



**UNIVERSIDAD MICHOACANA DE  
SAN NICOLÁS DE HIDALGO**

---

**Programa Institucional de Maestría en  
Ciencias Biológicas**

**Diversidad funcional de aves en paisajes  
aguacateros en Michoacán, México.**

Tesis  
que presenta

**Biol. Andrea Gómez Sánchez**

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

Director de tesis:  
Dr. Javier Salgado Ortiz



Morelia, Michoacán, marzo 2019.

## ÍNDICE

RESUMEN GENERAL .....	1
SUMMARY .....	2
INTRODUCCIÓN GENERAL .....	3
LITERATURA CITADA.....	6
HIPÓTESIS .....	9
OBJETIVOS .....	10
RESULTADOS.....	11
CAPÍTULO I: Riqueza, abundancia y composición de aves en plantaciones de aguacate en tres condiciones de paisaje diferentes.	
RESUMEN .....	12
ABSTRACT .....	13
INTRODUCCIÓN .....	14
MATERIALES Y MÉTODOS.....	17
RESULTADOS.....	25
DISCUSIÓN .....	37
CONCLUSIONES .....	42
LITERATURA CITADA.....	43
ANEXO I .....	50
CAPÍTULO II. Análisis de la diversidad funcional de las comunidades de aves en plantaciones de aguacate en tres condiciones paisajísticas.	
RESUMEN .....	60
ABSTRACT .....	62

INTRODUCCIÓN .....	63
MATERIALES Y MÉTODOS.....	66
RESULTADOS.....	72
DISCUSIÓN .....	84
CONCLUSIONES .....	92
LITERATURA CITADA.....	93
DISCUSIÓN GENERAL .....	105
LITERATURA CITADA.....	109
PERSPECTIVAS Y/O RECOMENDACIONES.....	112

## ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Proporción de aguacate, bosque, otros usos de suelo e índice de heterogeneidad estimados en las tres condiciones de paisajes con cultivo de aguacate en Michoacán.....	23
Cuadro 2. Especies endémicas, semi-endémicas y cuasi-endémicas en HA, HA-FB y HA-B.....	25
Cuadro 3. Especies presentes en alguna categoría de riesgo de acuerdo con la NOM-059-ECOL-2010 en HA, HA-FB y HA-B .....	26
Cuadro 4. Modelos lineales mixto generalizados (N=112) para la riqueza y los componentes del paisaje.....	27
Cuadro 5. Modelos lineales mixto generalizados para la riqueza y los elementos del paisaje (N=112).....	29
Cuadro 6. Modelo linear mixto generalizado para la abundancia y los tipos de paisaje (N=112). .....	34
Cuadro 7. Modelos lineales mixtos generalizados para la abundancia y los elementos del paisaje (N=112). .....	34
Cuadro 8. Rasgos funcionales utilizados para la diversidad funcional y categorías dentro de cada rasgo. ....	67
Cuadro 9. Modelo lineales mixtos del efecto del paisaje sobre la diversidad funcional (FD), riqueza funcional (Fric), equitatividad funcional (Feve), divergencia funcional (Fdiv) y dispersión funcional (Fdis).....	72
Cuadro 10. Modelos lineales mixtos para la diversidad funcional y los elementos del paisaje (N=109).....	74
Cuadro 11. Modelos lineales mixtos para la riqueza funcional y las variables de paisaje (N=98). .....	76
Cuadro 12. Modelo lineal mixto para la equitatividad funcional y los elementos del paisaje (N=98).....	77

Cuadro 13. Valores del Criterio de Información Akaike (AIC) y Criterio de información Bayesiana (BIC, por sus siglas en ingles) de los modelos lineales mixtos para la divergencia y la dispersión funcional y los elementos del paisaje (N=98 y 111, respectivamente)..... 79

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de los sitios de estudio en paisajes aguacateros de Uruapan, Nuevo San Juan Parangaricutiro y Ziracuaretiro en Michoacán. Proyección EPSG 4326/WGS84.....	17
Figura 2. Cobertura y uso de suelo generado mediante clasificación supervisada de imágenes satelitales de los municipios de Nuevo San Juan Parangaricutiro (NSJP), Uruapan y Ziracuaretiro en los cuales se ubican las tres condiciones de paisaje: huertos extensivos de aguacate (HA), en huertos de aguacate con fragmentos de bosque (HA-FB) y huertos con presencia de grandes extensiones de bosque (HA-B). .....	22
Figura 3. Curvas de rarefacción de especies e intervalos de confianza (95%) para los tres tipos de paisaje. Los intervalos de confianza se presentan en líneas punteadas. .....	27
Figura 4. Riqueza promedio registrada por punto de conteo en cada condición de paisaje (HA, HA-FB y HA-B).....	28
Figura 5. Relación de la riqueza de especie de aves con el índice de cobertura de aguacate frente a bosque en paisajes dedicados al cultivo de aguacate ( $R^2=0.37$ , $P=0.02$ ).....	30
Figura 6. Curvas de rango-abundancia de aves en paisajes aguacateros.....	32
Figura 7. Número de individuos por punto de conteo en HA, HA-FB y HA-B.....	33
Figura 8. Relación de la abundancia con la proporción de otros usos de suelo (OUS) ( $R^2=0.32$ , $P=4e-8$ ).....	35
Figura 9. Escalamiento multidimensional no métrico donde se muestra las relaciones de las comunidades de aves con el porcentaje de aguacate ( $\pi_A$ ), el porcentaje de bosque ( $\pi_B$ ) y la heterogeneidad (H).....	36
Figura 10. Índices de diversidad funcional en HA, HA-FB y HA-B: a) diversidad funcional, b) riqueza funcional, c) equitatividad funcional, d) divergencia funcional, e) dispersión funcional.....	73

Figura 11. Relación de la diversidad funcional y la proporción de otros usos de suelo (OUS) ( $R^2=0.135$ ,  $P=0.032$ )..... 75

Figura 12. Relación del índice de la cobertura de aguacate frente a bosque (A/B) y la proporción de otros usos de suelo (OUS) con la equitatividad funcional (Feve), ( $R^2=0.12$ ,  $P=1.7 \times 10^{-3}$  y  $R^2=0.18$ ,  $P=4.7 \times 10^{-3}$ , respectivamente). ..... 78

Figura 13. Escalamiento multidimensional no métrico para los rasgos funcionales de las comunidades de aves de los tres paisajes, donde se presenta la relación de los puntos con la proporción de aguacate ( $\pi_A$ ), de bosque ( $\pi_B$ ) y la heterogeneidad (H). ..... 80

Figura 14. Rasgos funcionales de historia de vida presentes en HA, HA-FB y HA-B: a) Estacionalidad, b) Peso/Tamaño, c) comportamiento social y d) Especialistas de hábitat. .... 82

Figura 15. Rasgos funcionales de aprovechamiento de recursos presentes en HA, HA-FB y HA-B: a) dieta, b) estrato de forrajeo, c) estrategia de forrajeo y d) sustrato de forrajeo. .... 83

## RESUMEN GENERAL

Michoacán es el principal productor de aguacate en el mundo. Sin embargo, la degradación del paisaje debido a la expansión de este cultivo ha ocasionado pérdida de biodiversidad. Las aves como grupo, desempeñan gran variedad de servicios ecosistémicos que pueden verse seriamente afectados por la pérdida de especies.

El objetivo de este trabajo fue describir y comparar la riqueza, abundancia, composición y diversidad funcional de aves en huertos extensivos de aguacate (HA), huertos con fragmentos de bosque (HA-FB) y huertos de aguacate inmersos en grandes extensiones de bosque (HA-B) y evaluar el efecto de las variaciones en dichos paisajes sobre estas métricas de la biodiversidad. Realizamos 112 puntos de conteo para el registro de aves a lo largo de un ciclo anual (2017-2018) en tres condiciones de paisaje en los municipios de Uruapan, Ziracuaretiro y Nuevo San Juan Parangaricutiro en Michoacán.

Nuestros resultados muestran que la condición del paisaje afecta la riqueza, composición y estructura de la comunidad, mientras que la diversidad funcional fue muy similar en las tres condiciones de paisaje. Sin embargo, encontramos mayor proporción de especies granívoras y la ausencia de especies de gran tamaño y especialistas de bosque en HA. Los elementos del paisaje juegan un papel importante en términos de conservación. El aumento de la proporción de aguacate con respecto a la de bosque tiende a disminuir la riqueza y equitatividad funcional, sugiriendo que algunos rasgos tienden a hacerse más dominantes conforme aumenta el cultivo de aguacate; mientras que la proporción de otros usos de suelo tienden a relacionarse con un aumento en la abundancia y la diversidad funcional.

Encontramos que los paisajes más heterogéneos compuestos por áreas de cultivo, otros usos de suelo y parches de vegetación nativa poseen una mayor riqueza y diversidad funcional así como mayor equitatividad funcional. Por lo que la implementación de este tipo de manejo del paisaje representa una mejor alternativa para la conservación biológica en la franja aguacatera de Michoacán.

**Palabras clave:** avifauna, servicios ecosistémicos, rasgos funcionales. Heterogeneidad y paisaje.

## SUMMARY

Michoacan is the main avocado producer worldwide. Unfortunately, as a result of the increasing cultivated surface, native habitat is rapidly disappearing as well as its biodiversity. As a group, birds provide valuable ecosystem services, however, potentially lost due to habitat disturbance and local extinction of species.

The aim of this research was to describe and compare bird species richness, abundance and functional diversity at three different landscape conditions: extensive avocado orchards (HA), avocado orchards with remnant forest fragments (HA-FB) and avocado orchards within extensive remnants of forest (HA-B). Additionally, we evaluated the effect of the relationship of the avocado/forest proportion and other land uses on bird diversity.

We conducted 25m-radius bird count points (N=112) at all three landscape conditions throughout an annual cycle (2017-2018) in the municipalities of Uruapan, Nuevo San Juan Parangaricutiro and Ziracuaretiro within the belt of mayor concentration of avocado orchards also called “avocado belt” in Michoacan.

Our results showed that landscape condition affects bird species richness, community composition and structure. However, functional diversity was very similar among landscape conditions. We found higher proportion of granivore species in HA than in HA-FB or HA-B, whereas forest specialist birds and over-sized birds were absent in HA. Our results revealed that the increase of avocado orchards and decrease of forest negatively affects bird species richness and functional evenness, while in the other hand, the proportion of other land uses its related to higher bird abundance and functional diversity.

Our findings suggest that higher heterogeneity of landscape elements integrated by agricultural areas, native vegetation remnants and other land uses contribute as a better alternative for bird conservation and better wildlife friendly farming strategy to provide ecosystem services in highly productive areas dominated by avocado orchards.

**Key words:** avifauna, ecosystem services, functional traits.

## INTRODUCCIÓN GENERAL

La agricultura es considerada una de las principales causas de pérdida de biodiversidad a nivel global, debido a la conversión total o parcial de hábitats y por la aplicación excesiva de agroquímicos (Altieri 1999, Bengtsson *et al.* 2005, Green *et al.* 2005), que ha ocasionado la desaparición, no sólo de especies consideradas plaga, sino también de aquellas benignas que prestan servicios ecosistémicos tales como la polinización (Altieri 1999, Coro-Arizmendi 2009).

En México, el cultivo de aguacate (*Persea americana*) es uno de los cultivos de mayor importancia económica, debido principalmente a las ganancias que genera (De la Tejera-Hernandez *et al.* 2013). Nuestro país es el principal productor de aguacate en el mundo, aportando un 45.95% de la producción mundial, lo que corresponde a 1,997,629 toneladas (SAGARPA 2018). De igual modo, México es el mayor exportador de aguacate, lo que representa un ingreso anual de \$2,710,000,000 dólares americanos (SAGARPA 2017, 2018).

El estado de Michoacán ha sido beneficiado económicamente por el crecimiento del mercado de aguacate. Produce poco más del 85% de la producción total de aguacate del país (SAGARPA 2015), lo que equivale a aproximadamente 1,003,450 toneladas anuales. Del total producido, el estado exporta más de 250,000 toneladas al año, lo que genera una derrama económica superior a los 800,000,000 de dólares (Bravo-Espinoza *et al.* 2009). Este cultivo además de ser una importante fuente de ingresos a nivel regional, se ha convertido en una de las principales fuentes de empleo (Bravo-Espinoza *et al.* 2012, SAGARPA 2015).

Los beneficios económicos han ocasionado un creciente aumento y expansión de este cultivo, lo cual ha traído como consecuencia fuertes daños al ambiente. En las últimas décadas el número de hectáreas cultivadas ha aumentado de manera importante, alcanzando poco más de 153,000,018 hectáreas y acabando con aproximadamente 50,000 hectáreas de bosque entre 1994-2011, principalmente bosque de pino-encino (Morales-Manilla *et al.* 2012). La pérdida de la cobertura forestal ha ocasionado la disminución en la calidad de muchos de los servicios ambientales que proporciona el bosque, como la regulación del clima, del ciclo hidrológico y la captura de carbono,

entre otros (Bravo-Espinoza *et al.* 2009). Asimismo, la expansión del aguacate y la pérdida de bosque nativo en el estado han generado paisajes altamente modificados y simplificados, provocando a su vez la pérdida de biodiversidad (Bravo-Espinoza *et al.* 2009, González-Esquivel *et al.* 2015).

La región aguacatera michoacana, llamada también “franja aguacatera” (Gutiérrez-Contreras *et al.* 2010), coincide con el Sistema Volcánico Transversal, una de las zonas más importantes en cuanto a riqueza de especies y endemismos de flora y fauna de México (Sarukhán *et al.* 2009, Suárez-Mota y Téllez-Valdés 2014). A lo largo de este se han registrado más de 300 especies de aves, representando el 60% de las aves en Michoacán, de las cuales un buen número son especies endémicas (Villaseñor-Gómez 2005, Sarukhán *et al.* 2009, Navarro-Sigüenza *et al.* 2014).

Las aves son de gran importancia para muchos servicios ecosistémicos debido a que realizan importantes funciones en el ecosistema al alimentarse de frutos, semillas, néctar, vertebrados e invertebrados (Sekercioglu 2006). Por ejemplo, las aves insectívoras y las aves rapaces son muy importantes para el control plagas y otros organismos no deseados en diferentes sistemas agrícolas y agroforestales alrededor del mundo (Greenberg *et al.* 2000, Koh 2008, Sekercioglu 2012, Karp *et al.* 2013, Maas *et al.* 2013, Classen *et al.* 2014, Cassano *et al.* 2016). Las aves frugívoras y nectarívoras son importantes como dispersoras de semillas y polinizadoras, respectivamente, manteniendo las poblaciones de muchas especies de plantas de uso medicinal, ornamental y alimenticio (Sekercioglu 2006, Wenny *et al.* 2011). Otras aves, como los zopilotes se encargan de remover los restos de otros animales, evitando la propagación de enfermedades por la acumulación de desechos, mientras que las aves marinas son piezas clave para el movimiento y reciclaje de nutrientes (Sekercioglu 2006, Sekercioglu 2017).

Sin embargo, la simplificación y modificación de los paisajes naturales como consecuencia del aumento en el tamaño y número de campos de cultivo puede ocasionar la pérdida de especies con funciones específicas en el ambiente, lo cual puede afectar algunos servicios ecosistémicos. En este trabajo, el objetivo principal planteado fue documentar y comparar la riqueza, abundancia, composición y

diversidad funcional de aves en huertos de aguacate en tres condiciones diferentes de paisaje, utilizando rasgos funcionales de las aves relacionados con los servicios ecosistémicos que proveen y evaluar el efecto de variaciones en los componentes de dichos paisajes sobre estas variables de la biodiversidad. Planteamos la hipótesis de que la modificación y simplificación del paisaje como resultado del aumento del cultivo de aguacate impacta negativamente a la avifauna debido a los cambios y homogenización de los recursos disponibles. En este sentido la predicción fue que a mayor simplificación del paisaje, menor riqueza, abundancia y diversidad funcional en la comunidad de aves. Se espera que esta información sea de gran utilidad para reconocer la importancia y ventajas de mantener áreas de bosque nativo en los alrededores de las huertas de aguacate y por supuesto a lo largo de la franja aguacatera para la conservación de la biodiversidad en general y de los servicios ecosistémicos.

## LITERATURA CITADA

- Altieri, M.A. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 19-31.
- Bengtsson, J., J. Ahnström y A.C. Weibull. 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42: 261-269.
- Bravo-Espinosa, M.E. Mendoza, T. Carlón-Allende, L. Medina, J.T. Sáenz-Reyes y R. Páez. 2012. Effects of Converting Forest To Avocado Orchards on Topsoil Properties in the Trans-Mexican Volcanic System, Mexico. *Land Degradation & Development* 467: 452-467.
- Bravo-Espinoza, M., J. Sánchez-Pérez, J.A. Vidales-Fernandez, J.T. Sáenz-Reyes, J.G. Chávez-León, S. Madrigal-Huendo, H.J. Muñoz-Flores, L.M. Tapia-Vargas, G. Orozco-Gutiérrez, J.J. Alcántar-Rocillo, I. Vidales-Fernández y E. Venegas-González. 2009. Impactos ambientales y socioeconómicos del cambio de uso del suelo forestal a huertos de aguacate en Michoacán. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Centro de Investigación Regional Pacífico Centro: 77.
- Cassano, C.R., R.M. Silva, E. Mariano-Neto, G. Schroth y D. Faria. 2016. Bat and bird exclusion but not shade cover influence arthropod abundance and cocoa leaf consumption in agroforestry landscape in northeast Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 232: 247-253.
- Classen, A., M.K. Peters, S.W. Ferger, M. Helbig-Bonitz, J.M. Schmack, G. Maassen, M. Schleuning, E.K.V. Kalko, K. Bohning-Gaese y I. Steffan-Dewenter. 2014. Complementary ecosystem services provided by pest predators and pollinators increase quantity and quality of coffee yields. *Proceedings of the Royal Society of Biological Sciences* 281: 20133148.
- Coro-Arizmendi, M. 2009. La crisis de los polinizadores. CONABIO. *Biodiversitas* 85: 1-5.
- De la Tejera-Hernandez, B., Á. Santos, H. Santamaría, T. Gómez y C. Olivares. 2013. El oro verde en Michoacán: ¿un crecimiento sin fronteras? Acercamiento a la problemática y retos del sector aguacatero para el estado Estado y la sociedad. *Economía y Sociedad. Crecimiento económico y políticas públicas*: 15-40.

- González-Esquivel, C.E., M.E. Gavito, M. Astier, M. Cadena-Salgado, E. Del-Val, L. Villamil-Echeverri, Y. Merlín-Uribe y P. Balvanera. 2015. Ecosystem service trade-offs, perceived drivers, and sustainability in contrasting agroecosystems in central Mexico. *Ecology and Society* 20: <http://dx.doi.org/10.5751/ES-06875-200138>.
- Green, R.E., S.J. Cornell, J.P.W. Scharlemann y A. Balmford. 2005. Farming and the Fate of Wild Nature. *Science* 307: 550-555.
- Greenberg, R., P. Bichier, A.C. Angon, C. Macvean, R. Perez y E. Cano. 2000. The impact of avian insectivory on arthropods and leaf damage in some Guatemalan coffee plantations. *Ecology* 81: 1750-1755.
- Gutiérrez-Contreras, M., M.B.N. Lara-Chávez, H. Guillén-Andrade y A.T. Chávez-Bárceñas. 2010. Agroecología de la franja aguacatera en Michoacán, México. *Interciencia* 35: 647-653.
- Karp, D.S., C.D. Mendenhall, R.F. Sandí, N. Chaumont, P.R. Ehrlich, E.A. Hadly y G.C. Daily. 2013. Forest bolsters bird abundance, pest control and coffee yield. *Ecology Letters* 16: 1339-1347.
- Koh, L.P. 2008. Birds defend oil palms from herbivorous insects. *Ecological Applications* 18: 821-825.
- Maas, B., Y. Clough y T. Tscharntke. 2013. Bats and birds increase crop yield in tropical agroforestry landscapes. *Ecology Letters* 16: 1480-1487.
- Morales-Manilla, L.M., G. Cuevas-García y M. Onchi-Ramuco. 2012. Inventario 2011 y evaluación del impacto ambiental forestal del cultivo del aguacate en el estado de Michoacán. Informe Ejecutivo. Page 10, Morelia.
- Navarro-Sigüenza, A.G., M.F. Rebón-Gallardo, A. Gordillo-Martínez, A.T. Peterson, H. Berlanga-García y L.A. Sánchez-González. 2014. Biodiversidad de aves en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85: 476-495.
- SAGARPA. 2015. México, productor número del fruto en el mundo. Michoacán aporta el 85.9% del aguacate en el país. Boletín 034.
- SAGARPA. 2017. Planeación Agrícola Nacional 2017-2030. Page 14.
- SAGARPA. 2018. Se consolida México como el primer productor de aguacate a nivel mundial con casi dos millones de toneladas en 2017. La Paz, BCS.

- Sarukhán, J., P. Koleff, J. Carabias, J. Soberón, R. Dirzo, J. Llorente-Bousquets, G. Halffter, R. González, I. March, A. Mohar, S. Anta y J.d.I. Maza. 2009. Capital natural de México. Síntesis: conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad. Page 100, México.
- Sekercioglu, C.H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 464-471.
- Sekercioglu, C.H. 2012. Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *Journal of Ornithology* 153: 153-161.
- Sekercioglu, C.H. 2017. Analysis: The economic value of birds. *Living Birds Magazine*.
- Suárez-Mota, M.E. y O. Téllez-Valdés. 2014. Red de áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad del eje volcánico transmexicano analizando su riqueza florística y variabilidad climática. *Polibotánica*: 67-93.
- Villaseñor-Gómez, L.E. 2005. Aves. Pages 101-103 *in* L.E. Villaseñor-Gómez, editor. La biodiversidad en Michoacán: estudio de estado. CONABIO, SUMA, UMSNH.
- Wenny, D.G., T.L. De Vault, M.D. Johnson, D. Kelly, C.H. Sekercioglu, D.F. Tomback y C.J. Whelan. 2011. The need to quantify ecosystem services provided by birds. *The Auk* 128: 1-14.

## **HIPÓTESIS**

La simplificación del paisaje como resultado del aumento en la proporción del cultivo de aguacate implica menor complejidad estructural paisajística y menor diversidad de recursos disponibles, condiciones que tienen un impacto negativo sobre la comunidad de aves reflejado en menor riqueza, abundancia y diversidad alfa, además de menor diversidad funcional.

## OBJETIVOS

### Objetivos generales

Documentar y comparar la riqueza, abundancia y diversidad funcional (DF) de comunidades de aves en plantaciones de cultivo de aguacate ubicadas en áreas con diferentes condiciones de paisaje.

### Objetivos específicos

- 1) Comparar la riqueza, abundancia y composición de aves en huertos de aguacate en tres condiciones de paisaje y determinar el efecto de los elementos del paisaje sobre la riqueza y abundancia de aves.
- 2) Evaluar la diversidad funcional de aves en huertos de aguacate en tres condiciones de paisaje y determinar el efecto de los elementos de paisaje sobre la diversidad funcional.

## **RESULTADOS**

### **CAPÍTULO I**

**RIQUEZA, ABUNDANCIA Y COMPOSICIÓN DE AVES EN PLANTACIONES DE AGUACATE EN TRES CONDICIONES DE PAISAJE DIFERENTES.**

### **CAPÍTULO II**

**ANÁLISIS DE LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE LAS COMUNIDADES DE AVES EN PLANTACIONES DE AGUACATE EN TRES CONDICIONES PAISAJÍSTICAS.**

## CAPÍTULO I

### RIQUEZA, ABUNDANCIA Y COMPOSICIÓN DE AVES EN PLANTACIONES DE AGUACATE EN TRES CONDICIONES DE PAISAJE DIFERENTES.

#### RESUMEN

La agricultura ha sido considerada una de las principales causas de los cambios en la composición y abundancia de aves. En Michoacán, el aumento del cultivo de aguacate ha ocasionado paisajes altamente modificados dominados por este cultivo, afectando a muchas especies. Nuestro objetivo fue comparar la riqueza, abundancia y composición de aves en huertos de aguacate en diferentes condiciones de paisajes: huertos extensivos de aguacate (HA), huertos con fragmentos de bosque (HA-FB) y huertos de aguacate inmersos en grande extensiones de bosque (HA-B); y determinar el efecto del índice de cobertura de aguacate frente a bosque (A/B) y otros usos de suelo (OUS). Realizamos puntos de conteo (N= 112) en los tres tipos de paisaje y determinamos la riqueza, abundancia y composición de aves así como el índice A/B y la proporción OUS en 500m de radio. Utilizamos curvas de rango-abundancia y un escalamiento dimensional no métrico para evaluar cambios en estructura y composición de especies. Para determinar el efecto de la condición de paisaje y los elementos del mismo realizamos modelos lineales mixtos generalizados. Registramos 83 especies de aves en HA, 110 en HA-FB y 84 en HA-B. La riqueza fue significativamente mayor en los HA-FB mientras que la abundancia no presento diferencias significativas. Encontramos diferencias en la composición y estructura de la comunidad de HA, encontrándose altamente dominada por una sola especie. Los mejores modelos mostraron que la riqueza tiende a disminuir conforme aumenta el índice de A/B, mientras que la abundancia tiende a aumenta con la proporción de OUS. Concluimos que el cultivo de aguacate tiene efectos negativos sobre la diversidad de aves reduciendo la riqueza y modificando la composición y estructura de la comunidad. Los agro-paisajes heterogéneos que integran parches de vegetación nativa son pieza clave para el mantenimiento y conservación biológica local.

**Palabras clave:** avifauna, franja aguacatera, heterogeneidad, agro-paisajes, Michoacán.

## **ABSTRACT**

Agriculture has been considered one of the mayor drivers changing bird community composition and abundance. In Michoacan, the increase of avocado orchards has led to highly disturbed landscapes dominated by avocado orchards which affects numerous species. To investigate the effect of landscape change on bird diversity, we compared bird species richness, abundance and composition in different landscapes conditions: extensive avocado orchards (HA), avocado orchards with forest fragments (HA-FB) and avocado orchards within extensive remnants of forest (HA-B). We also determined the effect of the relation of avocado/forest proportion (index A/B) and the proportion of other land uses (OUS) on bird species richness and abundance. We conducted 25m-radius point counts (N=112) at each landscape. We calculated bird species richness and abundance, as well as A/B and OUS in 500m-radius buffers. Additionally, we used rank-abundance curves and non-metric multidimensional scaling to compare community composition and structure and to determine the effect of landscape elements using generalize mixed linear models. We recorded 83 species in HA, 110 in HA-FB and 84 in HA-B. Species richness was significantly higher in HA-FB than in HA and HA-B, whereas abundance was not statistically different among landscapes conditions. HA's community composition and structure was different from HA-FB's and HA-B's. The best models showed a decrease in bird species richness related to the increased in A/B and an increase of bird abundance related to OUS. The increase on avocado orchards in Michoacan has have negative impact on bird diversity, reducing species richness and changing community structure and composition. We conclude that agro-forest landscapes that keep remnants of native vegetation are the best option for maintenance of local biodiversity and conservation.

**Key words:** avifauna, heterogeneity, agro-forest landscapes, avocado belt, Michoacan.

## INTRODUCCIÓN

La agricultura ha sido una de las principales causas de cambios y deterioro ambiental, debido a la conversión drástica en la estructura y composición del paisaje (Matson *et al.* 1997, Sans 2007). El cambio de uso de suelo y la pérdida de hábitat han ocasionado la disminución en la riqueza de aves en comparación con la que se reportan para bosques nativos tanto en zonas templadas como tropicales (Villaseñor-Gómez y Hutto 1995, Salgado-Ortiz 2000, Peh *et al.* 2005, Paritsis y Aizen 2008, Nájera y Simonetti 2010, Sheldon *et al.* 2010, Sekercioglu 2012). Así mismo, la agricultura ha generado cambios en la composición y abundancia de las comunidades de aves (Peh *et al.* 2005, Flynn *et al.* 2009, Nájera y Simonetti 2010), ocasionando además el declive de las poblaciones de muchas especies de aves alrededor de mundo (Flynn *et al.* 2009, Smith *et al.* 2010).

La heterogeneidad ambiental tiene una fuerte influencia sobre la diversidad de especies (Begon *et al.* 2006, Myczko *et al.* 2013), ya que proporciona una mayor variedad de recursos a explotar, lo que permite una mayor número de especies (Molles 2005, Tscharrntke *et al.* 2005). Como tal, la disminución de especies en las zonas agrícolas ha sido atribuida principalmente a la simplificación y homogenización estructural de hábitat y del paisaje (Tscharrntke *et al.* 2005, Sheldon *et al.* 2010, Gil-Tena *et al.* 2015). Algunos estudios demuestran que las plantaciones que poseen una estructura mucho más compleja mantienen una riqueza de aves significativamente mayor que aquellas plantaciones extremadamente simples que mantienen un solo estrato (Mas y Dietsch 2004, Nájera y Simonetti 2010, Sheldon *et al.* 2010).

Por otro lado, la riqueza y abundancia de aves no depende únicamente del manejo local sino que en gran medida se encuentra influenciada por el paisaje que lo rodea, sugiriendo que la complejidad del paisaje puede moldear el efecto local (Myczko *et al.* 2013, Tuck *et al.* 2014). Por ejemplo, se ha demostrado que el efecto de la agricultura orgánica y convencional sobre la diversidad depende de la complejidad y heterogeneidad del paisaje circundante (Smith *et al.* 2010, Power y Stout 2011, Tuck *et al.* 2014, Barbaro *et al.* 2017, Josefsson *et al.* 2017).

La heterogeneidad del paisaje influye además en el movimiento de los organismos y la persistencia de las especies así como en las interacciones bióticas (Fahrig *et al.* 2011), proporcionando conectividad entre los parches de forrajeo y otros parches de hábitat menos adecuado (Mühlner *et al.* 2010). La heterogeneidad de paisaje en áreas agrícolas es el resultado de la proporción de área de cultivo y elementos semi-naturales así como de la configuración de éstos (Gil-Tena *et al.* 2015). La heterogeneidad composicional del paisaje es un importante promotor de diversidad a través de la complementariedad del paisaje (Ke *et al.* 2018). Así por ejemplo, la presencia de elementos como cercos vivos y setos, así como parches de vegetación nativa, vegetación ribereña u otros usos de suelo aumenta la diversidad de aves en zonas agrícolas al proporcionar sitios de alimentación, de anidación y de refugio para un gran número de especies tanto residentes como migratorias (Villaseñor-Gómez y Hutto 1995, Tscharntke *et al.* 2005, Haslem y Bennett 2008, Myczko *et al.* 2013, Zuria y Gates 2013). En este contexto, mantener paisajes agrícolas heterogéneos que mantengan parches de vegetación nativa puede ser la mejor estrategia para la conservación biológica en ambientes antropizados al conservar un mayor número de especies especialmente en áreas donde los cultivos ocupan una gran extensión de tierra (Tscharntke *et al.* 2012a, Zuria y Gates 2013).

Uno de los retos más grandes en la conservación biológica es entender el valor de conservación de los diferentes componentes de los paisajes agrícolas y las interacciones de estos componentes con los procesos del ecosistema y la ocurrencia de especies (Haslem y Bennett 2008). Por lo que el entendimiento de cómo afectan los diferentes elementos del paisaje a las especies y comunidades (Tscharntke *et al.* 2012b), puede ayudar a desarrollar estrategias de manejo que permitan conservar al mayor número de especies sin comprometer la producción de alimento. En México todavía es relativamente común encontrar paisajes heterogéneos integrados por estos parches de vegetación nativa o secundaria, los cuales en este contexto podrían convertirse en piezas clave para el mantenimiento de las poblaciones de aves y de otros organismos a largo plazo (Zuria y Gates 2013, Hernández-Maya y Salgado-Ortiz 2016, Gonzáles-Gonzáles *et al.* 2017). No obstante, la tendencia a la formación de monocultivos extensivos disminuye la heterogeneidad del paisaje, reduciendo o

eliminando parches de vegetación nativa o secundaria así como la presencia de otros cultivos (Bravo-Espinoza *et al.* 2009, Myczko *et al.* 2013).

Particularmente en Michoacán, el aumento y la expansión del cultivo de aguacate han traído como consecuencia la pérdida de bosque nativo, generando paisajes degradados y simplificados dominados por aguacate, lo cual ha afectado a un gran número de especies (Bravo-Espinoza *et al.* 2009, Vereza *et al.* 2011). Algunos estudios han encontrado un menor número de especies en las huertas en comparación con las encontradas en el bosque templado, así como una menor proporción de especies insectívoras con respecto al bosque (Gamiño-Molina 2010, López-Muñoz 2015).

Por otro lado, existen áreas que mantienen remanentes de bosque nativo en los alrededores así como fragmentos mezclados con huertos de aguacate, los cuales pueden ser muy importantes en términos de conservación biológica. En un estudio previo se encontró una riqueza significativamente mayor de especies de aves en huertos que mantienen fragmentos de bosque nativo, además de un mayor número de especies endémicas en éstos con respecto a los huertos sin bosque (Hernández-Maya y Salgado-Ortiz 2016). También se encontró una disminución importante en el número de especies insectívoras y un aumento en la proporción de especies granívoras y omnívoras en los huertos sin bosque, sugiriendo que la presencia de bosque y otros elementos en el paisaje tiene una influencia importante en la diversidad de aves.

Sin embargo, no existen trabajos que evalúen el impacto de la cobertura de los huertos de aguacate sobre las comunidades de aves considerando diferentes condiciones de paisaje. Por lo que, el objetivo de este capítulo es comparar la riqueza, abundancia y composición de aves en huertos de aguacate dentro de diferentes condiciones de paisaje, así como determinar el efecto de los elementos del paisaje sobre estas variables de la biodiversidad. Con esto se busca entender el impacto que tiene el cultivo de aguacate y otras variables del paisaje sobre las comunidades de aves y así proponer alternativas de manejo más amigables en sistemas agrícolas para la conservación de biodiversidad en el estado.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### *Área de estudio*

Los sitios de estudio se encuentran en los municipios de Uruapan, Nuevo San Juan Parangaricutiro y Ziracuaretiro, situados entre los 19° 15' y 19° 26' Latitud Norte y entre los 101°52' y 102°17' Latitud Oeste, dentro de la franja aguacatera de Michoacán (Fig. 1). Ésta se ubica dentro de la vertiente meridional del Sistema Volcánico Transversal entre los 1590 y 1980 msnm.

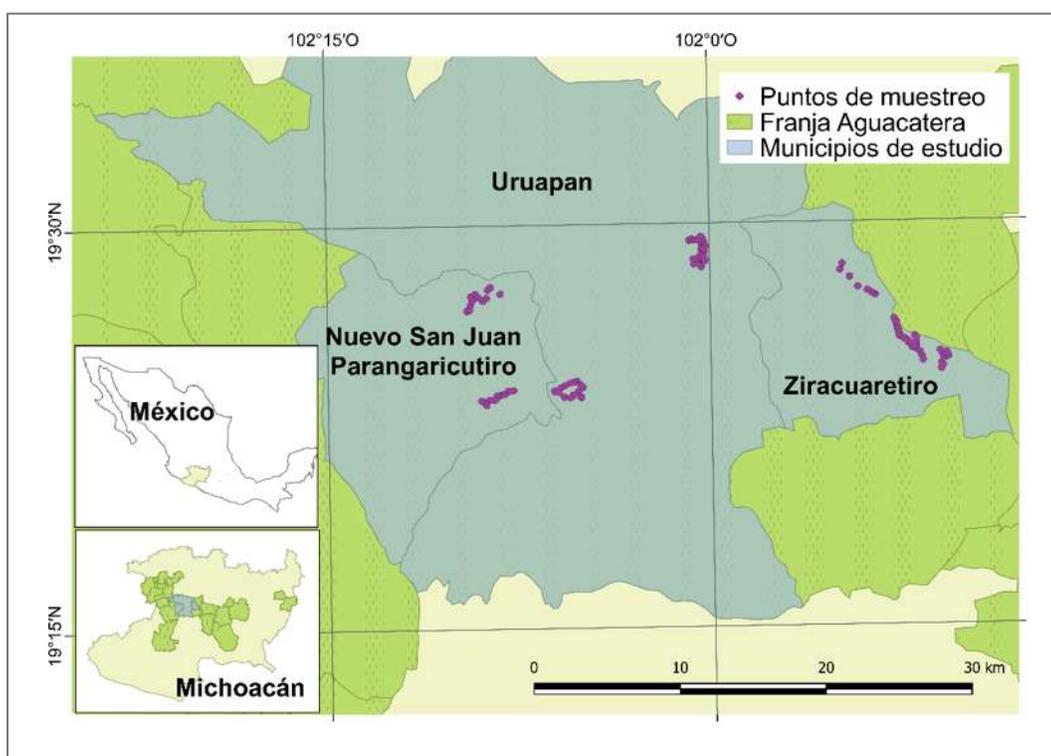


Figura 1. Ubicación de los sitios de estudio en paisajes aguacateros de Uruapan, Nuevo San Juan Parangaricutiro y Ziracuaretiro en Michoacán. Proyección EPSG 4326/WGS84.

El clima que predomina en esta zona es de tipo templado tropical con lluvias en verano y una precipitación invernal menor al 5%. La temperatura media anual es de 20° C

(Gutiérrez-Contreras *et al.* 2010). Las precipitaciones anuales varían de 800 a más de 1600 mm anuales (Correa-Pérez 2003, Gutiérrez-Contreras *et al.* 2010).

Los tipos de suelo que predominan en la zona corresponden al tipo andosol, litosol, vertisol y acrisol (Correa-Pérez 2003, Gutiérrez-Contreras *et al.* 2010). El tipo de vegetación original de la región corresponde a bosque de encino y de pino. Este se encuentra dominado principalmente por *Pinus leyophila*, *P. pseudostrobus*, *P. oocarpa*, *P. michoacana*, *P. montezumae*, *P. douglasiana*, *Quercus rugosa*, *Q. magnoliifolia*, *Q. resinosa*, *Q. obtusata*, *Q. crassipes*, además de una zona de bosque tropical deciduo donde se puede observar la parota (*Enterolobium cyclocarpum*), guaje (*Leucaena spp.*), cascalote (*Cesalpinia coriaria*) y cirian (*Crescentia alata*) (Correa-Pérez 2003).

En cuanto a la fauna, en la región se han reportado 13 especies de anfibios, 16 lagartijas, 16 serpientes y una especie de tortuga, la tortuga pecho quebrado mexicana (*Kinosternon integrum*), entre las cuales destacan especies como la ranita de cañón (*Hyla arenicolor*), lagartija espinosa de collar (*Sceloporus torquatus*) y el abaniquillo pañuelo del Pacífico (*Anolis nebulosus*) (Marroquín-Páramo *et al.* 2017, Torres-Pérez-Coeto *et al.* 2018). Entre los mamíferos silvestres en bosque de pino-encino se ha reportado para la región alrededor de 43 especies, siendo el orden Chiroptera y Rodentia los más importantes en cuanto al número de especies que presentan. Del mismo modo destaca la presencia de venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), ardilla gris mexicana (*Sciurus aureogaster*), zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*), tlacuache (*Didelphis virginiana*), tejón (*Nasua narica*), puma americano (*Puma concolor*), tigrillo (*Leopardus wiedii*) y yaguarundí (*Herpailurus yagouaroundi*), estas últimas dos presentes en la NOM-050-SEMARNAT-2010 como en protección especial (P) y amenazada (A) respectivamente (Correa-Pérez 2003, Chavez-León y Zaragoza-Rivera 2009, Gallardo-Tellez 2018). La avifauna reportada para la subcuenca se reportan 301 especies siendo las familias Parulidae (chipes, mascaritas y pavitos) y Tyrannidae (mosqueros, papamoscas, luises, tiranos) las más importantes en cuanto al número de especies (Hernández-Maya 2010, Villaseñor-Gómez *et al.* 2013).

### *Delimitación de puntos de muestreo*

El trabajo se realizó en áreas dedicadas al cultivo de aguacate en diferentes condiciones del paisaje que definimos a priori de acuerdo con el conocimiento previo del área y al trabajo realizado por Hernández-Maya y Salgado-Ortiz (2016). Ubicamos un total 112 puntos de conteo en huertos de aguacate dentro de tres condiciones de paisaje: 35 puntos en paisajes altamente modificados compuestos principalmente por huertos grandes de aguacate (HA) ubicados en la localidad Tanaxuri en el municipio de Uruapan y Nuevo San Juan Parangaricutiro (NSJP); 40 en paisajes intermedios compuestos por huertos de aguacate de menor tamaño inmersos en una matriz fragmentada de bosque de pino-encino denominado como huertos de aguacate con fragmentos de bosque (HA-FB) cercanos a la localidad de San Ángel Zurumucapio en el municipio de Ziracuaretiro; y 37 en paisajes compuestos por huertos inmersos entre extensiones grandes de remanentes de bosque pino-encino denominados como huertos de aguacate inmersos en bosque (HA-B) ubicados en predio “La Alberca”, en la comunidad de Toreo el Alto y en la comunidad indígena de NSJP.

### *Trabajo de campo*

Para conocer la riqueza y abundancia de especies de aves se utilizaron puntos de conteo de radio fijo a lo largo de transectos establecidos dentro de cada uno de las condiciones de paisaje identificados a priori. Los puntos de conteo tuvieron un radio de 25 m del observador y una duración de cinco minutos (Ralph *et al.* 1996, Hernández-Maya 2010). La distancia entre puntos fue de mínimo 250 m para evitar conteos dobles (Hutto *et al.* 1986).

En cada punto se anotaron tanto registros visuales como auditivos de especies e individuos presentes en el sitio de registro. Los registros visuales se hicieron por medio de binoculares y la identificación a especie con ayuda de guías especializadas, como Howell y Webb (1995) y National Geographic (2011). Los muestreos se realizaron por la mañana, desde las 7:00 am hasta las 12:00 pm considerando el periodo de mayor actividad.

## *Análisis de datos*

### *Riqueza, abundancia y composición*

La riqueza de especies se determinó como el número total de especies registradas. Se realizó una curva de rarefacción de especies basada en muestras para medir el esfuerzo de muestreo. Adicionalmente, se utilizó el estimador Jack 1 para calcular la riqueza esperada ya que este es de los índices que mejor se comporta, además de que posee una exactitud global por arriba del 95% incluso con esfuerzos de muestreo bajos (González–Oreja *et al.* 2010). Ambos análisis se hicieron con ayuda del programa EstimateS vers. 9.1.0 (Colwell 2013).

La abundancia se consideró como el número de individuos independientes registrados en total y para cada una de las especies. Debido a que el método de conteos por punto asume que una distancia de 250 metros entre puntos permite evitar dobles conteos, podemos asumir cada registro como individuos independientes. Adicionalmente calculamos la abundancia relativa de cada una de las especies presentes en cada condición de paisaje y construimos curvas de rango-abundancia para evaluar de manera visual la estructura de abundancias de la comunidad de aves. La abundancia relativa se consideró como el número total de individuos sobre el número total de puntos de conteo en cada condición de paisaje.

Utilizamos un análisis de escalamiento multidimensional no métrico basado en una matriz de similitud de Bray-Curtis para representar de manera gráfica las diferencias en la composición de especies y su asociación con las variables de paisaje (Cayuela 2011, Luck *et al.* 2015). Este tipo de análisis permite representar en un espacio geométrico de pocas dimensiones las proximidades existentes entre un conjunto de objetos (Cayuela 2011).

### *Caracterización de los elementos del paisaje*

Para medir realizar la caracterización de los elementos del paisaje alrededor de los puntos de muestreo utilizamos buffers de 500m de radio para cada punto de muestreo (N=112) (Winqvist *et al.* 2011) para extraer la información de cobertura y uso de suelo,

con la herramienta *Clipper* del complemento GDAL (Geospatial Data Abstraction Library) del software Qgis “Las Palmas”, a partir de un mapa de cobertura y uso de suelo generado previamente e hicimos el cálculo de áreas con ayuda de las herramientas de análisis espacial del software ArcMap10.3.

Para generar el mapa de cobertura y uso de suelo de la región de estudio, realizamos una clasificación supervisada mediante el software Idrisi Selva. Para esto utilizamos imágenes satelitales de la página oficial del Servicio Geológico de E.U.A (U.S. Geological Survey). La escena utilizada fue la "LC80280472017101LGN00" que corresponde al producto "LC08\_L1TP\_028047\_20170411\_20170415\_01\_T1" con una resolución de 30 m, la cual fue pre-procesada con ayuda del complemento “Clasificación Semiautomática” (SCP por sus siglas en inglés) en QGIS 2.18.12 “Las Palmas”. Dentro del pre-procesamiento, realizamos un proceso de “Pansharpening” para transferir la resolución de 15m de la banda pancromática a las bandas multiespectrales de 30m de la misma escena y una vez terminado esto las imágenes se cortaron para delimitar el área de estudio. Posteriormente utilizamos una composición de color falso rojo con las bandas 3 (verde), 4 (rojo) y 5 (infrarrojo cercano), la cual nos permite evaluar de manera visual las propiedades de la vegetación. Con base en el conocimiento previo del área de estudio, delimitamos 10 tipos de cobertura y uso de suelo: cultivo de aguacate agricultura de temporal, otros cultivos, bosque, matorral, zonas urbanas, carreteras y caminos, malpaís, suelo desnudo y cuerpos de agua. Finalmente, se extrajo la firma espectral de los campos de entrenamiento para cada una de las bandas con el módulo “MAKESIG” y se asignó cada pixel a una clase mediante un algoritmo de máxima probabilidad para generar un mapa de uso de suelo (Fig. 2).

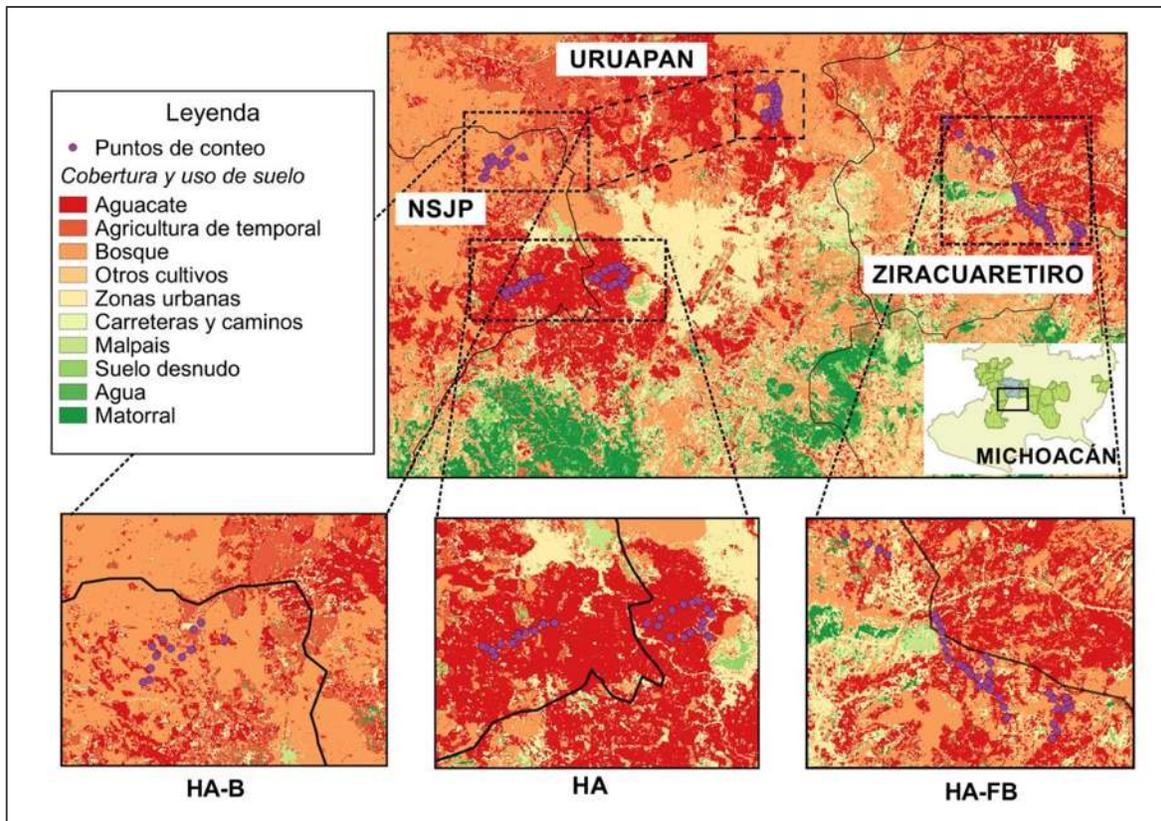


Figura 2. Cobertura y uso de suelo generado mediante clasificación supervisada de imágenes satelitales de los municipios de Nuevo San Juan Parangaricutiro (NSJP), Uruapan y Ziracuaretiro en los cuales se ubican las tres condiciones de paisaje: huertos extensivos de aguacate (HA), huertos de aguacate con fragmentos de bosque (HA-FB) y huertos con presencia de grandes extensiones de bosque (HA-B).

A partir de la información de área de cada categoría de uso de suelo, calculamos el porcentaje de bosque, cultivo de aguacate y otras coberturas de uso de suelo (Cuadro 1). La clasificación de otros usos de suelo (de aquí en adelante OUS) incluye principalmente agricultura de temporal como cultivo de maíz, otros cultivos y jardines, así como construcciones, asentamientos humanos, caminos, carreteras y hoyas de agua asociados a las plantaciones de aguacate en la zona de estudio (ver Figura 2). Adicionalmente, calculamos la heterogeneidad de cada uno de los puntos utilizando el índice de Shannon-Weiner (Fahrig *et al.* 2011). Los resultados de cada variable

(Cuadro 1) fueron posteriormente utilizados para analizar su relación con las métricas medidas de la comunidad de aves.

Cuadro 1. Proporción de aguacate, bosque, otros usos de suelo e índice de heterogeneidad estimados en las tres condiciones de paisajes con cultivo de aguacate en Michoacán. Todas las variables fueron significativamente diferentes.

	HA	HA-FB	HA-B	$F_{2,109}$	$P$
Proporción de aguacate	0.83± 0.12	0.39 ± 0.21	0.52 ± 0.11	18.62	<0.005
Proporción de bosque	0.04 ±0.05	0.24 ±0.09	0.53 ± 0.18	30.92	<0.001
Proporción de OUS	0.13 ± 0.10	0.25 ±0.10	0.08± 0.12	9.42	<0.01
Índice de heterogeneidad	0.6 ±0.34	1.3 ±0.24	0.8 ±0.28	42.86	<0.001

HA, huertos extensivos de aguacate; HA-FB, huertos de aguacate con fragmentos de bosque; HA-B huertos de aguacate inmersos en bosque.

#### *Análisis estadísticos/Modelos lineales mixtos*

Para determinar el efecto de las condiciones de paisaje y elementos individuales del paisaje sobre la riqueza y la abundancia de aves, se realizaron modelos lineales mixtos generalizados utilizando la distribución de Poisson para las variables respuesta, debido a que son conteos y sus errores no poseen una distribución normal (Crawley 2007). Los modelos mixtos se utilizan cuando los datos tienen algún tipo de estructura jerárquica o de agrupación y permite describir la relación entre la variable de respuesta y una o más variables explicativas. Los modelos mixtos permiten tener coeficientes fijos o aleatorios. Los primeros son aquellos cuyos niveles son de interés para el investigador, mientras que los segundos son aquellos cuyos niveles son efecto de todos los posibles niveles procedentes de una población (Cayuela 2010).

Como variables de respuesta, utilizamos el número total de especies registradas y el número de individuos por punto de conteo. Para cada variable de respuesta construimos un modelo distinto, uno que incluyó como variable explicativa la condición del paisaje, definida a priori, como factor fijo y otro que incluyó los elementos del paisaje como la proporción de bosque, de aguacate y de otros usos de suelo en 500m de radio de cada punto de muestreo. La proporción de bosque y de aguacate se incluyeron en un mismo índice denominado “Índice de cobertura de aguacate frente a bosque (A/B)”, el cual se calculó dividiendo el porcentaje de aguacate entre el de bosque. Esta variable fue posteriormente transformada a logaritmo base diez para incluirla en los modelos con el fin de normalizarla y disminuir el efecto de “outliers”. Debido a que la heterogeneidad y el porcentaje de otros usos de suelo se encuentran altamente correlacionados entre ellos ( $r = 0.85$ ), solamente incluimos uno de ellos en los modelos. En ambos modelos, el transecto al que pertenece cada punto se incluyó como efecto aleatorio con el fin de controlar el efecto que este tuviera sobre la diversidad de aves. Finalmente, se eliminaron los términos no significativos para simplificar cada modelo y se utilizó el Criterio de Información de Akaike (AIC, por sus siglas en inglés) y análisis de varianza para seleccionar el mejor modelo. Estos modelos se realizaron por medio del paquete “*lme4*” del programa *R* (Bates *et al.* 2015). El coeficiente de determinación ( $R^2$ ) se calculó con ayuda de los paquetes “*r2glmm*” y “*MuMIn*” (Jaeger 2017, Bartoń 2018).

## RESULTADOS

### *Descripción general de la avifauna, estados de conservación y endemismo*

Registramos un total de 135 especies de aves pertenecientes a 39 familias y 13 órdenes, considerando los registros combinados de puntos de conteo y observaciones adicionales, siendo las familias Parulidae y Tyrannidae las mejor representadas. Del total de especies, registramos 83 especies (61.5%) en HA, 110 (81.5%) en HA-FB y 84 (62%) en HA-B.

De estas especies, 35 se encuentran dentro de una categoría de endemismo, 17 endémicas de México, de las cuales cinco son endémicas al occidente de México (*Ortalis poliocephala*, *Dendrortyx macroura*, *Streptoprocne semicollaris*, *Melospiza kieneri* y *Piranga erythrocephala*), seis cuasi-endémicas y 12 semi-endémicas (Anexo I). Registramos un mayor número de especies endémicas en HA-B, seguido por HA-FB y HA, mientras que el mayor número de especies semi-endémicas y cuasi-endémicas se registró en HA-FB (Cuadro 2).

Cuadro 2. Especies endémicas, semi-endémicas y cuasi-endémicas en HA, HA-FB y HA-B.

Tipo de endemismo	HA	HA-FB	HA-B
Endémica	10	12	14
Semi-endémica	7	8	5
Cuasi-endémica	3	5	4
Total	20	25	23

Registramos, 10 especies exclusivas en HA-B, cuatro de ellas endémicas de México (*O. poliocephala*, *D. macroura*, *Arremon virenticeps* y *P. erythrocephala*), una semi-endémica (*Cardellina rubrifrons*) y una cuasi-endémica (*Poecile sclateri*); para HA-FB fueron 25 especies exclusivas, una endémica (*M. kieneri*), tres semi-endémicas (*Icterus cucullatus*, *I. parisorum* y *Setophaga nigrecens*) y dos cuasi-endémicas (*Dryobates arizonae* y *Vireolanius melitophrys*); y para HA, 14 especies exclusivas, de

las cuales tres son semi-endémicas (*Lampornis clemenciae*, *Cynanthus latirostris*, *Empidonax wrightii*). Por otro lado, *Passer domesticus* fue la única especie exótica registrada en este trabajo, siendo registrada en HA y HA-FB.

En cuanto al estado de conservación registramos cinco especies que se encuentran en la Norma Oficial Mexicana (Nom-059-ECOL-2010), cuatro bajo la categoría de Protección Especial (Pr), dos de ellas exclusivamente presentes en HA-FB y una especie bajo la categoría de Amenazada (A), la cual se encontró únicamente en HA-B (Cuadro 3).

Cuadro 3. Especies presentes en alguna categoría de riesgo de acuerdo con la NOM-059-ECOL-2010 en HA, HA-FB y HA-B.

<b>Especie</b>	<b>NOM-059- ECOL-2010</b>	<b>HA</b>	<b>HA-FB</b>	<b>HA-B</b>
<i>Dendrortyx macroura</i>	A			X
<i>Streptoprocne semicollaris</i>	Pr	X	X	
<i>Accipiter striatus</i>	Pr		X	
<i>Accipiter cooperii</i>	Pr		X	
<i>Myadestes occidentalis</i>	Pr	X	X	X

### *Riqueza*

Considerando solamente los registros en los puntos de conteo, registramos 110 especies, 59 especies en HA, 79 en HA-FB y 65 en HA-B. La riqueza estimada por el estimador Jackknife 1 es de  $86 \pm 5$  para HA,  $99 \pm 5$  para HA-FB y de  $85 \pm 5$  para HA-B, lo que significa que registramos entre el 70 al 80% de las especies presentes en los tres tipos de sistemas (68.6%, 76.4% y 79.79%, y respectivamente). Las curvas de rarefacción de especies no mostraron en ningún caso una clara tendencia a la asíntota, lo que indica que es necesario aumentar el esfuerzo de muestreo (Fig. 3).

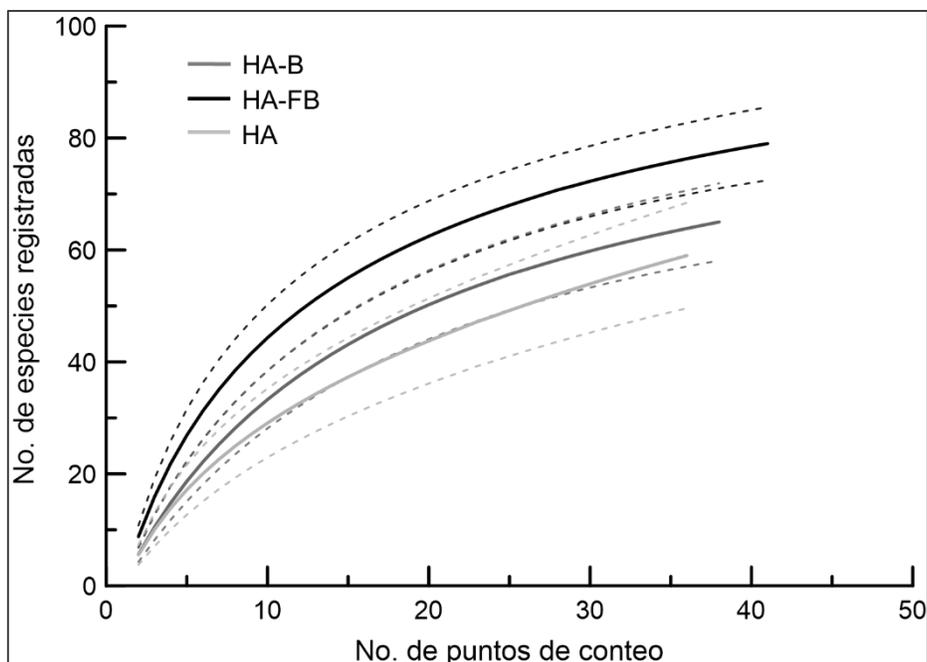


Figura 3. Curvas de rarefacción de especies e intervalos de confianza (95%) para los tres tipos de paisaje. Los intervalos de confianza se presentan en líneas punteadas.

La riqueza promedio por punto de conteo fue mayor en HA-FB ( $8.80 \pm 4.20$ ) seguido por HA-B ( $5.54 \pm 2.90$ ) y HA ( $5.48 \pm 2.81$ ). El modelo lineal mixto generalizado muestra que existe un efecto significativo del tipo de paisaje sobre la riqueza por punto de conteo únicamente para HA-FB, siendo la riqueza significativamente mayor en este paisaje a diferencia de la registrada en HA-B y HA (Cuadro 4, fig. 4).

Cuadro 4. Modelo lineal mixto generalizado realizado para la riqueza y los tipos de paisaje (N=112). Se muestran los valores estimados por el modelo y la *P* asociada, así como la varianza del efecto aleatorio y la desviación estándar (*sd*).

Variable respuesta	Variable explicativa		Efectos aleatorios	
	Paisaje		Transecto	
	<i>F</i>	<i>P</i>	varianza	<i>sd</i>
<b>Riqueza</b>	5.904	<0.05	0.023	0.153

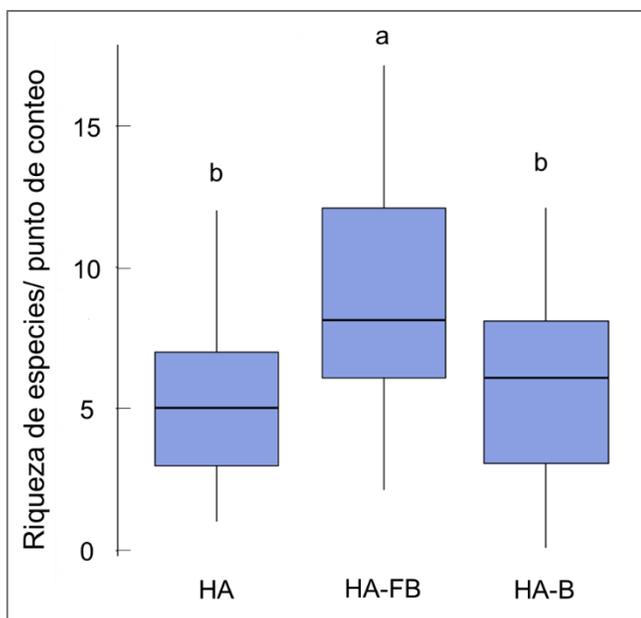


Figura 4. Riqueza promedio registrada por punto de conteo en cada condición de paisaje (HA, HA-FB y HA-B).

En cuanto al efecto de los elementos del paisaje y la riqueza, el mejor modelo muestra un efecto negativo significativo del índice de cobertura de aguacate frente a bosque (A/B) sobre la riqueza de especies (Cuadro 5), disminuyendo conforme aumenta el índice A/B, es decir conforme aumenta la proporción de aguacate (Fig. 5).

Cuadro 5. Modelos lineales mixto generalizados (N=112) para la riqueza y los componentes del paisaje. El mejor modelo se destaca en negritas.

Modelo	AIC	Efectos fijos	Est.	ee	P	Efecto aleatorio Trans.	sd
<b>A/B</b>	<b>594.8</b>	<b>A/B<sup>α</sup></b>	<b>-0.203</b>	<b>0.091</b>	<b>0.02*</b>		<b>0.257</b>
A/BxOUS	593.6	A/B <sup>α</sup>	-0.248	0.094	0.008*		0.205
		OUS	0.332	0.395	0.401		
		A/B <sup>α</sup> xOUS	0.736	0.412	0.073		
A/B+OUS	594.8	A/B <sup>α</sup>	-0.168	0.085	0.049*		0.218
		OUS	0.528	0.37	0.154		
OUS	597.1	OUS	0.646	0.357	0.07		0.214
nulo	598.3	-	-	-	-		0.254

A/B, índice de cobertura de aguacate frente a bosque; *sd*, desviación estándar; Est., efectos estimados; ee, error estándar. Trans., Transecto. AIC, criterio de información de Akaike. <sup>α</sup>La variable fue transformada en log 10. \*Valores de *P* menores a 0.05.

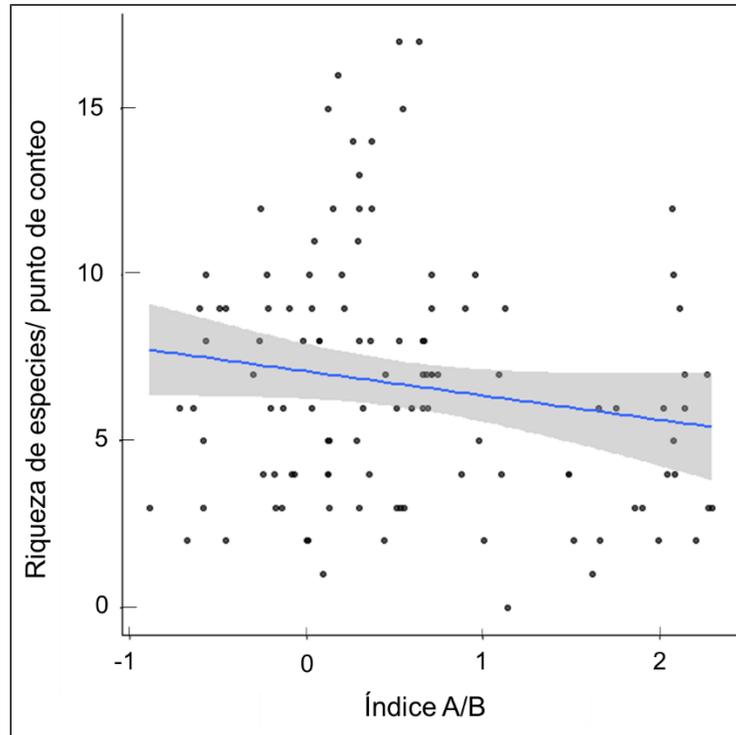


Figura 5. Relación de la riqueza de especie de aves con el índice de cobertura de aguacate frente a bosque en paisajes dedicados al cultivo de aguacate ( $R^2=0.37$ ,  $P=0.02$ ).

### Abundancia

Registramos un total de 1101 individuos, 360 en HA, 446 en HA-FB y 295 en HA-B. La especie más abundante en HA fue *Hirundo rustica* con 1.9 registros/punto de conteo seguido por *Melospiza fusca* con 0.68 registro/punto, mientras que en HA-FB fueron *Melanerpes formicivorus* y *Myadestes occidentalis* (0.75 y 0.57 registros/punto respectivamente) y en HA-B las especies más abundantes fueron *Psaltriparus minimus* e *Hylocharis leucotis* (0.62 y 0.56 registros/punto respectivamente).

La estructura de la comunidad también presentó diferencias importantes entre los tres tipos de sistema. La estructura de la comunidad de HA se encontró altamente dominada por una sola especie (*H. rustica*), mientras que HA-FB y HA-B presentaron una distribución de abundancias relativamente más equitativa (Fig. 6). Asimismo, las especies más abundantes en HA son especies asociadas a zonas urbanas o agrícolas.

En el caso de HA-FB y HA-B, algunas de las especies más abundantes son especies asociadas a zonas urbanas, mientras que otras son más asociadas a bosques.

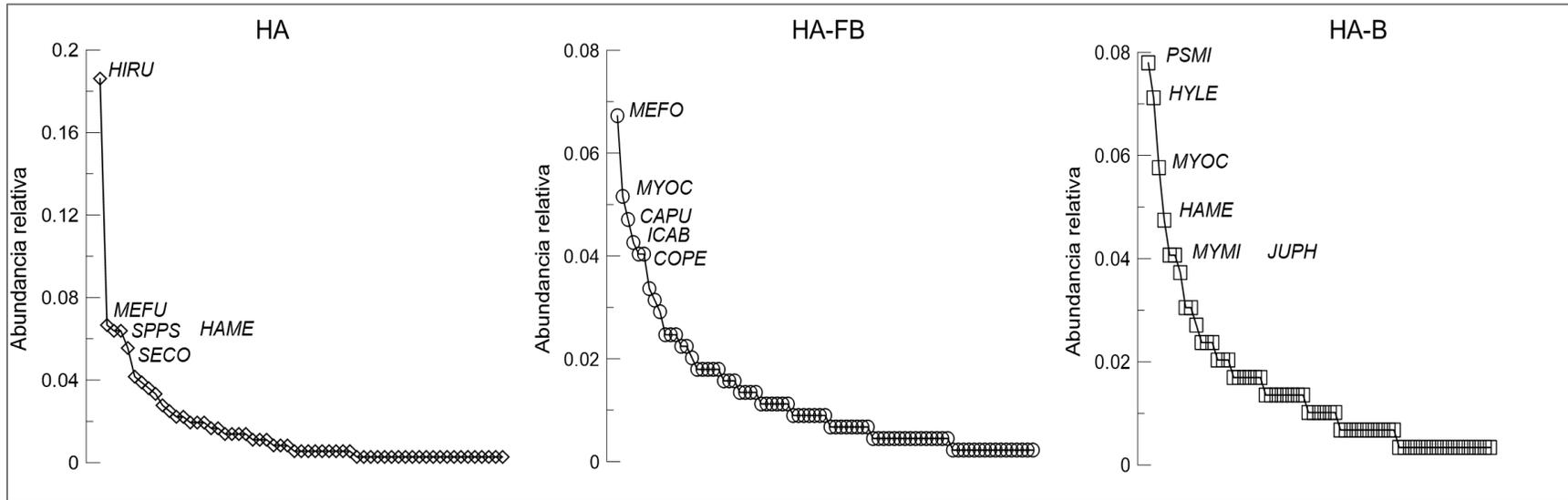


Figura 6. Curvas de rango-abundancia de aves en paisajes aguacateros. CAPU, *Cardellina pusilla*; COPE, *Contopus pertinax*; HAME, *Haemorhous mexicanus*; HYLE, *Hylocharis leucotis*; ICAB, *Icterus abeillei*; MEFO, *Melanerpes formicivorus*; MEFU, *Melospiza fusca*; MYMI, *Myioborus miniatus*; MYOC, *Myadestes occidentalis*; JUPH, *Junco phaeonotus*; PSMI, *Psaltriparus minimus*; SECO, *Setophaga coronata*; SPPS, *Spinus psaltria*; HA, huertos extensivos de aguacate; HA-FB, huertos de aguacate con fragmentos de bosque; HA-B, huertos de aguacate con grandes extensiones de bosque.

El número de individuos promedio registrados por punto de conteo fue mayor en HA-FB ( $11.10 \pm 5.83$ ), seguido por HA ( $10.20 \pm 6.56$ ), mientras HA-B registramos en promedio menos individuos por punto de conteo ( $7.81 \pm 5.25$ ; fig.7). Sin embargo, de acuerdo con el modelo lineal mixto generalizado no existió un efecto significativo del tipo de paisaje sobre el número de individuos por punto de conteo (Cuadro 6).

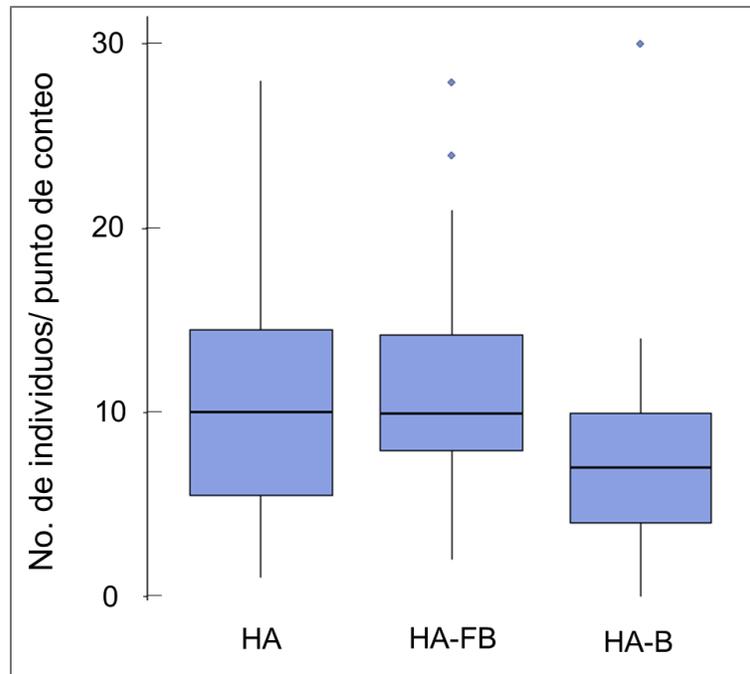


Figura 7. Número de individuos registrados por punto de conteo en HA, HA-FB y HA-B.

Cuadro 6. Modelo lineal mixto generalizado para la abundancia y los tipos de paisaje (N=112). Se muestran los valores estimados por el modelo y la *P* asociada, así como la varianza del efecto aleatorio y la desviación estándar (*sd*).

Variable respuesta	Variable explicativa		Efectos aleatorios	
	Tipo de paisaje		Transecto	
	<i>F</i>	<i>P</i>	varianza	<i>sd</i>
<b>Abundancia</b>	2.306	>0.05	0.026	0.16

Por otro lado, el mejor modelo para la abundancia muestra un efecto significativo de la proporción de otros usos de suelo (OUS), aumentando la abundancia de aves conforme al aumento del valor en OUS (Cuadro 7; fig. 8).

Cuadro 7. Modelos lineales mixtos generalizados para la abundancia y los elementos del paisaje (N=112). El mejor modelo se destaca en negritas.

Modelo	AIC	Efectos fijos	Est.	ee	<i>P</i>	Efecto aleat. Trans.	<i>sd</i>
A/BxOUS	782.8	A/B <sup>α</sup>	0.019	0.063	0.756		0.096
		OUS	1.335	0.275	1.7e-06*		
		A/B <sup>α</sup> xOUS	0.402	0.292	0.168		
A/B+OUS	782.7	A/B <sup>α</sup>	0.07	0.053	0.186		0.132
		OUS	1.473	0.261	1.5e-08*		
A/B	807.4	A/B	-0.034	0.077	0.652		0.215
<b>OUS</b>	<b>782.2</b>	<b>OUS</b>	<b>1.387</b>	<b>0.259</b>	<b>8.7e-08*</b>		<b>0.132</b>
nulo	805.6	-	-	-	-		0.204

A/B, índice de cobertura de aguacate frente a bosque; OUS, proporción de otros usos de suelo; *sd*, desviación estándar; Est., efectos estimados; ee, error estándar; Trans., Transecto; Efecto aleat., efectos aleatorios; AIC, criterio de información de Akaike. <sup>α</sup>La variable fue transformada en log 10. \*Valores de *P* menores a 0.05.

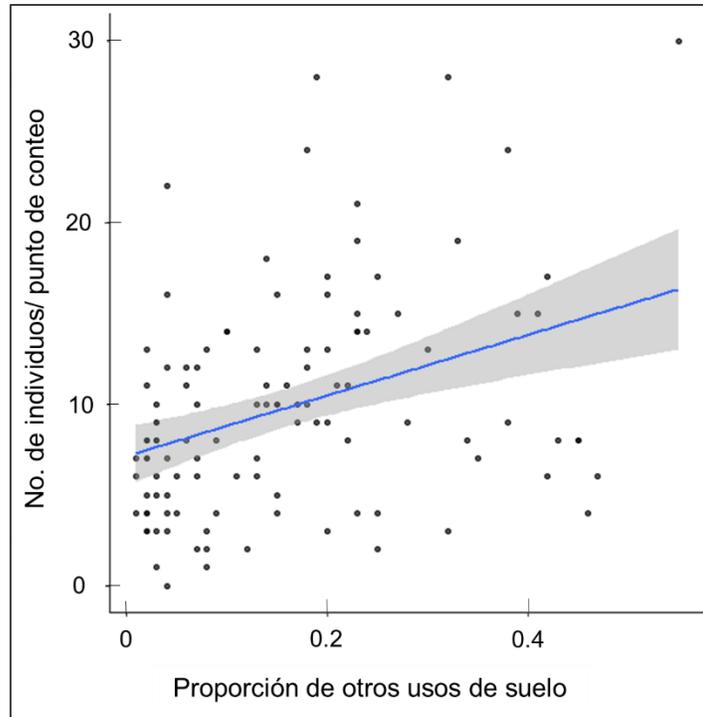


Figura 8. Relación de la abundancia con la proporción de otros usos de suelo (OUS) ( $R^2=0.32$ ,  $P=4e-8$ ).

### *Composición de la avifauna*

De manera gráfica se puede observar que existe una ligera segregación de la comunidad de HA con respecto a las otras dos donde hay bosque presente (Fig. 9), lo que indica que esta comunidad es distinta de las otras dos. Sin embargo, estas diferencias no son muy marcadas. Del mismo modo, es posible observar los vectores que representan cada uno de los elementos del paisaje en el gráfico y las asociaciones de los puntos de cada condición de paisaje con ellas.

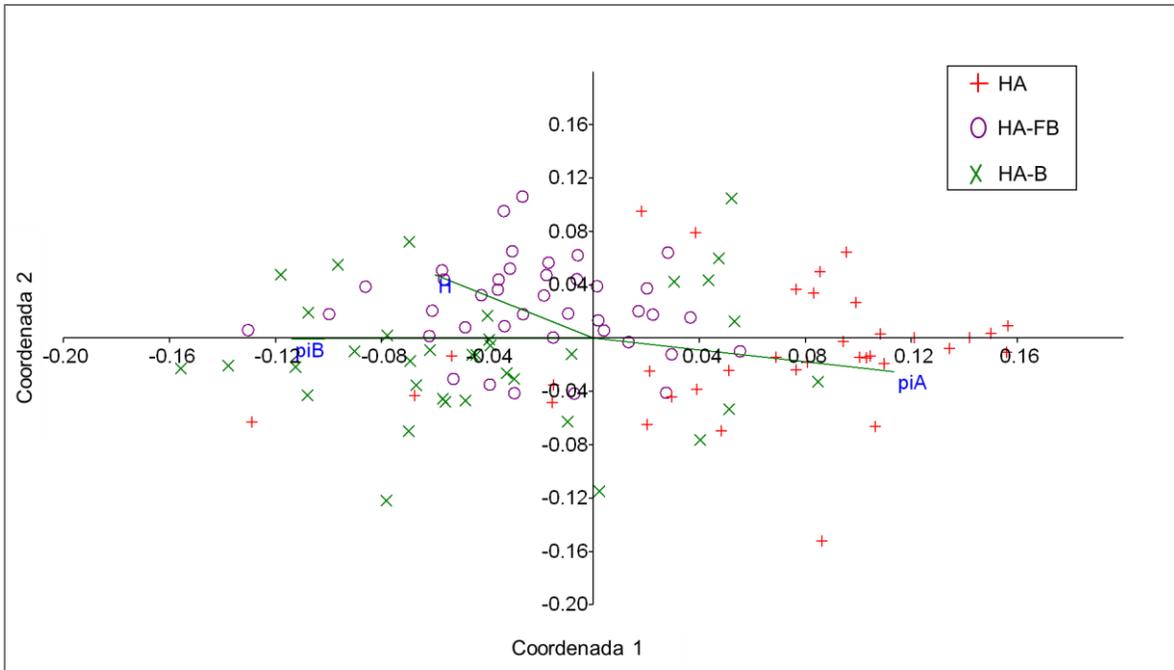


Figura 9. Escalamiento multidimensional no métrico donde se muestra las relaciones de las comunidades de aves con el porcentaje de aguacate ( $\pi A$ ), el porcentaje de bosque ( $\pi B$ ) y la heterogeneidad ( $H$ ).

## DISCUSIÓN

El cultivo de aguacate se ha extendido ampliamente en las últimas décadas en el estado de Michoacán, principalmente en los municipios que se encuentran en el Eje Neovolcánico Transversal. Este último ha sido catalogado como una zona de alta riqueza biológica y gran número de endemismos de aves y otros grupos (Sarukhán *et al.* 2009, Navarro-Sigüenza *et al.* 2014). La riqueza de especies registrada en este trabajo representa alrededor del 25% de la avifauna reportada para Michoacán, el 46% de lo reportado para el Eje Neovolcánico Transversal y el 66% y 55% para la región de Uruapan y subcuenca del Rio Cupatitzio respectivamente (Villaseñor-Gómez 2005, Villaseñor-Gómez *et al.* 2013, Navarro-Sigüenza *et al.* 2014). En cuanto a especies endémicas, el número de endemismos presentes en estos paisajes representa el 36% de las especies endémicas para el estado y el 76% para el Eje Neovolcánico Transversal (Villaseñor-Gómez 2005, Navarro-Sigüenza *et al.* 2014).

Sin embargo, la conversión del paisaje nativo a paisajes simplificados y homogéneos, dominados por huertos de aguacate, ha traído como consecuencia la pérdida de la diversidad de aves. En este trabajo encontramos que la mayor riqueza de especies se encuentra en los huertos que mantienen fragmentos de bosque y una mayor heterogeneidad, como consecuencia de una mayor proporción de otros usos de suelo. Estos resultados son similares a los encontrados por Hernández-Maya y Salgado Ortiz (2016), quienes reportaron que los huertos con fragmentos remanentes de bosque presentan una mayor diversidad de aves que los huertos extensivos. Así mismo, son similares a los encontrados por otros autores en otros sistemas agrícolas como Haslem y Bennet (2008) quienes encontraron que el número total de especies es mayor en mosaicos heterogéneos que mantienen muchos elementos y que además se encuentran rodeados de vegetación nativa, el cual es el caso de la zona de San Angel Zurumucapio. Nuestros resultados además corroboran de alguna manera la hipótesis de que los sitios con mayor complejidad y heterogeneidad paisajística pueden sostener una mayor riqueza de especies a través de la complementación de paisaje y de la provisión de un mayor número de recursos (Molles 2005, Tscharrntke *et al.* 2005, Begon *et al.* 2006, Paritsis y Aizen 2008, Smith *et al.* 2010, Myczko *et al.* 2013, Gil-Tena *et al.* 2015, Ke *et al.* 2018).

Contrario a lo que hubiéramos esperado, la riqueza de especies de los huertos con mayor proporción de bosque de pino-encino no fueron diferentes estadísticamente a los huertos extensivos. Lo anterior también podría estar relacionado con la teoría del disturbio intermedio, la cual dice que la mayor diversidad se mantiene a niveles intermedios de disturbio (Begon *et al.* 2006). Sin embargo, es importante aclarar que a pesar de la similitud en riqueza, las comunidades de aves en ambos tipos de paisaje no fueron iguales. Mientras que en huertos inmersos en grandes extensiones de bosque dominan especies afines a este, por el contrario, en los huertos extensivos se registran más especies que se benefician de las condiciones de áreas abiertas, destacando por ejemplo, especies asociadas a asentamientos humanos y a ambientes perturbados.

Por otro lado, la abundancia no se vio afectada por el tipo de paisaje, siendo el promedio de individuos registrados por punto de conteo similares en las tres condiciones de paisaje. Otros trabajos tampoco han reportado cambios en la abundancia entre cultivos con diferente complejidad, aunque este aspecto puede depender del tipo de sistema y cultivo (Peh *et al.* 2005, Nájera y Simonetti 2010).

La estructura de las comunidades fue sin embargo muy variable, habiendo cambios importantes entre las tres condiciones de paisaje, lo cual refleja el efecto negativo del cambio de hábitat sobre unas especies, pero positivo para otras. Los cambios en la estructura de la comunidad de aves, puede tener repercusiones en los flujos de materia y energía como resultado de las alteraciones en las interacciones inter-específicas (Hillebrand *et al.* 2008). La estructura de la comunidad de los huertos extensivos se encontró fuertemente dominada por una sola especie. Otros estudios en áreas urbanas y zonas agrícolas han mostrado una tendencia clara de un menor número de especies y un incremento en el número de individuos de las especies que se quedan, sugiriendo que algunas especies mejor adaptadas a la urbanización y áreas abiertas se ven favorecidas por las características de los hábitats modificados (Melles *et al.* 2003, Peh *et al.* 2005).

En este caso, es posible que *Hirundo rustica* se vea favorecida en los huertos extensivos debido a alta cantidad de “mosquitas blancas” y otros insectos voladores

asociados a los periodos de floración o fructificación del cultivo que se percibieron presentes en este tipo de sistema durante algunas temporadas del año. Aunque no se cuantificó la abundancia de insectos y aunque posiblemente no son exclusivos de los sistemas de monocultivos extensivos, la presencia de alta abundancia de golondrinas en general se asocia con zonas abiertas urbanizadas y áreas agrícolas asociadas donde abundan insectos voladores y como tal favorecen la presencia de esta especie. Por otro lado, es importante reconocer que la mayor abundancia de esta especie en los huertos extensivos podría ser resultado de una mayor defectibilidad en estas áreas debido a las condiciones de mayor apertura del dosel.

Algunos autores han mencionado que en el trópico el paisaje es un factor importante para moldear la composición de una comunidad (Zuria y Gates 2013). Los resultados de nuestro trabajo sugieren que también en este sistema los diferentes elementos del paisaje juegan un papel fundamental en este aspecto. La información de la estructura de la comunidad de aves junto con la información del escalamiento multidimensional no métrico indica que existen cambios en las comunidades de aves entre las tres condiciones de paisaje, principalmente en los huertos extensivos. Estos cambios en la abundancia de algunas especies se reflejan de manera sutil en forma de gradiente, y como tal, los cambios en el paisaje afectan a las especies de manera diferente provocando diferencias en las comunidades, con algunas especies siendo principalmente dependientes del bosque, satisfaciendo necesidades específicas de hábitat (Paritsis y Aizen 2008), mientras que para otras la presencia de asentamientos humanos u otros tipos de cobertura es benéfica. El hecho de que las especies más comunes en los huertos extensivos sean especies consideradas urbanas o asociadas a zonas perturbadas y urbanizadas como *Melospiza fusca*, *Spinus psaltria*, *Haemorhous mexicanus* y *Setophaga coronata*, sugiere que el paisaje circundante en estos sistemas tiene influencia sobre la composición de especies, ya que algunas especies se ven mayormente favorecida por las áreas de cultivo y las zonas urbanizadas, mientras que otras especies como *Myadestes occidentalis* e *Hylocharis leucotis* son más abundantes en las áreas con mayor presencia de bosque. En el caso de *M. occidentalis* es importante mencionar que se encontró presente en huertos

extensivos solo en aquellos puntos donde había fragmentos de bosque presentes en los alrededores.

Es importante considerar esta información para poder entender el impacto potencial de la continua expansión del cultivo de aguacate en el Eje Neovolcánico transversal y en el estado, ya que muchas especies de alta prioridad para la conservación como especies endémicas y o especies en alguna categoría de riesgo no se encuentran presentes en los huertos extensivos, y otras incluso ni siquiera donde sólo hay fragmentos de bosque. Tal es el caso de *Dendrortyx macroura* que es una especie endémica que se encuentra bajo la categoría de amenazada, y es considerada especialista de bosques templados (Chavez-León 2010).

Este es el primer trabajo, hasta donde sabemos, en donde se evalúa el efecto de los elementos del paisaje en sistemas aguacateros. Encontramos evidencia de que la expansión del cultivo de aguacate tiene consecuencias negativas sobre la riqueza de especies, al encontrarse una tendencia a menor riqueza de especies en los sitios que presentan mayor proporción de aguacate y menos bosque. Estos resultados coinciden con los reportados por otros autores, corroborando que la riqueza de aves tiende a disminuir con la simplificación del paisaje como resultado del aumento en la proporción de tierra cultivada (Flohre *et al.* 2011, Guerrero *et al.* 2011, Winqvist *et al.* 2011, Gil-Tena *et al.* 2015). A diferencia de lo planteado inicialmente, la proporción de otros usos de suelo tiene un impacto positivo sobre el número de individuos, lo cual puede explicarse debido a que la presencia y mayor combinación de otros componentes del paisaje, se asocia a mayor heterogeneidad ambiental y como tal se refleja en el aumento en la abundancia de algunas especies, principalmente aquellas asociadas a zonas urbanas y áreas abiertas.

Esto hace evidente la necesidad de entender el efecto de los diferentes elementos del paisaje para el desarrollo de estrategias de conservación biológica. La pérdida de especies tiene consecuencias no sólo ecológicas sino económicas y hasta de salud para el ser humano, como se ha visto en los últimos años cada vez más (Whelan *et al.* 2015, Sekercioglu 2017). Muchos países comienzan a ver los beneficios que tiene el mantener una alta riqueza de especies en sus sistemas agrícolas para mantener los

servicios ecosistémicos que éstos proporcionan como se ha demostrado en plantaciones de palma de aceite, café y cacao (Koh 2008, Karp *et al.* 2013, Classen *et al.* 2014, Cassano *et al.* 2016). Asimismo otros estudios han comprobado los efectos positivos del paisaje y la presencia de bosque nativo sobre el control de plagas (Karp *et al.* 2013, Classen *et al.* 2014, Barbaro *et al.* 2017).

En este contexto, los huertos inmersos dentro de un paisaje con una mayor complejidad y heterogeneidad derivada de los diferentes elementos de paisaje tanto antrópicos como naturales de bosque nativo y fragmentos pueden ser una oportunidad para repensar hacia un tipo diferente de manejo del cultivo de aguacate que permita producir alimento de una forma más amigable con el ambiente, así como conservar a las especies presentes todavía en dichos paisajes. Sin embargo, es fundamental destacar que esto no significa sea la estrategia a seguir en toda la franja aguacatera, sino por el contrario, esta estrategia puede y debe ser considerada en sitios donde el cultivo de aguacate sea la cobertura dominante y quede poco bosque de pie (Haslem y Bennett 2008). Los remanentes grandes de bosque son indispensables para la conservación de muchas otras especies que requieren de este y que no pueden encontrarse en sitios de bosque fragmentado ni en zonas agrícolas. En sitios como San Ángel Zurumucapio la retención de bosque nativo permite además la retención de humedad y otros servicios ecosistémicos del bosque, además de una mayor diversidad de aves como se observó en este trabajo.

## **CONCLUSIONES**

La condición del paisaje tiene efectos importantes sobre la avifauna, reduciendo la riqueza de especies de aves y modificando la composición y estructura de las comunidades de aves en las áreas dominadas por cultivo de aguacate y con poca presencia de bosque nativo y otros usos de suelo.

La proporción de otros usos de suelo explicó una mayor abundancia de aves como resultado del aumento en el número de individuos de algunas especies en particular asociados a los recursos estos usos de suelo proporcionan.

Los resultados indican que paisajes agrícolas con mayor heterogeneidad ambiental son la mejor alternativa para maximizar la riqueza de especies, por lo que deberían ser considerados como estrategia de manejo agrícola.

## LITERATURA CITADA

- Barbaro, L., A. Rusch, E.W. Muiruri, B. Gravellier, D. Thiery, B. Castagnyrol y C. Banks-Leite. 2017. Avian pest control in vineyards is driven by interactions between bird functional diversity and landscape heterogeneity. *Journal of Applied Ecology* 54: 500-508.
- Bartoń, K. 2018. Multi-Model Inference "MuMIn". Paquete de R.
- Bates, D., M. Maechler, B. Bolker y S. Walker. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* 67: 1-48.
- Begon, M., C.R. Townsend y J.L. Harper. 2006. *ECOLOGY. Froms Individuals to Ecosystems*. 4ta edición edición. Blackwell Publishing, Reino Unido.
- Bravo-Espinoza, M., J. Sánchez-Pérez, J.A. Vidales-Fernandez, J.T. Sáenz-Reyes, J.G. Chávez-León, S. Madrigal-Huendo, H.J. Muñoz-Flores, L.M. Tapia-Vargas, G. Orozco-Gutiérrez, J.J. Alcántar-Rocillo, I. Vidales-Fernández y E. Venegas-González. 2009. Impactos ambientales y socioeconómicos del cambio de uso del suelo forestal a huertos de aguacate en Michoacán. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Centro de Investigación Regional Pacífico Centro: 77.
- Cassano, C.R., R.M. Silva, E. Mariano-Neto, G. Schroth y D. Faria. 2016. Bat and bird exclusion but not shade cover influence arthropod abundance and cocoa leaf consumption in agroforestry landscape in northeast Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 232: 247-253.
- Cayuela, L. 2010. Modelos lineales mixtos en R. Page 153, EcoLab. Centro Andaluz de Medio Ambiente. Universidad de Granada. Granada, España.
- Cayuela, L. 2011. Analisis multivariante. Page 26, Área de Biodiversidad y Conservación. Universidad Rey Juan Carlos. Madrid, España.
- Classen, A., M.K. Peters, S.W. Ferger, M. Helbig-Bonitz, J.M. Schmack, G. Maassen, M. Schleuning, E.K.V. Kalko, K. Bohning-Gaese y I. Steffan-Dewenter. 2014. Complementary ecosystem services provided by pest predators and pollinators increase quantity and quality of coffee yields. *Proceedings of the Royal Society of Biological Sciences* 281: 20133148.

- Colwell, R.K. 2013. EstimateS. Department of Ecology and Evolutionary Biology, University of Connecticut, Storrs, USA.
- Correa-Pérez, G.E. 2003. Atlas geográfico del estado de Michoacán . 2da edición. Editora y Distribuidora EDDISA S.A. de C.V., México.
- Crawley, M.J. 2007. Count data. John Wiley & Sons.
- Chavez-León, G. 2010. Long-tailed Wood-Partridge (*Dendrortyx macroura*). *in* T.S. Schulenberg, editor. Neotropical Birds Online, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Chavez-León, G. y S. Zaragoza-Rivera. 2009. Riqueza de mamíferos del Parque Nacional Barranca del Cupatitzio, Michoacán, México. . Revista Mexicana de Biodiversidad 80: 95-104.
- Fahrig, L., J. Baudry, L. Brotons, F.G. Burel, T.O. Crist, R.J. Fuller, C. Sirami, G.M. Siriwardena y J.L. Martin. 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. Ecology Letters 14: 101-112.
- Flohre, A., C. Fischer, T. Aavik, J. Bengtsson, F. Berendse, R. Bommarco, P. Ceryngier, L.W. Clement, C. Dennis, S. Eggers, M. Emmerson, F. Geiger, I. Guerrero, V. Hawro, P. Inchausti, J. Liira, M.B. Morales, J.J. oñate, T. Pärt, W.W. Weisser, C. Winqvist, C. Thies y T. Tschardt. 2011. Agricultural intensification and biodiversity partitioning in European landscapes comparing plants, carabids and birds. Ecological Applications 21: 1772-1781.
- Flynn, D.F.B., M. Gogol-Prokurat, T. Nogeire, N. Molinari, B.T. Richers, B.B. Lin, N. Simpson, M.M. Mayfield y F. DeClerck. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. Ecology Letters 12: 22-33.
- Gallardo-Tellez, E.G. 2018. Variación del ensamble de mamíferos medianos y grandes en la estación biológica "Vasco de Quiroga" en Uruapan, Michoacán, México. UMSNH, Morelia, Michoacán.
- Gamiño-Molina, K.Y. 2010. Diversidad y abundancia de especies de aves en el predio "La Alberca", Uruapan, Michoacán, México. Page 172.
- Gil-Tena, A., M. De Cáceres, A. Ernoult, A. Butet, L. Brotons y F. Burel. 2015. Agricultural landscape composition as a driver of farmland bird diversity in Brittany (NW France). Agriculture, Ecosystems & Environment 205: 79-89.

- González-González, C., C. Alfonso-Fernández, E. Mora-Van Cauwelaert, M. Betancourt de la Parra, A. Uscagna-Castillo y M. Benítez. 2017. Modos de producción agrícola y conservación de la biodiversidad en México. *Biodiversitas*: 2-5.
- González-Oreja, J.A., A.A. De la Fuente-Díaz-Ordaz, A.L. Hernández-Santín, D. Buzo-Franco y C. Bonache-Regidor. 2010. Evaluación de estimadores no paramétricos de la riqueza de especies. Un ejemplo con aves en áreas verdes de la ciudad de Puebla, México. *Animal Biodiversity and Conservation* 33: 31-45.
- Guerrero, I., M.B. Morales, J.J. Oñate, T. Aavik, J. Bengtsson, F. Berendse, L.W. Clement, C. Dennis, S. Eggers, M. Emmerson, C. Fischer, A. Flohre, F. Geiger, V. Hawro, P. Inchausti, A. Kalamees, R. Kinks, J. Liira, L. Meléndez, T. Pärt, C. Thies, T. Tschardtke, A. Olszewski y W.W. Weisser. 2011. Taxonomic and functional diversity of farmland bird communities across Europe: Effects of biogeography and agricultural intensification. *Biodiversity and Conservation* 20: 3663-3681.
- Gutiérrez-Contreras, M., M.B.N. Lara-Chávez, H. Guillén-Andrade y A.T. Chávez-Bárcenas. 2010. Agroecología de la franja aguacatera en Michoacán, México. *Interciencia* 35: 647-653.
- Haslem, A. y A.F. Bennett. 2008. Birds in agricultural mosaics: the influence of landscape pattern and countryside heterogeneity. *Ecological Applications* 18: 185-196.
- Hernández-Maya, C. 2010. Diversidad avifaunística en agroecosistemas dedicados al cultivo de aguacate en la región de Uruapan, Michoacán, México. Pages 1-46.
- Hernández-Maya, C. y J. Salgado-Ortiz. 2016. Diversidad avifaunística en agroecosistemas dedicados al cultivo de aguacate en la región de Uruapan, Michoacán, México. Pages 133-140 in A. Ramírez-Bautista y R. Pineda-López, editors. *Fauna Nativa en Ambientes Antropizados*. CONACYT-UAQ, Queretaro, México.

- Hillebrand, H., D.M. Bennett y M.W. Cadotte. 2008. Consequences of dominance: A review of evenness effects on local and regional ecosystem processes *Ecology* 89: 1510-1520.
- Hutto, R.L., S.M. Pletschet y P. Hendricks. 1986. A Fixed-Radius Point Count Method for Nonbreeding and Breeding-Season Use. *The Auk* 103: 593-602.
- Jaeger, B. 2017. Computes R Squared for Mixed (Multilevel) Models "r2glmm".  
Paquete de R.
- Josefsson, J., A. Berg, M. Hiron y P. Tomas. 2017. Sensitivity of the farmland bird community to crop diversification in Sweden : does the CAP fit ? *Journal of Applied Ecology* 54: 518-526.
- Karp, D.S., C.D. Mendenhall, R.F. Sandí, N. Chaumont, P.R. Ehrlich, E.A. Hadly y G.C. Daily. 2013. Forest bolsters bird abundance, pest control and coffee yield. *Ecology Letters* 16: 1339-1347.
- Ke, A., M.D. Sibiya, C. Reynolds, R.A. McCleery, A. Monadjem y R.J. Fletcher. 2018. Landscape heterogeneity shapes taxonomic diversity of non-breeding birds across fragmented savanna landscapes. *Biodiversity and Conservation* 27: 2681-2698.
- Koh, L.P. 2008. Birds defend oil palms from herbivorous insects. *Ecological Applications* 18: 821-825.
- López-Muñoz, E.C. 2015. Uso espacial de la huertas de aguacate y rodales de bosque templado por la avifauna residente. Page 84.
- Luck, G.W., K. Hunt y A. Carter. 2015. The species and functional diversity of birds in almond orchards, apple orchards, vineyards and eucalypt woodlots. *Emu* 115.
- Marroquín-Páramo, J.A., I. Suazo-Ortuño, E. Mendoza, J. Alvarado-Díaz y H.H. Siliceo-Cantero. 2017. Diversidad de la herpetofauna en huertos de aguacate y hábitats conservados en Michoacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88: 234-240.
- Mas, A.T. y T.V. Dietsch. 2004. Linking Shade Coffee Certification To Biodiversity. *Ecological Applications* 14: 642-654.
- Matson, P.A., W.J. Parton, A.G. Power y M.J. Swift. 1997. Agricultural Intensification and Ecosystem Properties *Science* 277: 504-508.

- Melles, S., M. Glenn y K. Martin. 2003. Urban bird diversity and landscape complexity: Species-habitat associations along a multiscale habitat gradient. *Conservation Ecology*.
- Molles, M.C. 2005. *Ecology: Concepts and application 3era edición edición*. McGraw-Hill Higher Education.
- Mühlner, S., U. Kormann, M.H. Schmidt-Entling, F. Herzog y D. Bailey. 2010. Structural Versus Functional Habitat Connectivity Measures to Explain Bird Diversity in Fragmented Orchards. *Journal of Landscape Ecology* 3: 52-64.
- Myczko, Ł., Z.M. Rosin, P. Skórka, P. Wylegała, M. Tobolka, M. Fliszkiewicz, T. Mizera y P. Tryjanowski. 2013. Effects of management intensity and orchard features on bird communities in winter. *Ecological Research* 28: 503-512.
- Nájera, A. y J.A. Simonetti. 2010. Enhancing avifauna in commercial plantations. *Conservation Biology* 24: 319-324.
- Navarro-Sigüenza, A.G., M.F. Rebón-Gallardo, A. Gordillo-Martínez, A.T. Peterson, H. Berlanga-García y L.A. Sánchez-González. 2014. Biodiversidad de aves en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85: 476-495.
- Paritsis, J. y M.A. Aizen. 2008. Effects of exotic conifer plantations on the biodiversity of understory plants, epigeal beetles and birds in *Nothofagus dombeyi* forests. *Forest Ecology and Management* 255: 1575-1583.
- Peh, K.S.H., J.d. Jong, N.S. Sodhi, S.L.H. Lim y C.A.M. Yap. 2005. Lowland rainforest avifauna and human disturbance: persistence of primary forest birds in selectively logged forests and mixed-rural habitats of southern Peninsular Malaysia. *Biological Conservation* 123: 489-505.
- Power, E.F. y J.C. Stout. 2011. Organic dairy farming : impacts on insect – flower interaction networks and pollination. *Journal of Applied Ecology* 48: 561-569.
- Ralph, C.J., G.R. Geupel, P. Pyle, T.E. Martin, D.F. DeSante y B. Milá. 1996. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. 46.
- Salgado-Ortiz, J. 2000. Slash-and-burn disturbance and patterns of avian diversity at the Calakmul Biosphere Reserve, Campeche, México: The conservation implications of habitat mosaic. Page 126.
- Sans, F.X. 2007. La diversidad de los agroecosistemas. *Ecosistemas* 16: 44-49.

- Sarukhán, J., P. Koleff, J. Carabias, J. Soberón, R. Dirzo, J. Llorente-Bousquets, G. Halffter, R. González, I. March, A. Mohar, S. Anta y J.d.I. Maza. 2009. Capital natural de México. Síntesis: conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad. Page 100, México.
- Sekercioglu, C.H. 2012. Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *Journal of Ornithology* 153: 153-161.
- Sekercioglu, C.H. 2017. Analysis: The economic value of birds. *Living Birds Magazine*.
- Sheldon, F.H., A. Styring y P.A. Hosner. 2010. Bird species richness in a Bornean exotic tree plantation: A long-term perspective. *Biological Conservation* 143: 399-407.
- Smith, H.G., J. Dänhardt, Å. Lindström y M. Rundlöf. 2010. Consequences of organic farming and landscape heterogeneity for species richness and abundance of farmland birds. *Oecologia* 162: 1071-1079.
- Torres-Pérez-Coeto, J., I. Suazo-Ortuño y J. Alvarado-Díaz. 2018. Anfibios y reptiles de la zona norte del Parque Pico del Tancitaro y la zona de influencia de la erupción del Volcán Parícutín, Michoacán, México. *Ciencia Nicolaita* 74: 227-250.
- Tscharntke, T., Y. Clough, T.C. Wanger, L. Jackson, I. Motzke, I. Perfecto, J. Vandermeer y A. Whitbread. 2012a. Global food security , biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation* 151: 53-59.
- Tscharntke, T., A.M. Klein, A. Kruess, I. Steffan-Dewenter y C. Thies. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857-874.
- Tscharntke, T., J.M. Tylianakis, T.A. Rand, R.K. Didham, L. Fahrig, P. Batáry, J. Bengtsson, Y. Clough, T.O. Crist, C.F. Dormann, R.M. Ewers, J. Fründ, R.D. Holt, A. Holzschuh, A.M. Klein, D. Kleijn, C. Kremen, D.A. Landis, W. Laurance, D. Lindenmayer, C. Scherber, N. Sodhi, I. Steffan-Dewenter, C. Thies, W.H. van der Putten y C. Westphal. 2012b. Landscape moderation of

- biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews* 87: 661-685.
- Tuck, S.L., C. Winqvist, F. Mota, J. Ahnström, L.A. Turnbull y J. Bengtsson. 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: A hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 51: 746-755.
- Verea, C., O. Navas y A. Solórzano. 2011. La avifauna de un aguacatero del Norte de Venezuela. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas* 45: 35-54.
- Villaseñor-Gómez, J.F. y R.L. Hutto. 1995. The Importance of Agricultural Areas for the Conservation of Neotropical Migratory Landbirds in Western Mexico. *Maine Agricultural And Forest Experiment Station* 727: 59-76.
- Villaseñor-Gómez, L.E. 2005. Aves. Pages 101-103 in L.E. Villaseñor-Gómez, editor. *La biodiversidad en Michoacán: estudio de estado*. CONABIO, SUMA, UMSNH.
- Villaseñor-Gómez, L.E., F.R. Pineda-Huerta y J.F. Villaseñor-Gómez. 2013. Diversidad de aves en la subcuenca del río Cupatitzio, Michoacán, México. *Huitzil* 14: 117-131.
- Whelan, C.J., Ç.H. Şekercioğlu y D.G. Wenny. 2015. Why birds matter: from economic ornithology to ecosystem services. *Journal of Ornithology* 156: 227-238.
- Winqvist, C., J. Bengtsson, T. Aavik, F. Berendse, L.W. Clement, S. Eggers, C. Fischer, A. Flohre, F. Geiger, J. Liira, T. Pärt, C. Thies, T. Tschardtke, W.W. Weisser y R. Bommarco. 2011. Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. *Journal of Applied Ecology* 48: 570-579.
- Zuria, I. y J.E. Gates. 2013. Community composition, species richness, and abundance of birds in field margins of central Mexico: Local and landscape-scale effects. *Agroforestry Systems* 87: 377-393.

ANEXO I. Listado taxonómico de las especies de aves registradas en tres condiciones de paisajes dedicados al cultivo de aguacate, 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 con Berlanga-García et al. 2017. Huertos extensivos de aguacate (HA), huertos de aguacate con fragmentos de bosque (HA-FB) y huertos con presencia de grandes extensiones de bosque (HA-B).

Orden	Familia	Especie	Residencia	NOM-059	IUCN	Endemismo	HA	HA-FB	HA-B
Galliformes	Cracidae	<i>Ortalis poliocephala</i>	R		LC	EN			X
	Odontophoridae	<i>Dendrortyx macroura</i>	R	A	LC	EN			X
Columbiformes	Columbidae	<i>Columbina inca</i>	R		LC		X	X	X
		<i>Leptotila verreauxi</i>	R		LC			X	X
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Piaya cayana</i>	R		LC			X	
		<i>Crotophaga sulcirostris</i>	R		LC		X		
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	<i>Nictiphrynus mcleodii</i>	R		EN			X	
		<i>Antrusotomus arizonae</i>	R,MV		LC			X	
Apodiformes	Apodidae	<i>Streptoprocne semicollaris</i>	R	Pr	LC	EN	X	X	

	Trochilidae	<i>Lampornis clemenciae</i>	R		LC	SE	X		
		<i>Cyananthus latirostris</i>	R		LC	SE	X		
		<i>Amazilia beryllina</i>	R		LC		X	X	X
		<i>Hylocharis leucotis</i>	R		LC		X	X	X
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Butorides virescens</i>	R,MI		LC		X		
Cathartiformes	Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	R		LC			X	
		<i>Cathartes aura</i>	R		LC		X	X	X
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Accipiter striatus</i>	MI,R	Pr	LC			X	X
		<i>Accipiter cooperii</i>	MI,R	Pr	LC			X	
		<i>Buteo jamaicensis</i>	R, MI		LC		X	X	X
Strigiformes	Strigidae	<i>Megascops trichopsis</i>	R		LC			X	X
		<i>Bubo virginianus</i>	R		LC			X	X
		<i>Glaucidium gnoma</i>	R		LC			X	
		<i>Ciccaba virgata</i>	R		LC			X	
Trogoniformes	Trogonidae	<i>Trogon elegans</i>	R		LC			X	X

---

		<i>Trogon mexicanus</i>	R		LC		X	X
Piciformes	Picidae	<i>Melanerpes formivorus</i>	R		LC		X	X
		<i>Sphyrapicus varius</i>	MI		LC		X	
		<i>Dryobates scalaris</i>	R		LC		X	X
		<i>Dryobates villosus</i>	R		LC			X
		<i>Dryobates arizonae</i>	R		LC	CE		X
		<i>Colaptes auratus</i>	R, MI		LC			X
Falconiformes	Falconidae	<i>Falco sparverius</i>	R, MI		LC		X	X
Passeriformes	Furnariidae	<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	R		LC			X
		<i>Lepidocolaptes leucogaster</i>	R		LC	EN		X
	Tityridae	<i>Pachyramphus aglaiae</i>	R		LC			X
	Tyrannidae	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	R		LC		X	X
		<i>Tyrannus vociferans</i>	R,MI		LC	SE	X	X

---

	<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	R	LC		X	X	X
	<i>Contopus pertinax</i>	R	LC		X	X	X
	<i>Contopus sordidulus</i>	MV,T	LC			X	
	<i>Empidonax minimus</i>	MI	LC			X	
	<i>Empidonax hammondii</i>	MI	LC			X	
	<i>Empidonax wrightii</i>	MI	LC	SE	X		
	<i>Empidonax oberholseri</i>	MI	LC	SE	X	X	X
	<i>Empidonax occidentalis</i>	R, MI	LC	SE		X	X
	<i>Empidonax fulvifrons</i>	R, MI	LC		X	X	
	<i>Sayornis nigricans</i>	R,MI	LC		X		
	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	R, MI	LC		X	X	X
Vireonidae	<i>Vireolanius melitophrys</i>	R	LC	CE		X	
	<i>Vireo hypochryseus</i>	R	LC	EN	X	X	X

	<i>Vireo huttoni</i>	R	LC		X	X	
	<i>Vireo cassinii</i>	MI,MV,R	LC	SE	X	X	X
	<i>Vireo plumbeus</i>	MI,R,MV	LC		X		
	<i>Vireo gilvus</i>	MI,R	LC		X	X	X
Corvidae	<i>Aphelcoma ultramarina</i>	R	LC	EN	X	X	X
	<i>Corvus corax</i>	R	LC		X	X	X
Hirundinidae	<i>Hirundo rustica</i>	MV,MI,R,T	LC		X	X	X
Paridae	<i>Poecile sclateri</i>	R	LC	CE			X
	<i>Baeolophus wollweberi</i>	R	LC			X	
Aegithalidae	<i>Psaltriparus minimus</i>	R	LC		X	X	X
Sittidae	<i>Sitta carolinensis</i>	R	LC			X	X
Certhidae	<i>Certia americana</i>	R, MI	LC			X	X
Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	R,MI,T	LC		X	X	X
	<i>Thryomanes bewickii</i>	R	LC		X	X	X
	<i>Campylorhynchus gularis</i>	R	LC	EN	X	X	X

	<i>Pheugopedius felix</i>	R		LC	EN	X	X	X
Poliptilidae	<i>Poliptila caerulea</i>	MI,R		LC			X	X
Regulidae	<i>Regulus calendula</i>	MI		LC		X	X	X
Turdidae	<i>Sialia sialis</i>	MI,R		LC		X	X	X
	<i>Myadestes occidentalis</i>	R	Pr	LC		X	X	X
	<i>Catharus aurantiirostris</i>	R,MI		LC		X	X	X
	<i>Catharus occidentalis</i>	R		LC	EN		X	X
	<i>Turdus assimilis</i>	R		LC		X	X	X
	<i>Turdus rufopalliatus</i>	R		LC	EN	X	X	X
	<i>Turdus migratorius</i>	R,MI		LC		X	X	X
Mimidae	<i>Melanotis caerulescens</i>	R		LC	EN	X	X	X
	<i>Toxostoma curvirostre</i>	R		LC		X		
Ptiliogonatidae	<i>Ptiliogonys cinereus</i>	R		LC	CE	X	X	X

Peucedramidae	<i>Peucedramus teaniatus</i>	R	LC		X	X	
Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	R	LC	EXO	X	X	
Fringillidae	<i>Euphonia elegantissima</i>	R	LC				X
	<i>Haemorhous mexicanus</i>	R	LC		X	X	X
	<i>Loxia curvirostra</i>	R	LC			X	X
	<i>Spinus pinus</i>	R,MI	LC		X		
	<i>Spinus notatus</i>	R	LC				X
	<i>Spinus psaltria</i>	R	LC		X	X	X
Passerellidae	<i>Arremon virenticeps</i>	R	LC	EN			X
	<i>Atlapetes pileatus</i>	R	LC	EN	X	X	X
	<i>Pipilo maculatus</i>	R, MI	LC			X	X
	<i>Aimophila rufescens</i>	R	LC			X	
	<i>Melospiza kieneri</i>	R	LC	EN		X	
	<i>Melospiza fusca</i>	R	LC		X	X	X
	<i>Peucaea ruficauda</i>	R	LC		X		

	<i>Oriturus superciliosus</i>	R	LC	EN	X		X
	<i>Spizella passerina</i>	R,MI	LC		X	X	X
	<i>Passerculus sandwichensis</i>	R,MI	LC		X		
	<i>Melospiza lincolnii</i>	MI	LC		X	X	X
	<i>Junco phaeonotus</i>	R	LC	CE	X	X	X
Icteriidae	<i>Icteria virens</i>	MI,MV	LC		X		
Icteridae	<i>Icterus wagleri</i>	R	LC		X		
	<i>Icterus cucullatus</i>	MI,MV,R	LC	SE		X	
	<i>Icterus pustulatus</i>	R	LC			X	
	<i>Icterus bullockii</i>	MI,MV	LC		X	X	X
	<i>Icterus abeillei</i>	R, MI	LC	EN	X	X	
	<i>Icterus parisorum</i>	R,MV,MI	LC	SE		X	
	<i>Molothrus aeneus</i>	R,MV	LC		X	X	
	<i>Quiscalus mexicanus</i>	R	LC		X	X	
	<i>Parkesia novaboracensis</i>	MI	LC		X		
	<i>Mniotilta varia</i>	MI	LC			X	

<i>Oreothlypis superciliosa</i>	R		LC		X	X	
<i>Oreothlypis celata</i>	MI,R		LC		X	X	
<i>Oreothlypis ruficapilla</i>	MI		LC		X	X	X
<i>Oreothlypis virginiae</i>	MI		LC		X	X	
<i>Geothlypis tolmiei</i>	MI	A	LC		X	X	X
<i>Setophaga coronata</i>	MI,R		LC		X	X	X
<i>Setophaga gracie</i>	MI,MV		LC		X	X	X
<i>Setophaga nigrescens</i>	MI		LC	SE		X	
<i>Setophaga townsendi</i>	MI		LC		X	X	X
<i>Setophaga occidentalis</i>	MI		LC			X	
<i>Basileuterus rufifrons</i>	R		LC	CE	X	X	X
<i>Basileuterus belli</i>	R		LC			X	X
<i>Cardellina pusilla</i>	MI		LC		X	X	X
<i>Cardellina rubrifrons</i>	MI,MV		LC	SE			X

	<i>Myioborus pictus</i>	R	LC		X	X	X
	<i>Myioborus miniatus</i>	R	LC		X	X	X
Cardinalidae	<i>Piranga flava</i>	R	LC		X	X	X
	<i>Piranga rubra</i>	MI,MV	LC		X	X	X
	<i>Piranga ludoviciana</i>	MI	LC		X	X	
	<i>Piranga bidentata</i>	R	LC		X		X
	<i>Piranga erythrocephala</i>	R	LC	EN			X
	<i>Pheucticus melanocephalus</i>	R,MI,MV	LC	SE	X	X	X
	<i>Passerina versicolor</i>	R,MV	LC		X	X	X
Thraupidae	<i>Diglossa baritula</i>	R	LC				X
	<i>Volatinia jacarina</i>	R	LC		X		
	<i>Sporophila torqueola</i>	R	LC		X	X	

R, Residente; MI, Migratorios de invierno; MV, Migratorio de verano; T, Transitorias; A, Amenazada; Pr, sujeta a protección especial; LC, Preocupación menor; EN, en peligro de extinción; EN, Endémica; SE, Semi-endémica; CE; Cuasi-endémica.

## CAPÍTULO II

### ANÁLISIS DE LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE LAS COMUNIDADES DE AVES EN PLANTACIONES DE AGUACATE EN TRES CONDICIONES PAISAJÍSTICAS.

#### RESUMEN

Las aves realizan gran variedad servicios ecosistémicos, sin embargo, la conversión de hábitat a paisajes agrícolas simplificados, tiene consecuencias debido a la pérdida de rasgos funcionales ecológicos específicos y de servicios ecosistémicos. En Michoacán, el cultivo de aguacate ha ocasionado la pérdida de miles de hectáreas de bosque y de biodiversidad. Nuestro objetivo fue evaluar y comparar la diversidad funcional de aves en huertos de aguacate en diferentes condiciones de paisaje: huertos extensivos de aguacate(HA), huertos con fragmentos de bosque(HA-FB) y huertos de aguacate inmersos en grandes extensiones de bosque(HA-B); así como determinar el efecto del índice de cobertura de aguacate frente a bosque (A/B) y la proporción de otros usos de suelo (OUS) sobre la diversidad funcional. Realizamos puntos de conteo (N=112) en los tres paisajes y determinamos diversidad funcional(FD), riqueza funcional(Fric), equitatividad funcional(Feve), divergencia funcional(Fdiv), dispersión funcional(Fdis), y A/B y OUS. Mediante modelos lineales mixtos, analizamos el efecto de elementos del paisaje. La composición de rasgos funcionales utilizando escalamiento multidimensional no métrico y comparamos la proporción de especies por rasgos en las tres condiciones. Encontramos una tendencia a mayor FD y FRic en HA-FB y una menor Feve en HA, aunque no existieron diferencias significativas. Los mejores modelos mostraron que FD tiende a aumentar con OUS mientras Feve tiende a disminuir conforme aumenta A/B y OUS lo que sugiere que algunos rasgos particulares se vuelven más dominantes en sitios altamente modificados. La composición de rasgos funcionales no presentó cambios claros, pero hubo tendencia de un mayor número de especies granívoras en HA, así como la ausencia de especialistas de bosque y especies de gran tamaño. La planeación de agro-ecosistemas heterogéneos que mantengan vegetación nativa,

además de los sistemas agrícolas de interés, son una buena estrategia de conservación de especies y funciones en sitios dominados por aguacate.

**Palabras clave:** servicios ecosistémicos, heterogeneidad, rasgos funcionales, Michoacán, agro-ecosistemas.

## **ABSTRACT**

Birds play an important role in ecosystem function, providing invaluable ecosystem services. In Michoacán, the conversion of native forest to avocado orchards has caused the loss of thousands of hectares of native pine-oak forest and its biodiversity. Habitat conversion may have considerable functional consequences due to the loss of specific functional traits related to ecosystem services. The aim of this chapter was to describe and compare bird functional diversity at three conditions of avocado landscapes; extensive avocado orchards(HA), avocado orchards mixed with forest fragments(HA-FB) and avocado orchards surrounded by extensive forest remnants(HA-B). We conducted bird sampling at 25m-radius point counts(N=112) at each landscape and calculated functional diversity index(FD), functional richness(Fric), evenness(Feve), dispersion(Fdis), divergence(Fdiv) and compare these metrics among landscapes. We assessed the effect of the relationship of avocado/forest proportion(index A/B) and the proportion of other land uses(OUS) on all previous variables using mixed linear models. Additionally, we compared the proportion of species per functional trait and used non-metric multidimensional scaling to compare functional trait composition among landscapes. We found that FD and Fric were higher in HA-FB, while Feve was lower in HA in contrast to the other two landscapes, however, differences were not statistically different. The best models showed that higher FD was better explained by the increase in OUS, whereas Feve showed a negative relationship, decreasing with higher A/B and OUS. Bird functional traits were very similar among landscapes, however we found a greater proportion of granivore species in HA than in HA-FB and HA-B. Moreover large body size species and forest specialist were absent from HA. Our findings indicate that functional traits have changed among landscapes, with some traits becoming more dominant at extensive avocado orchards. We conclude that maintaining heterogeneous landscapes with forest fragments and other landscape elements would highly benefit conservation of species and ecosystem services in avocado landscapes.

**Key words:** ecosystem services, heterogeneity, functional traits, Michoacan, agro-ecosystems.

## INTRODUCCIÓN

La diversidad funcional 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 (Tilman 2001, Cordova-Tapia y Zambrano 2015). Ésta se define como el valor, rango, distribución y abundancia relativa de caracteres funcionales de los organismos que constituyen una comunidad (Tilman 2001, Pla *et al.* 2011), es decir, que mide el grado de diferenciación en los rasgos funcionales de las especies dentro de una comunidad (Tilman 2001, Petchey y Gaston 2002).

La diversidad funcional se basa en la medición de rasgos funcionales, entendidos estos como el conjunto de características morfológicas, fisiológicas y de comportamiento, las cuales están 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 otros pueden tener un menor impacto. De igual forma, algunos de los procesos ecosistémicos pueden ser más propensos a ser afectados por diferentes especies y grupos funcionales que otros (Tilman *et al.* 1997). Por lo tanto, la evaluación de los rasgos funcionales permite un mejor entendimiento de la contribución tanto individual como colectiva de la diversidad biológica a la provisión de los servicios ecosistémicos (Martínez-Salinas *et al.* 2016).

Las medidas comúnmente utilizadas para evaluar el impacto del cambio de uso de suelo y las actividades antropogénicas sobre la biodiversidad son las medidas basadas en riqueza de especies y abundancia (Cordova-Tapia y Zambrano 2015, Luck *et al.* 2015, Sayer *et al.* 2017). Si bien estas medidas proporcionan información base, en ocasiones pueden arrojar resultados poco claros cuando se relacionan con algunos servicios ecosistémicos (Cordova-Tapia y Zambrano 2015) y pueden no reflejar cambios importantes en una comunidad debido a que no consideran las similitudes ecológicas entre especies (Hidasi-Neto *et al.* 2012).

Algunos estudios han demostrado que la diversidad taxonómica y la diversidad funcional pueden responder de diferentes maneras a los cambios en el ambiente

(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). Otros estudios con plantas en zonas agrícolas ha reportado que los sitios con las mayores pérdidas de especies no muestran una pérdida equivalente en su diversidad funcional, lo cual puede indicar la pérdida de especies funcionalmente redundantes, mientras que otros sitios que presentan una menor pérdida de especies presentan pérdidas importantes en la diversidad funcional, sugiriendo la desaparición de especies funcionalmente únicas (Guerrero *et al.* 2014). En este sentido, la diversidad funcional proporciona información complementaria de las medidas clásicas para lograr un entendimiento más completo sobre los efectos de la pérdida de especies en el funcionamiento del ecosistema (Carmona *et al.* 2012, Lindenmayer *et al.* 2015).

La simplificación y homogeneización del paisaje debido al aumento en el tamaño y el número de los campos de cultivo, puede tener consecuencias funcionales en el ecosistema debido a la pérdida de especies con rasgos específicos para desempeñar ciertas funciones (Tschardt *et al.* 2005, Tinajero *et al.* 2017). Por ejemplo, en plantaciones de palma de aceite de Brasil se ha observado que los rasgos funcionales más afectados son aquellos relacionados con la dieta y los estratos de forrajeo, siendo las aves frugívoras, nectarívoras e insectívoras del sotobosque las más afectadas (Almeida *et al.* 2016). Así mismo se ha encontrado una reducción en la diversidad funcional de algunos grupos funcionales como los nectarívoros y los carnívoros/omnívoros en ambientes modificados en comparación con la vegetación nativa, sugiriendo la pérdida de servicios como la polinización y la eliminación de desperdicios en ambientes altamente modificados (Luck *et al.* 2013).

La heterogeneidad espacial juega un papel muy importante sobre la diversidad funcional y los servicios ecosistémicos en zonas agrícolas. Se ha demostrado que el porcentaje de áreas semi-naturales en viñedos aumenta la abundancia de aves insectívoras funcionales (aquellas especies que pudieran atacar insectos en sitios de interés) así como las tasas de depredación de lepidópteros (Barbaro *et al.* 2017). No

obstante, la tendencia actual es a la conversión de monocultivos, reduciendo la heterogeneidad ambiental y diversidad de recursos.

El cultivo de aguacate en Michoacán es uno de los más importantes económicamente, lo que ha ocasionado su expansión a costa de miles de hectáreas de bosque nativo y la simplificación del paisaje (Bravo-Espinoza *et al.* 2009, Morales-Manilla *et al.* 2012). Estudios previos en cultivos de aguacate han corroborado la disminución de la riqueza y los cambios en la composición de especies en plantaciones de aguacate comparadas con el bosque de pino-encino, así como en plantaciones de aguacate que mantienen fragmentos de bosque nativo a diferencia de los huertos extensivos (Gamiño-Molina 2010, López-Muñoz 2015, Hernández-Maya y Salgado-Ortiz 2016). Del mismo modo se encontró una disminución importante en la proporción de especies insectívoras y un aumento en la proporción de especies granívoras y omnívoras en los huertos extensivos con respecto al porcentaje encontrado en los huertos de aguacate que mantienen fragmentos de bosque (Hernández-Maya y Salgado-Ortiz 2016). Esto corrobora que la modificación del paisaje y la pérdida de vegetación nativa ocasionan una disminución en la riqueza y cambios importantes en la composición de aves, lo cual podría tener impacto en el funcionamiento del ecosistema y en los servicios que estas especies proveen a los agricultores.

Sin embargo, no existen trabajos que evalúen los cambios en la diversidad funcional de aves en huertos de aguacate en diferentes condiciones del paisaje. Por lo tanto, el objetivo de este capítulo es evaluar la diversidad funcional de aves en huertos de aguacate en tres condiciones de paisaje diferentes, utilizando ocho rasgos funcionales relacionados con la provisión de servicios ecosistémicos e historia de vida de las especies, así como determinar el efecto de elementos del paisaje sobre la diversidad funcional de aves en dichos paisajes dedicados al cultivo de aguacate.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### *Área de estudio*

Los sitios de estudio se encuentran en los municipios de Uruapan, Nuevo San Juan Pangaricutiro y Ziracuaretiro, dentro de la vertiente meridional del Eje Neovolcánico transversal entre los 1590 y 1980 msnm. La descripción del clima predominante, tipos de suelo, vegetación original y fauna, así como la delimitación de los puntos de muestreo se mencionan en la sección de materiales y métodos del primer capítulo.

### *Trabajo de campo*

Se realizaron censos de aves por medio de puntos de conteo de radio fijo (25m) a lo largo de transectos establecidos dentro de cada uno de los tres tipos de paisaje con una duración de cinco minutos y una distancia mínima entre puntos de 250 metros (Hutto *et al.* 1986, Ralph *et al.* 1996).

Los rasgos de historia de vida y de aprovechamiento de recursos son importantes para estudiar la relación entre la biodiversidad y la función del ecosistema debido a que tienen influencia en aspectos relacionados con la obtención y uso de los recursos en los ecosistemas (Luck *et al.* 2013, López-Ordóñez *et al.* 2015, Almeida *et al.* 2016). Por otro lado, el peso es considerado un rasgo animal importante relacionado con la contribución de varias especies a diferentes servicios ecosistémicos, ya que dependiendo de la masa es también el tamaño de las presas o de alimento que puede consumir (Luck *et al.* 2013).

Para cuantificar la diversidad funcional se describieron rasgos funcionales de historia de vida y de uso y aprovechamiento de recursos de las especies registradas en los puntos de conteo en los tres tipos de huertos (Cuadro 8). La descripción fue derivada a partir de las observaciones en campo y de la información disponible en la literatura especializada, guías de campo (Ehrlich *et al.* 1998, Sibley 2014, Gaviño de la Torre 2015) e información en línea de las páginas de National Audubon Society y The Cornell Lab of Ornithology.

Cuadro 8. Rasgos funcionales utilizados para caracterización de la diversidad funcional y categorías dentro de cada rasgo.

<b>Rasgo funcional</b>	<b>Categorías</b>
<b>Estacionalidad</b>	Migratorios, Residentes
<b>Peso/Tamaño</b>	Pequeño (3-11g), Chico (12-31g), Mediano (32-80g), Grande (81-250), Muy grande (251-800g)
<b>Especialización de hábitat</b>	Especialistas de bosque(ESB), Especialistas de áreas agrícolas o perturbadas(ESA), Generalistas de dos hábitats, de bosque a fragmentos de bosque(B-F), Generalista de dos hábitats, de fragmentos de bosque a aguacate(F-A), Generalistas de dos hábitats, de aguacate a fragmentos de bosque(A-F), Generalistas amplios(GEN)
<b>Comportamiento de forrajeo</b>	Solitarias, Parejas, Bandadas
<b>Dieta</b>	Insectívora, Granívora, Frugívora, Nectarívora, Carnívora, Omnívora
<b>Estrategia de forrajeo</b>	Esculcar, Revolotear, Rascar, Atrapar
<b>Estrato de forrajeo</b>	Aéreo, Dosel, Sotobosque, Suelo, Generalista
<b>Sustrato de forrajeo</b>	Aire, Corteza, Follaje, Flores, Suelo, Generalista

Asignamos cada especie registrada a una categoría dentro de cada rasgo funcional. Para la estacionalidad o residencia utilizamos las categorías de residentes y migratorias de acuerdo con Berlanga-García *et al.* 2017. Consideramos como especies residentes a todas aquellas especies que se encuentran a lo largo de todo el año en una misma región y que llevan a cabo todo su ciclo de vida en esa región; las como especies migratorias a aquellas que únicamente se encuentran en la región durante la temporada de invierno o verano según sea el caso de acuerdo con (Berlanga-García *et al.* 2017).

En el caso de la dieta, realizamos la clasificación con base en el alimento principal. Para la estrategia de forrajeo, consideramos cuatro categorías: esculcar (gleaners), revolotear (hover), atrapar (sally) y rascar (scratch) (Remsen y Robinson 1990, Adamik *et al.* 2003). Para aquellas especies en las que no fue posible determinar su principal dieta, estrato o sustrato de forrajeo o que pudieran ser clasificadas en más de una categoría, fueron asignadas en una categoría de generalistas. Para facilitar el análisis y la interpretación del peso, realizamos una clasificación propia de tamaño con base en el peso promedio para cada especie reportado en la literatura (Cuadro 8).

Utilizamos el índice de Levins (1968) para determinar las categorías de especialización de hábitat (Hutto 1992). Consideramos que una especie era especialista cuando el 90% de los individuos se encontraron en solo tipo de hábitat (valores de Levins de 1 a 1.22). En este caso si 90% de los individuos se encontraron en HA-B se consideraron como especialistas de bosque (ESB) y como especialistas de áreas agrícolas o abiertas a las especies que presentaron el 90% de sus individuos HA (ESA). Consideramos como generalistas de dos hábitats (valores de Levins de 1.23 a 2.41) a las especies que presentaron en 90% de sus individuos en dos hábitats. En este caso asignamos una dirección de uso del hábitat dependiendo de dónde fueron más abundantes: las especies generalistas de dos hábitats de bosque a huertos con fragmentos de bosque (B-F) son aquellas que se presentan más en bosques pero con presencia casi similar en plantaciones de aguacate con fragmentos de bosque, las generalistas de dos hábitats de fragmentos de bosque a áreas agrícolas son aquellas que se presentan tanto en zonas fragmentadas como agrícolas (F-A), las generalistas

de dos hábitats de zonas agrícolas (aguacate) a fragmentos son las que se presentan en ambos pero con mayor frecuencia en zonas agrícolas que en fragmentos e bosque (A-F). Por último, consideramos generalistas (valores de Levins de 2.42 a 3.0) amplios a aquellas especies que se encontraron en proporciones similares en los tres sitios. Las especies raras que presentaron un solo registro o aquellas cuya categoría asignada no resultaba congruente con el conocimiento existente de la especie se les asignó la categoría de acuerdo con la información que se obtuvo de la literatura.

### *Análisis de datos*

Para calcular la diversidad funcional, utilizamos el índice de diversidad funcional (FD) propuesto por Petchey y Gaston (2002). Este es la suma total de la longitud de las ramas en un dendograma funcional. Este índice permite eliminar algunos problemas relacionados con la asignación de especies a grupos funcionales de manera arbitraria (Petchey y Gaston 2002). Para obtener el índice, primero construimos una matriz con los rasgos funcionales seleccionados. Posteriormente esta matriz se convirtió a una matriz de distancias, utilizando la medida de similitud de Gower (1971). Esta medida es una de las más utilizadas cuando se tiene una matriz de rasgos funcionales tanto de naturaleza continua como categórica, debido a que su algoritmo utiliza distancia euclidiana para las variables continuas y similitud de Jaccard para las variables categóricas (Petchey y Gaston 2002, Pla *et al.* 2011, Almeida *et al.* 2016). Para realizar el dendograma se utilizará el método de agrupamiento por pares utilizando la media aritmética no ponderada (UPGMA, Unweighted Pair-Group clustering Method using Aritmethic averages) (Petchey y Gaston 2002, Pla *et al.* 2011). Finalmente se realizó la sumatoria de la longitud de las ramas de dendograma generado. Este índice fue calculado por medio del software *R* 3.5.0, con ayuda del paquete "*picante*" 1.7 (Kembel *et al.* 2010).

Sin embargo, la diversidad funcional no puede ser resumida en un solo índice, sino que se deben de estimar de manera independiente los diferentes componentes, debido a que proporciona mayor detalle examinar los mecanismos que relacionan la diversidad y el funcionamiento del ecosistema (Mason *et al.* 2013, Córdova-Tapia y

Zambrano 2015). Por lo cual, se calcularon cuatro índices multirasgo multidimensionales: riqueza funcional (Fric), equidad funcional (Feve), dispersión funcional (Fdis) y divergencia (Fdiv) (Martínez-Salinas *et al.* 2016). El índice Fric proporciona información sobre la cantidad de espacio funcional ocupado por las especies de una comunidad independientemente de sus abundancias, donde una baja riqueza funcional indica que los recursos potencialmente disponibles no están siendo explotados. El índice Feve indica la homogeneidad en la distribución de las abundancias de las especies de una comunidad en un espacio funcional. Una baja equitatividad (cercana a cero) implicaría que algunas partes del nicho funcional están siendo subutilizadas. El índice Fdiv es una medida de similitud funcional entre las especies dominantes de una comunidad. 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. El índice Fdis es la distancia promedio de cada especie de la comunidad al centroide en un espacio funcional (Pla *et al.* 2011, Córdova-Tapia y Zambrano 2015). Estos índices se calcularon con el programa *R*, utilizando el paquete “*FD*” 1.0-12 (Laliberté *et al.* 2015). Los índices Feve y Fdiv presentan valores que van de cero a uno, mientras que los valores de Fric y Fdis no presentan un límite superior.

Las especies que por cuya historia de vida pudieran no estar respondiendo a los cambios en el hábitat a la escala trabajada, sino a otros aspectos no contemplados en este trabajo o cuya respuesta se presente en escalas más grandes (ej. rapaces diurnas y nocturnas, zopilotes y aves de vuelo alto como vencejos, así como especies muy asociadas a cuerpos de agua), fueron excluidas de los análisis.

Para determinar el efecto de la condición de paisaje y de elementos particulares del paisaje sobre los diferentes índices de la diversidad funcional, construimos modelos lineales mixtos. Los índices Fdiv y Fdis fueron elevados al cubo y Feve a la quinta potencia para construir los modelos. Construimos un modelo utilizando el paisaje como factor fijo y otro con el índice de cobertura de aguacate frente a la cobertura de bosque (índice A/B) y la proporción de otros usos de suelo (OUS) como variables explicativas

y el transecto al que pertenece cada punto de conteo como factor aleatorio. La información sobre la caracterización de los elementos del paisaje, así como el cálculo de proporciones de aguacate, bosque y otros usos de suelo se presenta en la sección de materiales y métodos del primer capítulo.

Eliminamos los términos no significativos para simplificar cada modelo y utilizamos el Criterio de Información de Akaike (AIC, por sus siglas en inglés) para seleccionar el mejor modelo. Para estos modelos utilizamos el paquete “*nlme*” del programa *R* (Pinheiro *et al.* 2018). El coeficiente de determinación ( $R^2$ ) se calculó con ayuda de los paquetes “*r2glmm*” y “*MuMIn*” (Jaeger 2017, Bartoń 2018).

Realizamos un escalamiento multidimensional no métrico para evaluar de manera gráfica los cambios en la composición de rasgos funcionales de las tres comunidades, a partir de una matriz de rasgos x puntos generada mediante la multiplicación de la matriz de especies x rasgos y la de puntos x especies (Peco *et al.* 2005). Adicionalmente, realizamos modelos lineales generalizados para el número de individuos por gremio alimenticio ponderando el peso de las especies. Asimismo comparamos los porcentajes de especies presentes en cada categoría de los ocho rasgos funcionales utilizados en las tres condiciones de paisaje.

## RESULTADOS

Encontramos en promedio un mayor índice de diversidad funcional en los huertos de aguacate inmersos en una matriz fragmentada de bosque de pino-encino (HA-FB,  $1.85 \pm 0.64$ ) en comparación con los huertos inmersos entre extensiones grandes remanentes de bosque pino-encino (HA-B,  $1.55 \pm 0.59$ ) y huertos extensivos de aguacate (HA,  $1.55 \pm 0.76$ , fig. 10a). El mayor promedio de riqueza funcional se presentó también en HA-FB ( $0.55 \pm 0.28$ ), con el menor promedio para HA-B ( $0.33 \pm 0.24$ , fig. 10b). Para la equitatividad funcional el menor promedio se presentó en HA ( $0.82 \pm 0.01$ ), mientras que HA-FB y HA-B presentaron un promedio similar ( $0.88 \pm 0.06$  y  $0.88 \pm 0.08$ , fig. 10c). Por otro lado, el índice de dispersión funcional presentó un patrón distinto, observándose el promedio más alto en HA-B ( $0.78 \pm 0.01$ ) y el más bajo en HA ( $0.757 \pm 0.01$ ; fig. 10d), mientras que el promedio más alto de divergencia funcional se observó en HA-B ( $0.35 \pm 0.01$ ) y el menor en HA-FB ( $0.33 \pm 0.01$ ; fig. 10e). A pesar de las variaciones presentes en los varios índices de diversidad funcional entre paisajes, estas no fueron significativamente diferentes entre las condiciones de paisaje (Cuadro 9).

Cuadro 9. Modelo lineales mixtos del efecto del paisaje sobre la diversidad funcional (FD), riqueza funcional (Fric), equitatividad funcional (Feve), divergencia funcional (Fdiv) y dispersión funcional (Fdis). N, número de observaciones; *sd*, desviación estándar.

Variable respuesta	Variable explicativa			Efectos aleatorios
	PAISAJE			TRANSECTO
	N	F	P	<i>sd</i>
<b>FD</b>	109	0.66	0.54	0.64
<b>Fric</b>	98	3.09	0.10	0.23
<b>Feve<sup>α</sup></b>	98	3.73	0.07	0.20
<b>Fdiv<sup>β</sup></b>	111	0.97	0.41	0.02
<b>Fdis<sup>β</sup></b>	98	0.84	0.46	0.12

<sup>α</sup> Elevado a la 5ta potencia. <sup>β</sup> Elevados al cubo.

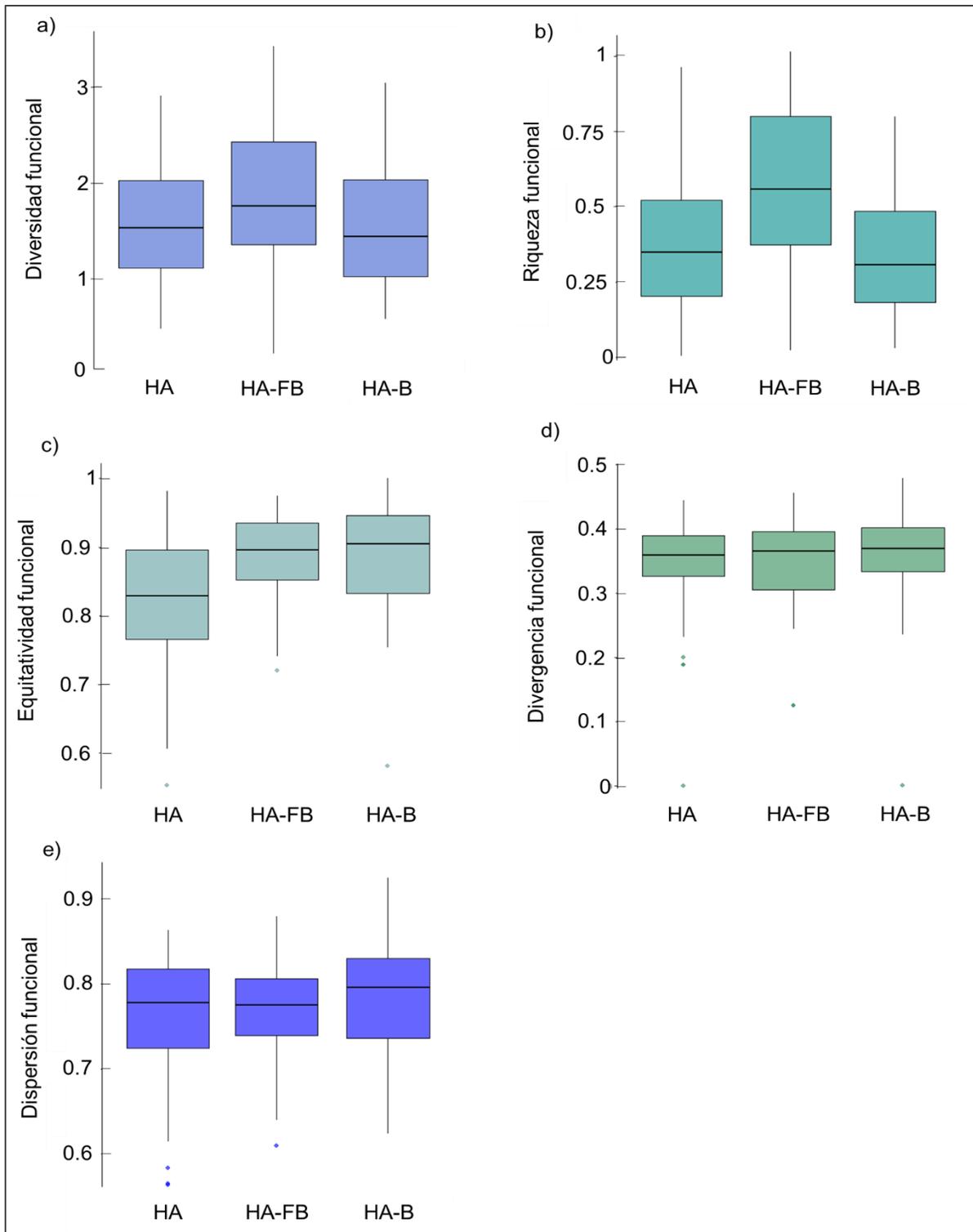


Figura 10. Índices de diversidad funcional en HA, HA-FB y HA-B: a) diversidad funcional, b) riqueza funcional, c) equitatividad funcional, d) divergencia funcional, e) dispersión funcional.

En cuanto a la relación entre los índices de diversidad funcional y elementos del paisaje, el mejor modelo mostró un efecto significativo del índice de porcentaje de otros usos de suelo sobre el índice de diversidad funcional (Cuadro 10), presentándose una tendencia de aumento de la diversidad funcional conforme aumenta la proporción de otros usos de suelo (Fig. 11).

Cuadro 10. Modelos lineales mixtos para la diversidad funcional y las variables de paisaje (N=109). El mejor modelo se destaca en negritas.

Modelo	AIC	Efectos fijos	Est.	ee	P	Efecto aleat. Trans.	sd
A/BxOUS	226.6	A/B <sup>α</sup> OUS A/B <sup>α</sup> xOUS	-0.017 0.87 0.863	0.119 0.564 0.641	0.153 0.126 0.181		0.631
A/B+OUS	226	A/B <sup>α</sup> OUS	-0.073 1.139	0.096 0.527	0.445 0.033*		0.634
<b>OUS</b>	<b>224.6</b>	<b>OUS</b>	<b>1.148</b>	<b>0.53</b>	<b>0.032*</b>		<b>0.638</b>
nulo	227.2	-	-	-	-		0.64

A/B, índice de cobertura de aguacate frente a bosque; OUS, proporción de otros usos de suelo; sd, desviación estándar; Est., efectos estimados; ee, error estándar; Trans., Transecto; Efecto aleat., efectos aleatorios; AIC, criterio de información de Akaike. <sup>α</sup>La variable fue transformada en log 10. \*Valores de P menores a 0.05.

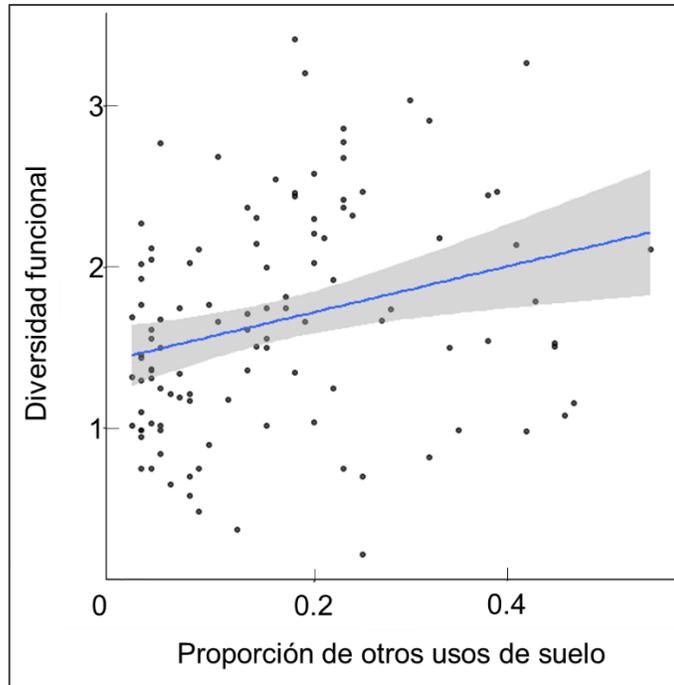


Figura 11. Relación de la diversidad funcional y la proporción de otros usos de suelo (OUS) ( $R^2=0.135$ ,  $P=0.032$ ).

Para el caso de la riqueza funcional, el mejor modelo mostró un efecto marginalmente significativo con relación a la proporción de otros usos de suelo (Cuadro 11).

Cuadro 11. Modelos lineales mixtos para la riqueza funcional y los elementos del paisaje (N=98). El mejor modelo se destaca en negritas.

<b>Modelo</b>	<b>AIC</b>	<b>Efectos fijos</b>	<b>Est.</b>	<b>ee</b>	<b>P</b>	<b>Efecto aleat. Trans.</b>	<b>sd</b>
A/BxOUS	15.7	A/B <sup>α</sup>	-0.009	0.051	0.853		0.235
		OUS	0.389	0.228	0.092		
		A/B <sup>α</sup> xOUS	0.075	0.252	0.765		
A/B+OUS	13.7	A/B <sup>α</sup>	-0.001	0.042	0.986		0.235
		OUS	0.413	0.211	0.054		
<b>OUS</b>	<b>11.7</b>	<b>OUS</b>	<b>0.401</b>	<b>0.21</b>	<b>0.059</b>		<b>0.235</b>
nulo	13.4	-	-	-	-		0.237

A/B, índice de cobertura de aguacate frente a bosque; OUS, proporción de otros usos de suelo; *sd*, desviación estándar; Est., efectos estimados; ee, error estándar; Trans., Transecto; Efecto aleat., efectos aleatorios; AIC, criterio de información de Akaike. <sup>α</sup>La variable fue transformada en log 10. \*Valores de *P* menores a 0.05.

El mejor modelo para la equitatividad funcional muestra un efecto negativo significativo con el índice A/B y con relación a la proporción de otros usos de suelo, de manera que la equitatividad disminuye a mayor índice de A/B y a mayor de otros usos de suelo (Cuadro 12; fig. 12).

Cuadro 12. Modelo lineal mixto para la equitatividad funcional y los elementos del paisaje (N=98). El mejor modelo se destaca en negritas.

Modelo	AIC	Efectos fijos	Est.	ee	P	Efecto aleat. Trans.	sd
A/BxOUS	-29.8	A/B <sup>α</sup>	-0.126	0.038	0.001*		0.189
		OUS	-0.517	0.176	0.004*		
		A/B <sup>α</sup> xOUS	0.214	0.201	0.29		
<b>A/B+OUS</b>	<b>-30.7</b>	<b>A/B<sup>α</sup></b>	<b>-0.111</b>	<b>0.034</b>	<b>1.7x10<sup>-3</sup>*</b>		<b>0.19</b>
		<b>OUS</b>	<b>-0.492</b>	<b>0.016</b>	<b>4.7x10<sup>-3</sup>*</b>		
A/B	-25.7	A/B	-0.085	0.027	0.002*		0.201
OUS	-22.1	OUS	-0.41	0.175	0.022*		0.197
nulo	-18.9	-	-	-	-		0.205

A/B, índice de cobertura de aguacate frente a bosque; OUS, proporción de otros usos de suelo; *sd*, desviación estándar; Est., efectos estimados; ee, error estándar; Trans., Transecto; Efecto aleat., efectos aleatorios; AIC, criterio de información de Akaike. <sup>α</sup>La variable fue transformada en log 10. \*Valores de *P* menores a 0.05.

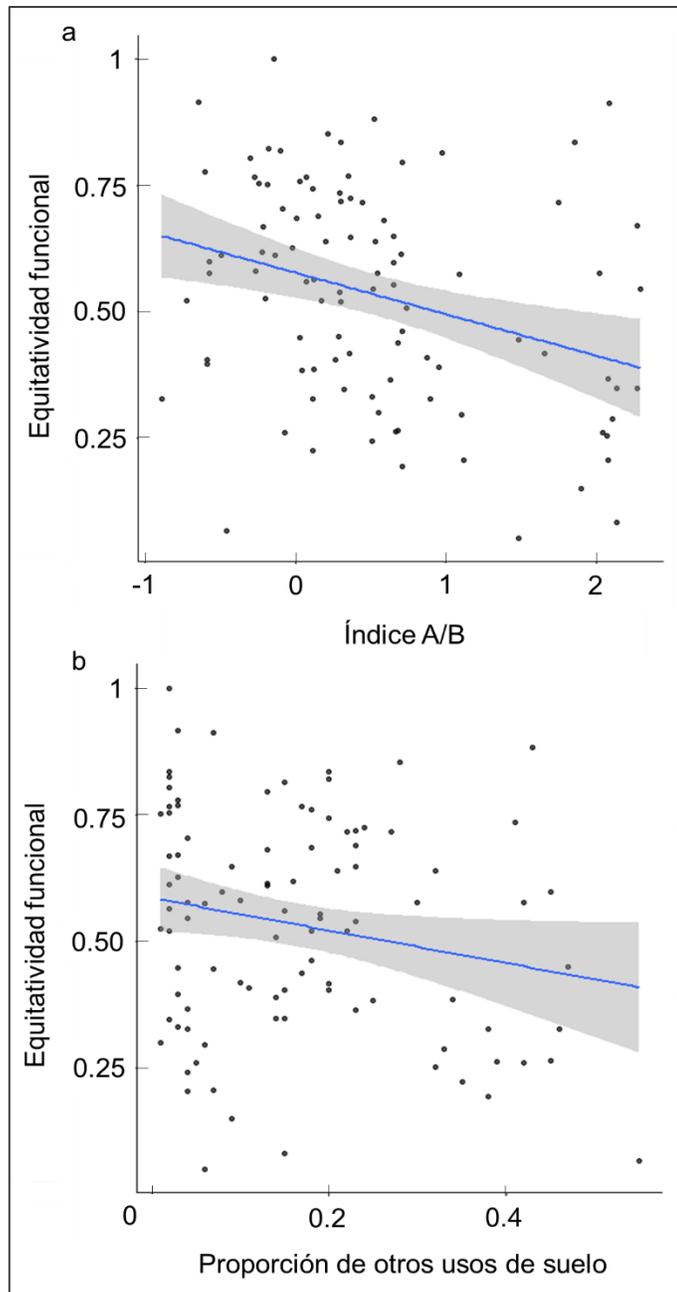


Figura 12. Relación del índice de la cobertura de aguacate frente a bosque (A/B) y la proporción de otros usos de suelo (OUS) con la equitatividad funcional (Feve), ( $R^2=0.12$ ,  $P=1.7 \times 10^{-3}$  y  $R^2=0.18$ ,  $P=4.7 \times 10^{-3}$ , respectivamente). El eje x se presenta en escala logarítmica. El índice A/B se encuentra transformada a logaritmo 10 y el índice Feve elevado a la 5ta potencia.

Para la dispersión funcional y la divergencia funcional, el mejor modelo fue el modelo nulo (Cuadro 13).

Cuadro 13. Valores del Criterio de Información Akaike (AIC) y Criterio de información Bayesiana (BIC, por sus siglas en ingles) de los modelos lineales mixtos para la divergencia y la dispersión funcional y los elementos del paisaje (N=98 y 111, respectivamente). El mejor modelo se destaca en negritas.

<b>Variable de respuesta</b>	<b>Modelos</b>	<b>AIC</b>	<b>BIC</b>
<b>Fdiv<sup>α</sup></b>	<b>nulo</b>	<b>-524.5</b>	<b>-516.4</b>
	~A/B <sup>β</sup> *OUS	-521.1	-504.9
	~A/B+OUS	-522.8	-509.33
	~A/B	-524.4	-513.6
	~OUS	-523.1	-512.2
<b>Fdis<sup>α</sup></b>	<b>nulo</b>	<b>-120.4</b>	<b>-112.6</b>
	~A/B*OUS	-116.7	-101.2
	~A/B+OUS	-118.6	-105.7
	~A/B	-119.1	-108.7
	~OUS	-120.1	-109.8

<sup>α</sup>Elevada al cubo. <sup>β</sup>Variable transformada al log10.

La composición de los rasgos funcionales de cada una de las tres comunidades fue muy similar entre paisajes, presentándose las comunidades mezcladas entre sí, sin un patrón definido (Fig.13).

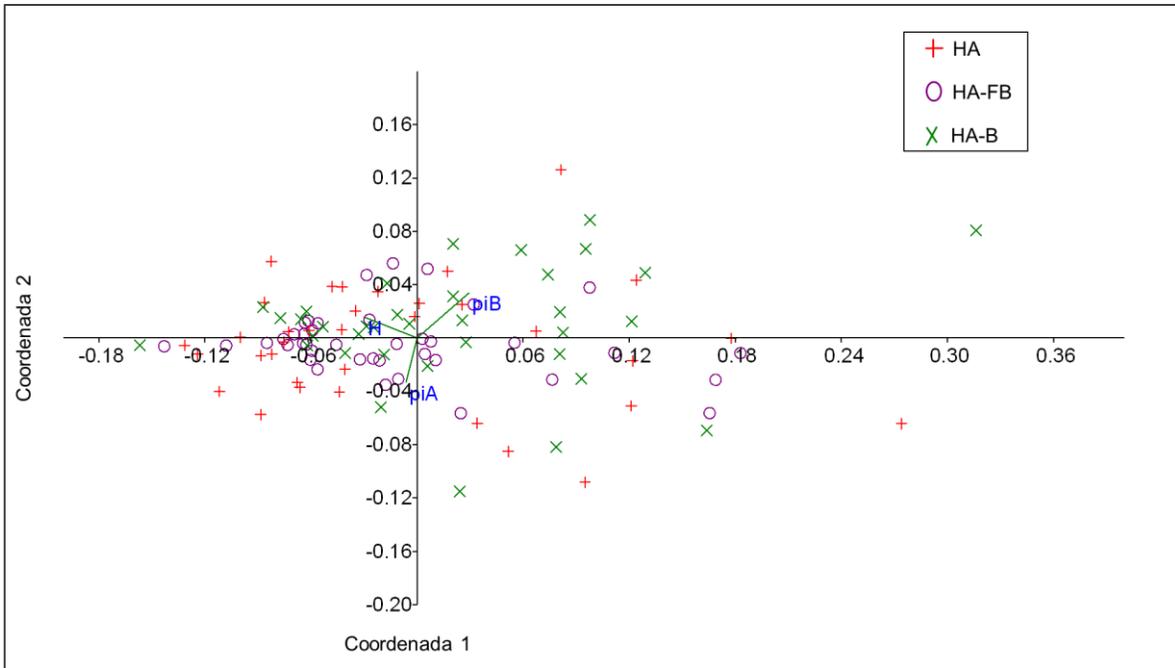


Figura 13. Escalamiento multidimensional no métrico para los rasgos funcionales de las comunidades de aves de los tres paisajes, donde se presenta la relación de los puntos con la proporción de aguacate ( $\pi A$ ), de bosque ( $\pi B$ ) y la heterogeneidad ( $H$ ).

Encontramos un número de individuos de dieta insectívora significativamente mayor en los HA ( $F_{2, 479} = 23.44$ ,  $P < 0.01$ ) en comparación a los otros dos condiciones de paisaje, mientras que el número de individuos de dieta frugívora fue significativamente menor en HA-FB ( $F_{2, 74} = 4.88$ ,  $P < 0.05$ ).

Del total de especies registradas en las tres condiciones de paisaje, más del 70% corresponden a especies residentes y alrededor del 20% son migratorias. El mayor porcentaje de especies migratorias se encuentra en HA-FB, mientras que en HA-B hay mayor porcentaje de especies residentes (Fig. 14a).

Para el peso, en las tres condiciones de paisaje se observó un mayor porcentaje de especies chicas y pequeñas (alrededor del 70%), mientras que el menor porcentaje corresponde a las especies grandes y muy grandes (Fig. 14b). Sin embargo, cabe destacar que las especies muy grandes únicamente se registraron en HA-B (3%). El comportamiento social fue muy similar en las tres condiciones, aunque HA presentó

un mayor porcentaje de especies gregarias (39%), mientras que el mayor porcentaje de especies solitarias se presentó en HA-B (56%; fig.14c).

Contrario a lo que esperábamos, encontramos que el mayor porcentaje de especies en las tres condiciones de paisaje fueron las generalistas de dos hábitats de bosques a fragmentos de bosque, aunque éstas se presentan en menor proporción en los HA (35%) en comparación con HA-B y HA-FB (42 y 54%). Por otro lado, no se encontraron especies especialistas de bosque en los HA, mientras que tampoco se encontraron especialistas de áreas agrícolas en HA-B (Fig. 14d).

En lo que se refiere a los tipos de dieta, en las tres condiciones de paisaje la dieta insectívora es la que se encuentra mejor representada (58% en HA, 68% en HA-B y 70% en HA-FB), encontrándose en menor porcentaje en HA (fig. 15a). La segunda dieta más abundante fue la granívora, siendo mayormente representada en HA (21%) en comparación con HA-FB y HA-B (14% y 10% respectivamente; fig.15a).

El estrato de forrajeo más utilizado en los tres paisajes fue el dosel, aunque el porcentaje de especies de dosel fue mayor en HA-FB y HA-B (50% y 49% respectivamente) en comparación con el porcentaje de HA (37%, fig. 15b). El segundo estrato más utilizado por las aves fue el sotobosque, siendo ligeramente mayor el porcentaje de especies que lo utilizaron en HA (28%). Por el contrario, el estrato menos utilizado fue el aéreo, el cual estuvo ausente en HA-B (fig.15b).

El sustrato de forrajeo más utilizado en todos los hábitats fue el follaje, seguido por el sustrato suelo, lo cuales presentaron porcentajes muy similares (Fig.15c). Por el contrario, el porcentaje de especies que se alimentan en la corteza fue menor en HA (4%) en comparación HA-FB y HA-B (7% y 10%, respectivamente). En cuanto a la estrategia de forrajeo, las especies esculcadoras fueron las que se observaron en mayor porcentaje en los tres tipos de paisajes, presentándose en mayor porcentaje en HA (76% en HA-B, 74% en HA-FB y 81% en HA; fig.15d).

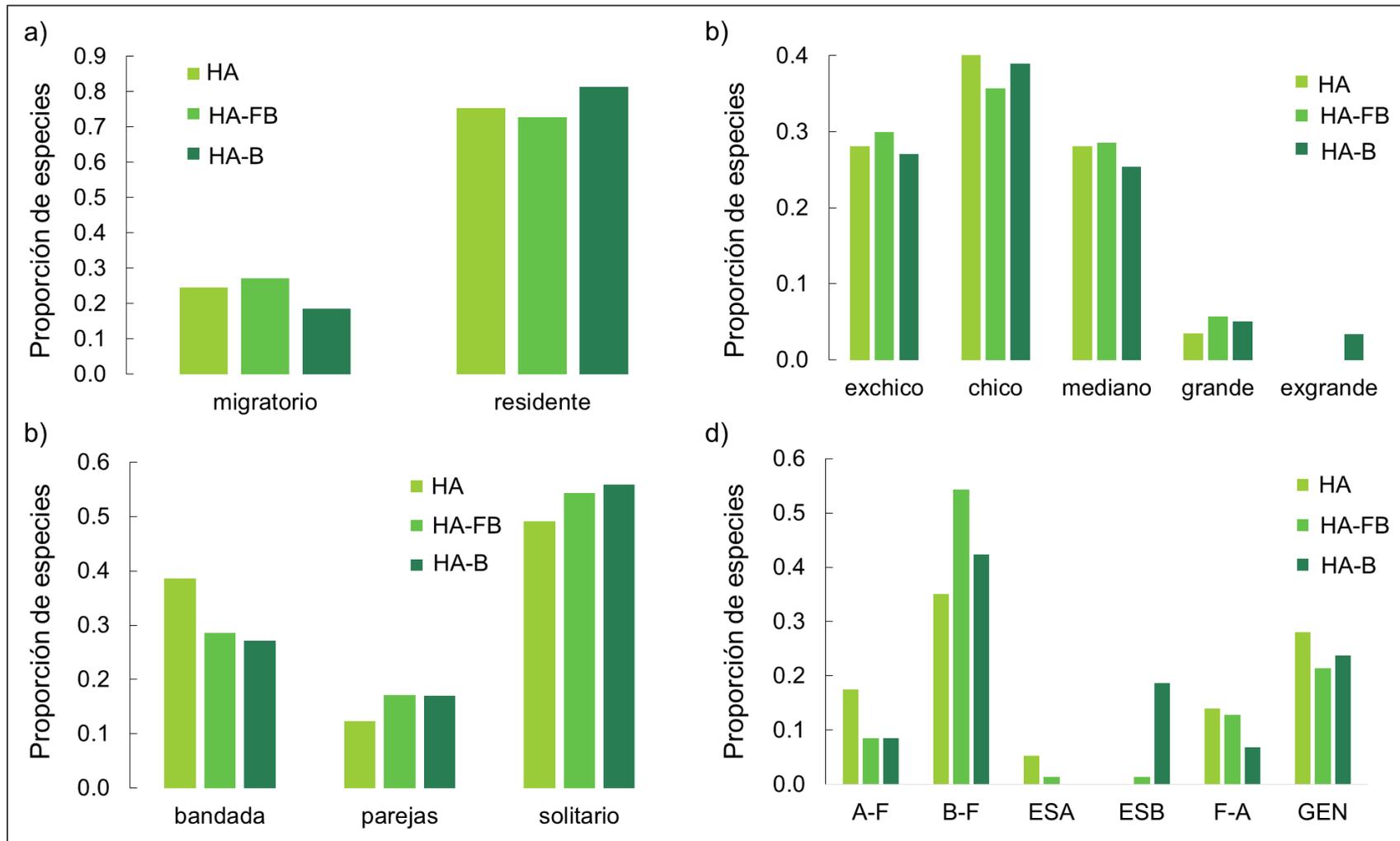


Figura 14. Rasgos funcionales de historia de vida presentes en HA, HA-FB y HA-B: a) Estacionalidad, b) Peso/Tamaño, c) comportamiento social y d) Especialistas de hábitat.

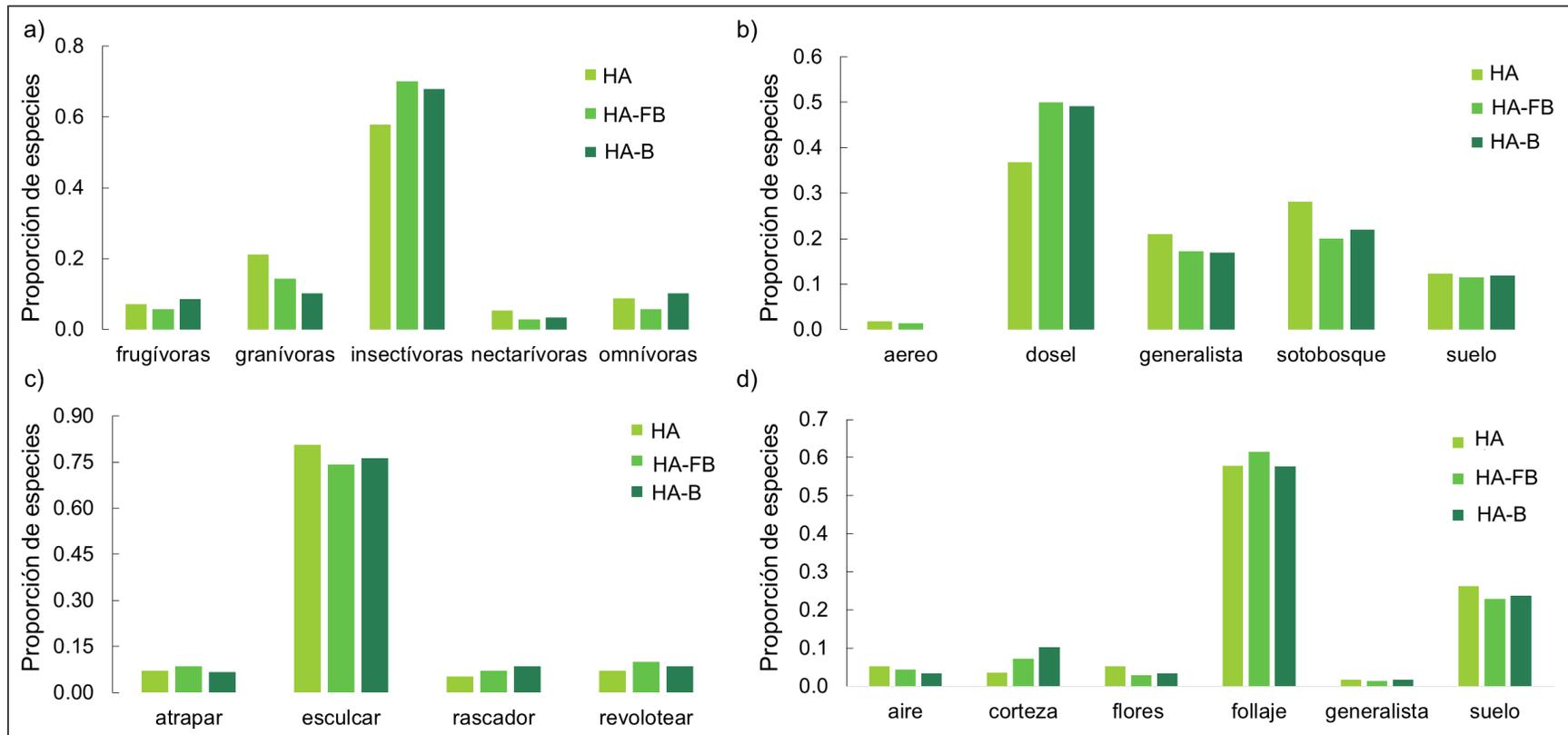


Figura 15. Rasgos funcionales de aprovechamiento de recursos presentes en HA, HA-FB y HA-B: a) dieta, b) estrato de forrajeo, c) estrategia de forrajeo y d) sustrato de forrajeo.

## DISCUSIÓN

La simplificación y homogenización del paisaje como resultado de la expansión e intensificación agrícola por lo general se asocia con un impacto negativo sobre la diversidad funcional de aves (Tscharrntke *et al.* 2005). Los resultados de nuestro estudio, sin embargo, no muestran un efecto claro de variación en la diversidad funcional de aves entre los tres paisajes dedicados al cultivo de aguacate. En general, no encontramos diferencias significativas en ninguno de los índices de diversidad funcional entre las tres condiciones de paisajes estudiados. La ausencia de variación significativa indica una alta similitud de los rasgos funcionales en las tres condiciones de paisaje, y sugiere que a pesar de las diferencias en la estructura del hábitat, la oferta de recursos disponibles para las aves, las tres condiciones sostienen gremios dentro de las diferentes categorías de rasgos funcionales indistintamente del grado de perturbación en los tres sitios derivado del cultivo de aguacate. Al haber una alta similitud de rasgos funcionales, puede explicarse la carencia de un patrón claro de variación entre comunidades. No obstante, el hecho de que encontráramos cambios en la composición y estructura de las comunidades de aves entre paisajes (ver Cap. 1) pero una alta similitud en los rasgos funcionales puede ser resultado de la colonización, e incremento en la abundancia de especies con rasgos funcionales similares afines a cada hábitat (Edwards *et al.* 2013) o incluso al reemplazo de especies con rasgos funcionales similares. En este caso un buen número de especies son generalistas en el uso de hábitat, y otras que aunque afines a un solo tipo de hábitat, tienen rasgos funcionales similares, por lo que reflejan una diversidad funcional similar entre paisajes, contrario a lo esperado como consecuencia de la simplificación del paisaje.

Por otra parte, los conteos por punto realizados dentro de cada condición de paisaje, mostraron una variación alta de los datos de riqueza y abundancia de especies, condición que es observada en el análisis de escalamiento multidimensional y que proponemos está relacionada a la gran variación en las características propias de hábitat a la escala de cada punto de conteo, aún dentro de un mismo transecto. Por ejemplo, en el hábitat más simplificado (HA), un punto de muestreo puede diferir del siguiente en elementos como presencia de otros árboles, cercos vivos o de piedra etc.,

todos ellos con una influencia sobre la presencia de diferentes especies y su variación en la abundancia, resultando en la posibilidad de mayor presencia de especies compartidas entre hábitats, y como tal reflejado un mayor traslape de rasgos funcionales entre paisajes. Otra explicación posible puede estar relacionada al esfuerzo de muestreo realizado, ya que como se indica en los resultados del capítulo 1, de acuerdo a las curvas de acumulación de especies y los estimadores de riqueza, no se alcanzó la asíntota en los tres paisajes, lo que sugiere la necesidad de mayor esfuerzo de muestreo para cada paisaje. Sostenemos, sin embargo, que, aunque se incluya mayor esfuerzo, no se predicen cambios sustanciales en los índices de diversidad funcional, a menos que las nuevas especies acumuladas presentaran rasgos distintivos únicos para cada paisaje que reflejaran así un cambio notable con respecto a los otros paisajes. Por otra parte, es importante destacar que no obstante, el hecho de que los índices no fueran diferentes entre las tres condiciones paisajísticas, no evidencia tampoco que los rasgos presentes en éstos sean iguales funcionalmente.

A pesar de no encontrar diferencias significativas en los índices de diversidad funcional entre paisajes, por otro lado si encontramos un efecto significativo de la proporción de cultivo de aguacate con respecto al bosque (A/B) sobre la diversidad funcional, con evidencia de un impacto negativo sobre la diversidad funcional con el aumento del cultivo de aguacate. La equitatividad funcional mostró una tendencia a disminuir conforme aumenta la proporción de aguacate y disminuye la proporción de bosque. Lo anterior sugiere que algunos rasgos funcionales tienden a ser más dominantes en sitios dominados por cultivo de aguacate, por ejemplo el incremento en especies granívoras o de hábitos gregarios. Un patrón similar se ha observado en otros trabajos, encontrando menor equitatividad funcional en cultivo de aceite de palma y pastizales en comparación con áreas de bosque y áreas con presencia de remanentes de bosque (Edwards *et al.* 2013, Prescott *et al.* 2016).

La disminución de la equitatividad funcional podría tener repercusiones importantes a nivel del funcionamiento del ecosistema y de los servicios ecosistémicos. Se ha mencionado que la equitatividad puede responder, en ocasiones, más rápido que la

riqueza de especies a los cambios ambientales (Hillebrand *et al.* 2008), generando alteraciones en las funciones del ecosistema (Crowder *et al.* 2010, Edwards *et al.* 2013). La dominancia en la distribución de especies determina la distribución de los rasgos de una comunidad o grupo funcional (Hillebrand *et al.* 2008). Por lo tanto, la equitatividad funcional puede ser una medida de gran significancia e influencia en las funciones del ecosistema ya que se encuentra relacionada con el uso eficiente de los recursos (Hillebrand *et al.* 2008, Córdova-Tapia y Zambrano 2015, Sitters *et al.* 2016). Por ejemplo, se ha encontrado que las tasas de depredación de lepidópteros por aves en viñedos franceses aumentan con la equitatividad funcional de aves insectívoras en paisajes heterogéneos (Barbaro *et al.* 2017).

Por otro lado, existe una tendencia de mayor diversidad funcional y riqueza funcional asociada a una mayor proporción de otros usos de suelo. Esto muestra la importancia que pueden tener otros tipos de uso de suelo para las aves en estos sitios y corrobora que la heterogeneidad juega un papel importante para la conservación de especies en estos ambientes, ya que proporciona una mayor cantidad de recursos a explotar así como nichos que ocupar, permitiendo una mayor riqueza y diversidad de rasgos funcionales (Tscharntke *et al.* 2005, Haslem y Bennett 2008).

El cultivo de aguacate en el estado se encuentra asociado a construcciones y asentamientos humanos debido principalmente a motivos de seguridad y manejo de las huertas, así como por motivo del reglamento de certificación. Otros tipos de usos de suelo están representados por jardines y otros pequeños cultivos presentes en las inmediaciones de los huertos, además de elementos como cercos vivos, de piedra, otros árboles frutales etc. Aunque la proporción de estos usos de suelo es muy pequeña comparada con la de aguacate o con la del bosque de pino-encino, es claro que pueden jugar un rol clave para explicar la presencia de muchas especies debido a que proveen otras fuentes de alimento o refugio, principalmente en los sitios donde existe una dominancia alta de aguacate.

Los valores bajos de divergencia funcional indican que los rasgos dominantes por punto de conteo son muy similares entre sí en las tres condiciones de paisaje, mientras que los valores relativamente altos de dispersión muestran que en general los rasgos

tienden a ser diferentes entre sí. Otros trabajos han encontrado que la dispersión funcional tiende a aumentar con la intensificación de uso de suelo (Luck *et al.* 2015, Prescott *et al.* 2016). En este trabajo la dispersión y divergencia funcional no se vieron afectadas por los elementos del paisaje considerados, sugiriendo que las especies de las tres comunidades tienen una utilización de recursos similar (Prescott *et al.* 2016). Es posible que otros factores como el manejo local pueda influir en estos índices (Ke *et al.* 2018).

El efecto negativo de la modificación y homogenización del paisaje sobre la diversidad funcional está directamente ligado a la pérdida de especies con rasgos funcionales específicos (Tschardt *et al.* 2005). Algunos autores reportan cambios importantes en la diversidad funcional de aves en áreas agrícolas comparadas con bosques nativos (Flynn *et al.* 2009, Luck *et al.* 2013, Almeida *et al.* 2016) sin embargo pocos trabajos comparan sitios agrícolas en diferentes componentes de paisaje (Luck *et al.* 2013, Tinajero *et al.* 2017).

En general, nuestros resultados muestran que los rasgos funcionales de las tres comunidades son similares entre sí. Esto podría sugerir que las funciones ecológicas se están manteniendo, aunque hay que reconocer que las condiciones paisajísticas se encuentran perturbadas y poseen altas proporciones de cultivo de aguacate y la similitud de rasgos funcionales podría ser resultado de condiciones y recursos disponibles similares. Por lo que es necesario realizar una comparación de diversidad funcional con un bosque de pino-encino maduro sin influencia de cultivo de aguacate para entender mejor los cambios en la diversidad funcional de aves provocados por el cultivo de aguacate.

Sin embargo, la alta similitud en los rasgos funcionales seleccionados para este trabajo no significa que las comunidades sean iguales ni mucho menos que sean funcionalmente iguales. Existen algunas diferencias en los rasgos que pueden destacarse. Por ejemplo, el porcentaje de especies especialistas de bosque fue considerablemente mayor en los huertos aledaños a grandes remanentes de bosque, lo que nos habla en gran medida de la importancia de estos remanentes para la conservación de estas especies (Almeida *et al.* 2016, Prescott *et al.* 2016). Asimismo,

encontramos ausencia de especies de gran tamaño en huertos extensivos y con fragmentos de bosque, y la asociación de estas especies con el bosque muestra el impacto negativo que tiene el cultivo de aguacate sobre algunas de ellas, tal es el caso de *Dendrotyx macroura*, especie endémica amenazada, la cual requiere de grandes extensiones de bosque (Chavez-León 2010), cuya pérdida tendría un tanto impacto taxonómico y funcional sobre el ecosistema. Lo anterior coincide con lo reportado acerca de la influencia del tamaño sobre la persistencia de las especies en sitios perturbados (Flynn *et al.* 2009, Sekercioglu 2012, Tinajero *et al.* 2017). Flynn *et al.* (2009) encontraron que las especies grandes (>163gr) son las que son más probables en desaparecer de las áreas agrícolas. Las implicaciones de la pérdida de estas especies podrían verse en sentido de la cantidad de alimento que pueden ingerir sobre todo en las especies controladoras de plagas (Luck *et al.* 2013). Por ejemplo, algunas especies de gran tamaño como algunos carpinteros (como *Colaptes auratus*) y tecolotes tienen un rol importante como controladoras de plagas, consumiendo grandes cantidades de insectos o mamíferos que dañan a los cultivos (Sekercioglu 2006, Sekercioglu 2017). Estas especies estuvieron ausentes en los huertos extensivos de aguacate, lo cual confirma su alta vulnerabilidad y sensibilidad al disturbio (Sekercioglu 2006, Flynn *et al.* 2009).

Otro rasgo funcional relacionado con la tolerancia a la perturbación es la dieta (Almeida *et al.* 2016, Tinajero *et al.* 2017). Encontramos un aumento de las especies granívoras en huertos extensivos, sugiriendo que estas especies se ven favorecidas por las áreas abiertas agrícolas (Almeida *et al.* 2016). En este caso particular, aunque el mayor porcentaje de especies en las tres condiciones de paisaje corresponde a especies principalmente insectívoras, se encontró, sin embargo, una reducción considerable (12%) en el número de insectívoras en los huertos extensivos con respecto a los huertos donde hay fragmentos y remanentes de bosque. Esta tendencia ha sido reportada tanto en huertos de aguacate como en otros sistemas alrededor del mundo como plantaciones de café de sombra, plantaciones de cacao, plantaciones de aceite de palma y viñedos (Nájera y Simonetti 2010, Sekercioglu 2012, Almeida *et al.* 2016, Barbaro *et al.* 2017).

La disminución de especies insectívoras ha sido planteada como una preocupación en muchos sistemas y principalmente en sistemas productivos ya que estas especies realizan control de plagas (Sekercioglu 2006, Sekercioglu 2017). Algunos trabajos no sólo han demostrado los beneficios económicos del control de plagas realizado por aves, evitando pérdidas económicas de hasta \$310 USD/ha/año en el caso del café y hasta \$370 USD/ha/año para el cacao, sino también que la presencia de elementos de bosque cercano, el paisaje circundante e incluso la mayor heterogeneidad permiten mejores resultados en este servicio (Karp *et al.* 2013, Classen *et al.* 2014, Barbaro *et al.* 2017). No obstante, no sabemos el impacto que la reducción de especies insectívoras pudiera tener en el control de plagas en el cultivo de aguacate y sería necesario evaluar esto para tener mayor certeza de las implicaciones funcionales.

Así mismo, encontramos una menor proporción de especies que forrajean en la corteza en los huertos extensivos que en los otros dos tipos de paisaje. Otros estudios en plantaciones de palma de aceite han encontrado que las especies que forrajean en la corteza no persisten en este tipo de hábitats debido a la pérdida de árboles nativos y la consecuente ausencia de insectos de la corteza (Edwards *et al.* 2013).

Por otro lado, aunque la proporción de especies insectívoras fue menor en huertos extensivos, sus abundancias para algunos casos son más grandes en esta condición de paisaje. Por ejemplo se observó un mayor número de individuos de la familia Parulidae, constituida principalmente por especies migratorias insectívoras de las cuales algunas especies se ven favorecidas por las condiciones y recursos que proveen estos hábitats modificados, mientras que otras tienen a disminuir (Edwards *et al.* 2013) De igual modo, la presencia de especies migratorias fue mayor en los sitios con mayor proporción de aguacate y otros usos de suelo. Las especies migratorias son capaces de utilizar de manera extensiva hábitats con niveles intermedios de disturbio debido a que sus requerimientos son mucho menos estrictos durante la temporada invernal y aprovechan los sitios de alimentación disponibles durante dichas épocas (Villaseñor-Gómez y Hutto 1995, Sekercioglu 2012). Esto además resalta la importancia de estos elementos del paisaje para proporcionar refugio y alimento durante esta temporada.

Sin embargo, es necesario enfatizar que la mayoría de los miembros de la familia Parulidae se encuentran solamente durante la temporada de invierno, lo cual abre la interrogante sobre lo que sucede durante la temporada de reproducción cuando estas especies están ausentes por regresar a sus sitios de reproducción en el norte. La alta similitud funcional de las tres comunidades en este trabajo podría también deberse a la temporalidad ya que consideramos a toda la comunidad, incluyendo a las especies migratorias, las cuales pueden encontrarse indistintamente en los tres paisajes y que son bastante abundantes en el sitio, siendo en su mayoría insectívoras esculcadoras del dosel y de tamaño chico (Sekercioglu 2012). Lo anterior podría explicar la alta similitud en parte la alta similitud en rasgos funcionales. Por lo tanto, es importante realizar una evaluación de la diversidad funcional de las comunidades de verano, utilizando además rasgos funcionales relacionados mayormente con aspectos reproductivos, debido a que durante esa etapa los requerimientos nutricionales y de otros recursos es mucho más estrictos (Newton 1998), para entender el impacto que el aumento en el cultivo de aguacate tiene sobre las aves reproductoras en dichos paisajes, por ejemplo con las especies que anidan en cavidades, en el suelo, etc.

La diversidad funcional es entonces una herramienta útil que puede proporcionar información adicional a las medidas tradicionales para un mejor entendimiento de los cambios en las comunidades biológicas como resultado de los cambios ambientales, así como para entender procesos ecosistémicos (Hidasi-Neto *et al.* 2012, Mason *et al.* 2013). En los últimos años ha aumentado el número de investigaciones que hablan sobre diversidad funcional, sin que exista un consenso o forma única de cómo medirla (Petchey y Gaston 2006, Cassanoves *et al.* 2011, Peco *et al.* 2012). Aunado a esto, puede resultar compleja de medir e interpretar debido a la gran diversidad de rasgos que pueden ser utilizados y la poca información y conocimiento que se tiene sobre la biología e historia de vida de algunos grupos y especies (Petchey y Gaston 2006, Luck *et al.* 2012, López-Ordóñez *et al.* 2015). Uno de los retos más grandes es sin duda la selección correcta de los rasgos funcionales (Petchey y Gaston 2006, Luck *et al.* 2012, Salgado-Negret y Paz 2015). El uso de rasgos de respuesta (se relacionan directamente con la respuesta de los organismos a cambios ambientales) y de efecto (que determinan el efecto que tienen los organismos sobre el funcionamiento del

ecosistema) puede arrojar mayor información sobre los cambios en las comunidades y su efecto en los procesos ecosistémicos (Luck *et al.* 2012, Luck *et al.* 2013). Por lo que la incorporación de otros rasgos de historia de vida como el tamaño de puesta o el sustrato de anidación en el análisis podría ser útil para entender el efecto que tiene el cultivo de aguacate sobre la diversidad funcional de aves.

Nuestros resultados muestran que no existieron grandes diferencias en la diversidad funcional de aves entre los tres tipos de paisaje, sugiriendo que no hay un cambio significativo en las funciones del sistema. Sin embargo, sí fue posible observar que los sitios dominados por cultivo de aguacate son los que presentan mayor vulnerabilidad a perder funciones ecosistémicas debido a la pérdida de especies con rasgos específicos y la gran dominancia de otras. Por lo tanto, es de gran importancia que en paisajes antropizados como los agroecosistemas, se considere un manejo del paisaje integrando la mayor heterogeneidad ambiental posible. La retención de parches remanentes de bosque en los alrededores de cultivos es primordial para fines de conservación, no solamente de diversidad biológica, sino también de las funciones del sistema.

## **CONCLUSIONES**

La condición del paisaje no afectó significativamente a los índices de diversidad funcional, aunque esto no significa que la diversidad funcional sea exactamente igual en los tres tipos de paisaje. La alta similitud en los rasgos funcionales de los tres tipos de paisaje sugiere la pérdida de especies redundantes o incluso el reemplazo de especies asociadas al bosque por otras más tolerantes al disturbio con los mismos rasgos.

Conforme aumenta la proporción de cultivo de aguacate, la equitatividad funcional tiende a disminuir, mientras que la diversidad funcional tiende a aumentar con la proporción de otros usos de suelo, sugiriendo que todos los elementos del paisaje juegan un papel importante en la conservación de la biodiversidad en paisajes dedicados al cultivo de aguacate.

## LITERATURA CITADA

- Adamik, P., M. Kornan y J. Vojtek. 2003. The effect of habitat structure on guild patterns and the foraging strategies of insectivorous birds in forests. *Biologia* 58: 275-286.
- Almeida, S.M., L.C. Silva, M.R. Cardoso, P.V. Cerqueira, L. Juen y M.P.D. Santos. 2016. The effects of oil palm plantations on the functional diversity of Amazonian birds. *Journal of Tropical Ecology* 32: 510-525.
- Barbaro, L., A. Rusch, E.W. Muiruri, B. Gravellier, D. Thiery, B. Castagneyrol y C. Banks-Leite. 2017. Avian pest control in vineyards is driven by interactions between bird functional diversity and landscape heterogeneity. *Journal of Applied Ecology* 54: 500-508.
- Bartoń, K. 2018. Multi-Model Inference "MuMIn". Paquete de R.
- Berlanga-García, H., H. Gómez de Silva, V.M. Vargas-Canales, V. Rodríguez-Contreras, L.A. Sánchez-González, R. Ortega-Álvarez y R. Calderón-Parra. 2017. Aves de México: Lista actualizada de especies y nombres comunes. CONABIO, Ciudad de México.
- Bravo-Espinoza, M., J. Sánchez-Pérez, J.A. Vidales-Fernandez, J.T. Sáenz-Reyes, J.G. Chávez-León, S. Madrigal-Huendo, H.J. Muñoz-Flores, L.M. Tapia-Vargas, G. Orozco-Gutiérrez, J.J. Alcántar-Rocillo, I. Vidales-Fernández y E. Venegas-González. 2009. Impactos ambientales y socioeconómicos del cambio de uso del suelo forestal a huertos de aguacate en Michoacán. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Centro de Investigación Regional Pacífico Centro: 77.
- Carmona, C.P., F.M. Azcárate, F. de Bello, H.S. Ollero, J. Lepš y B. Peco. 2012. Taxonomical and functional diversity turnover in Mediterranean grasslands: Interactions between grazing, habitat type and rainfall. *Journal of Applied Ecology* 49: 1084-1093.
- Cassanoves, F., L. Pla, J. Di Riezo y S. Díaz. 2011. FDiversity: a software package for the integrated analysis of functional diversity *Methods in Ecology and Evolution* 2: 233-237.

- Classen, A., M.K. Peters, S.W. Ferger, M. Helbig-Bonitz, J.M. Schmack, G. Maassen, M. Schleuning, E.K.V. Kalko, K. Bohning-Gaese y I. Steffan-Dewenter. 2014. Complementary ecosystem services provided by pest predators and pollinators increase quantity and quality of coffee yields. *Proceedings of the Royal Society of Biological Sciences* 281: 20133148.
- Cordova-Tapia, F. y L. Zambrano. 2015. La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Ecosistemas* 24: 78-87.
- Córdova-Tapia, F. y L. Zambrano. 2015. La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Ecosistemas* 24: 78-87.
- Correa-Pérez, G.E. 2003. Atlas geográfico del estado de Michoacán . 2da edición. Editora y Distribuidora EDDISA S.A. de C.V., México.
- Crowder, D.W., T.D. Northfield, M.R. Strand y W.E. Snyder. 2010. Organic agriculture promotes evenness and natural pest control. *466*: 109-113.
- Chavez-León, G. 2010. Long-tailed Wood-Partridge (*Dendrortyx macroura*). *in* T.S. Schulenberg, editor. *Neotropical Birds Online*, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Chavez-León, G. y S. Zaragoza-Rivera. 2009. Riqueza de mamíferos del Parque Nacional Barranca del Cupatitzio, Michoacán, México. . *Revista Mexicana de Biodiversidad* 80: 95-104.
- Edwards, F.A., D.P. Edwards, K.C. Hamer y R.G. Davies. 2013. Impacts of logging and conversion of rainforest to oil palm on the functional diversity of birds in Sundaland. *Ibis* 155: 313-326.
- Ehrlich, P.R., D.S. Dobkin y D. Wheye. 1998. *The Birder's Handbook. A field guide to the natural history of North American birds.* . Fireside, Simon y Schuster.
- Flynn, D.F.B., M. Gogol-Prokurat, T. Nogeire, N. Molinari, B.T. Richers, B.B. Lin, N. Simpson, M.M. Mayfield y F. DeClerck. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12: 22-33.
- Gallardo-Tellez, E.G. 2018. Variación del ensamble de mamíferos medianos y grandes en la estación biológica "Vasco de Quiroga" en Uruapan, Michoacán, México. UMSNH, Morelia, Michoacán.

- Gamiño-Molina, K.Y. 2010. Diversidad y abundancia de especies de aves en el predio "La Alberca", Uruapan, Michoacán, México. Page 172.
- Gaviño de la Torre, G. 2015. Aves de Morelos. Estudio general, guía de campo y recopilación biológica. . CONABIO.
- Guerrero, I., C.P. Carmona, M.B. Morales, J.J. Oñate y B. Peco. 2014. Non-linear responses of functional diversity and redundancy to agricultural intensification at the field scale in Mediterranean arable plant communities. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 195: 36-43.
- Gutiérrez-Contreras, M., M.B.N. Lara-Chávez, H. Guillén-Andrade y A.T. Chávez-Bárcenas. 2010. Agroecología de la franja aguacatera en Michoacán, México. *Interciencia* 35: 647-653.
- Haslem, A. y A.F. Bennett. 2008. Birds in agricultural mosaics: the influence of landscape pattern and countryside heterogeneity. *Ecological Applications* 18: 185-196.
- Hernández-Maya, C. 2010. Diversidad avifaunística en agroecosistemas dedicados al cultivo de aguacate en la región de Uruapan, Michoacán, México. Pages 1-46.
- Hernández-Maya, C. y J. Salgado-Ortiz. 2016. Diversidad avifaunística en agroecosistemas dedicados al cultivo de aguacate en la región de Uruapan, Michoacán, México. Pages 133-140 in A. Ramírez-Bautista y R. Pineda-López, editors. *Fauna Nativa en Ambientes Antropizados*. CONACYT-UAQ, Queretaro, México.
- Hidasi-Neto, J., J. Barlow y M.V. Cianciaruso. 2012. Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: The role of forest structure. *Animal Conservation* 15: 407-415.
- Hillebrand, H., D.M. Bennett y M.W. Cadotte. 2008. Consequences of dominance: A review of evenness effects on local and regional ecosystem processes *Ecology* 89: 1510-1520.
- Hutto, R.L. 1992. Habitat distributions of migratory landbirds species in western Mexico. Pages 221-239 in J.M.H.y.D.W. Johnston, editor. *Ecology and conservation of neotropical migrants landbirds* Smithsonian Institution Press, Washington D.C. .

- Hutto, R.L., S.M. Pletshet y P. Hendricks. 1986. A Fixed-Radius Point Count Method for Nonbreeding and Breeding-Season Use. *The Auk* 103: 593-602.
- Jaeger, B. 2017. Computes R Squared for Mixed (Multilevel) Models "r2glmm". Paquete de R.
- Karp, D.S., C.D. Mendenhall, R.F. Sandí, N. Chaumont, P.R. Ehrlich, E.A. Hadly y G.C. Daily. 2013. Forest bolsters bird abundance, pest control and coffee yield. *Ecology Letters* 16: 1339-1347.
- Ke, A., M.D. Sibiya, C. Reynolds, R.A. McCleery, A. Monadjem y R.J. Fletcher. 2018. Landscape heterogeneity shapes taxonomic diversity of non-breeding birds across fragmented savanna landscapes. *Biodiversity and Conservation* 27: 2681-2698.
- Kembel, S.W., P.D. Cowan, M.R. Helmus, W.R. Cornwell, H. Morlon, D.D. Ackerly, S.P. Blomerg y C.O. Webb. 2010. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics* 26: 1463-1464.
- Laliberté, E., P. Legendre y B. Shipley. 2015. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology.
- Lindenmayer, D., W. Blanchard, P. Tennant, P. Barton, K. Ikin, A. Mortelliti, S. Okada, M. Crane y D. Michael. 2015. Richness is not all: how changes in avian functional diversity reflect major landscape modification caused by pine plantations. *Diversity and Distributions* 21: 836-847.
- López-Muñoz, E.C. 2015. Uso espacial de la huertas de aguacate y rodales de bosque templado por la avifauna residente. Page 84.
- López-Ordóñez, J.P., F.G. Stiles y J.L. Parra-Vergara. 2015. Protocolo para la medición de rasgos funcionales en aves. Pages 80-125 *in* B. Salgado-Negret, editor. *La Ecología funcional como aproximación de estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt., Bogotá, Colombia.
- Luck, G.W., A. Carter y L. Smallbone. 2013. Changes in Bird Functional Diversity across Multiple Land Uses: Interpretations of Functional Redundancy Depend on Functional Group Identity. *PLoS ONE* 8.

- Luck, G.W., K. Hunt y A. Carter. 2015. The species and functional diversity of birds in almond orchards, apple orchards, vineyards and eucalypt woodlots. *Emu* 115.
- Luck, G.W., S. Lavorel, S. McIntyre y K. Lumb. 2012. Improving the application of vertebrate trait-based frameworks to the study of ecosystem services. *Journal of Animal Ecology* 81: 1065-1076.
- Marroquín-Páramo, J.A., I. Suazo-Ortuño, E. Mendoza, J. Alvarado-Díaz y H.H. Siliceo-Cantero. 2017. Diversidad de la herpetofauna en huertos de aguacate y hábitats conservados en Michoacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88: 234-240.
- Martínez-Salinas, A., F. DeClerck, K. Vierling, L. Vierling, L. Legal, S. Vílchez-Mendoza y J. Avelino. 2016. Bird functional diversity supports pest control services in a Costa Rican coffee farm. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 235: 277-288.
- Mason, N.W.H., F. Bello, D. Mouillot, S. Pavoine y S. Dray. 2013. A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *Journal of Vegetation Science* 74: 794-806.
- Morales-Manilla, L.M., G. Cuevas-García y M. Onchi-Ramuco. 2012. Inventario 2011 y evaluación del impacto ambiental forestal del cultivo del aguacate en el estado de Michoacán. Informe Ejecutivo. Page 10, Morelia.
- Nájera, A. y J.A. Simonetti. 2010. Enhancing avifauna in commercial plantations. *Conservation Biology* 24: 319-324.
- Newton, I. 1998. Population limitation in birds. 593.
- Peco, B., C.P. Carmona, I. De Pablos y F.M. Azcárate. 2012. The effect of grassing abandonment on functional and taxonomical diversity in Mediterranean grasslands *Agriculture, Ecosystems & Environment* 152: 27-32.
- Peco, B., I. de Pablos, J. Traba y C. Levassor. 2005. The effect of grassing abandonment on species composition and functional traits: the case of dehesa grasslands. *Basic and Applied Ecology* 6: 175-183.
- Petchey, O.L. y K.J. Gaston. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* 5: 402-411.

- Petchey, O.L. y K.J. Gaston. 2006. Functional diversity: Back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9: 741-758.
- Pinheiro, J., D. Bates, S. Debroy, D. Sakar y R. TeamCore. 2018. nlme: Linear and Non-linear Mixed Effect Models.
- Pla, L., F. Casanoves y J. Di Riezo. 2011. Cuantificación de la diversidad funcional. Pages 33-44 *in* F. Cassanoves, L. Pla y J. Di Riezo, editors. Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos. Centro Agrónomo Tropical de Investigación y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica.
- Prescott, G.W., J.J. Gilroy, T. Haugaasen, C.A. Medina-Uribe, W.A. Foster y D.P. Edwards. 2016. Reducing the impacts of Neotropical oil palm development on functional diversity. *Biodiversity and Conservation* 197: 139-145.
- Ralph, C.J., G.R. Geupel, P. Pyle, T.E. Martin, D.F. DeSante y B. Milá. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. 46.
- Remsen, J. y S. Robinson. 1990. A classification scheme for foraging behavior of birds in terrestrial habitats. *Studies in Avian Biology*: 144-160.
- Salgado-Negret, B. y H. Paz. 2015. Escalando de los rasgos funcionales a procesos poblacionales, comunitarios y exosistémicos. Pages 12-35 *in* B. Salgado-Negret, editor. La ecología funcional cómo aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones. . Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. , Bogotá, Colombia.
- Sayer, C.A., J.M. Bullock y P.A. Martin. 2017. Dynamics of avian species and functional diversity in secondary tropical forests. *Biological Conservation* 211: 1-9.
- Sekercioglu, C.H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 464-471.
- Sekercioglu, C.H. 2012. Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *Journal of Ornithology* 153: 153-161.
- Sekercioglu, C.H. 2017. Analysis: The economic value of birds. *Living Birds Magazine*.
- Sibley, D.A. 2014. *The Sibley Guide to birds*. 2da. edición. Alfred A. Knopf, New York.

- Sitters, H., A. York, M. Swan, F. Christie y J.D. Stefano. 2016. Opposing responses of bird functional diversity to vegetation structural diversity in wet and dry forest. *PLoS ONE* 11: 1-18.
- Tilman, D. 2001. Functional Diversity. *Encyclopedia of Biodiversity* 3: 109-120.
- Tilman, D., J. Knops, D. Wedin, P. Reich, M. Ritchie y E. Siemann. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277: 1300-1302.
- Tinajero, R., F. Barragán y L. Chapa-Vargas. 2017. Raptor functional diversity in Scrubland-Agricultural Landscapes of Northern-Central-Mexican Drylands Environments. *Tropical Conservation Science* 10: 1-18.
- Torres-Pérez-Coeto, J., I. Suazo-Ortuño y J. Alvarado-Díaz. 2018. Anfibios y reptiles de la zona norte del Parque Pico del Tancitaro y la zona de influencia de la erupción del Volcán Parícutín, Michoacán, México. *Ciencia Nicolaita* 74: 227-250.
- Tscharntke, T., A.M. Klein, A. Kruess, I. Steffan-Dewenter y C. Thies. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857-874.
- Villaseñor-Gómez, J.F. y R.L. Hutto. 1995. The Importance of Agricultural Areas for the Conservation of Neotropical Migratory Landbirds in Western Mexico. *Maine Agricultural And Forest Experiment Station* 727: 59-76.
- Villaseñor-Gómez, L.E., F.R. Pineda-Huerta y J.F. Villaseñor-Gómez. 2013. Diversidad de aves en la subcuenca del río Cupatitzio, Michoacán, México. *Huitzil* 14: 117-131.
- Winqvist, C., J. Bengtsson, T. Aavik, F. Berendse, L.W. Clement, S. Eggers, C. Fischer, A. Flohre, F. Geiger, J. Liira, T. Pärt, C. Thies, T. Tscharntke, W.W. Weisser y R. Bommarco. 2011. Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. *Journal of Applied Ecology* 48: 570-579.

ANEXO II. Información de dieta, estacionalidad, tamaño, estrato de forrajeo, estrategia de forrajeo, sustrato de forrajeo y comportamiento de forrajeo y especialización de hábitat utilizados para cada especie en los análisis de diversidad funcional, de acuerdo con Ehrlich *et al.* (1998), Sibley (2014), Gaviño de la Torre (2015) e información en línea de las páginas de National Audubon Society y The Cornell Lab of Ornithology.

<b>Especie</b>	<b>Dieta</b>	<b>Estacionalidad</b>	<b>Tamaño</b>	<b>Estrato de forrajeo</b>	<b>Estrategia de forrajeo</b>	<b>Sustrato de forrajeo</b>	<b>Comportamiento de forrajeo</b>	<b>Especialización de hábitat</b>
<i>Ortalis poliocephala</i>	Frugívora	R	MG	Generalista	Esculcar	Follaje	Bandada	B-F
<i>Dendrotyx macroura</i>	Granívora	R	MG	Suelo	Rascador	Suelo	Solitario	ESB
<i>Columbina inca</i>	Granívora	R	M	Suelo	Esculcar	Suelo	Parejas	A-F
<i>Leptotila verreauxi</i>	Granívora	R	G	Suelo	Esculcar	Suelo	Solitario	B-F
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	Insectívora	R	M	Sotobosque	Esculcar	Suelo	Bandada	F-A
<i>Cynanthus latirostris</i>	Nectarívora	R	P	Generalista	Revolotear	Flores	Solitario	F-A
<i>Amazilia beryllina</i>	Nectarívora	R	P	Generalista	Revolotear	Flores	Solitario	GEN
<i>Hylocharis leucotis</i>	Nectarívora	R	P	Generalista	Revolotear	Flores	Solitario	B-F
<i>Trogon elegans</i>	Omnívora	R	M	Dosel	Revolotear	Follaje	Solitario	ESB
<i>Trogon mexicanus</i>	Omnívora	R	M	Dosel	Revolotear	Follaje	Solitario	ESB
<i>Melanerpes formicivorus</i>	Omnívora	R	M	Dosel	Esculcar	Corteza	Bandada	B-F
<i>Dryobates scalaris</i>	Insectívora	R	CH	Dosel	Esculcar	Corteza	Solitario	F-A
<i>Dryobates villosus</i>	Insectívora	R	M	Dosel	Esculcar	Corteza	Solitario	B-F
<i>Colaptes auratus</i>	Insectívora	R	G	Sotobosque	Esculcar	Corteza	Solitario	ESB
<i>Lepidocolaptes leucogaster</i>	Insectívora	R	M	Dosel	Esculcar	Corteza	Solitario	B-F
<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	Insectívora	R	P	Dosel	Atrapar	Aire	Solitario	B-F

<i>Contopus pertinax</i>	Insectívora	R	CH	Dosel	Atrapar	Aire	Solitario	B-F
<i>Empidonax minimus</i>	Insectívora	MI	P	Sotobosque	Revolotear	Follaje	Solitario	F-A
<i>Empidonax hammondi</i>	Insectívora	MI	P	Sotobosque	Revolotear	Follaje	Solitario	B-F
<i>Empidonax oberholseri</i>	Insectívora	MI	P	Dosel	Revolotear	Follaje	Solitario	B-F
<i>Empidonax occidentalis</i>	Insectívora	R	CH	Dosel	Revolotear	Follaje	Solitario	B-F
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	Insectívora	R	CH	Generalista	Atrapar	Suelo	Solitario	A-F
<i>Myarchus tuberculifer</i>	Insectívora	R	CH	Dosel	Esculcar	Follaje	Solitario	B-F
<i>Tyrannus vociferans</i>	Insectívora	R	M	Dosel	Atrapar	Aire	Parejas	A-F
<i>Pachyrhamphus aglaiae</i>	Insectívora	R	CH	Dosel	Revolotear	Follaje	Parejas	B-F
<i>Vireolanius melitophrys</i>	Insectívora	R	M	Dosel	Esculcar	Follaje	Solitario	B-F
<i>Vireo hypochryseus</i>	Insectívora	R	CH	Dosel	Esculcar	Follaje	Solitario	B-F
<i>Vireo huttoni</i>	Insectívora	R	CH	Dosel	Esculcar	Follaje	Solitario	ESB
<i>Vireo cassinii</i>	Insectívora	MI	CH	Dosel	Esculcar	Follaje	Solitario	GEN
<i>Vireo plumbeus</i>	Insectívora	MI	CH	Dosel	Esculcar	Follaje	Solitario	B-F
<i>Vireo gilvus</i>	Insectívora	R	CH	Dosel	Esculcar	Follaje	Bandada	B-F
<i>Aphelcoma ultramarina</i>	Omnívora	R	G	Generalista	Esculcar	Generalista	Bandada	B-F
<i>Hirundo rustica</i>	Insectívora	R	CH	Aéreo	Atrapar	Aire	Bandada	A-F
<i>Poecile sclateri</i>	Insectívora	R	CH	Dosel	Esculcar	Follaje	Bandada	ESB
<i>Baeolophus wollweberi</i>	Insectívora	R	P	Dosel	Esculcar	Follaje	Bandada	B-F
<i>Psaltriparus minimus</i>	Insectívora	R	P	Dosel	Esculcar	Follaje	Bandada	GEN
<i>Sitta carolinensis</i>	Insectívora	R	CH	Dosel	Esculcar	Corteza	Solitario	ESB
<i>Certia americana</i>	Insectívora	R	P	Dosel	Esculcar	Corteza	Solitario	ESB
<i>Troglodytes aedon</i>	Insectívora	MI	CH	Sotobosque	Esculcar	Suelo	Parejas	GEN
<i>Thryomanes bewickii</i>	Insectívora	R	P	Sotobosque	Esculcar	Follaje	Solitario	F-A
<i>Campylorhynchus gularis</i>	Insectívora	R	CH	Generalista	Esculcar	Follaje	Bandada	B-F
<i>Pheugopedius felix</i>	Insectívora	R	CH	Sotobosque	Esculcar	Follaje	Solitario	B-F
<i>Polioptila caerulea</i>	Insectívora	MI	P	Dosel	Esculcar	Follaje	Solitario	B-F
<i>Regulus calendula</i>	Insectívora	MI	P	Dosel	Esculcar	Follaje	Bandada	B-F

<i>Sialia sialis</i>	Insectívora	R	M	Sotobosque	Atrapar	Suelo	Parejas	A-F
<i>Myadestes occidentalis</i>	Frugívora	R	M	Dosel	Esculcar	Follaje	Solitario	B-F
<i>Catharus aurantiirostris</i>	Insectívora	R	G	Sotobosque	Esculcar	Suelo	Solitario	GEN
<i>Catharus occidentalis</i>	Insectívora	R	CH	Sotobosque	Esculcar	Suelo	Solitario	B-F
<i>Turdus assimilis</i>	Frugívora	R	M	Generalista	Esculcar	Follaje	Bandada	GEN
<i>Turdus migratorius</i>	Omnívora	MI	M	Suelo	Esculcar	Suelo	Bandada	GEN
<i>Melanotis caerulescens</i>	Frugívora	R	M	Sotobosque	Esculcar	Follaje	Solitario	GEN
<i>Toxostoma curvirostre</i>	Omnívora	R	M	Sotobosque	Esculcar	Follaje	Solitario	F-A
<i>Ptiliogonys cinereus</i>	Frugívora	R	CH	Dosel	Esculcar	Follaje	Bandada	GEN
<i>Peucedramus teaniatus</i>	Insectívora	R	CH	Dosel	Esculcar	Follaje	Parejas	B-F
<i>Passer domesticus</i>	Omnívora	R	CH	Generalista	Esculcar	Suelo	Bandada	ESA
<i>Euphonia elegantissima</i>	Frugívora	R	CH	Dosel	Esculcar	Follaje	Parejas	F-A
<i>Haemorhous mexicanus</i>	Granívora	R	CH	Generalista	Esculcar	Suelo	Bandada	GEN
<i>Loxia curvirostra</i>	Granívora	R	M	Dosel	Esculcar	Follaje	Bandada	B-F
<i>Spinus pinus</i>	Insectívora	R	CH	Dosel	Esculcar	Follaje	Bandada	B-F
<i>Spinus psaltria</i>	Granívora	R	P	Sotobosque	Esculcar	Follaje	Bandada	A-F
<i>Atlapetes pileatus</i>	Insectívora	R	CH	Sotobosque	Rascador	Suelo	Solitario	B-F
<i>Pipilo maculatus</i>	Insectívora	R	M	Suelo	Rascador	Suelo	Solitario	ESB
<i>Aimophila rufescens</i>	Granívora	R	M	Suelo	Esculcar	Suelo	Solitario	F-A
<i>Melospiza kieneri</i>	Granívora	R	M	Suelo	Rascador	Suelo	Parejas	B-F
<i>Melospiza fusca</i>	Insectívora	R	M	Suelo	Rascador	Suelo	Solitario	F-A
<i>Oriturus superciliosus</i>	Granívora	R	M	Suelo	Esculcar	Suelo	Bandada	A-F
<i>Spizella passerina</i>	Granívora	R	CH	Suelo	Esculcar	Suelo	Bandada	A-F
<i>Passerculus sandwichensis</i>	Granívora	R	CH	Suelo	Esculcar	Follaje	Bandada	A-F
<i>Junco phaeonotus</i>	Granívora	R	CH	Suelo	Rascador	Suelo	Bandada	F-A
<i>Melospiza lincolni</i>	Granívora	MI	CH	Sotobosque	Esculcar	Suelo	Solitario	GEN
<i>Icteria virens</i>	Insectívora	MI	CH	Sotobosque	Esculcar	Follaje	Solitario	F-A
<i>Icterus wagleri</i>	Insectívora	R	M	Dosel	Esculcar	Follaje	Bandada	B-F

<i>Icterus cucullatus</i>	Insectívora	R	CH	Dosel	Esculcar	Follaje	Parejas	F-A
<i>Icterus pustulatus</i>	Insectívora	R	M	Dosel	Esculcar	Follaje	Parejas	F-A
<i>Icterus bullockii</i>	Insectívora	R	M	Dosel	Esculcar	Follaje	Bandada	B-F
<i>Icterus abeillei</i>	Insectívora	R	M	Dosel	Esculcar	Follaje	Bandada	B-F
<i>Icterus parisorum</i>	Insectívora	R	M	Dosel	Esculcar	Follaje	Parejas	F-A
<i>Quiscalus mexicanus</i>	Omnívora	R	G	Generalista	Esculcar	Suelo	Bandada	ESA
<i>Mniotilta varia</i>	Insectívora	MI	P	Dosel	Esculcar	Corteza	Solitario	B-F
<i>Oreothlypis superciliosa</i>	Insectívora	R	P	Dosel	Esculcar	Follaje	Bandada	B-F
<i>Oreothlypis celata</i>	Insectívora	MI	P	Generalista	Esculcar	Follaje	Bandada	B-F
<i>Oreothlypis ruficapilla</i>	Insectívora	MI	P	Generalista	Esculcar	Follaje	Solitario	GEN
<i>Geothlypis tolmiei</i>	Insectívora	MI	P	Sotobosque	Esculcar	Follaje	Solitario	B-F
<i>Setophaga coronata</i>	Insectívora	MI	P	Dosel	Esculcar	Follaje	Solitario	B-F
<i>Setophaga gracie</i>	Insectívora	R	P	Dosel	Esculcar	Follaje	Solitario	GEN
<i>Setophaga nigrescens</i>	Insectívora	MI	P	Generalista	Esculcar	Follaje	Solitario	F-A
<i>Setophaga townsendi</i>	Insectívora	MI	P	Dosel	Esculcar	Follaje	Solitario	B-F
<i>Setophaga occidentalis</i>	Insectívora	MI	CH	Dosel	Esculcar	Follaje	Solitario	B-F
<i>Basileuterus rufifrons</i>	Insectívora	R	CH	Sotobosque	Esculcar	Follaje	Parejas	B-F
<i>Basileuterus belli</i>	Insectívora	R	P	Sotobosque	Esculcar	Follaje	Parejas	ESB
<i>Cardellina pusilla</i>	Insectívora	MI	P	Sotobosque	Esculcar	Follaje	Solitario	GEN
<i>Myioborus pictus</i>	Insectívora	R	P	Dosel	Esculcar	Follaje	Parejas	B-F
<i>Myioborus miniatus</i>	Insectívora	R	CH	Generalista	Esculcar	Follaje	Parejas	B-F
<i>Piranga flava</i>	Insectívora	R	M	Dosel	Esculcar	Follaje	Parejas	GEN
<i>Piranga rubra</i>	Insectívora	MI	CH	Dosel	Esculcar	Follaje	Bandada	B-F
<i>Piranga ludoviciana</i>	Insectívora	MI	CH	Dosel	Esculcar	Follaje	Solitario	B-F
<i>Piranga bidentata</i>	Insectívora	R	M	Dosel	Esculcar	Follaje	Solitario	B-F
<i>Piranga erythrocephala</i>	Insectívora	R	CH	Dosel	Esculcar	Follaje	Solitario	ESB
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	Omnívora	R	M	Dosel	Esculcar	Follaje	Solitario	B-F
<i>Passerina versicolor</i>	Granívora	R	CH	Sotobosque	Esculcar	Follaje	Solitario	A-F

<i>Volatinia jacarina</i>	Granívora	R	P	Sotobosque	Esculcar	Follaje	Parejas	ESA
<i>Sporophila torqueola</i>	Granívora	R	P	Sotobosque	Esculcar	Follaje	Solitario	ESA

R, Residente; MI, Migratoria; P, Pequeño (3-11g); CH, Chico (12-30g), M; Mediano (32-80gr); G, Grande (81-250g); MG, Muy grande (251-800g); ESB, Especialistas de bosque; B-F, Generalistas de dos sitios de bosque a fragmentos de bosque; F-A, Generalistas de dos sitios de fragmentos de bosque a zonas agrícolas; A-F, Generalista de dos sitios de zonas agrícolas a fragmentos de bosque; ESA, Especialistas de áreas agrícolas o perturbadas; GEN, Generalista amplio.

## DISCUSIÓN GENERAL

El crecimiento y expansión del cultivo de aguacate en el estado de Michoacán ha traído consigo importantes beneficios económicos, pero a costa la pérdida de miles de hectáreas de bosque. Dichos cambios en el paisaje han tenido fuertes consecuencias ambientales entre ellas la pérdida de biodiversidad. Sin embargo pocos trabajos han evaluado la pérdida de especies en estos paisajes (Gamiño-Molina 2010, López-Muñoz 2015, Hernández-Maya y Salgado-Ortiz 2016) y muy pocos estudios han evaluado el efecto de la simplificación del paisaje sobre la riqueza, abundancia y diversidad funcional de aves.

En este trabajo observamos que la simplificación del paisaje, como resultado de la alta dominancia de aguacate, ha provocado cambios principalmente en la riqueza, composición y estructura de las especies de aves. La abundancia en general no se vio afectada debido principalmente a los cambios en las abundancias de algunas especies. Algunas especies se ven beneficiadas por las condiciones y recursos disponibles en los sitios dominados por cultivo de aguacate mientras que otras no. Encontramos que los paisajes más heterogéneos presentaron la mayor riqueza y que muchas especies se encuentran asociadas a la presencia de bosque. Esto resalta la importancia de la creación de paisajes agrícolas mucho más complejos con elementos naturales y semi-naturales como una alternativa de conservación (Haslem y Bennett 2008, Prescott *et al.* 2016, Barbaro *et al.* 2017).

Por otro lado, a pesar de que existieron cambios en la comunidad de aves en paisajes aguacateros, dichos cambios no parecen estar reflejando funcionalmente. En general, la diversidad funcional no presentó diferencias significativas y la comunidad de rasgos fueron muy similares entre sí, debido posiblemente a que en los tres sitios existe una alta dominancia de cultivo de aguacate, lo que sugiere que las funciones principales en dichos paisajes podrían estarse manteniendo.

El control de insectos, por ejemplo, podría estarse manteniendo debido a la compensación entre la riqueza y la abundancia de especies insectívoras. En los huertos extensivos se encontró una menor proporción de especies insectívoras pero un mayor número de individuos. Sin embargo, esto debe ser considerado con cuidado

ya que no todas las especies contribuyen de la misma manera al servicio ecosistémico ni son igualmente eficientes (Tilman *et al.* 1997, Tscharrntke *et al.* 2005). Por otro lado, las bajas proporciones de especies frugívoras y nectarívoras en los paisajes aguacateros, debido a la baja disponibilidad de recursos, podrían estar reflejando problemas en la dispersión de semillas y polinización.

Las especies especialistas de bosques así como especies de gran tamaño estuvieron ausentes de los huertos extensivos demostrando que los efectos negativos de la expansión del cultivo de aguacate no afectan a todas las especies de la misma forma. La pérdida de estas especies puede tener impactos importantes tanto funcionalmente como taxonómicamente, por lo que es necesario conservar áreas grandes de bosque que permitan la persistencia de dichas especies.

Contrario a lo que esperábamos, la disminución de especies por efecto de la condición del paisaje no reflejó cambios semejantes en la diversidad funcional. Algunos estudios han encontrado que sitios con las mayores pérdidas de especies no muestran una pérdida equivalente en su diversidad funcional, debido a la pérdida de especies funcionalmente redundantes (Hidasi-Neto *et al.* 2012, Guerrero *et al.* 2014). Esto en general nos sugiere que las comunidades de aves presentes en paisajes aguacateros poseen una alta redundancia funcional debido a que la pérdida de especies no refleja pérdida de funciones (Cordova-Tapia y Zambrano 2015).

La redundancia funcional es importante para la estabilidad y resiliencia de las comunidades ecológicas (Edwards *et al.* 2013, Cordova-Tapia y Zambrano 2015, Sitters *et al.* 2016). Una alta redundancia funcional se presenta cuando varias especies de la comunidad poseen un alto traslape en sus rasgos funcionales o nicho funcional (Flynn *et al.* 2009, Cordova-Tapia y Zambrano 2015). Algunos autores han mencionado que en zonas templadas existe mayor redundancia funcional debido a que existe menor especialización de nicho como resultado de condiciones climáticas menos estables (Begon *et al.* 2006, Ramírez-Ortiz 2013) .

La relativamente alta diversidad funcional de los huertos extensivos en comparación con los huertos en las otras dos condiciones de paisaje y la relativamente menor riqueza podría ser indicador de una baja redundancia funcional en los paisajes donde

dominan los huertos de aguacate. Algunos estudios muestran una tendencia de mayor redundancia funcional en las zonas de bosque que en las zonas agrícolas donde los rasgos funcionales de las especies presentes tienden a ser más distintos y por lo tanto menos redundantes (Almeida *et al.*, 2016; Hidasi-Neto *et al.*, 2012; Luck *et al.*, 2013). Esto puede tener consecuencias dramáticas en el funcionamiento del ecosistema, ya que la pérdida de especies por efecto de algún disturbio podría significar la pérdida de alguna función (Flynn *et al.* 2009, Luck *et al.* 2013). Sin embargo, en este trabajo no medimos la redundancia funcional como tal y es necesario medir este aspecto para poder entender mejor el efecto que tendría la pérdida de especies de aves en paisajes aguacateros.

Por otro lado, es muy importante considerar que es necesario mayor trabajo de monitoreo para entender si efectivamente los servicios ecosistémicos no se están viendo afectados, así como evaluaciones directas de los servicios ecosistémicos en estos paisajes (Wenny *et al.* 2011, Whelan *et al.* 2015). Asimismo es importante también considerar otros rasgos funcionales relacionados más con la respuesta de las comunidades a los cambios en el paisaje como el tamaño de puesta, sustrato de anidación, envergadura alar para entender los cambios ambientales, debido a que una misma comunidad puede tener baja diversidad de respuesta pero si la diversidad de efectos es alta puede que no exista impacto en funciones ecosistémicos (Luck *et al.* 2012, Luck *et al.* 2013).

Uno de los retos más grandes en la conservación biológica es la búsqueda de nuevos esquemas de producción de manejo y producción de alimentos que permitan reducir el impacto de la agricultura sobre la biodiversidad. La mayoría de los esfuerzos de conservación se han concentrado en conservar áreas de vegetación prístina o áreas naturales protegidas (Tscharntke *et al.* 2005, Sayer *et al.* 2017), lo cual es muy importante para la conservación de las especies dependientes de bosque. Sin embargo, en los últimos años muchos autores han resaltado también la importancia de los sitios agrícolas para la conservación (Tscharntke *et al.* 2005, Edwards *et al.* 2013, Gil-Tena *et al.* 2015). Los esquemas agro-ambientales, la agricultura orgánica y la agricultura amigable con el ambiente son algunas de las alternativas de manejo que

permiten mayor heterogeneidad de estratos y de paisaje que permita la persistencia de un mayor número de especies en estos sitios (Fischer *et al.* 2011, Tschardtke *et al.* 2012, Fischer *et al.* 2014).

La función del ecosistema puede incrementar cuando se adicionan especies debido a que cada una de estas especies ocupa una parte única del nicho total (especies complementarias). Además debido a que cada especie contribuye de una manera específica al servicio ecosistémico, la adición de especies puede aumentar la probabilidad de que una de las especies presentes tenga una fuerte contribución al funcionamiento del ecosistema (Tschardtke *et al.* 2005). Por lo tanto, un mayor número de especies permite mejores oportunidades de recuperarse después de un disturbio (hipótesis aseguradora), es decir que en un sistema donde existe un mayor número de especies que desempeñan la misma función pero que difieren en su capacidad de respuesta al disturbio tiene mayores probabilidades de reorganizarse y mantener el funcionamiento del ecosistema (Tschardtke *et al.* 2005, Sitters *et al.* 2016). En este trabajo encontramos que los paisajes más heterogéneos compuestos por áreas de cultivo, otros usos de suelo y parches de vegetación nativa poseen una mayor riqueza y diversidad funcional así como mayor equitatividad funcional. Esta última parece ser una medida relacionada al buen aprovechamiento de los recursos disponibles en un sistema. Por lo que la implementación de este tipo de manejo del paisaje puede ser una alternativa para la conservación biológica en la franja aguacatera en los sitios donde queda poca vegetación remanente y domina el cultivo de aguacate, sin olvidar que la protección de la vegetación remanente debe ser la prioridad número uno (Haslem y Bennett 2008).

## LITERATURA CITADA

- Barbaro, L., A. Rusch, E.W. Muiruri, B. Gravelier, D. Thiery, B. Castagnyrol y C. Banks-Leite. 2017. Avian pest control in vineyards is driven by interactions between bird functional diversity and landscape heterogeneity. *Journal of Applied Ecology* 54: 500-508.
- Begon, M., C.R. Townsend y J.L. Harper. 2006. *ECOLOGY. Froms Individuals to Ecosystems*. 4ta edición edición. Blackwell Publishing, Reino Unido.
- Cordova-Tapia, F. y L. Zambrano. 2015. La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Ecosistemas* 24: 78-87.
- Edwards, F.A., D.P. Edwards, K.C. Hamer y R.G. Davies. 2013. Impacts of logging and conversion of rainforest to oil palm on the functional diversity of birds in Sundaland. *Ibis* 155: 313-326.
- Fischer, J., D.J. Abson, V. Butsic, M.J. Chappell, J. Ekross, J. Hanspach, T. Kuemmerle, H.G. Smith y H. von Wehrden. 2014. Land sparing vs Land sharing: Moving Foward. *Conservation Letters* 7: 149-157.
- Fischer, J., P. Batáry, K.S. Bawa, L. Brussaard, M.J. Chappell, Y. Clough, G.C. Daily, J. Dorrough, T. Hartel, L. Jackson, A.M. Klein, C. Kremen, T. Kuemmerle, D. Lindenmayer, H. Mooney, I. Perfecto, S.M. Philpott, T. Tscharrntke, J. Vandermeer, T.C. Wagner y H. von Wehrden. 2011. Conservation: limits of land sparing. *Science* 334: 593-594.
- Flynn, D.F.B., M. Gogol-Prokurat, T. Nogeire, N. Molinari, B.T. Richers, B.B. Lin, N. Simpson, M.M. Mayfield y F. DeClerck. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12: 22-33.
- Gamiño-Molina, K.Y. 2010. Diversidad y abundancia de especies de aves en el predio "La Alberca", Uruapan, Michoacán, México. Page 172.
- Gil-Tena, A., M. De Cáceres, A. Ernoult, A. Butet, L. Brotons y F. Burel. 2015. Agricultural landscape composition as a driver of farmland bird diversity in Brittany (NW France). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 205: 79-89.
- Guerrero, I., C.P. Carmona, M.B. Morales, J.J. Oñate y B. Peco. 2014. Non-linear responses of functional diversity and redundancy to agricultural intensification

- at the field scale in Mediterranean arable plant communities. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 195: 36-43.
- Haslem, A. y A.F. Bennett. 2008. Birds in agricultural mosaics: the influence of landscape pattern and countryside heterogeneity. *Ecological Applications* 18: 185-196.
- Hernández-Maya, C. y J. Salgado-Ortiz. 2016. Diversidad avifaunística en agroecosistemas dedicados al cultivo de aguacate en la región de Uruapan, Michoacán, México. Pages 133-140 *in* A. Ramírez-Bautista y R. Pineda-López, editors. *Fauna Nativa en Ambientes Antropizados*. CONACYT-UAQ, Queretaro, México.
- Hidasi-Neto, J., J. Barlow y M.V. Cianciaruso. 2012. Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: The role of forest structure. *Animal Conservation* 15: 407-415.
- López-Muñoz, E.C. 2015. Uso espacial de la huertas de aguacate y rodales de bosque templado por la avifauna residente. Page 84.
- Luck, G.W., A. Carter y L. Smallbone. 2013. Changes in Bird Functional Diversity across Multiple Land Uses: Interpretations of Functional Redundancy Depend on Functional Group Identity. *PLoS ONE* 8.
- Luck, G.W., S. Lavorel, S. McIntyre y K. Lumb. 2012. Improving the application of vertebrate trait-based frameworks to the study of ecosystem services. *Journal of Animal Ecology* 81: 1065-1076.
- Prescott, G.W., J.J. Gilroy, T. Haugaasen, C.A. Medina-Uribe, W.A. Foster y D.P. Edwards. 2016. Reducing the impacts of Neotropical oil palm development on functional diversity. *Biodiversity and Conservation* 197: 139-145.
- Ramírez-Ortiz, G. 2013. Evaluación de la redundancia y resiliencia ecológica en arrecifes coralinos del Pacífico Oriental Tropical a través del análisis de diversidad funcional de peces y macroinvertebrados. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California.
- Sayer, C.A., J.M. Bullock y P.A. Martin. 2017. Dynamics of avian species and functional diversity in secondary tropical forests. *Biological Conservation* 211: 1-9.

- Sitters, H., A. York, M. Swan, F. Christie y J.D. Stefano. 2016. Opposing responses of bird functional diversity to vegetation structural diversity in wet and dry forest. *PLoS ONE* 11: 1-18.
- Tilman, D., J. Knops, D. Wedin, P. Reich, M. Ritchie y E. Siemann. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277: 1300-1302.
- Tscharntke, T., Y. Clough, T.C. Wanger, L. Jackson, I. Motzke, I. Perfecto, J. Vandermeer y A. Whitbread. 2012. Global food security , biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation* 151: 53-59.
- Tscharntke, T., A.M. Klein, A. Kruess, I. Steffan-Dewenter y C. Thies. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857-874.
- Wenny, D.G., T.L. De Vault, M.D. Johnson, D. Kelly, C.H. Sekercioglu, D.F. Tomback y C.J. Whelan. 2011. The need to quantify ecosystem services provided by birds. *The Auk* 128: 1-14.
- Whelan, C.J., Ç.H. Şekerciöğlü y D.G. Wenny. 2015. Why birds matter: from economic ornithology to ecosystem services. *Journal of Ornithology* 156: 227-238.

## PERSPECTIVAS Y/O RECOMENDACIONES

### ***Estudio a nivel de comunidades***

Comparar la riqueza, composición y estructura de las comunidades de verano, así como su diversidad funcional considerando otros atributos de historia de vida y rasgos funcionales de respuesta como sustrato de anidación, envergadura alar, tamaño de puesta entre otros. Asimismo, realizar una comparación con un bosque de pino-encino bien conservado que permita evaluar de mejor forma el efecto del cultivo de aguacate sobre las comunidades de aves de verano en la región de estudio.

### ***Monitoreo de largo plazo***

Monitorear de manera constante y durante periodos largos la avifauna de la región permitirá determinar cambios en el tiempo en riqueza, composición, estructura y diversidad funcional de aves en paisaje aguacateros.

### ***Estudio a nivel de servicios ecosistémicos***

Evaluar los servicios ecosistémicos realizados por las aves tales como el control de insectos mediante experimentos de exclusión de manera que se pueda medir el impacto que pueden tener las aves en este servicio en las diferentes condiciones de paisaje, así como como influencia de los remanentes de bosque sobre este servicio, como se ha hecho para otros cultivo como el café y el cacao en el sur de México.