURAL Y CULTIVOS DE PALMA AFRICANA EN HUMEDALES DEL LAGO DE IZABAL, GUATEMALA. *Ornitología Neotropical*, 26(2168), 1–12. <https://doi.org/10.1038/086378a0>
- Carmona, C. P., Azcárate, F. M., de Bello, F., Ollero, H. S., Leps, J., & Peco, B. (2012). Taxonomical and functional diversity turnover in Mediterranean grasslands: interactions between grazing, habitat type and rainfall. *Journal of Applied Ecology*, 49, 1084–1093. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02193.x>
- Casanoves, F., Pla, L., & Di Rienzo, J. (2011). *Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos*.
- Cayuela, L. (2010). Modelos lineales mixtos en R. *Tutorial R*, 128–185.
- Cayuela, L. (2011). Análisis multivariante. *Curso de Análisis de Datos Ecológicos En R*, 1–26. <https://doi.org/10.3989/scimar.2009.73n1105>
- Chace, J. F., & Walsh, J. J. (2006). Urban effects on native avifauna: a review. *Elsevier*, 74, 46–69. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.08.007>
- COFOM. (2007). PROGRAMA DE DESARROLLO FORESTAL SUSTENTABLE DEL ESTADO DE MICHOACÁN – 2030, 1. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Colwell, R. K. (2013). EstimateS. Department of Ecology & Evolutionary Biology, University of Connecticut, Storrs, CT 06869-3043, USA.
- Córdova-Tapia, F., & Zambrano, L. (2015). La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Revista Ecosistemas*, 24(3), 78–87. <https://doi.org/10.7818/RE.2014.24-3.00>
- Coro-Arizmendi, M. (2009). La crisis de los polinizadores. *CONABIO. Biodiversitas*,

85, 1–5.

- Di Rienzo, J., Casasola, F., Balzarini, M., González, L., & Robledo, C. (2019). InfoStat versión 2019. Retrieved from www.infostat.com.ar
- Espinosa, J., Arias, J. F., Miranda, M. A., Rico, H. R., Javier, J., López, A., ... Teniente, R. (2006). *Guía práctica para la producción de mango en Michoacán. INIFAP. CIRPAC. Campo Experimental Valle de Apatzingán. Guía Técnica no. 1.* Apatzingán, Michoacán, México.
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., ... Martin, J. L. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, *14*(2), 101–112.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>
- Fairbrother, M. (2016). *Effects of landscape compositional and configurational heterogeneity on biodiversity in eastern Ontario farmland by Michelle Fairbrother A thesis submitted to the Faculty of Graduate and Postdoctoral Affairs in partial fulfillment of the requirements for.*
- Flynn, D. F. B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinori, N., Trautman, B., Lin, B. B., ... DeClerck, F. (2009). Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters*, *12*, 22–33.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01255.x>
- García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen.*
- Gómez-Sánchez, A. (2019). *Diversidad funcional de aves en paisajes aguacateros en Michoacán, México.* UMSNH.
- González-Ortega, M. A. A., Enríquez, P. L., Rangel-Salazar, J. L., García-Estrada, C., & Tejeda-Cruz, C. (2012). CONTRIBUCIÓN DE LA RIQUEZA Y LA UNIFORMIDAD A LA DIVERSIDAD DE AVES EN PLANTACIONES DE CAFÉ DE SOMBRA DEL SURESTE DE MÉXICO. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, *15*, 629–647.
- González-Valdivia, N., Barba-Macías, E., Hernández-Daumás, S., & Ochoa-Gaona, S. (2014). Avifauna en sistemas silvopastoriles en el Corredor

- Biológico Mesoamericano, Tabasco, México. *Revista Biológica Tropical*, 62(3), 1031–1052.
- Green, R. E., Cornell, S. J., Scharlemann, J. P. W., & Balmford, A. (2005). Farming and the Fate of Wild Nature. *Science*, 307(5709), 550–555.
<https://doi.org/10.1126/science.1106049>
- Greenberg, R., Biechier, P., & Sterling, J. (1997). Bird populations in rustic and planted shade coffee plantations of eastern Chiapas, México. *Biotropica*, 29(4), 501–514.
- Guiracocha, G., Harvey, C. A., Somarriba, E., Krauss, U., & Carrillo, E. (2001). Conservación de la biodiversidad en sistemas agroforestales con cacao y banano en Talamanca, Costa Rica. *Agroforestería En Las Américas*, 8(30), 7–11.
- Guzmán, G. (2020). *Descripción de la comunidad de aves y su estructura funcional en paisajes ganaderos en la Reserva de la Biosfera Zicuirán-Infiernillo, Michoacán.*
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Paleontologia Electronica*, 4(1), 9.
- Hargis, C. D., Bissonette, J. A., & David, J. L. (1998). The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation, (1992), 167–186.
- Haslem, A., & Bennett, A. F. (2008). BIRDS IN AGRICULTURAL MOSAICS: THE INFLUENCE OF LANDSCAPE PATTERN AND COUNTRYSIDE HETEROGENEITY. *Ecological Applications*, 18(1), 185–196.
- Hernández-Maya, C. (2010). *Diversidad avifaunística en agroecosistemas dedicados al cultivo de aguacate en la región de Uruapan, Michoacán, México.* Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Hernández-Maya, C., & Salgado-Ortiz, J. (2016). Diversidad avifaunística en agroecosistemas dedicados al cultivo de aguacate en la región de Uruapan,

- Michoacán, México. In A. Ramírez-Bautista & R. Pineda-López (Eds.), *Fauna Nativa en Ambientes Antropizados* (pp. 133–140). Queretaro, México.: CONACYT-UAQ.
- Herrera, E., & Salgado-Ortiz, J. (2014). Diversidad avifaunística en agroecosistemas de riego y temporal de la cuenca baja del Lago de Diversidad avifaunística en agroecosistemas de riego y temporal de la cuenca baja del Lago de Cuitzeo , Michoacán. *HUITZIL*, 15(February 2016), 15.
- INEGI. (2010). Compendio de información geográfica municipal 2010, La Huacana, Michoacán de Ocampo, 11.
- Jean-Francois, M., & González, R. (2015). CHANGE DETECTION AND LAND USE / LAND COVER DATABASE UPDATING USING IMAGE SEGMENTATION , GIS ANALYSIS AND VISUAL INTERPRETATION, XL-3/W3, 61–65. <https://doi.org/10.5194/isprsarchives-XL-3-W3-61-2015>
- Ke, A., Sibiya, M. D., Reynolds, C., McCleery, R. A., Monadjem, A., & Fletcher, R. J. (2018). Landscape heterogeneity shapes taxonomic diversity of non-breeding birds across fragmented savanna landscapes. *Biodiversity and Conservation*, 27(10), 2681–2698. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1561-7>
- Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecological Society of America*, 91(1), 299–305.
- Lindenmayer, D., Blanchard, W., Tennant, P., Barton, P., Ikin, K., Mortelliti, A., ... Michael, D. (2015). Richness is not all: how changes in avian functional diversity reflect major landscape modification caused by pine plantations, 21, 836–847. <https://doi.org/10.1111/ddi.12328>
- López-Ordóñez, J. P., Stiles, F. G., & Parra-Vergara, J. L. (2015). Protocolo para la medición de rasgos funcionales en aves. In B. Salgado-Negret (Ed.), *La Ecología funcional como aproximación de estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones* (pp. 80–125). Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humbolt.

- López-Ordóñez, J., Stiles, G., & Parra-Vergara, J. (2016). Protocolo para la medición de rasgos funcionales en aves. In *La Ecología Funcional de la biodiversidad: estudio, manejo y conservación como aproximación al protocolos y aplicaciones* (p. 238).
- Luck, G. W., Carter, A., & Smallbone, L. (2013). Changes in Bird Functional Diversity across Multiple Land Uses : Interpretations of Functional Redundancy Depend on Functional Group Identity, *8*(5).
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0063671>
- Luck, G. W., Hunt, K., & Carter, A. (2015). The species and functional diversity of birds in almond orchards, apple orchards, vineyards and eucalypt woodlots. *Emu*, *115*(2). <https://doi.org/10.1071/MU14022>
- MacGregor-Fors, I., & Schondube, J. E. (2012). Urbanizing the wild: shifts in bird communities associated to small human settlements. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, *83*(2), 477–486.
- Martínez-Salinas, A., DeClerck, F., Vierling, K., Vierling, L., Legal, L., Vílchez-Mendoza, S., & Avelino, J. (2016). Bird functional diversity supports pest control services in a Costa Rican coffee farm. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *235*, 277–288. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.10.029>
- Mason, N., Mouillot, D., Lee, W., & Wilson, B. (2005). Functional richness , functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *OIKOS*, *111*, 112–118.
- Maya-Elizarrarás, E., & Schondube, J. E. (2015). Birds, Cattle, and Bracken Ferns: Bird Community Responses to a Neotropical Landscape Shaped by Cattle Grazing Activities. *Biotropica*, *47*(2), 236–245.
- Mcgarigal, K. (2015). Fragstats help document. *Fragstats*, (April), 1–182.
[https://doi.org/10.1016/S0022-3913\(12\)00047-9](https://doi.org/10.1016/S0022-3913(12)00047-9)
- MEA, M. E. A. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington D.C.: Island Press.
- Miller, J., Ahern, J., & Mcgarigal, K. (2006). *MEASURING LANDSCAPES*.

- Morelli, F., Pruscini, F., Santolini, R., Perna, P., Benedetti, Y., & Sisti, D. (2013). Landscape heterogeneity metrics as indicators of bird diversity: Determining the optimal spatial scales in different landscapes. *Ecological Indicators*, *34*, 372–379.
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad* (vol. 1). Zaragoza: M&T–Manuales y Tesis SEA.
- Neyra, L., & Durand, L. (1998). Recursos naturales. In *La diversidad biológica de México: estudio de país* (Vol. 166, pp. 37–49).
<https://doi.org/10.3989/arbor.2000.i653.1000>
- Peco, B., Carmona, C. P., de Pablos, I., & Azcárate, F. M. (2012). Effects of grazing abandonment on functional and taxonomic diversity of Mediterranean grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *152*, 27–32.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.02.009>
- Petchey, O., & Gaston, K. (2002). Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, *5*, 402–411.
- Petchey, O., & Gaston, K. (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, *9*, 741–758. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x>
- Petit, L. J., Petit, D. R., Christian, D. G., & Powell, H. D. W. (1999). Bird communities of natural and modified habitats in Panama. *Ecography*, *22*, 292–304.
- Prescott, G. W., Gilroy, J. J., Haugaasen, T., Medina Uribe, C. A., Foster, W. A., & Edwards, D. P. (2016). Reducing the impacts of Neotropical oil palm development on functional diversity. *Biological Conservation*, *197*, 139–145.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.013>
- Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T. E., Desante, D. F., & Milá, B. (1996). Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres, 46. <https://doi.org/10.3145/epi.2006.jan.15>
- Ralph, J., Geupel, G., Pyle, P., Martin, T., Desante, D., & Milá, B. (1996). Manual

de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres.

- Rudisser, J., Walde, J., Tasser, E., Fruhauf, J., Teufelbauer, N., & Tappeiner, U. (2015). Biodiversity in cultural landscapes: influence of land use intensity on bird assemblages. *Landscape Ecology*, *30*, 1851–1863.
<https://doi.org/10.1007/s10980-015-0215-3>
- Salgado-Negret, B. (2016). Beatriz Salgado Negret (p. 236). Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humbolt.
- Sans, F. X. (2007). La diversidad de los agroecosistemas. *Ecosistemas*, *16*(1), 44–49. <https://doi.org/10.1073/pnas.0703993104>
- Santamaría-Rivero, W., Leyequién, E., Hernández-Stefanoni, J. L., & Wood, P. (2016). Influence of landscape structure and forest age on the richness and abundance of different bird feeding guilds and forest-dependent birds in a seasonal dry tropical forest of Yucatan , Mexico. *Tropical Ecology*, *57*(2), 313–332.
- Sarukhán, J., Koleff, P., Carabias, J., Soberón, J., Dirzo, R., Llorente-Bousquets, J., ... de la Maza, J. (2009). Capital Natural de Mexico. Síntesis: Conocimineto actual y perspectivas de sustentabilidad. *Comisión Nacional Para El Conocimiento y Uso de La Biodiversidad*, 104.
<https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Schondube, J. E., Chávez-Zichinelli, C., Linding-Cisneros, R., López-Muñoz, E. C., MacGregor-Fors, I., Maya-Elizarrarás, E., ... Tapia-Harris, C. (2018). Aves En Paisajes Modificados Por Actividades Humanas. *Ecología y Conservación de Fauna En Ambientes Antropizados*, (April), 5–30.
- Schondube, J. E., MacGregor-Fors, I., Morales-Pérez, L., López, E., & Mendoza, M. E. (2010). Ecología Espacial de las Aves. In *Atlas de la cuenca de Cuitzeo. Análisis de su geografía y entorno socioambiental. Universidad Nacional Autónoma de México y Universi- dad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. México DF, México* (pp. 100–105).
- Sekercioglu, C. H. (2002). Effects of forestry practices on vegetation structure and

- bird community of Kibale National Park, Uganda. *Elsevier*, 107, 229–240.
- Sekercioglu, C. H. (2012). Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests , agroforests and agricultural areas. *J Ornithol*, 153, 153–161. <https://doi.org/10.1007/s10336-012-0869-4>
- Sekercioglu, C. H. (2017). Analysis: The economic value of birds.
- SEMARNAT y CONABIO. (2014). *Programa de Manejo Reserva de la Biosfera Zicuirán-Infiernillo*.
- Sonco, R. (2013). *Estudio de la diversidad alfa y beta en 3 localidades de un bosque montano*.
- Swenson, N. G. (2014). *Functional and Phylogenetic Ecology in R. Use R!* <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-9542-0>
- Tilman, D. (2001). Functional diversity. *Encyclopedia of Biodiversity*, 3(1), 109–120.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., & Siemann, E. (1997). The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes, 277(August).
- Tscharntke, T., Clough, Y., Wanger, T. C., Jackson, L., Motzke, I., Perfecto, I., ... Whitbread, A. (2012). Global food security , biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation*, 151, 53–59. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.068>
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005a). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8(8), 857–874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005b). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - Ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8, 857–874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>

- Verea, C., Araujo, M. A., Parra, L., & Solórzano, A. (2010). Estructura de la comunidad de aves de un monocultivo frutícola (naranja) y su valor de conservación para la avifauna: estudio comparativo con un cultivo agroforestal (cacao). *Memoria de La Fundación La Salle de Ciencias Naturales*, 172(72), 51–68.
- Vergara, J. A., Ballesteros, J., González, C., & Linares, J. C. (2017). Diversidad de aves en fragmentos de bosque seco tropical en paisajes ganaderos del Departamento de Córdoba, Colombia. *Biología Tropical*, 65(4), 1625–1634.
- Villaseñor-Gómez, J. F., & Hutto, R. L. (1995). The importance of agricultural areas for the conservation of neotropical migratory landbirds in western Mexico.
- Villaseñor-Gómez, L. E., & Villaseñor-Gómez, J. F. (2019). Aves. *En la biodiversidad en Michoacán. Estudio de estado 2, vol. II. CONABIO* (Vol. II). México.
- Villaseñor G., L. E. (editora). (2005). *La biodiversidad en Michoacán: Estudio de Estado. CONABIO, SUMA, UMSNH*.
- Villegger, S., Mason, N., & Mouillot, D. (2008). NEW MULTIDIMENSIONAL FUNCTIONAL DIVERSITY INDICES FOR A MULTIFACETED FRAMEWORK IN FUNCTIONAL ECOLOGY. *Ecological Society of America*, 89(8), 2290–2301.
- Villéger, S., Miranda, J. R., Flores, D., & Mouillot, D. (2010). Contrasting changes in taxonomic vs functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, 20(6), 1512–1522.
- Wu, J. (2015). *Landscape Ecology*, (JANUARY 2013). <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-5755-8>