



**UNIVERSIDAD MICHOACANA DE
SAN NICOLÁS DE HIDALGO**

FACULTAD DE BIOLOGÍA

**PROGRAMA INSTITUCIONAL DE MAESTRIA EN CIENCIAS
BIOLÓGICAS**

**Descripción de la comunidad de aves y su estructura
funcional en paisajes ganaderos en la Reserva de la
Biosfera Zicuirán-Infiernillo, Michoacán.**

Tesis

que presenta

Gerardo Guzmán Aguilar

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

Tutor de tesis: Dr. Javier Salgado Ortiz

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

Morelia, Michoacán, Febrero del 2020



Esta tesis está dedicada a:

Las personas que amo y ya no están con nosotros,
porque siempre me apoyaron con amor incondicionalmente.

Nicolás Guzmán, Leonor Herrera, Nicolás Aguilar,
Consuelo Hurtado y Consuelo Aguilar.

(Q. E. P. D.)

A mi familia;

Mis padres: Susana, Gerardo
Hermanos: Omar y Zulma
y mi sobrino Dominic.

Por qué con amor, trabajo, sacrificio y alegría en todo mi
recorrido han sido los principales promotores de mis sueños
y por qué la vida nos permita estar muchos años más unidos.

Agradecimientos

Al Programa Institucional de Maestría en Ciencias Biológicas (PIMCB) de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, por ser el programa responsable de mi formación profesional en la 12va generación (2018-2020), así como a los administrativos y profesores que hicieron posible la conclusión de este proceso.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca de Posgrado en México y mixta para movilidad en el extranjero otorgados para la realización de este proyecto (No. de becario 704110) y así poder continuar con mis estudios.

A mi asesor y co-asesor de tesis el Dr. Javier Salgado Ortiz y Dr. José Arnulfo Blanco García, que además de su asesoría y contribución académica, me brindaron confianza, amistad y enseñaron cuestiones más importantes sobre la integridad y la humildad como persona.

A mi comité sinodal integrado por el Dr. Juan Manuel Ortega Rodríguez, Dr. Romeo Saldaña Vázquez y Dr. Leonardo Chapa Vargas por su participación y disponibilidad en este proyecto. Sin duda su experiencia y contribuciones hicieron mejor mi aprendizaje y el presente proyecto de tesis.

A la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) de la Reserva de la Biosfera Zicuiran-Infiernillo donde los biólogos Hugo, Miguel, Felipe y Eder que hicieron posibles los muestreos mediante la facilitación logística y de contactos en la región. Así como las personas de las comunidades: Mario Romero, Chavo, Guti, Don Nico, Chucho, Simón, Don Servando y su familia que nos apoyaron en las visitas al área de estudio y nos acompañaron durante la recolección de datos en campo.

Al Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) y la Unidad de Bioestadística de la misma institución de Costa Rica, así como sus integrantes: el Dr. Fernando Casanoves, Sergio y Eduardo que me recibieron con la mejor disposición y aportaron en gran medida a mi aprendizaje y al proyecto, así como la amistad que me brindaron ellos y las personas que conocimos durante la estancia en el CATIE, tanto docentes, pasantes, estudiantes y amantes de la fotografía y aves.

A mis amig@s Jorge, Diana, Andy, Aglaen, Rosy y Delia por su amistad y que me apoyaron durante el trabajo en campo y aportaron en el presente proyecto, además de hacer divertidas las convivencias. También al laboratorio de Ornitología y al de Restauración

ecológica por su amistad y apoyo. Un agradecimiento a todos ellos que me acompañaron durante este proceso, personas que verdaderamente estimo y que tienen mi más sincero apoyo y amistad.

Sobre todo a la familia de los Guzmán y los Aguilar que me han apoyado siempre, viendo en mí más de lo que yo creo. A mis papas que me han enseñado con el ejemplo, la dualidad materializada en inteligencia y empeño de salir adelante, que me ha formado y nos han transmitido a mí, a mis hermanos y ahora a mis cuñad@s y sobrino. Por su puesto agradezco ser parte de la familia Guzmán Aguilar, que han estado en cada paso de mi vida apoyando, enseñando y guiando siempre con la mejor intención. Durante este proceso y en adelante he estado aprendiendo a disfrutar más de su compañía, porque son parte importante de mí, mi vida y mis logros. Los amo.

Contenido	
Resumen.....	1
Introducción	3
Efecto de la ganadería.....	3
Diversidad taxonómica y funcional.....	5
Implicaciones en el paisaje.....	7
Antecedentes.....	9
Justificación	14
Hipótesis	15
Predicción	15
Objetivo general	16
Objetivos particulares	16
Materiales y métodos	17
Área de estudio.....	17
Metodología en campo	19
Análisis del paisaje	20
Descripción de las métricas del paisaje en los tres hábitats	23
Riqueza, abundancia y composición de la avifauna	25
Diversidad funcional.....	25
Análisis estadísticos.....	26
Diversidad taxonómica	26
Diversidad funcional.....	27
Comparación entre hábitats y efecto del paisaje	28
Análisis multivariados	31
Resultados.....	32
Curvas de acumulación de especies.....	32
Riqueza (S)	34
Abundancia (Abun)	37
Diversidad de Shannon (H)	44
Equidad de Pielou (E).....	46
Dominancia de Simpson (D).....	48
Análisis de componentes principales para diversidad taxonómica	50
Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) para diversidad taxonómica	51
Diversidad funcional ponderada por la abundancia (wFDc)	53

Índice de Riqueza funcional (FRic)	55
Índice de equidad funcional (FEve)	57
Índice de divergencia funcional (FDiv)	59
Índice de dispersión funcional (FDis)	61
Análisis de componentes principales (ACP) para diversidad funcional	63
Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) para diversidad funcional	64
Descripción de los rasgos funcionales	66
Discusión	70
Conclusiones	80
Literatura citada	81
Anexo 1	88

Índice de tablas

Tabla 1: Métricas del paisaje.....	22
Tabla 2. Comparación de la proporción del paisaje de los tres hábitats	23
Tabla 3. Promedio de las métricas del paisaje para los tres hábitats	25
Tabla 4. Rasgos funcionales usados y categorías asignadas a las especies	26
Tabla 5. Valores de eficiencia para lo estimadores de riqueza Chao 1 y Jack 1 en los tres hábitats.	33
Tabla 6. Simplificación del GLMM para riqueza de especies (S).....	35
Tabla 7. Efecto de las covariables en la riqueza de especies (S) del GLMM seleccionado. ...	35
Tabla 8. Abundancia relativa de especies con mayor presencia en los tres hábitats	38
Tabla 9. Simplificación del GLMM para la abundancia de aves (Abun)	41
Tabla 10. Efecto de las covariables en la abundancia (Abun) del GLMM seleccionado.....	42
Tabla 11. Simplificación del GLM para diversidad de Shannon (H).....	44
Tabla 12. Efecto de las covariables en la diversidad de Shannon (H) del GLM seleccionado	45
Tabla 13. Simplificación de GLM para equidad de Pielou (E).....	46
Tabla 14. Efecto de las covariables en la equidad de Pielou (E) del GLM seleccionado.....	47
Tabla 15. Simplificación de GLM para dominancia de Simpson (D).....	48
Tabla 16. Efecto de las covariables sobre la dominancia de Simpson (D) en el GLM seleccionado.....	49
Tabla 17. Valores obtenidos en el NMDS de diversidad taxonómica	52
Tabla 18. Simplificación de GLM para el índice de diversidad funcional ponderado (wFDc). 53	
Tabla 19. Efecto de las covariables en el índice de diversidad funcional ponderada (wFDc) del GLM seleccionado.....	54
Tabla 20. Simplificación de GLM para el índice de riqueza funcional (FRic).....	55
Tabla 21. Efecto de las covariables en la riqueza funcional (FRic) del GLM seleccionado. ...	56
Tabla 22. Simplificación de GLM para el índice de equidad funcional (FEve)	57
Tabla 23. Efecto de las covariables en la equidad funcional (FEve) del GLM seleccionado. .58	
Tabla 24. Simplificación de GLM para el índice de divergencia funcional (FDiv)	59
Tabla 25. Simplificación de GLM para el índice de dispersión funcional (FDis).	61
Tabla 26. Efecto de las covariables en la dispersión funcional (FDis) del GLM seleccionado62	
Tabla 27. Valores obtenidos en el NMDS de diversidad funcional	65

Índice de figuras

Figura 1. Área de estudio.....	17
Figura 2. Hábitats con diferente tipo de prácticas ganaderas en la RBZI.....	19
Figura 3. Puntos de conteo y clasificación de uso de suelos.....	21
Figura 4. Curvas de acumulación de especies en los tres tipos de hábitat.....	33
Figura 5. Riqueza total de especies en los tres hábitats.....	34
Figura 6. Comparación de las medias de riqueza de especies (S) de las combinaciones de hábitat y periodo.....	36
Figura 7. Curvas de rango-abundancia relativa en los tres hábitats.....	40
Figura 8. Comparación de la media de abundancia de aves (Abun) en las combinaciones de hábitat y periodo.....	43
Figura 9. Comparación de la media de diversidad de Shannon (H) de los hábitats y periodos.....	45
Figura 10. Comparación de la media de equidad de Pielou (E) en las combinaciones de hábitat y periodo.....	47
Figura 11. Comparación de la media de la dominancia de Simpson (D) de los hábitats y periodos.....	49
Figura 12. ACP para diversidad taxonómica.....	50
Figura 13. NMDS para diversidad taxonómica.....	51
Figura 14. Comparación de la media del índice de diversidad funcional ponderada (wFDc) de los hábitats.....	54
Figura 15. Comparación de las medias de la riqueza funcional (FRic) de las combinaciones de hábitat y periodo.....	56
Figura 16. Comparación de las medias de equidad funcional (FEve) de los hábitats.....	58
Figura 17. Comparación de las medias de la divergencia funcional (FDiv) de los periodos...	60
Figura 18. Comparación de las medias de dispersión funcional (FDis) de las combinaciones de hábitat y periodo.....	62
Figura 19. ACP para diversidad funcional.....	63
Figura 20. NMDS para diversidad funcional.....	64
Figura 21. Graficos descriptivos de rasgos funcionales.....	69

Resumen

La ganadería es la segunda actividad productiva con mayor efecto directo e indirecto en la condición del aire, suelo, agua y biodiversidad en el mundo, siendo uno de los factores que más contribuyen al cambio climático global. La Reserva de Biosfera Zicuiran-Infiernillo (RBZI) ubicada en el trópico seco de Michoacán es considerada dentro de las regiones terrestres prioritarias de México, por su alta biodiversidad y alto grado de endemismo. Sin embargo, en esta región la ganadería representa una de las principales actividades económicas para las comunidades rurales, en donde una de las prácticas de manejo tradicionales, incluye la ganadería bajo dosel, conocida localmente como ganadería cerril. En esta región, no se tiene conocimiento del efecto que los diferentes sistemas ganaderos pueden tener sobre la biodiversidad.

Nuestro objetivo fue analizar y caracterizar la comunidad de aves en tres hábitats con diferente manejo ganadero (extensivo: ExG, con remanentes de vegetación: VeG y cerril: CeG) en dos periodos (No reproductivo: NR y reproductivo: R) y determinar el efecto del paisaje sobre la comunidad avifaunística. Con base en puntos de conteo de radio fijo de 50m de radio, ubicados a lo largo de 15 transectos en los tres tipos de hábitat, muestreamos las poblaciones de aves para describir índices de diversidad taxonómica y funcional, así como un análisis del paisaje con un buffer de 250m de radio por punto de conteo, ligando estos elementos mediante modelos lineales (MLM) y (MLMG), además de análisis multivariados ACP y NMDS para determinar las variaciones de la comunidad de aves entre paisajes y evaluar los efectos de los componentes del paisaje.

Durante el estudio se registraron 168 especies de aves en total. Con base en 164 puntos de conteo, se registró un acumulado de 3816 individuos de 116 especies para los tres hábitats. La diversidad taxonómica de la avifauna fue mayor en los hábitats con mayor diversidad y equidad en el paisaje (VeG), relacionado a una proporción balanceada de potreros y vegetación nativa, así como otros usos de suelo. En contraste, menor diversidad taxonómica se encontró en los hábitats dominados por un uso de suelo, ya sean potreros o ganadería cerril (CeG y ExG). Para la diversidad funcional se presentaron los mejores valores en el hábitat con una diversidad del paisaje intermedia y dominada por vegetación nativa (CeG). En ambos niveles de diversidad se presentaron variaciones temporales y una variación mayor en el periodo no reproductivo (NR). Se determinó que el mayor efecto en general del paisaje sobre la comunidad de aves fue la diversidad de shannon del paisaje (SI), que tiene una relación positiva al aumento de la diversidad taxonómica pero negativa con algunos índices de la diversidad funcional, mientras que la equidad del paisaje (SE) y una mayor complejidad de la forma en los potreros (FD) generaron un efecto inverso.

Palabras clave: Diversidad taxonómica y funcional, sistemas ganaderos, ganadería cerril, composición del paisaje, configuración del paisaje.

Summary

Livestock is the second productive activity with greatest direct and indirect effect on air, soil, water and biodiversity in the world, factors that contribute to global climate change. Zicuiran-Infiernillo Biosphere Reserve (RBZI) is considered one of the priority land regions of México; it represents a high biodiversity and degree of endemism. However, in this region, livestock represents the main survival strategy for rural communities, in addition to traditional management practices, cattle grazing is carried out under canopy and it is defined like a “understory cattle”. It is necessary to detail the knowledge of the effect of the different livestock systems in the maintenance of biodiversity.

Our objective was to analyze and characterize the bird community in three habitats with different livestock management (extensive: ExG, with vegetation: VeG and cerril: CeG) in two periods (Non-reproductive: NR and reproductive: R) and to determine the landscape effect on bird community. It was performed using 164 fixed radio count points of 50m distributed in 15 transects in the three types of habitats. Taxonomic and functional diversity indices (according to six functional attributes) were calculated, as well as a landscape analysis with a buffer of 250m per counting point, and these elements linking using linear models (MLM and MLMG), in addition was made two multivariate analysis (ACP and NMDS).

We obtained a total record of 168 species, (3816 individuals of 116 species within the counting points). Our results described a greater avian taxonomic diversity in habitats with greater landscape diversity and evenness, given by a balanced use of pastureland and native vegetation, as well as other land uses (VeG). We found lower taxonomic diversity in less diverse habitats dominated by any land use; pasture or native vegetation (CeG and ExG), which resulted in very similar communities. In functional diversity, the best values are located in the habitat with an intermediate landscape diversity and dominated by native vegetation (CeG). In both levels of diversity, temporal variation and an evident increase in the non-reproductive period (NR) was observed. Finally, It was determined that the greatest effect of the landscape metrics on the bird community was the landscape Shannon diversity (SI), which increases the taxonomic diversity and decrease the functional diversity, while the landscape evenness index (SE) and greater complexity in the form of the cattle pasture (FD) that generated an inverse effect.

Key words: Taxonomic and functional diversity, livestock management, understory cattle

Introducción

Las actividades pecuarias ocupan alrededor del 30% de la superficie terrestre (Steinfeld *et al.* 2009, Calle *et al.* 2012), con un estimado de producción mundial en cifras de miles de millones de toneladas de ganado y sus derivados al año (Robinson *et al.* 2011, FAO 2015). En la actualidad, está aumentando la presión sobre los ecosistemas y los recursos naturales por la creciente tendencia a la intensificación y la industrialización del pastoreo, reflejado en mayor ocupación y degradación de extensas áreas de tierra (Steinfeld *et al.* 2009).

Se han reportado grandes aumentos de producción, desarrollo y transformación de la actividad agropecuaria desde mediados de los 90's a la actualidad, debido al incremento en la demanda mundial de productos derivados de la ganadería, por el crecimiento demográfico y urbanización (Steinfeld *et al.*, 2009; FAO, 2011, 2015). El final del siglo XX y el inicio del XXI se caracterizaron por un crecimiento exponencial de la población humana de una cifra de cuatro billones en 1975 a un poco más de 7.6 billones en la actualidad, estimándose que aumentará a 9.6 billones para el 2050 con la actual tendencia de desarrollo demográfico y económico (FAO 2013, FAO 2017).

El sector ganadero representa un impacto significativo en el medio ambiente: emite aproximadamente el 18% de gases de efecto invernadero, es responsable del 8% del consumo mundial de agua, representa el 70% de la producción agrícola, además de la superficie ocupada por el ganado ya mencionada, cuya biomasa corresponde al 20% del total de la biomasa animal terrestre y que hoy ocupa áreas que fueron habitadas por especies silvestres. En resumen tiene un efecto directo e indirecto en el aire, suelo, agua y biodiversidad (Steinfeld *et al.* 2006, Calle *et al.* 2012, Marinidou y Jiménez 2010). Todos estos factores contribuyen al cambio climático global que a su vez afecta la salud y el bienestar de la población humana (FAO 2013, Robinson *et al.* 2014).

Efecto de la ganadería

La ganadería es una actividad de gran importancia para la alimentación mundial de las poblaciones, se estimó una producción anual para el 2007 de 1000 millones de toneladas de ganado y afines (carne de puerco, vaca, búfalo, chivos, ovejas, pollo, huevo y leche), (Robinson *et al.* 2011) y un aproximado de cinco mil millones de cabezas en el 2013 (FAO 2015). Así como incrementos de producción reportados entre 1967 al 2007 de hasta un 711% de aves de corral, 294% en la carne de puerco y 180% en la carne de vaca (FAO 2011) ligado al crecimiento de la población humana.

En México la ganadería tiene una historia aproximada de 500 años de presencia en las zonas boscosas, por lo que sin duda ha sido un factor que ha contribuido a moldear el paisaje en el país (Martínez-Rivera y Gerritsen 2007). Por muchos años bajo un modelo extensivo, su crecimiento y rentabilidad generó una cobertura del 65% de la superficie total del país en los años setenta. Esta práctica se ha realizado principalmente en tres zonas ecológicas: Árida y semiárida en el norte del país, templadas subhúmedas y húmedas en el centro y para el sur del país en condiciones tropicales cálido-húmedas y subhúmedas (Martínez-Rivera y Gerritsen 2007). En regiones tropicales, la ganadería se ha abierto paso mediante la deforestación de grandes zonas boscosas, sustituyendo complejos sistemas selváticos por pastizales (Martínez-Rivera y Gerritsen 2007, Bastidas 2015). Este cambio de uso de suelo ha generado una evidente fragmentación del paisaje y reducción de la heterogeneidad vertical de los hábitats por la drástica transformación de los bosques y su diversidad biológica.

Las zonas cálidas del occidente de México son dominadas por vegetación de Selva baja caducifolia, cubriendo extensiones casi continuas desde Sonora hasta Chiapas (Martínez-Rivera y Gerritsen 2007). Este tipo de vegetación presenta una estacionalidad seca y otra de lluvias bien marcada (Rzedowski 2006), por lo que el periodo de sequía produce una falta de forraje para el ganado. El ganadero es obligado a llevar los animales a zonas más altas para su alimentación, en donde el pastoreo se da bajo el dosel del bosque y se practica durante varios meses del año (ganadería cerril) (Martínez-Rivera y Gerritsen 2007, SEMARNAT y CONANP 2014). Estas prácticas afectan la estructura horizontal y vertical, así como la composición vegetal: el ganado pisotea y consume los retoños, generalmente los arbustos se pierden, dificulta el establecimiento de plántulas. Además, el suelo puede quedar totalmente descubierto de pasto dependiendo de la presión de pastoreo que tenga (Martin y Possingham 2005).

En el estado de Michoacán, la selva baja caducifolia es la más seriamente amenazada por la actividad ganadera, con una tasa de destrucción del 2% por año y con una alteración de más de 60 mil hectáreas. En esta zona la deforestación no es tan alta pero la alteración si lo es, lo que disminuye la calidad de las selvas y reduce la heterogeneidad ambiental, factor altamente relacionado con la biodiversidad (SEMARNAT y CONANP 2014). La ganadería es la actividad económica de mayor alcance en las regiones cálidas del estado de Michoacán, donde los municipios de Arteaga y La Huacana se encuentran dentro de los 10 primeros con mayor cantidad de ganado bovino y caprino (SEMARNAT y CONANP 2014). La ganadería representa una estrategia de supervivencia para las familias campesinas y comunidades

rurales, ya que juega un papel importante en la cultura y capitalización de muchos pequeños productores y ejidatarios (Marinidou y Jiménez 2010). En esta región es integrada mayormente la “ganadería cerril” en la que se realiza poca inversión en dinero, mano de obra y se implementan pocas técnicas alternativas de manejo (Martínez-Rivera y Gerritsen 2007).

Lamentablemente las regiones tropicales con alta incidencia de ganadería coinciden con “*hot spots*” (zonas con un alta biodiversidad) en regiones de tierras bajas, cuyas áreas tiene un alto interés para la conservación y ecosistemas constituidos específicamente por bosque seco tropical, considerado como uno de los más frágiles ante prácticas de ganadería extensiva y uno de los más amenazados en el Neotrópico (Ibrahim *et al.*, 2006, Bastidas, 2015, Vergara Paternina *et al.*, 2017). En este contexto ubicamos la región cálida de Michoacán, donde se encuentra la Reserva de la Biosfera Zicuiran- Infiernillo que cuenta con un registro preliminar de al menos mil 584 especies de plantas y animales, dato que se estima puede aumentar en gran medida debido a la falta de información de muchos grupos de invertebrados y plantas. Del total de registros 97 especies de flora y fauna son endémicas a México, para el estado e incluso para la región y 85 están reportadas dentro de alguna categoría de protección de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-Semarnat-2010 (SEMARNAT y CONANP 2014). El clima de la región y las características geográficas y fisionómicas generan condiciones a niveles micro-climáticos, los cuales son un factor importante en la comunidad de vegetales y animales en condiciones muy específicas, aunadas a la sincronía con el patrón de lluvias y otros fenómenos biológicos, genera un alto grado de endemismo y especialización de hábitat (SEMARNAT CONANP 2014).

Diversidad taxonómica y funcional

La fragmentación y deterioro de los hábitats causa modificaciones notables en la estructura y composición de la biota de ecosistemas naturales tanto a nivel de comunidades como poblacional (Schondube *et al.* 2018), siendo más vulnerables algunos grupos taxonómicos y gremios que otros (Ibrahim *et al.* 2006, Guerrero *et al.* 2011). Las aves por su parte son uno de los más afectados por la fragmentación y pérdida de hábitat (Fajardo *et al.* 2009), por lo que se considera que son buenos bio-indicadores (Mcadam 2007). Este grupo muestra una rápida respuesta ante cambios en su ambiente y debido a que en términos prácticos es muy complicado conocer la biodiversidad total de un territorio, se puede recurrir al grupo de las aves como indicador ya que se detectan e identifican con relativa facilidad en campo y presentan sensibilidad a la modificación del hábitat tanto a nivel específico como en

grupos funcionales (González-Valdivia *et al.* 2014). No obstante, estudios más detallados recientemente como el de González-Valdivia *et al.* (2014) argumentan que la diversidad taxonómica no es un parámetro que por sí solo determine la calidad de los hábitats, por lo que se debe de asociar a la composición y tipología de las especies, con algunos criterios como diversidad funcional.

La diversidad funcional es definida por Tilman (2001) como el rango y valor de los rasgos de las especies definidas por las características ecológicas y evolutivas que influyen en el funcionamiento del ecosistema. Su importancia radica en la estabilidad, productividad, balance de nutrientes y otros aspectos de la dinámica del ecosistema. En el mismo sentido define al grupo funcional como el conjunto de especies que comparten rasgos, generando un efecto análogo en el funcionamiento del ecosistema (Tilman, 2001). Los rasgos funcionales son los atributos biológicos influidos por el desempeño de las especies, por lo tanto en la diversidad funcional encontramos una gran variedad de rasgos morfológicos, fisiológicos y de comportamiento, muchos de los cuales influyen en la abundancia de las especies y el funcionamiento del ecosistema (Tilman 2001, Villéger *et al.* 2010).

La diversidad funcional es considerada una de las más importantes medidas ecológicas de diversidad debido al papel de este parámetro en el mantenimiento y funcionamiento de procesos en una comunidad ecológica (Tilman 2001, Almeida *et al.* 2016). Algunos índices basados en composición taxonómica y/o funcional se han usado para evaluar comunidades en donde su relevancia recae en manejo del hábitat, restauración ecológica y conservación (Guerrero *et al.* 2011). El entendimiento de las implicaciones de la diversidad funcional de las aves es de suma importancia debido a que contribuyen en un gran rango de servicios ambientales como la polinización, dispersión de semillas y control de plagas (Tilman 2001, Bastidas 2015, Almeida *et al.* 2016).

La comunidad de aves cambia al modificar el estrato arbóreo de sus hábitats naturales, la riqueza de especies y la diversidad pueden verse disminuidas, permitiendo la dominancia de especies generalistas (Fajardo *et al.* 2009, Gómez-Bernal 2012). Se ha descrito una alta correlación positiva entre la riqueza y abundancia de las aves con la heterogeneidad del hábitat que engloba aspectos como cobertura vertical y horizontal del dosel, forma y tamaño de los fragmentos, así como el diámetro del arbolado (Sáenz *et al.* 2007). La desaparición de una especie o grupo funcional, no se limita a la demografía de la población sino que puede generar un efecto en diferentes niveles de organización ecológica, con un efecto de cascada que puede

modificar la composición y estructura, implicando la funcionalidad de los ecosistemas (Gómez-Bernal 2012).

Implicaciones en el paisaje

La ecología del paisaje presenta un interés particular en entender la interacción entre los organismos y la heterogeneidad espacial (Turner y Gardner 2015, Forman y Godron 2013). A grandes rasgos, los lugares pueden ser observados como un espacio geográfico con cierta heterogeneidad por la presencia de diferentes hábitats generados por prácticas de origen humano y naturales, en este caso la ganadería se incluye como un importante factor que modifica el paisaje, creando un mosaico de parches con diferente arreglos espaciales, tamaño, forma e historia (Forman y Godron, 2013, Turner y Gardner 2015, Schondube *et al.* 2018). Turner y Gardner (2015) afirman que para el mantenimiento de la biodiversidad es necesaria una perspectiva del paisaje para complementar las consideraciones de la población, comunidades y el ecosistema.

Los paisajes moldeados por la ganadería están compuestos, además de los pastizales, por fragmentos de vegetación nativa, y vegetación secundaria de diferentes etapas sucesionales, tamaños e historias (Maya-Elizarrarás y Schondube 2015). Es posible encontrar un alta diversidad de hábitats en una pequeña área que afecta potencialmente la comunidad de aves, además de que áreas con vegetación secundaria y remanentes pueden representar la conectividad de bosques maduros, además de ofrecer recursos alimenticios y de anidación (Maya-Elizarrarás y Schondube 2015, Turner y Gardner 2015). Los fragmentos generados por la ganadería pueden ser cuantificados mediante métricas del paisaje, incluyendo composición (variedad y abundancia de tipos de parche) y estructura (características espaciales y de arreglo, posición y orientación), cuyos patrones espaciales pueden ser relacionados a los procesos ecológicos (Botequilha *et al.* 2009). Pocos estudios han analizado simultáneamente el efecto de los parches y el paisaje en los patrones de abundancia y diversidad de los organismos (Graham y Blake 2001).

Este proyecto tuvo como meta principal caracterizar la comunidad avifaunística de diferentes sistemas ganaderos en un nivel de paisaje, desde manejo extensivo hasta ganadería practicada bajo dosel que se maneja en la región de tierra caliente, Michoacán. La comunidad fue descrita mediante un enfoque de diversidad taxonómica y funcional, para identificar modificaciones en la comunidad, así como los atributos funcionales que podían estar siendo afectados por los cambios en la vegetación generados por la ganadería en un nivel de

paisaje, para lo cual este estudio fue pionero al combinar estos elementos de la diversidad en la exploración del efecto de diferentes paisajes generados por diferentes tipos de manejo ganadero. El estudio permitió determinar cómo las diferentes prácticas de manejo ganadero afectaron la avifauna y su funcionalidad ecológica, así como discutir cuál de las prácticas actuales es menos agresiva con respecto a la conservación de biodiversidad. El estudio generó además fundamentos para proponer diferentes alternativas de manejo ganadero que maximicen la conservación de la biodiversidad, sin comprometer la economía local derivada de esta actividad productiva.

Antecedentes

La ganadería sin duda ha sido una de las principales causas de cambio de uso de suelo mediante la deforestación de grandes áreas boscosas, siendo una de las principales causas de pérdida de biodiversidad en sus diferentes niveles (Martínez-Rivera y Gerritsen 2007, FAO 2011, FAO 2015, Bastidas 2015).

Las aves se consideran buenas indicadores ecológicos en una perspectiva del paisaje dado su susceptibilidad a los cambios en el ambiente, y por su capacidad de dispersión (Walz 2011), por lo que han sido usadas para describir los efectos de diversas prácticas agropecuarias. Se han comparado las comunidades de aves presentes en áreas ganaderas en contraste con la vegetación nativa cercana, un ejemplo es el estudio realizado por Vergara Paternina *et al.* (2017) en bosque seco tropical de Colombia, en el que definieron un gradiente de hábitats de acuerdo a la densidad de árboles. Reportan un aumento de riqueza de especies al incrementar la complejidad estructural del hábitat, con diferencias de los hábitats arbolados contra potreros sin árboles, además de que los potreros sin árboles presentaron mayor dominancia de algunas especies de aves. Temporalmente se observó un incremento de la riqueza debido a las especies migratorias, sin embargo estas especies hicieron uso de los hábitats con cobertura arbórea presentando un ensamblaje similar, pero mayor en bosques secundarios, contrastado con el ensamblaje más pequeño y diferente de potreros sin árboles.

En el mismo sentido Maya-Elizarrarás y Schondube (2015) reportaron que la extracción y el uso ganadero afectan negativamente la riqueza de especies y la equidad de las comunidades. Además, el uso por algunas especies migratorias con preferencia a unidades con ganado y otras especies con preferencia en hábitats con ausencia de ganado, así como especies migratorias de verano haciendo uso de hábitats con más complejidad vegetal.

Los sistemas agroforestales entre ellos los silvopastoriles han surgido como una estrategia con diferentes aspectos positivos en cuanto a la producción y conservación. A partir de estas técnicas se ha obtenido una diversificación de productos, además, de representar estrategias menos agresivas con el ambiente y se han demostrado beneficios a la diversidad con diferentes grupos biológicos. Por ejemplo, Mcadam (2007) caracterizó la estructura y composición de tratamientos silvopastoriles que, posteriormente evaluó midiendo la diversidad de escarabajos, arañas y aves. Sus resultados mostraron que incluso en etapas tempranas de los sistemas silvopastoriles generan un impacto positivo en la riqueza de invertebrados y aves, beneficiados por la heterogeneidad estructural y efecto de las interacciones depredador-presa.

De manera similar, Fajardo *et al.* (2009) encontraron en paisajes ganaderos con sistemas silvopastoriles de Colombia una mayor riqueza, diversidad y abundancia de aves en sistemas con alta densidad de árboles y menor en pastizales debido a falta de oferta de recursos alimenticios, percha y refugio. Afirmaron además, que estos sistemas funcionan como corredores para especies restringidas a hábitats boscosos.

Estos últimos ejemplos incluyen un efecto en la estructura vertical y horizontal del paisaje, por lo que resulta de singular importancia incluir aspectos espaciales en el paisaje ligados a las comunidades de organismos. Schondube *et al.* (2018) presentan un capítulo de la respuesta de la comunidad de aves en paisajes modificados por actividad humana, mostrando resultados del grupo de trabajo en 12 años de estudio de diferentes regiones de México. A partir de la riqueza de especies y sus abundancias, así como aspectos demográficos, conductuales y fisiológicos, encontraron un patrón similar en las diferentes zonas del país estudiadas. Concluyen con las siguientes respuestas comunes a la actividad humana: las aves responden más a la complejidad del hábitat y el tamaño de parche que a la intensidad de la perturbación asociada a las capacidades fisiológicas y plasticidad conductual de las especies. Además de la importancia de la riqueza y cobertura vegetal para el mantenimiento de la riqueza, sin dejar fuera elementos transcendentales del sotobosque para mejorar condiciones del hábitat como huertos y bosques con uso de extracción de resina, madera y ganadería.

En este mismo sentido Graham y Blake (2001) determinaron que al nivel de la comunidad de aves, en zonas con grandes áreas de bosque, los factores con mayor influencia son el borde y la cobertura. Mientras que zonas dominadas por remanentes de bosque, la comunidad de aves se ve afectada por una mayor cantidad de elementos del paisaje incluyendo composición y configuración (área, forma, estructura de la vegetación, proporción de bosque y proximidad). Godet (2016) realizó una evaluación del efecto del paisaje definido con 12 tipos usos de suelo y cuantificado con métricas de composición (riqueza, diversidad y cobertura del paisaje) y configuración (número, forma y cohesión de parches) del paisaje sobre la comunidad de aves, afirma que la composición del paisaje tiene un mayor efecto que su configuración, específicamente los hábitats más “extremamente” transformados (baja riqueza y diversidad del paisaje, con complejas formas y baja cohesión) soportan una baja abundancia taxonómica, riqueza y diversidad de aves.

Santamaría-Rivero (2016) investigó la influencia del paisaje (cinco categorías cuantificadas con siete métricas del paisaje en un buffer de 300m) sobre la comunidad de aves tropicales en un bosque tropical seco fragmentado por cultivos y zonas urbanas. Reporta una riqueza de especies similar en el gradiente sucesional, y respondiendo de manera sobresaliente al borde de las zonas boscosas.

Los estudios anteriores han aportado resultados valiosos de hábitats impactados por las actividades humanas mediante el uso y comparación de la diversidad taxonómica de las comunidades de aves. Por lo que resulta imprescindible la exploración de estas características de la comunidad en el presente estudio, asociándolas al paisaje generado por los diferentes sistemas de manejo ganadero de la región. No obstante, estudios más detallados recientemente como el de González-Valdivia *et al.* (2014) argumentan que la diversidad taxonómica no es un parámetro que por sí solo determine la calidad de los hábitats, por lo que se debe de asociar a la composición y tipología de las especies, con algunos criterios como diversidad funcional. Estos atributos de las especies permiten conocer a mayor detalle el funcionamiento y dinámica de los ecosistemas (Tilman 2001).

La diversidad funcional es definida como el rango y valor de los rasgos de las especies que son determinadas por las características ecológicas y evolutivas que influyen en el funcionamiento del ecosistema, lo que incluye estabilidad, productividad, balance de nutrientes y otros aspectos de la dinámica del ecosistema. Por lo que la diversidad funcional es considerada una de las más importantes medidas ecológicas de (Tilman 2001, Almeida *et al.* 2016).

La diversidad funcional en las aves comenzó a ser más usada y ha sido extendida a una gran variedad de estudios con muy diferentes enfoques, de manera general se abordan algunos atributos que describen la diversidad funcional de las aves ligado fuertemente a la complejidad de la estructura de la vegetación (Petit y Saab, 1992, Classen *et al.* 2014, Sitters *et al.* 2016), como respuesta al manejo de bosques de pino (Ameztegui *et al.*, 2018), efectos de los incendios naturales en las selvas amazónicas (Hidasi-Neto *et al.* 2012), para comparar áreas naturales protegidas con efectos del disturbio antropogénico (Asefa *et al.* 2017), efecto en plantaciones de palma de aceite (Almeida *et al.*, 2016), o para describir procesos de regeneración (Dias *et al.*, 2016), incluso alguno de los trabajos han relacionado la cuantificación de grupos funcionales al control de plagas de algunos cultivos de café y vino (Barbaro *et al.* 2016, Martínez-Salinas *et al.* 2016)

Aunque el interés sobre el conocimiento de cambios en la diversidad funcional va en aumento, solo existen pocos trabajos sobre los grupos funcionales en sistemas ganaderos. Sánchez-Montenegro *et al.* (2017) analizó el ensamblaje de la comunidad de aves en dos unidades paisajísticas de bosque tropical seco: uno por bosque y otro por sistemas de pastoreo y carreteras (dominados por pastizales y arbustos). A pesar de encontrar una mayor riqueza y diversidad en la unidad de bosque no hubo diferencias significativas. Reportan al gremio insectívoro como el más representativo, seguido del frugívoro para ambas unidades. Estos resultados se los atribuyen principalmente al tamaño, forma e historia de intervención de las unidades.

Martin y Possingham (2005) analizaron el impacto del pastoreo ganadero bajo el dosel en el ensamblaje de aves de bosques de eucalipto y vegetación riparia en Australia. Crearon un modelo del efecto del ganado en los niveles de la vegetación sobre la preferencia y el tiempo de forrajeo de las especies. Se aplicó en bosques y vegetación riparia con tres niveles de presión ganadera: baja o nula, media y alta. Compararon las predicciones de la preferencia del hábitat con las obtenidas del modelo, encontrando la preferencia de altura de forrajeo como un buen predictor de la susceptibilidad de la especie al pastoreo. Conjuntamente, encontraron que las especies disminuyeron con el aumento de la presión del pastoreo.

La importancia en un componente arbóreo en los hábitats impactados ha sido denotada de diferentes maneras, entre estas los sistemas silvopastoriles que han sido catalogados como posibles conexiones entre los remanentes forestales, permitiendo el flujo biológico y haciéndolos más apto para la fauna nativa. González-Valdivia *et al.* (2014) indica que los grupos funcionales proporcionan mejores respuestas de los organismos a la influencia de la altura, humedad relativa y área basal del arbolado. Reportan poca presencia de nectarívoros y frugívoros debido a la composición de la vegetación en estos sistemas, lo que podría tener implicaciones en cuanto al manejo y que sin duda están funcionando como corredores pero que podrían aumentar su calidad.

El uso de diversidad funcional cuantificado mediante índices multirasgo multidimensionales como un acercamiento a la composición de la comunidad en respuesta al cambio en los hábitats, ha resultado bastante informativo en una dimensión diferente a las exploradas. Lindenmayer (2015) evaluó el cambio en la diversidad taxonómica y funcional por efecto de cultivo de pinos. La diversidad funcional calculada mediante cuatro índices de diversidad funcional (FD, FRic, FEve y FDis) con ocho atributos funcionales. Reporta un

mantenimiento en la diversidad taxonómica, pero un marcado cambio temporal en la composición de ensamblaje de la diversidad funcional, notando una reducción del traslape de nicho (FEve) y una atracción de especies estrictas de bosque.

Godet (2016) menciona que el impacto de las características del paisaje sobre la diversidad funcional no es claro, por lo que resulta de interés la exploración de esta dimensión de la diversidad relacionado a la cuantificación de la heterogeneidad del paisaje. Godet (2016) realizó una evaluación del efecto de la composición (Riqueza, diversidad y cobertura del paisaje) y configuración (Número, forma y cohesión de parches) del paisaje sobre la diversidad funcional cuantificada en tres índices: Diversidad, riqueza y equidad funcional (FD, FRiq y FEve). Para lo que afirma, que la composición del paisaje tiene un mayor efecto que su configuración, específicamente los hábitats más “extremadamente” transformados (baja riqueza y diversidad del paisaje, con complejas formas y baja cohesión) soportando una menor riqueza funcional (FRic), divergencia funcional (FDiv) y dispersión funcional (FDis). Sin embargo Lee y Martin (2017) haciendo uso de los índices de diversidad y equidad funcional (FD, FEve) en respuesta a paisajes agrícolas (cuantificados con un índice de diversidad de Shannon del paisaje: SHEI), reportan un gran efecto del paisaje sobre la diversidad taxonómica, pero muy baja sobre la diversidad funcional evaluada (FD, FEve). Declaran que la diversidad taxonómica tuvo una respuesta positiva a la heterogeneidad del paisaje (SHEI).

Los atributos de las especies abordadas desde una perspectiva de diversidad funcional permiten conocer con mayor detalle los ecosistemas, por lo que se debe extender su uso a los hábitats influenciados por la ganadería, ampliando el poco conocimiento existente. Lo cual además de brindar información de la situación actual de las diferentes técnicas ganaderas, puede generar información que mejore su manejo.

Justificación

Las diferentes prácticas ganaderas han tenido históricamente un gran impacto en la conversión de ecosistemas. Sin embargo, su continuidad es imprescindible por ser uno de los principales aportes económicos de la población, así como por ser de origen vacuno una de las fuentes más importantes de proteína en la alimentación. En México se han afectado de manera importante los ambientes tropicales y subtropicales, en donde se emplea de manera tradicional el libre pastoreo bajo el dosel arbóreo nativo o ganadería cerril. Este tipo de manejo ganadero es el más recurrente en la región de tierra caliente, Michoacán. Esta región alberga una gran diversidad biológica, así como un alto grado de endemismo. Como tal se requiere profundizar en el conocimiento sobre los efectos de los diferentes sistemas ganaderos de la región. La exploración de una perspectiva tradicional de diversidad (taxonómica) así como funcional de la comunidad de aves resulta de interés, para comparar como los diferentes sistemas ganaderos empleados han transformado el paisaje y consecuentemente como han afectado la comunidad de aves y su funcionalidad, con el propósito de generar conocimiento actual del efecto puntual de la ganadería. Además, determinar las técnicas agropecuarias que puedan ser de mayor beneficio de manera simultánea en los esfuerzos de conservación del ambiente y la diversidad biológica. Conjuntamente a lo anterior, no comprometer la continuidad de la actividad ganadera como detonante de economía local en zonas rurales.

Hipótesis

La modificación de paisaje generado por las actividades ganaderas tendrá un evidente efecto en la composición y estructura de la comunidad de aves, tanto en diversidad taxonómica como funcional.

Predicción

Se espera que en zonas con una alta heterogeneidad espacial dada por muchos elementos en el paisaje se encuentre una mayor diversidad taxonómica y funcional, siendo lo opuesto para zonas con baja heterogeneidad del paisaje.

Objetivo general

- Analizar la diversidad taxonómica y funcional de la avifauna en dos periodos en paisajes resultantes de diferentes sistemas de manejo ganadero en la región de la Reserva de la Biosfera de Zicuirán-Infiernillo.

Objetivos particulares

- Describir y comparar la diversidad taxonómica y funcional de la comunidad de aves en dos periodos dentro de tres tipos de paisaje resultantes de diferentes sistemas de manejo ganadero en la región de la RBZI.
- Determinar el efecto de la composición y configuración del paisaje generado por tres diferentes sistemas ganaderos sobre la diversidad taxonómica y funcional de la comunidad de aves en dos periodos.

Materiales y métodos

Área de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en el municipio de la Huacana, Michoacán, ubicado dentro de la zona de influencia de la Reserva de la Biosfera Zicuiran-Infiernillo (RBZI) (Figura 1). Se encuentra en la Depresión del Balsas, situada en un gran valle entre el Eje Volcánico Transversal y la Sierra Madre del Sur, donde las altitudes fluctúan desde cerca de 200 y hasta 1600 msnm (Rzedowski 2006, SEMARNAT y CONANP 2014).

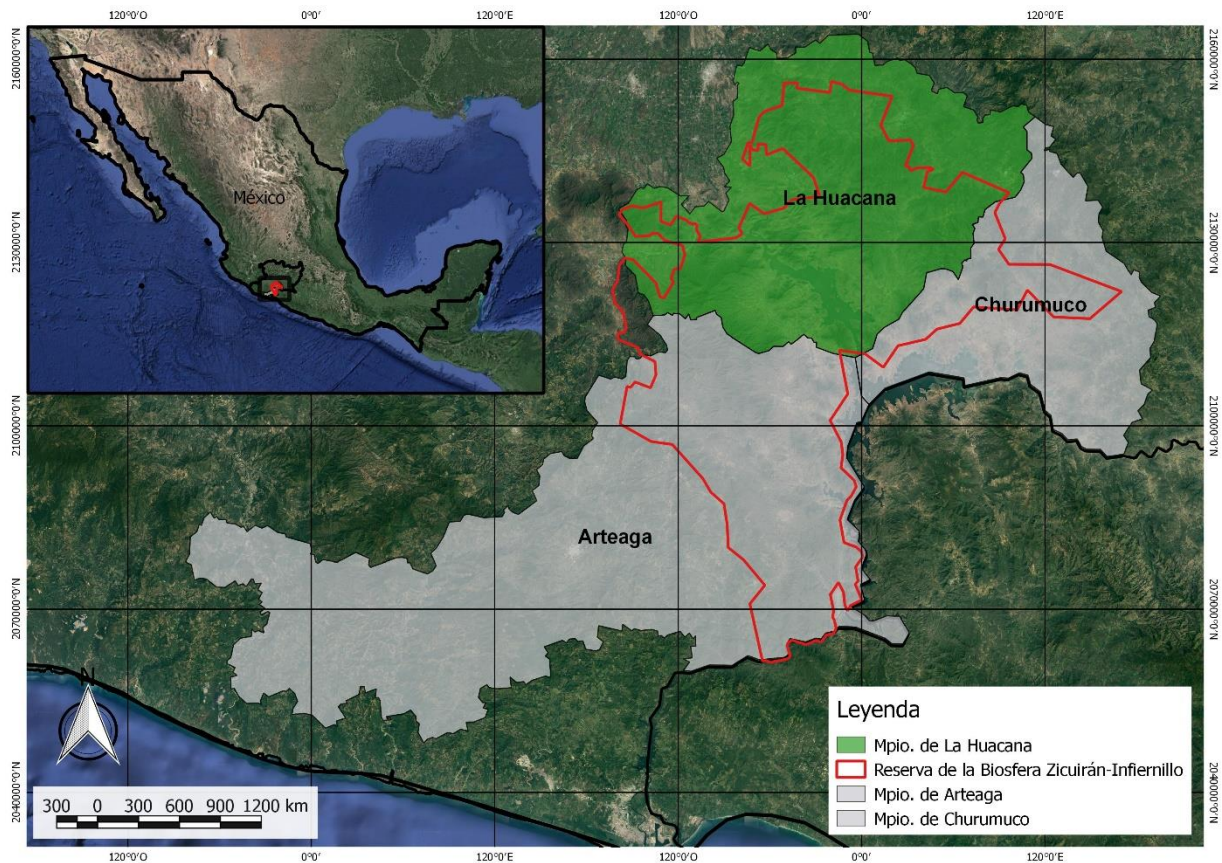


Figura 1. Área de estudio, ubicada en el municipio de la Huacana (color verde), dentro de la Reserva de la Biosfera Zicuirán-Infiernillo (delimitada con rojo).

Fisiográficamente se encuentra dentro de las provincias de la Sierra Madre del Sur representada por un sistema montañoso disectado por corrientes fluviales que en su trayectoria labran valles y llanuras con cañadas. En la zona de contacto de la depresión del

Balsas se presenta una serie de valles como el de La Huacana, de naturaleza volcánica con súbitas elevaciones, como el volcán El Jorullo (SEMARNAT y CONANP 2014).

Los climas en la región según el sistema de Koeppen están representados por tipo (A) que son calientes y húmedos, los más difundidos son los de la categoría Aw (con larga temporada seca), que ocupan grandes extensiones de tierras bajas a lo largo del litoral del Pacífico, desde Sinaloa hasta Chiapas. La clave climática de manera general para la Huacana es Awo (w) (i) gw” con una temperatura promedio de 27.4 °C y con una precipitación un poco mayor de 900 mm. El patrón de lluvias es marcadamente estacional y se concentra en los meses de junio a septiembre (Rzedowski 2006, SEMARNAT y CONANP 2014). En la RBZI se pueden encontrar los siguientes tipos de vegetación (SEMARNAT y CONANP 2014): Selva baja caducifolia, selva baja espinosa, palmares (*Sabal pumos*) y selva mediana subperenifolia.

La fauna de la región tampoco se considera completamente descrita, sin embargo, para las aves sí existe un listado muy completo de la Zona de la Reserva Zicuiran- Infiernillo con un total de 253 especies (101 especies migratorias), pertenecientes a 51 familias que representan más del 46% de la riqueza total del estado. Los mamíferos son representados con un total de 86 especies silvestres correspondientes a ocho órdenes y 24 familias, que representan 53% del total de las registradas en el estado, de las cuales 14 especies están en la Nom-059-Semarnat-2010. En cuanto a los reptiles y anfibios hay registrados 54 especies de reptiles, pertenecientes a 35 géneros, 15 familias de dos órdenes y 15 especies de anfibios pertenecientes a nueve géneros, cuatro familias y un orden, lo que representa más del 38% de la herpetofauna estatal (SEMARNAT y CONANP 2014).

Metodología en campo

Para la caracterización de la comunidad de aves, se localizaron sitios en tres diferentes tipos de hábitats donde se practica la ganadería (Figura 2). El primer hábitat con ganadería bajo el dosel del bosque nativo o también denominado como ganadería cerril (CeG) (Figura 2A), el segundo con una ganadería extensiva representada por grandes áreas de pastizales inducidos con pobre cobertura arbórea (ExG) (Figura 2B) y el tercero con áreas ganaderas insertas en un paisaje con vegetación remanente de selva nativa y secundaria, cercos vivos y arboles dispersos en potreros (VeG) (Figura 2C).

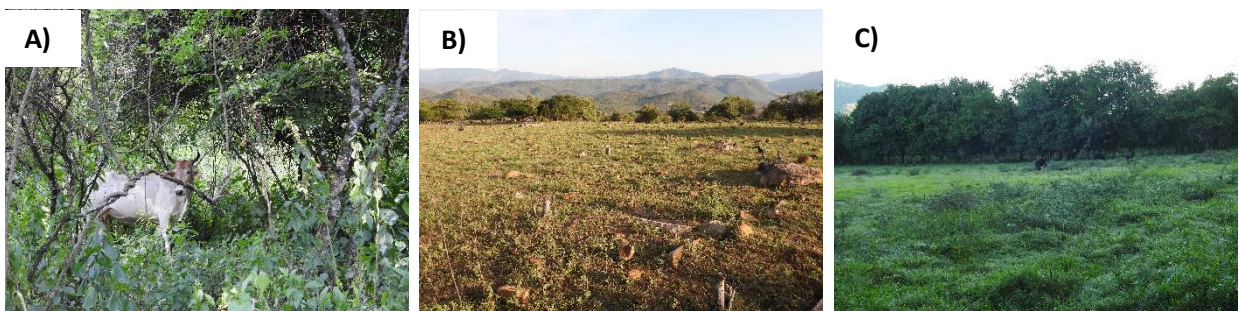


Figura 2. Hábitats con diferente tipo de prácticas ganaderas en la RBZI, Mpio. de la Huacana, Michoacán; A) Ganadería bajo el dosel (CeG) B) Ganadería extensiva (ExG) C) Ganadería con vegetación (VeG).

El método de muestreo para la comunidad de aves fue mediante puntos de conteo de radio fijo de 50 m, con aproximadamente diez puntos a lo largo de cada transecto. Se seleccionaron tres repeticiones (potreros) por tipo de hábitat. En cada repetición se realizó un transecto por potrero para el periodo no reproductivo (NR). En el periodo reproductivo (R) solo se realizaron dos repeticiones por tipo de hábitat. Los dos periodos fueron considerados con el propósito de incorporar las aves migratorias presentes en la zona, que incluye el periodo invernal o no reproductivo (NR) entre septiembre a febrero, y el periodo reproductivo (R) que se extiende de abril a julio.

En cada punto, el observador registra todas las aves observadas y escuchadas en un periodo de cinco minutos, siendo identificadas con ayuda de guías especializadas como Howell y Webb (1995) y van Perlo (2006). Una vez terminado el tiempo de conteo, el observador se desplaza a un nuevo punto situado a un mínimo de 200 m de distancia del punto anterior (Ralph *et al.* 1996, Bibby *et al.* 1998). Por cuestiones logísticas y eficiencia de

aprovechamiento del tiempo se posicionaron los puntos de conteo a lo largo de senderos o caminos de terracería. Los conteos se realizaron exclusivamente por la mañana, después del amanecer y hasta las 11:00 am como máximo, realizando solo un transecto por día. Esto es importante, sobre todo en áreas como la Depresión del Balsas donde las temperaturas durante el día llegan a ser muy elevadas.

Análisis del paisaje

Para el análisis del paisaje se hizo uso de imágenes satelitales Landsat 8, obtenidas de la página oficial del Servicio Geológico de E.U.A (*U.S. Geological Survey*). Se hizo uso de la escena con ID "LC80280472018328LGN00" del día 12 de agosto del 2018, procesadas en el software QGIS 2.18.12 "Las Palmas", donde se realizó una clasificación de uso de suelo híbrido a partir del método de clasificación dirigido a objetos propuesta por François y Gonzáles (2015), además de complementarlo con una delimitación manual con mayor detalle a partir de las imágenes satelitales de google y una combinación de bandas 4, 3, 2 que nos da un rojo falso para percibir zonas con vegetación más densas. Se establecieron siete categorías para la clasificación de uso de suelo (Figura 3). Posteriormente, con la georreferencia de los puntos de conteo obtenidas con ayuda de un GPS en campo, se ubicaron los transectos y puntos de conteo en las imágenes satelitales. El análisis del paisaje se realizó considerando un radio buffer de 250 m (Gómez-Sánchez 2019), cuya área de acuerdo a Barbaro et al. (2016), es la escala más relacionada a la que responde la comunidad de aves.

Las métricas del paisaje fueron calculadas para cada uno de los puntos realizados mediante el software QGIS 2.18.12 con el plugin LecoS y en el software Rstudio con la librería 'landscapemetrics', cuyos programas están basados en el software "Fragstats". De las métricas obtenidas en estos programas se hizo uso de las variables de composición y configuración del paisaje más mencionadas en la bibliografía y más recomendadas para relacionarlas con la biodiversidad y la comunidad de aves (Forman y Godron 2013, Botequilha Leitão *et al.* 2009, Fairbrother 2016, Banks-Leite *et al.* 2011, Belda *et al.* 2011, Mcgarigal 2015, Santamaría-Rivero *et al.* 2016) (Tabla 1). Además, se realizó una selección de métricas mediante una depuración de matriz usada en análisis multivariados, eliminando las métricas que estuvieran altamente correlacionadas (Tabla 1). Las métricas se obtienen a nivel del paisaje o por tipo de cobertura, estas últimas tienen un valor para cada una de las categorías de uso de suelo. Es en estos casos se usaron las categorías de potrero (P), vegetación densa (VD), vegetación abierta (VA) y el resto de las categorías como otros usos (OU). Se calcularon

índices según las características de los valores en de cada una de las métricas, los cuales relacionan lo valores de los potreros a la vegetación y se implementaron en los modelos (Tabla 1).

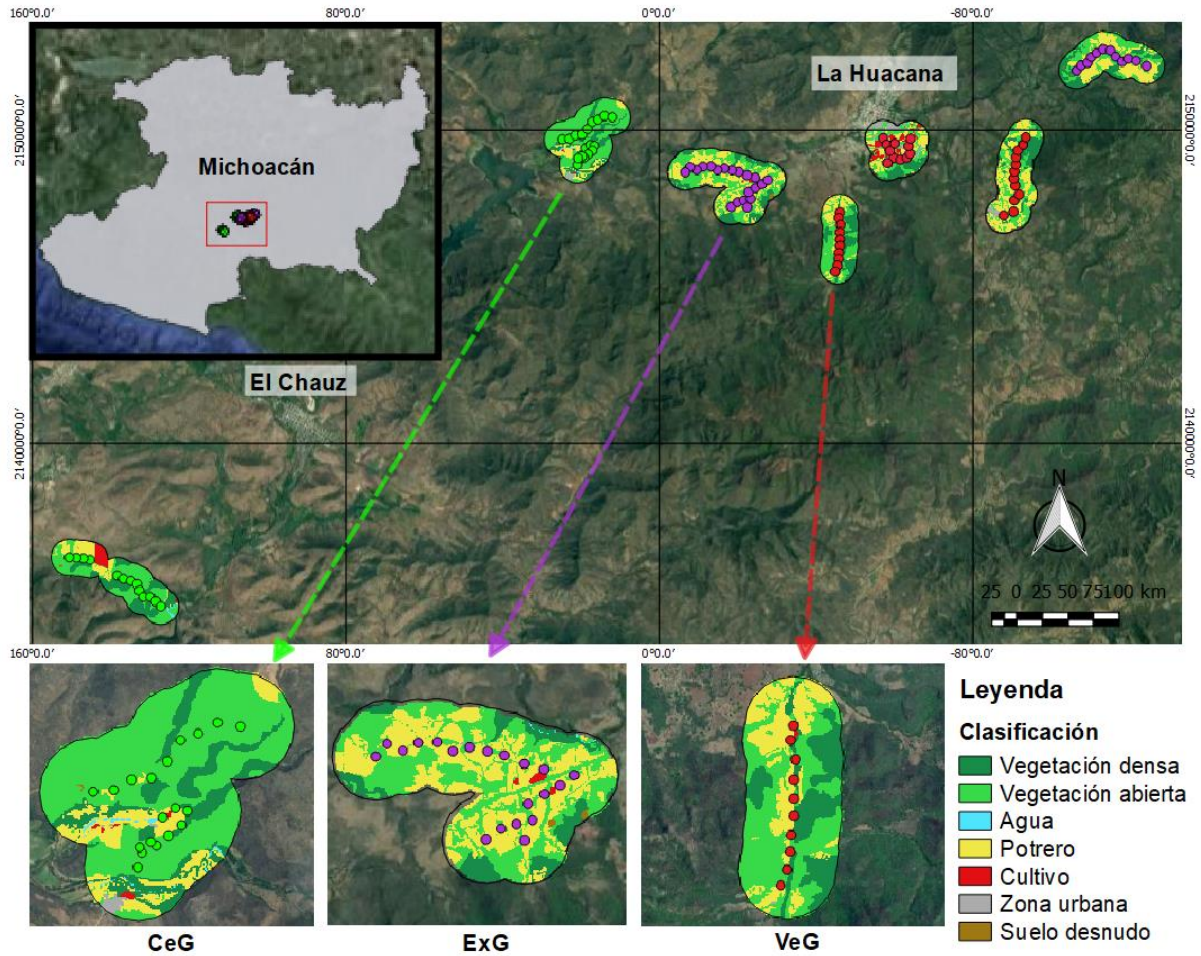


Figura 3. Puntos de conteo y clasificación de uso de suelos realizado en un buffer de 500m. Puntos de ganadería cerril (CeG) (color verde), ganadería extensiva (ExG) (color morado) y ganadería con vegetación (VeG) (color rojo).

Tabla 1: Métricas del paisaje cuantificadas en un buffer de 250m para cada punto de conteo

Tipo de métrica	Métrica código en "Fragstats"	Descripción	Nivel	Abreviación /Implementación	Interpretación de índices/generados
Composición	Diversidad de Shannon	Depende del tipo y la igualdad de abundancias del tipo de cobertura.	Paisaje	SI	
Composición	Equidad de Shannon	Distribución uniforme del área entre los tipos de parches.	Paisaje	SE	
Composición	Riqueza de parches	Número del tipo de parches presentes, no es afectado por el arreglo.	Paisaje	RP	
Composición	Proporción del paisaje	Proporción de área ocupada por un tipo de cobertura en el paisaje	Tipo de cobertura	PL=P/(VA+VC) PL-OU= 1-(P+VA+VC)	PL>1 = + PL en P >PL-OU= + OU
Composición y configuración	Borde total	Suma los segmentos de bordes generados por la interacción de dos tipos de cobertura.	Paisaje Tipo de cobertura	BT BTT=P/(VA+VC)	BTT>1= +BT en P
Configuración	Dimensión fractal	Refleja la complejidad de la forma mediante la relación de área y perímetro estandarizada.	Tipo de cobertura	FD=P/□ (VA,VC)	FD>1= +FD en P
Configuración	Índice de fragmentación	Se basa en la distribución del área del tipo de cobertura acumulada	Tipo de cobertura	SP=P/(VA+VC)	>SP= +SP en P

P= Potrero, VA=Vegetación abierta, VC= Vegetación cerrada, SI= Índice de diversidad de Shannon, SE= Índice de equidad de Shannon, RP= Riqueza de parches, PL= Índice de proporción de P en relación a VA y VC, PL-OU= Proporción de otros usos de suelo, BT= Borde total del paisaje, BTT=Índice de borde total de P en relación a VA y VC, FD= Dimensión fractal de P en relación a VA y VC y SP= Índice de división de P en relación a VA y VC.

Mediante las métricas obtenidas en el análisis del paisaje se compararon las proporciones de uso de suelo (PLAND) descritos en la metodología de campo para cada uno de los tres hábitats establecidos (Tabla 2). Se usó la proporción del paisaje (PL) transformada ($\sqrt{\text{PLAND}}$) para comparar la ganadería cerril (CeG), ganadería extensiva (ExG) y ganadería con vegetación (VeG). Se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas entre los tres hábitats en cuanto a la proporción de cobertura de potreros y de vegetación densa de la manera esperada (Tabla 2). En cambio, CeG presentó diferencias significativas con los otros dos hábitats, pero no entre la ExG y VeG.

Tabla 2. Comparación de la proporción del paisaje de los hábitats de ganadería cerril (CeG), ganadería extensiva (ExG) y ganadería con vegetación (VeG) mediante un ANOVA. En rojo diferencias significativas entre hábitats

Métrica	Categoría	CeG	ExG	VeG	P
PLAND	Veg. densa	0.43 ± 0.3 A	0.06 ± 0.1 B	0.30 ± 0.4 C	<0.0001*
	Veg. abierta	0.71 ± 0.2 A	0.53 ± 0.1 B	0.52 ± 0.2 B	<0.0001*
	Potreros	0.25 ± 0.3 A	0.72 ± 0.1 B	0.59 ± 0.2 C	<0.0001*

Descripción de las métricas del paisaje en los tres hábitats

Las métricas obtenidas para cada uno de los paisajes fueron variables, por lo que esta sección es una caracterización de los hábitats de acuerdo a las métricas, los índices obtenidos y resumidos en la Tabla 3.

Para la ganadería cerril (CeG) se observó un promedio de diversidad de shannon y riqueza de parches del paisaje ($SI=0.759$ y $RP=3.375$) intermedia a los otros dos hábitats (ExG y VeG), un valor de equidad de shannon ($SE=0.681$) bajo dado por el uso de suelo de vegetación nativa dominante en estos paisajes y una baja proporción de otros usos de suelo ($PL-OU=0.013$) similar a ExG. Se observan valores muy diferentes a los otros hábitats en las siguiente métricas: índice de proporción del paisaje ($PL=0.192$) que indica una mayor proporción de vegetación nativa en relación a los potreros, indicado del mismo modo con un menor valor del índice de borde ($BTT=0.266$), también se presentó el menor valor de borde total ($BT=5609.375$) por lo que se asume que hay una menor interacción de diferentes usos de suelo. En el mismo sentido la dimensión fractal fue la menor ($FD=0.666$) la cual indica una mayor complejidad de la forma de los parches en la vegetación nativa y finalmente el mayor valor del índice de fragmentación ($SP=21.779$) indicando que los parches de potrero están

muy separados entre sí respecto a la vegetación nativa, ya que en este hábitat hubo poco parches de potreros.

En la ganadería extensiva (ExG) se observó un promedio de diversidad de shannon y riqueza de parches del paisaje ($SI=0.690$ y $RP=2.844$) más baja a los otros dos hábitats (CeG y VeG), un valor de equidad de shannon ($SE=0.680$) bajo dado por la dominancia de los potreros en estos paisajes y una baja proporción de otros usos de suelo ($PL-OU=0.014$) similar a CeG. Para el índice de proporción del paisaje ($PL=2.415$) indica una mayor proporción de potreros en relación a la vegetación nativa y por lo tanto un mayor valor en el índice de borde ($BTT=1.064$) indicando del mismo modo que PL, presentó un valor intermedio de borde total ($BT=9209.375$), por lo que se asume que hay una interacción de diferentes usos de suelo intermedia a los otros dos hábitats (CeG y VeG). En cuanto a la dimensión fractal fue la mayor ($FD=1.004$) la cual indica una similar complejidad de la forma de los parches en la vegetación nativa y los potreros, finalmente presento el menor valor del índice de fragmentación ($SP=0.401$) indicando que los parches de potrero están mucho más cerca entre sí respecto a la vegetación nativa.

Mientras que en la ganadería con vegetación (VeG) presentó los mayores promedios de diversidad de shannon ($SI=0.982$), equidad de shannon ($SE=0.0766$) y de riqueza de parches del paisaje ($RP=3.697$), dado en conjunto por la variedad de usos de suelo y presentar menor dominancia de algún elemento en estos paisajes, en el mismo sentido una mayor proporción de otros usos de suelo ($PL-OU=0.088$) que en los otros dos paisajes (CeG y ExG). Para el índice de proporción del paisaje ($PL=1.172$) indica una proporción similar de potreros y vegetación nativa, dando un valor intermedio en el índice de borde ($BTT=1.064$) indicando del mismo modo que PL. Este hábitat presentó el mayor valor de borde total ($BT=10589.697$), por lo que se asume que hay una mayor interacción de diferentes usos de suelo que en los otros dos hábitats (CeG y ExG). En cuanto a la dimensión fractal fue intermedia ($FD=0.986$) a los otros dos hábitats, la cual indica ligeramente una mayor complejidad de la forma en la vegetación nativa pero similar a la complejidad de los potreros, finalmente presento un valor intermedio del índice de fragmentación ($SP=1.053$) indicando una separación de los potreros intermedia a los otros dos hábitats (CeG y ExG).

Tabla 3. Promedio de las métricas del paisaje en los tres hábitats (CeG, ExG y VeG)

	SI	SE	RP	PL	PL-OU	BT	BTT	FD	SP
CeG	0.759	0.681	3.375	0.192	0.013	5609.375	0.266	0.666	21.779
ExG	0.690	0.680	2.844	2.415	0.014	9209.375	1.064	1.004	0.401
VeG	0.982	0.776	3.697	1.172	0.088	10589.697	0.736	0.986	1.053

SI= Índice de diversidad de Shannon, SE= Índice de equidad de Shannon, RP= Riqueza de parches, PL= Índice de proporción de P en relación a VA y VC, PL-OU= Proporción de otros usos de suelo, BT= Borde total del paisaje, BTT=Índice de borde total de P en relación a VA y VC, FD= Dimensión fractal de P en relación a VA y VC y SP= Índice de división de P en relación a VA y VC.

Riqueza, abundancia y composición de la avifauna

La diversidad taxonómica es un parámetro altamente aceptado para entender las variaciones asociadas a los tipos diferentes de hábitat así como las temporales (Fajardo *et al.* 2009, González-Valdivia *et al.* 2014, Sánchez-Montenegro *et al.* 2017, Vergara Paternina *et al.* 2017). La riqueza de aves se describe como el número total de especies registradas para los diferentes hábitats, incluyendo las especies migratorias, ya sean de verano o invierno. La abundancia es un parámetro de importancia que se deriva como el valor relativo de las tasas de encuentro de las diferentes especies y no sustituye las estimaciones de densidad. Este valor permite comparar las diferencias en la estructura de la comunidad entre sitios. También puede ser empleado en conjunto con la riqueza para analizar la estimación de índices de diversidad alfa, beta y la similitud entre los diferentes hábitats (Fajardo *et al.* 2009, Maya-Elizarrarás y Schondube 2015).

Diversidad funcional

La diversidad funcional hace uso de rasgos funcionales, los cuales son los atributos biológicos influidos por el desempeño de las especies, por lo tanto en la diversidad funcional encontramos una gran variedad de rasgos morfológicos, fisiológicos y de comportamiento, muchos de los cuales influyen en la abundancia de las especies y el funcionamiento del ecosistema (Tilman 2001, Villéger *et al.* 2010). De esta manera las especies observadas en los diferentes hábitats ganaderos se clasificaron usando rasgos funcionales que han sido utilizados en otros estudios o se consideran de importancia por su efecto en el ecosistema: estacionalidad, estrato y estrategias de forrajeo, dieta, masa corporal, sociabilidad y estrato de

anidación (Adamík *et al.* 2003, Kariuki Ntang'Ang'A *et al.*, 2013, Luck *et al.* 2013, Martínez-Salinas *et al.*, 2016, Lee y Martin, 2017)

A las especies registradas se les asignó un valor para cada rasgo funcional seleccionado (Tabla 4). Se usaron rasgos funcionales ya utilizados en otros estudios, algunos se modificaron y se añadieron otros que también podrían tener un efecto en el funcionamiento del ecosistema. Para la dieta y estrato de forrajeo de las especies que entren en más de una categoría se asignó la categoría más común. Para obtener los valores de los rasgos se recurrió a la información especializada, brindada en las páginas *Neotropical Birds (The Cornell Lab of Ornithology)*, Audubon (*National Audubon Society*).

Tabla 4. Rasgos funcionales usados y categorías que fueron asignadas a las especies registradas en los puntos de conteo

Rasgo funcional	Categorías
Estacionalidad (Berlanga <i>et al.</i>, 2018)	Residente y migratorio.
Estrato de forrajeo (Modificado de Kariuki Ntang'Ang'A <i>et al.</i> 2013)	Aire, árboles centro, árboles periferia, sotobosque, suelo, corteza y generalista.
Estrategia de forrajeo (Adamík <i>et al.</i> 2003)	Buscar, revolotear, perforar, atrapar, rascar, cazar y generalista.
Dieta (Modificado de Kariuki Ntang'Ang'A <i>et al.</i> 2013)	Frugívoro, granívoro, folívoro, nectarívoros, insectívoro, carnívoro y carroñeros.
Masa corporal (Gómez-Sánchez 2019)	Extra -pequeños (3-10.9g), pequeños (11-30.9g), medianos (31-80.9g), grandes (81-200.9g), Extra-grandes (201-500g).
Sociabilidad	Solitarios, parejas y grupos.
Estrato de anidación	Rocas, suelo, sotobosque, sub-dosel, copa de árboles y huecos.

Análisis estadísticos

Diversidad taxonómica

Para determinar si el esfuerzo de muestreo es suficiente, se realizaron curvas de acumulación de especies con base en los registros obtenidos de los puntos de conteo en cada transecto de cada uno de los hábitats incluidos y se compararon con estimadores de riqueza esperada de Jack 1 y Chao 1, por ser de las más usados en este tipo de estudios con esfuerzos

de muestreo bajos y además de que el primero posee una exactitud global por arriba del 95% (Sánchez-Montenegro *et al.*, 2017; Gómez-Sánchez, 2019), disponibles en el software EstimateS Version 9. 1. 0 (Colwell, 2013). Se realizaron curvas de rango-abundancia de acuerdo a la abundancia relativa de especies de acuerdo al rango de encuentro, como el número de individuos entre el número de puntos de conteo.

Para describir la composición y estructura de la comunidad de aves se usó la riqueza de especies (S), abundancia (abun) y se calcularon los siguientes índices de diversidad taxonómica: Shannon-Winer (H), equidad de Pielou (E) y dominancia de Simpson (S) (Fajardo *et al.* 2009, González-Valdivia *et al.* 2014, Sánchez-Montenegro *et al.* 2017, Vergara Paternina *et al.* 2017).

Diversidad funcional

De manera complementaria se analizó la comunidad desde una perspectiva funcional, inicialmente se usó el índice de diversidad funcional ponderado por una medida de abundancia relativa (ej. frecuencia) de las especies (wFDc). El índice es calculado como la longitud total de las ramas del dendrograma resultante con todas las especies de la comunidad (Pla *et al.* 2011). Este índice resulta de la modificación de diversidad funcional (FD) propuesto por Patchey y Gaston (2002) donde se hace uso de distancia Euclideana para la medida de distancia usada en el análisis de conglomerado pero resulta más informativo el índice wFDc (Pla *et al.* 2011) por considerar las abundancias.

De acuerdo a Cordova-Tapia y Zambrano (2015) para analizar la diversidad funcional de manera robusta es necesario evaluar la distribución de las especies y sus abundancias en un espacio funcional multidimensional. Por lo que la diversidad funcional no puede ser descrita con un sólo índice, por lo que para este propósito se utilizarán cuatro índices multirasgo multidimensionales: riqueza funcional (FRic), equidad funcional (FEve), divergencia funcional (FDiv) y la dispersión funcional (FDis). La medición independiente de estos cuatro índices métricos, provee mayor detalle e información complementaria de la diversidad funcional y su relación con el ecosistema (Villéger *et al.* 2008, Laliberté y Legendre 2010, Cordova-Tapia y Zambrano 2015, Martínez-Salinas *et al.* 2016).

La riqueza funcional (FRic), también llamado *convex hull*, es un índice frecuentemente usado que indica la diversidad de rasgos presentes independiente de sus abundancias (Tilman 2001, Villéger *et al.* 2008, Cordova-Tapia y Zambrano 2015). Este índice construye un cuerpo

irregular poligonal definido como el volumen contenido por los valores extremos de los rasgos (Pla *et al.* 2011). Valores bajos de este índice indican que algún recurso disponible no está siendo usado pudiendo generar una reducción en la productividad de un ecosistema (Mason *et al.* 2005).

La equidad funcional (FEve) cuantifica la regularidad en la que los rasgos de la comunidad llenaron el espacio multivariado (uniformidad de la distribución de la abundancia), de acuerdo a la utilización efectiva del rango entero de los recursos disponibles (Mason *et al.* 2005, Villéger *et al.* 2008, Villéger *et al.* 2010, Cordova-Tapia y Zambrano 2015). Este índice se obtiene mediante el árbol de recorrido mínimo (MST) para conectar todas las especies en el espacio de rasgo funcional y midiendo la regularidad de los puntos de especie a lo largo de las ramas de este árbol y sus abundancias. Valores bajos de este índice (Varia de 0-1) indican que una parte del espacio del nicho es subutilizado lo que tiende disminuir la productividad y la disponibilidad, aumentando la oportunidad para invasores (Mason *et al.* 2005).

La divergencia funcional (FDiv) cuantifica la distribución de los valores de los rasgos relativo al “centro de gravedad” del espacio multivariado ocupado por los rasgos y sus abundancias, midiendo la similitud funcional (Villéger *et al.* 2008, Cordova-Tapia y Zambrano 2015, Martínez-Salinas *et al.* 2016). Este índice mide la distancia promedio de las especies al centroide del espacio de los rasgos de la comunidad y suma la magnitud de divergencia del promedio (Swenson 2014). Valores altos de este índice (varia de 0-1) reflejan alta diferenciación de nicho de las especies dominantes, por lo que se reduce la competencia y aumenta los procesos del ecosistema ya que hay un uso más eficiente de los recursos (Mason *et al.*, 2005, Cordova-Tapia y Zambrano, 2015).

Además, la dispersión funcional (FDis) calcula la distancia de cada especie al centroide de los rasgos de la comunidad. Es similar a FDiv pero conceptualmente este índice facilita interpretar el significado biológico y es un claro indicador de la dispersión de los rasgos en la comunidad (Laliberté y Legendre 2010, Swenson 2014).

Los análisis de diversidad funcional se realizaron en el software de FDiversity (Casanoves *et al.* 2011) y el paquete FD del Software R Version 3.5.0 (R-Core-Team 2018).

Comparación entre hábitats y efecto del paisaje

Los modelos lineales mixtos (GLM, GLMM) son aquellos donde se combinan efectos fijos y aleatorios. Además, resultan una alternativa para modelar datos que no cumplen con

los supuestos establecidos en los modelos estadísticos clásicos, los cuales establecen una distribución normal, una relación lineal entre los parámetros estimados, varianzas homogéneas para los distintos niveles de los factores y muestras independientes (Badiella 2011).

Para probar la hipótesis sobre las medias de los tipos de hábitat con el tipo de muestreo realizado en este estudio son necesarios los modelos lineales generales y mixtos. En la modelación de estos datos se consideraron los factores tipo de hábitat, época de evaluación y su interacción como efectos fijos. Debido a que el diseño de muestreo considera a los transectos dentro de los potreros como unidad primaria de muestreo, y a los puntos dentro de los transectos como unidades secundarias, se debe agregar un efecto aleatorio de transecto para considerar la falta de independencia (pseudoreplicas) que generan los puntos de conteo. Además, el uso de modelos lineales generales mixtos (GLM) asumiendo una distribución normal en la variable de respuesta, permiten modelar la matriz de varianzas y covarianzas del término de error para considerar varianzas heterogéneas (Badiella 2011, Di Rienzo *et al.* 2011)

Para las variables de conteos, se usaron modelos lineales mixtos generalizados (GLMM) ya que la variable de respuesta tiene una distribución diferente a la normal, que en nuestro caso es la distribución de Poisson. Estos modelos también permiten contemplar observaciones no independientes (Cayuela 2010, Badiella 2011).

Para hacer una comparación entre hábitats, periodos y conocer el efecto del paisaje sobre la comunidad de aves se realizó un análisis de covarianza (ANCOVA) con el siguiente modelo general:

$$y_{ijk} = \mu + \boxed{H_i + P_j + H:P_{ij}} + \boxed{SI + SE + BT + RP + PL + PL-OU + BTT + FD + SP} + \boxed{T_k} + e_{ijk}$$

Efectos fijos

Covariables

Efecto aleatorio

Dónde: μ Media general, H_i Hábitat, P_j Periodo, SI Diversidad de Shannon, SE Equidad de Shannon, BT Borde total, RP Riqueza de parches, PL Índice de proporción de usos de suelo, $PL-OU$ Proporción de otros usos de suelo, BTT Índice de borde total, FD Índice de dimensión fractal, SP Índice de fragmentación, T_k Transecto y e_{ijk} error.

Se usaron modelos lineales mixtos (GLM) para nuestras variables de respuesta continuas (H, E, D, wFDc, FRic, FEve, FDiv, FDis) (Sayer *et al.* 2017) y modelos lineales mixtos generalizados (GLMM) con una distribución de poisson para las variables discretas (Abun y S) (Cayuela 2010, Badiella 2011). Las covariables usadas en los análisis fueron las obtenidas desde las métricas de paisaje (SI, SE, RP, PL, PL-OU, BT, BTT, FD, SP). Se realizaron modelos para cada una de las variables de respuesta, usando los índices obtenidos de la comunidad de aves anteriormente descritos en cuanto a diversidad taxonómica y funcional.

Se realizaron una serie de pruebas para ajustar nuestro modelo de acuerdo a los supuestos de los GLM (establecen una homogeneidad de varianza y una distribución normal de residuos) y los GLMM (requieren la ausencia de sobredispersión). Para las variables con distribución normal de residuos, se ajustaron modelos con diferentes funciones de varianza para corregir problemas de heteroscedasticidad. Posteriormente se compararon estos modelos entre ellos para hacer una selección del mejor modelo usando el método de máxima verosimilitud con el valor más pequeño de AIC. Una vez obtenido el mejor modelo se procedió a evaluar las covariables que presentaban un nivel importante de explicación de las respuestas. Primero se evaluó el modelo completo, en el que se incluían todas las covariables de manera aditiva. Posteriormente se realizó un proceso de simplificación, en el que se fueron eliminando de a una las covariables no significativas ($p < 0.05$), hasta llegar a un modelo con menor número de parámetros (modelo más parsimonioso). De todos los modelos obtenidos en el proceso se seleccionó uno mediante el criterio de máxima verosimilitud, con el valor más bajo de AIC y se realizó también la comparación entre los modelos en el proceso de simplificación, verificando si hubo o no diferencia estadísticamente significativas entre los modelos probados (usando la prueba del cociente de verosimilitud). En el modelo seleccionado se obtiene el resultado de nuestras pruebas de hipótesis, así como el efecto de las covariables significativas sobre nuestra variable de respuesta. Aunado a lo anterior se corroboró que la relación entre la covariable y la variable de respuesta fueran lineales, en los casos donde parecía tener una relación diferente se procedió a agregar la covariable transformada por una función no lineal y ver si el efecto de esta covariable transformada es necesaria en el modelo para mejorarlo, consultando la prueba de hipótesis y el valor de AIC. Estos modelos fueron realizados en software de InfoStat versión 2019 (Di Rienzo *et al.* 2019) y su interface para el

uso de los paquetes “lme4”, “r2glmm” y “MuMIn” en Software R Version 3.5.0 (R-Core-Team 2018).

Análisis multivariados

El análisis multivariados de componentes principales (ACP) es una técnica utilizada para la reducción de dimensión, lo que permite examinar todos los datos en un espacio de menor dimensión que el original, este puede ser plasmado en un biplot con ejes artificiales (componentes principales) en gráficos de dispersión de observaciones y/o variables permitiendo identificar asociaciones entre observaciones, entre variables y entre variables y observaciones (Balzarini *et al.*, 2008). Por lo que se realizaron un par de ACP usando las observaciones en los diferentes hábitats (CeG, ExG y VeG) en los dos periodos (NR y R) con todas las variables de respuesta estandarizadas, en un caso con los índices de diversidad taxonómica y en el segundo con los índices de diversidad funcional.

Además, se hizo uso de análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), el cual es la versión no paramétrica del análisis de correspondencia canónica. Esta técnica permite el ordenamiento en un sistema de coordenadas mediante índices de similitud y distancia, que conjuntamente permite incluir variables ambientales asociadas al NMDS mediante un coeficiente de correlación y se plasman como vectores desde el punto de origen (Hammer, Harper and P. D., 2001), permitiendo ordenar un conjunto de datos y asociarlo a variables ambientales. Para lo que se realizaron dos NMDS para el ordenamiento de las comunidades usando las métricas del paisaje (Tabla 1) como variables ambientales: en el primer caso considerando la abundancia por especies, mientras que en el segundo se usaron las abundancias por rasgos funcionales usados (Tabla 4). Estos análisis multivariados fueron realizados en software InfoStat versión 2019 (Di Rienzo *et al.* 2019) y con el software Past3 versión 1.0.0 (Hammer *et al.* 2001).

Resultados

Se realizaron un total de 164 puntos de conteo en 15 transectos, 97 puntos de conteo en tres transectos que corresponden al periodo no reproductivo (NR) y 67 puntos en seis transectos para el reproductivo (R). Los puntos de conteo realizados en los tres tipos de hábitat (CeG, ExG y VeG) y en los dos periodos (NR y R) registraron un total de 3816 individuos de 116 especies. En el periodo no reproductivo (NR) con un registro de 103 especies y 2493 individuos, mientras que en los puntos realizados en el periodo reproductivo (R) se registraron 1323 individuos de 69 especies. Se ha generado un listado de acuerdo a Berlanga *et al.*, (2018) de un total de 168 especies acumuladas a partir de observaciones dentro de los puntos de conteo y fuera de ellos. Del listado total de especies, nueve están bajo protección especial, dos como amenazadas (*Glaucidium palmarum*, *Megascops seductus*) y una en peligro de extinción (*Amazona finschi*). Se han registrado 37 especies con alguna categoría de endemismo y cuatro exóticas (Anexo 1).

Curvas de acumulación de especies

Se acumularon un total de 54 puntos para CeG, 54 puntos para ExG y 55 puntos para la VeG para los dos periodos (NR y R). Las curvas de acumulación de especies se realizaron con los puntos de conteo totales para cada tipo de hábitat (Figura 4 A B C), en donde se observa que las curvas de acumulación están muy cerca de la asíntota, además los valores de eficiencia de muestreo obtenidos se consideran adecuados. Se muestra una mayor eficiencia de muestreo con base en el estimador Chao1 (Tabla 5) con valores de 0.86 para CeG, 0.97 para ExG y 0.90 para VeG.

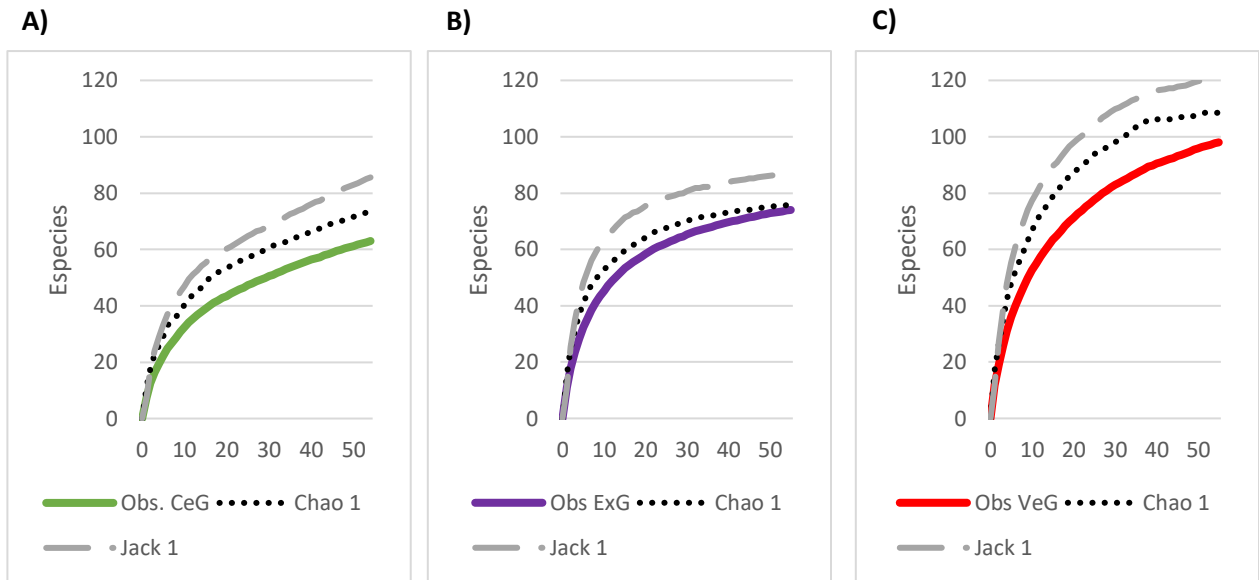


Figura 4. Curvas de acumulación de especies generadas para cada uno de los tres tipos de hábitat. A) Ganadería bajo el dosel (CeG) B) Ganadería extensiva (ExG) C) Ganadería con vegetación (VeG) con los estimadores de Chao1 y Jack 1.

Tabla 5. Valores de eficiencia para lo estimadores de riqueza Chao 1 y Jack 1 en los tres hábitats muestreados: ganadería bajo el dosel (CeG), ganadería extensiva (ExG) y ganadería con vegetación (VeG)

	CeG (Riqueza= 63)			ExG (Riqueza= 74)			VeG (Riqueza= 98)		
	Media	Eficiencia	Intervalos	Media	Eficiencia	Intervalos	Media	Eficiencia	Intervalos
Chao 1	73	0.86	66-98	76	0.97	74-85	108	0.90	101-131
Jack 1	86	0.73	81-91	87	0.85	84-90	121	0.80	116-125

Riqueza (S)

La riqueza total por hábitat es definida por el número total de especies. En el hábitat VeG se encontró el mayor número de especies con un total de 98, seguido por la ExG con 74 y por último la CeG con una cifra de 63 especies (Figura 5).

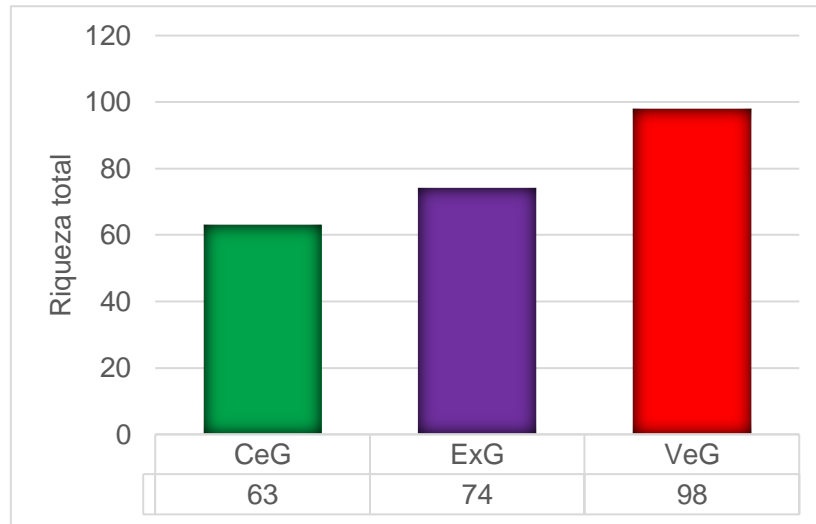


Figura 5. Riqueza total de especies en los diferentes hábitats: Ganadería cerril (CeG), ganadería extensiva (ExG) y ganadería con vegetación (VeG).

Para la a la riqueza (S) se encontró, que el modelo por eliminación de covariables y con base al menor valor de AIC (793.92, en amarillo en la Tabla 6) fue el modelo nueve, que incluyó RP (Riqueza de Parches) como única covariable explicativa, sin embargo, en este modelo la covariable no fue significativa, por lo que con el proceso adicional de selección de variables (*backward selection*) se obtuvo el modelo seis (Tabla 6) que incluyó la diversidad (SI) y equidad (SE) de Shannon, riqueza de parches (RP) y la dimensión fractal (FD) del paisaje como variables explicativas. La comparación de estos modelos mediante el cociente de verosimilitud, no arrojaron valores significativos ($p=0.1771$), por lo que el modelo seis fue el seleccionado (marcado con negritas en la Tabla 6).

Tabla 6. Simplificación del GLMM para riqueza de especies (S) (N= 164) y las métricas del paisaje como covariables. El menor AIC en amarillo y el modelo seleccionado en negritas

Modelo	Covariables	gl	AIC
1	SI+SE+BT+RP+PL+PL-OU+BTT+FD+SP	16	802.81
2	SI+SE+BT+RP+PL-OU+BTT+FD+SP	15	800.87
3	SI+SE+BT+RP+PL-OU+BTT+FD	14	799.08
4	SI+SE+BT+RP+PL-OU+FD	13	797.43
5	SI+SE+RP+PL-OU+FD	12	796.31
6	SI+SE+RP+FD	11	794.99
7	SI+SE+RP	10	794.30
8	SE+RP	9	795.78
9	RP	8	793.92
10	Sin covariables	7	794.44

Donde SI Diversidad de Shannon, SE Equidad de Shannon, BT Borde total, RP Riqueza de parches, PL Índice de proporción de usos de suelo, PL-OU Proporción de otros usos de suelo, BTT Índice de borde total, FD Índice de dimensión fractal, SP Índice de fragmentación.

El modelo seleccionado incluyó cuatro covariables, de las cuales tres tuvieron un efecto significativo en la riqueza de especies (S): el índice de shannon del paisaje (SI) ($p=0.0362$) indica un aumento de S al aumentar los valores de SI. Mientras que al aumento del índice de equidad de Shannon del paisaje (SE) ($p=0.0373$) y la riqueza de parches (RP) ($p=0.0045$), hay una disminución de S (Tabla 7).

Tabla 7. Efecto de las covariables en la riqueza de especies (S) del GLMM seleccionado. En rojo significancia de covariables y en negritas el efecto de la covariable

Covariables	Estimación	Error std.	Valor de z	Pr(> z)
SI	1.02	0.48	2.09	0.0362
SE	-0.98	0.47	-2.08	0.0373
RP	-0.24	0.10	-2.39	0.0168
FD	-0.15	0.13	-1.14	0.2532

Donde SI Diversidad de Shannon, SE Equidad de Shannon, RP Riqueza de parches y FD Índice de dimensión fractal.

El modelo seleccionado mostró diferencias estadísticamente significativas entre hábitats ($p=0.0001$) y en la interacción hábitat y periodo ($p=0.026$) (Figura 6). El hábitat CeG tuvo el valor promedio más bajo de riqueza, mientras que entre los dos hábitats restantes (ExG y VeG) no hubo diferencias. Los valores promedio de riqueza variaron en la interacción de hábitats y periodo, (Figura 6), se observó un cambio temporal significativo en la CeG, con mayor riqueza en el periodo reproductivo (R). Cabe señalar que en los otros dos hábitats (ExG y VeG) no hubo diferencias significativas, aunque el patrón fue contrario al observado en CeG, con tendencia a mayor riqueza en el periodo no reproductivo (NR).

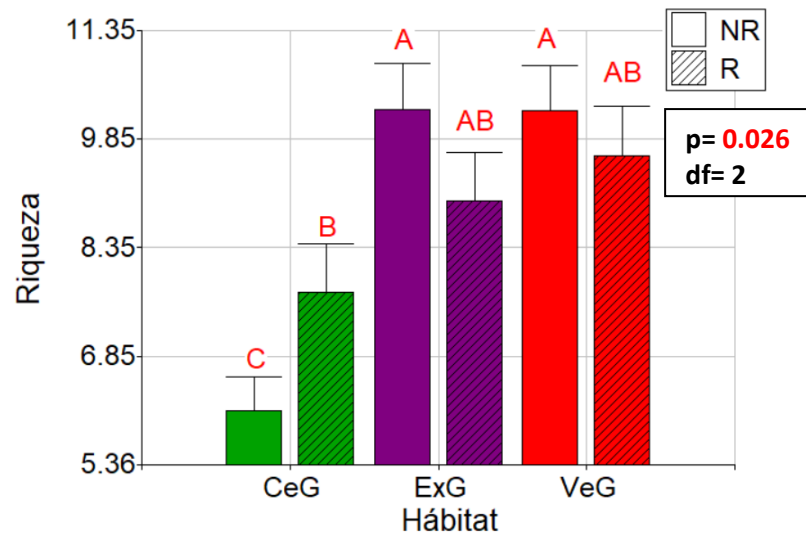


Figura 6. Comparación de las medias de riqueza de especies (S) de las combinaciones de hábitat y periodo del GLMM seleccionado. Ganadería cerril (CeG), ganadería extensiva (ExG), ganadería con vegetación (VeG), periodo no reproductivo (NR) y reproductivo (R) Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Abundancia (Abun)

Curvas de rango-abundancia

La abundancia relativa de las especies varió entre hábitats y periodos (Tabla 8). De manera general *Columbina inca* presentó la abundancia relativa más alta en todos los hábitats en ambos periodos, mientras que otras solamente fueron abundantes en un periodo y para el otro disminuyó su abundancia relativa (ej. *Polioptila caerulea*, *Zenaida asiatica*). Algunas especies se mantuvieron con una abundancia media en ambos periodos (ej. *Ortalis poliocephala*, *Icterus pustulatus*).

En el periodo NR las especies con mayor abundancia relativa en los tres hábitats fueron: *Polioptila caerulea*, *Columbina inca* y *Zenaida asiatica*. En la Ganadería cerril (CeG) las mayores abundancias las presentaron *Myiarchus cinerascens* (1.81), *Columbina inca* (1.28) y *Polioptila caerulea* (1.13). En la ganadería extensiva (ExG) las especies con mayor abundancia fueron *Polioptila caerulea* (3.38), *Zenaida asiática* (2.94) y *Chondestes grammacus* (2.84). Finalmente en el hábitat VeG las especies con mayor abundancia fueron *Zenaida asiática* (2.94), *Molothrus aeneus* (2.33) y *Cassiculus melanicterus* (2.03) (Tabla 8).

En el periodo reproductivo (R) aparece nuevamente *Columbina inca*, con la mayor abundancia relativa en los tres hábitats: CeG, ExG y VeG con valores de 3.55, 4.04 y 1.95 respectivamente. Las especies con mayor abundancia relativa no fueron las mismas que para el periodo NR. En la ganadería cerril (CeG) las mayores abundancias subsecuentes fueron para *Peucaea humeralis* (2.27) y *Columbina passerina* (1.68). En la ganadería extensiva (ExG) las especies con mayor abundancia fueron *Peucaea ruficauda* (3.17) y *Crotophaga sulcirostris* (2.04). Finalmente en el hábitat VeG las de mayor abundancia fueron *Melanerpes chrysogenys* (1.50) y *Peucaea ruficauda* (1.23) (Tabla 8).

Las especies registradas con mayor abundancia relativa son en general generalistas en cuanto al uso de hábitat, sin embargo, su abundancia en los diferentes hábitats y periodos fue variable.

Tabla 8. Abundancia relativa de especies con mayor presencia en los tres hábitats: ganadería cerril (CeG), ganadería extensiva (ExG) y ganadería con vegetación (VeG), Ganadería cerril (CeG), ganadería extensiva (ExG), no reproductivo (NR) y reproductivo (R). En rojo los tres mayores valores de abundancia relativa por tipo de hábitat

Especie	NR			R		
	CeG	ExG	VeG	CeG	ExG	VeG
<i>Polioptila caerulea</i>	1.13	3.38	1.88	-	-	-
<i>Zenaida asiatica</i>	1.09	2.94	2.94	0.05	-	-
<i>Chondestes grammacus</i>	-	2.84	1.52	-	-	-
<i>Hirundo rustica</i>	0.13	2.53	0.58	-	0.09	-
<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	0.03	2.31	0.55	-	-	-
<i>Zenaida macroura</i>	0.03	1.88	0.27	-	-	-
<i>Peucaea ruficauda</i>	-	1.66	1.09	0.36	3.17	1.23
<i>Passerina caerulea</i>	-	1.41	0.24	-	-	-
<i>Columbina inca</i>	1.28	1.31	1.64	3.55	4.04	1.95
<i>Melanerpes chrysogenys</i>	0.66	1.22	0.91	0.91	1.43	1.50
<i>Tyrannus melancholicus</i>	0.19	1.19	0.97	-	0.30	-
<i>Molothrus aeneus</i>	-	1.09	2.33	0.32	0.96	0.64
<i>Icterus pustulatus</i>	0.19	1.00	0.82	0.36	1.09	1.18
<i>Volatinia jacarina</i>	-	0.72	0.12	0.05	0.96	0.45
<i>Philortyx fasciatus</i>	-	0.69	0.18	-	1.09	0.27
<i>Myiarchus cinerascens</i>	1.81	0.59	0.42	-	-	-
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0.34	0.53	0.82	0.27	0.87	0.14
<i>Columbina passerina</i>	0.75	0.38	0.03	1.68	1.00	0.05
<i>Ortalis poliocephala</i>	0.13	0.34	0.24	0.09	0.04	1.00
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	-	0.34	0.27	0.09	2.04	0.18
<i>Peucaea humeralis</i>	0.63	0.22	-	2.27	0.13	0.45
<i>Leptotila verreauxi</i>	0.81	0.19	0.39	0.36	0.09	0.14
<i>Passerina leclancherii</i>	0.25	0.16	0.21	0.86	0.30	0.82
<i>Cassiculus melanicterus</i>	0.16	0.03	2.06	0.18	-	0.45
<i>Quiscalus mexicanus</i>	0.09	-	0.36	-	0.83	-
<i>Streptopelia decaocto</i>	-	-	-	-	1.52	0.14
<i>Thryomanes bewickii</i>	-	-	0.06	-	-	-
<i>Thryophilus pleurostictus</i>	-	-	0.12	0.14	0.17	0.77
<i>Mniotilta varia</i>	0.06	-	0.06	-	-	-
<i>Molothrus ater</i>	0.06	-	-	0.18	0.26	-

En las gráficas de rango abundancia (Figura 7) en el periodo no reproductivo (NR) (Figura 7 A, B y C) se observa que la pendiente no es tan pronunciada, por lo que las especies con mayor abundancia relativa no superan en gran medida a las subsecuentes, contrario a lo observado en el periodo reproductivo (R) (Figura 7 D, E y F) donde es un poco más pronunciada la pendiente, indicando mayor dominancia de algunas especies, y siendo *Columbina Inca* (COINC) la más abundante en los tres hábitats. Además, no son las mismas especies con mayor abundancia relativa en el periodo NR (Figura 7 A, B y C) que en el R (Figura 7 D, E y F). Es importante mencionar que las abundancias relativas de las especies en la CeG en periodo NR (Figura 7 A) y en VeG en el periodo R (Figura 7 F) resultan ser más bajas que en los otros dos hábitats, en los periodos correspondientes, por lo que las probabilidades de encuentro de algunas especies se reducen en estos hábitats y periodos. Nótese que en el periodo R hubo un aumento de la abundancia relativa de algunas especies en la CeG y ExG (Figura 7 D y E), algunas que eran abundantes y otras que no lo fueron en el periodo NR (Figura 7 A y B). De manera contraria en la VeG se redujo la abundancia relativa de las especies dominantes en el periodo R (Figura 7 F). En la ExG se observó un recambio de especies dominantes del periodo NR al R, manteniendo similares los mayores valores de abundancia relativa pero con diferentes especies (Figura 7 B y E).

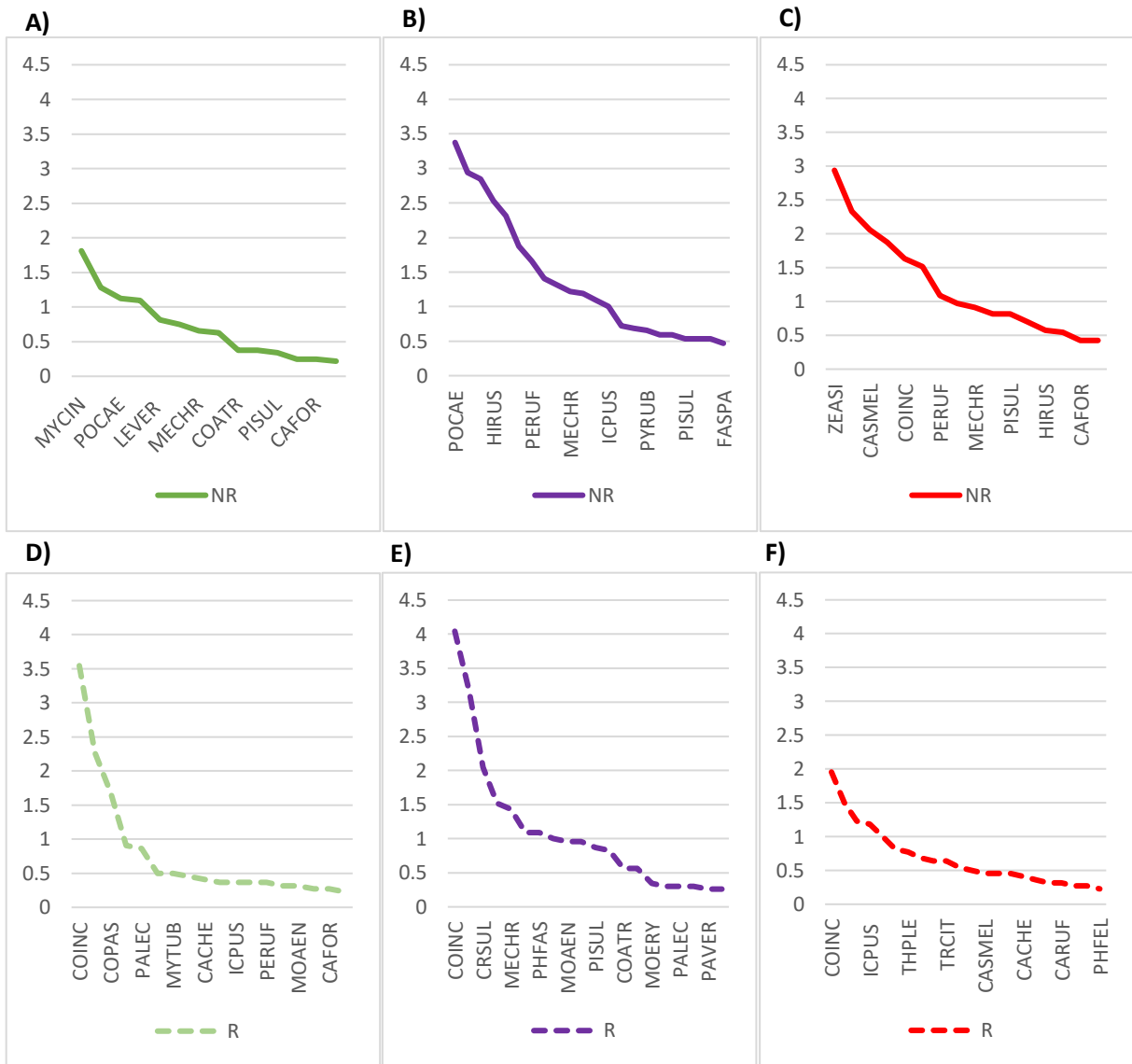


Figura 7. Curvas de rango-abundancia relativa para las especies con mayor valor en los tres hábitats. A) Ganadería bajo el dosel (CeG) en periodo no reproductivo (NR), B) ganadería con vegetación (VeG) en periodo NR, C) ganadería extensiva (ExG) en periodo NR, D) CeG en periodo reproductivo (R), E) VeG en periodo R y F) ExG en periodo R.

El mejor modelo para explicar la abundancia relativa de aves (Abun) fue aquel con una combinación de seis métricas del paisaje (modelo 5, Tabla 9). En este, la equidad de Shannon (SE), borde total (BT), riqueza de parches (RP), Proporción del paisaje (PL), otros usos de suelo (OU) y la dimensión fractal (FD) fueron integrados como las variables explicativas para la abundancia.

Tabla 9. Simplificación del GLMM para la abundancia de aves (Abun) (N=164) y las métricas del paisaje como covariables. El menor AIC en amarillo y el modelo seleccionado en negritas

Modelo	Covariables	gl	AIC
1	SI+SE+BT+RP+PL+PL-OU+BTT+FD+SP	16	1585.16
2	SI+SE+BT+RP+PL+PL-OU+FD+SP	15	1583.16
3	SE+BT+RP+PL+PL-OU+FD+SP	14	1581.18
4	SE+BT+RP+PL+PL-OU+FD	13	1579.19
5	SE+BT+RP+PL-OU+FD	12	1577.31
6	SE+BT+RP+PL-OU	11	1579.13
7	BT+RP+PL-OU	10	1589.21
8	BT+PL-OU	9	1594.03
9	PL-OU	8	1604.92
10	Sin covariables	7	1628.87

Donde SI Diversidad de Shannon, SE Equidad de Shannon, BT Borde total, RP Riqueza de parches, PL Índice de proporción de usos de suelo, PL-OU Proporción de otros usos de suelo, BTT Índice de borde total, FD Índice de dimensión fractal, SP Índice de fragmentación.

El modelo seleccionado incluyó cinco covariables (Tabla 10), en donde la relación de la covariable RP mostró una tendencia cuadrática por lo que se incluyó de esta manera y mejoro el modelo significativamente ($p < 0.0001$). Todas las covariables en el modelo seleccionado tuvieron un efecto significativo en la abundancia de organismos (Tabla 10), con el índice de equidad del paisaje (SE), la dimensión fractal (FD) y la riqueza de parches cuadrática (RP^2) con una relación negativa con la abundancia, mientras que el Borde total (BT), la proporción de otros usos de suelo (PL-OU) y la Riqueza de parches (RP), con una relación positiva. La condición cuadrática de la covariable RP, indica un aumento de la abundancia a valores intermedios de RP, pero posteriormente con una disminución de la abundancia a valores de RP muy altos.

Tabla 10. Efecto de las covariables en la abundancia (Abun) del GLMM seleccionado. En rojo significancia de covariables y en negritas el efecto de la covariable

Covariables	Estimación	Error std.	Valor de z	Pr(> z)
SE	-0.35000	0.13000	-2.68	0.0075
BT	0.00004	0.00001	3.77	0.0002
PL.OU	1.36000	0.28000	4.86	<0.0001
FD	-0.33000	0.10000	-3.32	0.0009
RP	0.47000	0.17000	2.75	0.0060
RP ²	-0.08000	0.02000	-3.39	0.0007

Donde SE Equidad de Shannon, BT Borde total, RP Riqueza de parches, PL-OU Proporción de otros usos de suelo y FD Índice de dimensión fractal.

En las pruebas de hipótesis del modelo seleccionado, se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre hábitats ($p < 0.0001$), periodos ($p < 0.0001$) e interacción de hábitat y periodo ($p < 0.0001$) (Figura 8). Se encontraron diferencias significativas entre la abundancia de los tres hábitats, los valores más altos se presentaron en la ExG para ambos periodos, seguida de la VeG y finalmente con menores valores para CeG. Se registró un cambio temporal significativo presentando menor valor de abundancia en el periodo NR. Al comparar las medias de abundancia entre las combinaciones de hábitat y periodo se observaron diferencias significativas entre las abundancias de los tres hábitats en el periodo NR. Sin embargo, en el periodo R se observó una mayor abundancia en los hábitats de ExG y VeG sin diferencias significativas entre ellos, pero si con diferencias de ExG con CeG (Figura 8). Finalmente, se observó un cambio temporal significativo en la ExG y VeG, los cuales presentaron menores medias en el periodo R, contrario a lo observado en la CeG donde a pesar de que no hubo diferencias estadísticamente significativas entre periodos, hubo mayor abundancia de organismos en el periodo R.

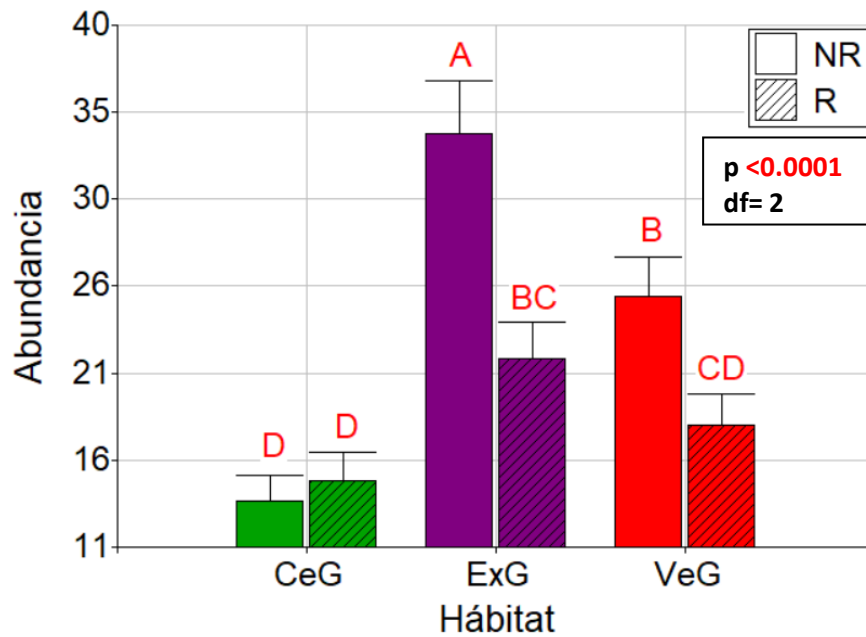


Figura 8. Comparación de la media de abundancia de aves (Abun) en las combinaciones de hábitat y periodo del GLMM seleccionado. Ganadería cerril (CeG), ganadería extensiva (ExG), ganadería con vegetación (VeG), no reproductivo (NR) y reproductivo (R). Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Diversidad de Shannon (H)

El mejor modelo para explicar la diversidad de aves basado con el índice de diversidad de Shannon (H), fue el modelo sin covariables (modelo 10, Tabla 11), sin embargo, este modelo no tenía regresoras y en el proceso de selección de covariables (*backward selection*) el siguiente mejor modelo fue el 6 que incluyó una combinación de cuatro covariables (Tabla 11).

Tabla 11. Simplificación del GLM para diversidad de Shannon (H) (N=163) y las métricas del paisaje como covariables. El menor AIC en amarillo y el modelo seleccionado en negritas.

Modelo	Covariables	gl	AIC
1	SI+SE+BT+RP+PL+PL-OU+BTT+FD+SP	18	186.25
2	SI+SE+BT+RP+PL+PL-OU+BTT+FD	17	170.98
3	SI+SE+RP+PL+PL-OU+BTT+FD	16	148.71
4	SI+SE+RP+PL+PL-OU+FD	15	146.09
5	SI+SE+RP+PL-OU+FD	14	140.28
6	SI+SE+RP+FD	13	141.77
7	SI+SE+RP	12	141.91
8	SI+RP	11	142.58
9	RP	10	143.53
10	Sin covariables	9	139.50

Donde SI Diversidad de Shannon, SE Equidad de Shannon, BT Borde total, RP Riqueza de parches, PL Índice de proporción de usos de suelo, PL-OU Proporción de otros usos de suelo, BTT Índice de borde total, FD Índice de dimensión fractal, SP Índice de fragmentación.

Todas las covariables del modelo tuvieron un efecto significativo en la diversidad de aves (H) (Tabla 12). El aumento del índice de diversidad de Shannon del paisaje (SI) se relaciona positivamente, indicando un aumento de la diversidad de aves (H) a mayores valores de diversidad del paisaje. De manera opuesta, las otras tres variables tienen una relación negativa (Tabla 12); donde a mayores valores de los índices de SE, RP y FD, disminuye la diversidad de aves.

Tabla 12. Efecto de las covariables en la diversidad de aves (H) del GLM seleccionado. En rojo significancia de covariables y en negritas el efecto de la covariable

Covariables	Valor	Error std.	gl	Valor de t	Valor de p
SI	1.47	0.45	147	3.27	0.0013
SE	-1.13	0.44	147	-2.58	0.0109
RP	-0.31	0.09	147	-3.31	0.0012
FD	-0.26	0.11	147	-2.35	0.0199

Donde SI Diversidad de Shannon, SE Equidad de Shannon, RP Riqueza de parches y FD Índice de dimensión fractal.

En cuanto a las variables fijas del modelo seleccionado, las pruebas de hipótesis arrojaron diferencias significativas entre hábitats ($p=0.0191$) (Figura 9 A) y periodos ($p=0.0082$) (Figura 9 B), no hubo interacción de hábitat y periodo ($p=0.105$). En cuanto a los hábitats, la CeG presentó el menor valor de diversidad de Shannon (H) con diferencias estadísticas, mientras que para ExG y VeG, que presentaron mayores valores de H, no hubo diferencia estadísticas entre ellos. Conjuntamente se obtuvieron diferencias significativas en la comparación de periodos, con mayores valores de H en el periodo no reproductivo (NR) que en el periodo reproductivo (R) (Figura 9 B).

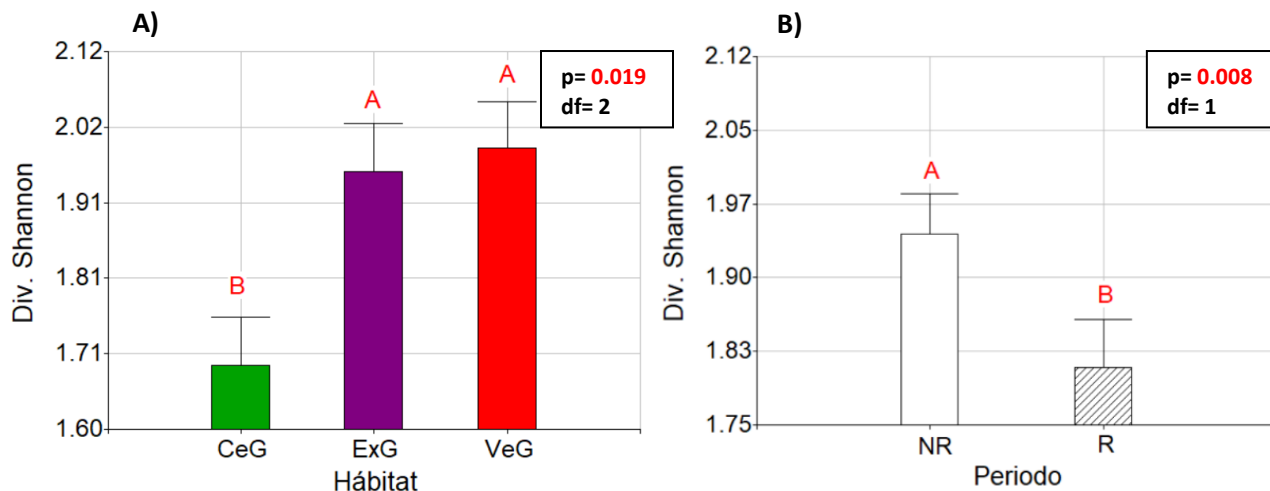


Figura 9. Comparación de la media de diversidad de Shannon (H) de los A) hábitats y B) periodos del GLM seleccionado. Ganadería cerril (CeG), ganadería extensiva (ExG), ganadería con vegetación (VeG), periodo no reproductivo (NR) y reproductivo (R). Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Equidad de Pielou (E)

Para la equidad de Pielou (usando GLM), se obtuvo que el mejor modelo fue el diez sin covariables (Tabla 13). Sin embargo, este modelo no tenía regresoras, de tal forma que el siguiente mejor modelo seleccionado de al proceso de selección de covariables (*backward selection*) fue el modelo ocho que incluyo dos covariables; índice de diversidad de paisaje de Shannon (SI) y la dimensión fractal del paisaje (FD).

Tabla 13. Simplificación de GLM para equidad de Pielou (E) (N=164) y las métricas del paisaje como covariables. El menor AIC en amarillo y el modelo seleccionado en negritas

Modelo	Covariables	gl	AIC
1	SI+SE+BT+RP+PL+PL-OU+BTT+FD+SP	18	-220.77
2	SI+SE+BT+RP+PL+PL-OU+FD+SP	17	-227.15
3	SI+BT+RP+PL+PL-OU+FD+SP	16	-231.83
4	SI+BT+RP+PL-OU+FD+SP	15	-242.46
5	SI+RP+PL-OU+FD+SP	14	-267.67
6	SI+PL-OU+FD+SP	13	-276.84
7	SI+PL-OU+FD	12	-295.23
8	SI+FD	11	-297.85
9	FD	10	-299.43
10	Sin covariables	9	-305.36

Donde SI Diversidad de Shannon, SE Equidad de Shannon, BT Borde total, RP Riqueza de parches, PL Índice de proporción de usos de suelo, PL-OU Proporción de otros usos de suelo, BTT Índice de borde total, FD Índice de dimensión fractal, SP Índice de fragmentación.

Ambas covariables tuvieron un efecto significativo en la equidad de aves (E) (Tabla 14). El aumento del índice de diversidad de Shannon del paisaje (SI) tuvo por un lado una relación positiva indicando mayor equidad en la comunidad de aves a mayor diversidad de paisaje. Por otro lado, la dimensión fractal se relacionó negativamente, indicando que a mayores valores dimensión fractal, disminuye la equidad en la comunidad de aves.

Tabla 14. Efecto de las covariables en la equidad de Pielou (E) del GLM seleccionado. En rojo significancia de covariables y en negritas el efecto de la covariable

Covariables	Valor	Error std.	gl	Valor de t	Valor de p
SI	0.07	0.03	148	2.42	0.0166
FD	-0.05	0.02	148	-2.62	0.0097

Donde SI Diversidad de Shannon y FD Índice de dimensión fractal.

Las pruebas de hipótesis arrojaron diferencias significativas entre periodos ($p=0.0016$) y una interacción entre hábitat y periodo ($p=0.0055$) (Figura 10). La comparación de periodos mostró una mayor media de E en el periodo reproductivo (R) que en el no reproductivo (NR) con diferencias estadísticas. Finalmente, en las combinaciones de hábitat y periodo se observa la mayor E en la VeG en el periodo R y la menor E en la ExG y VeG en el periodo NR. Nótese que hubo un mayor cambio de equidad en los periodos en los hábitats ExG y VeG con una media mayor en el periodo R, pero solo con diferencias estadísticas en VeG. Por lo contrario, en la CeG no hubo un gran cambio temporal, por lo que no presentó diferencias significativas entre periodos. Además, en la CeG se redujo ligeramente la media de E en el periodo R, contrario a lo observado en los otros dos hábitats (ExG y VeG).

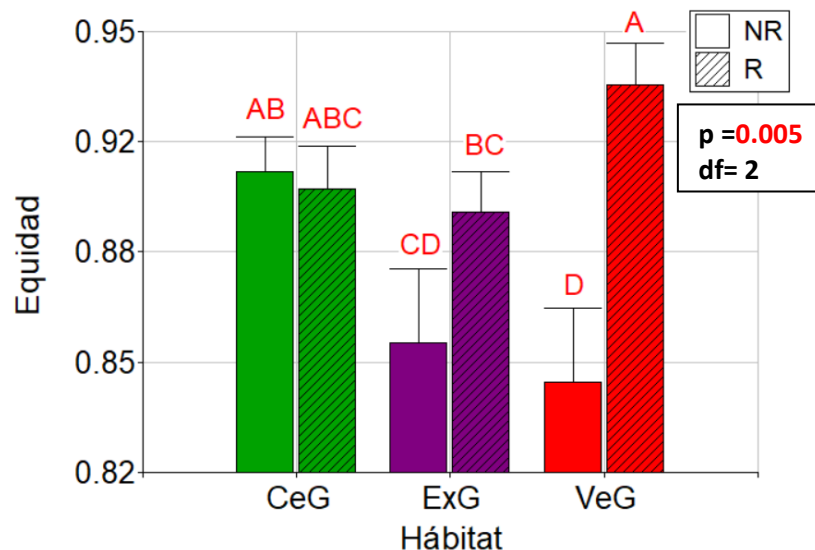


Figura 10. Comparación de la media de equidad de Pielou (E) en las combinaciones de hábitat y periodo del GLM seleccionado. Ganadería cerril (CeG), ganadería extensiva (ExG), ganadería con vegetación (VeG), periodo no reproductivo (NR) y reproductivo (R). Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Dominancia de Simpson (D)

Para el índice de dominancia de Simpson (D), el mejor modelo fue el nueve por su menor valor de AIC (Tabla 15), sin embargo, con base en el proceso de selección de covariables (*backward selection*) se obtuvo que el modelo ocho fue mejor, incluyendo dos regresoras significativas, la diversidad de paisaje de Shannon (SI) y la dimensión fractal del paisaje (FD), (Tabla 15).

Tabla 15. Simplificación de GLM para dominancia de Simpson (D) (N=164) y las métricas del paisaje como covariables. El menor AIC en amarillo y el modelo seleccionado en negritas.

Modelo	Covariables	gl	AIC
1	SI+SE+BT+RP+PL+PL-OU+BTT+FD+SP	19	-173.96
2	SI+SE+RP+PL+PL-OU+BTT+FD+SP	18	-199.2
3	SI+SE+RP+PL+PL-OU+FD+SP	17	-205.65
4	SI+SE+RP+PL+PL-OU+FD	16	-223.51
5	SI+SE+RP+PL+FD	15	-226.73
6	SI+SE+RP+FD	14	-237
7	SI+RP+FD	13	-240.44
8	SI+FD	12	-248.08
9	FD	11	-250.44
10	Sin covariables	10	-248.58

Donde SI Diversidad de Shannon, SE Equidad de Shannon, BT Borde total, RP Riqueza de parches, PL Índice de proporción de usos de suelo, PL-OU Proporción de otros usos de suelo, BTT Índice de borde total, FD Índice de dimensión fractal, SP Índice de fragmentación.

El índice de diversidad de Shannon del paisaje (SI) tuvo una relación positiva significativa (Tabla 16), indicando que la dominancia de la comunidad de aves incrementa con el aumento de la diversidad de paisaje de Shannon. Por otro lado, la dimensión fractal se relacionó de manera negativa (Tabla 16), indicando que a mayores valores de este índice del paisaje, disminuye la dominancia.

Tabla 16. Efecto de las covariables sobre la dominancia de Simpson (D) en el GLM seleccionado. En rojo significancia de covariables y en negritas efecto de la covariable

Covariables	Valor	Error std.	gl	Valor de t	Valor de p
SI	0.07	0.03	150	2.19	0.0297
FD	-0.08	0.02	150	-3.43	0.0008

Donde SI Diversidad de Shannon y FD Índice de dimensión fractal.

En cuanto al efecto fijo del modelo, las pruebas de hipótesis arrojaron diferencias significativas entre hábitats ($p=0.0439$) (Figura 11 A) y periodos ($p= 0.0001$) (Figura 11 B), y no hubo interacción de hábitat y periodo. En cuanto a los hábitats, la CeG presentó los menores valores de D con diferencias significativas con los otros dos hábitats (ExG y VeG), mientras que entre estos dos hábitats no hubo diferencias entre ellos y presentaron mayores valores de D. Para los periodos se encontraron diferencias estadísticas entre ellos, con una menor media de D en el periodo NR.

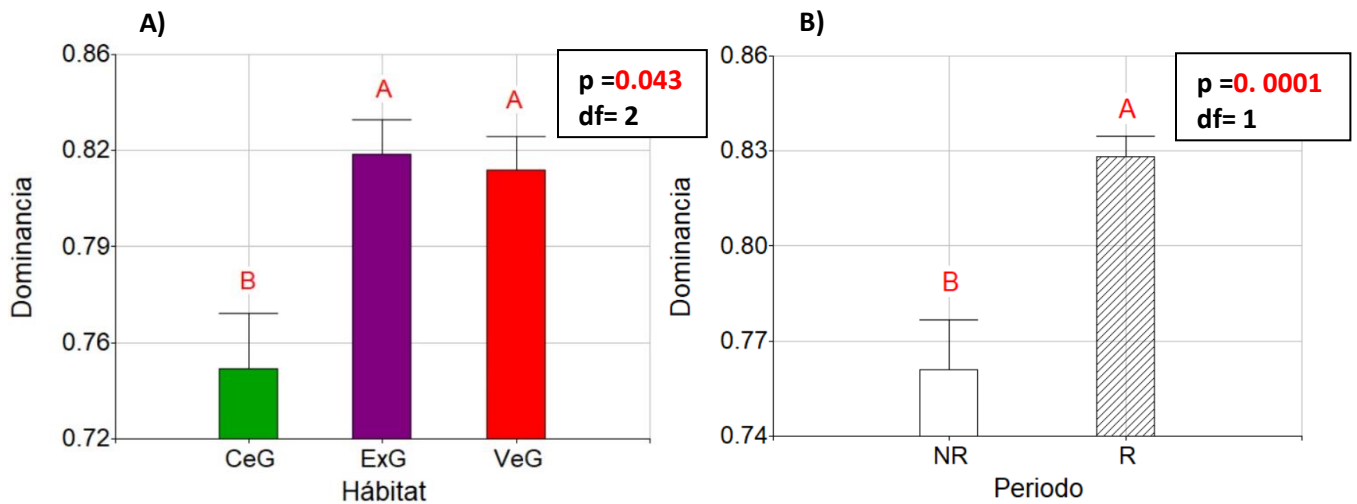


Figura 11. Comparación de la media de la dominancia de Simpson (D) de los A) hábitats y B) periodos del GLM seleccionado. Ganadería cerril (CeG), ganadería extensiva (ExG), ganadería con vegetación (VeG), periodo no reproductivo (NR) y reproductivo (R). Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Análisis de componentes principales para diversidad taxonómica

En el análisis de componentes principales (ACP) realizado con las variables de respuesta de diversidad taxonómica (S, Abun, H, E y D) (Figura 12), se obtuvo un 63.9% de variación explicada en el componente 1 (CP1) y un 34.2% en el componente 2 (CP2), por lo que tiene primordial importancia la interpretación del eje X por representar un conjunto mayor de información. En este contexto se observa una clara separación de la CeG separados de los otros dos hábitats (CeG y VeG): la CeG:NR por presentar valores bajos de S, H y D, mientras que la CeG:R presenta valores altos de E y con baja Abun. La ExG y VeG se observan más agrupados y menos diferenciados en el CP1, sin embargo en cuanto al CP2 se agrupan VeG y ExG en el periodo NR en la parte inferior, presentando valores altos de Abun y con baja E y en la parte superior ExG y VeG en el periodo R VeG:R con un alta D y H, conjuntamente la ExG:R se ubica cerca del centro del gráfico indicando valores medios para todas las variables de respuesta.

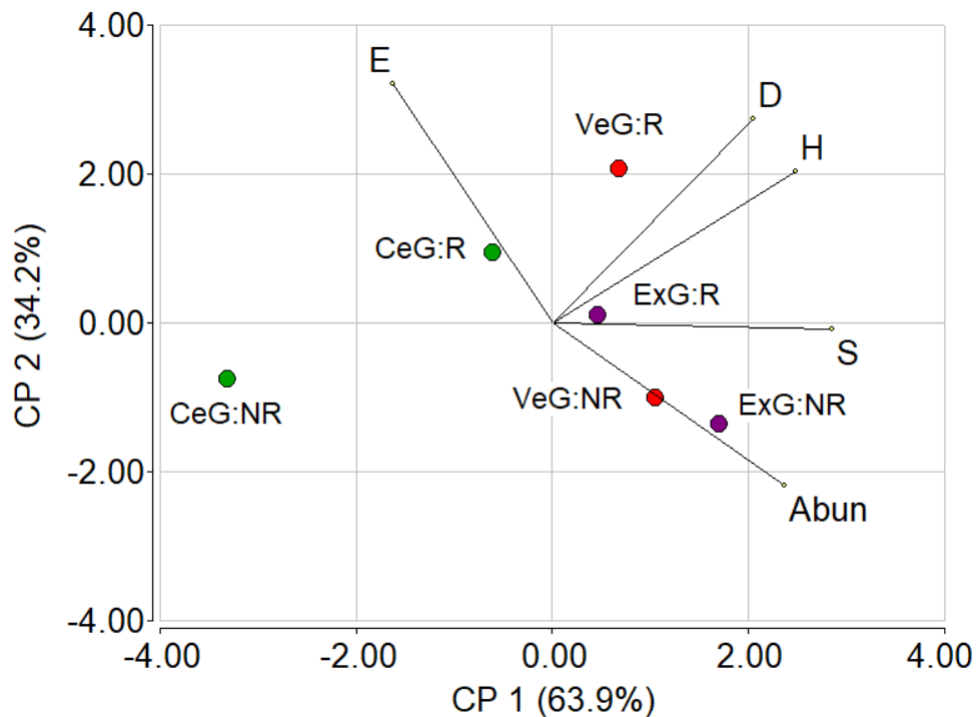


Figura 12. ACP para variables de respuesta de diversidad taxonómica (S: Riqueza, Abun: Abundancia, H: Diversidad de Shannon, E: Equidad de Pielou, D: Dominancia de Simpson). En verde ganadería cerril (CeG), morado para ganadería extensiva (ExG), rojo para ganadería con vegetación (VeG), periodo no reproductivo (NR) y reproductivo (R).

Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) para diversidad taxonómica

En el análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) (Figura 13), se obtuvo una clara diferenciación de los periodos, el NR en la parte superior y R en la parte inferior. En ambos periodos se presentó un mayor agrupamiento de los puntos de conteo del hábitat CeG, mientras que los puntos de ExG y VeG se observan bastante mezclados entre sí por lo que por la composición de sus especies y las características del paisaje no se están diferenciando tanto como la CeG.

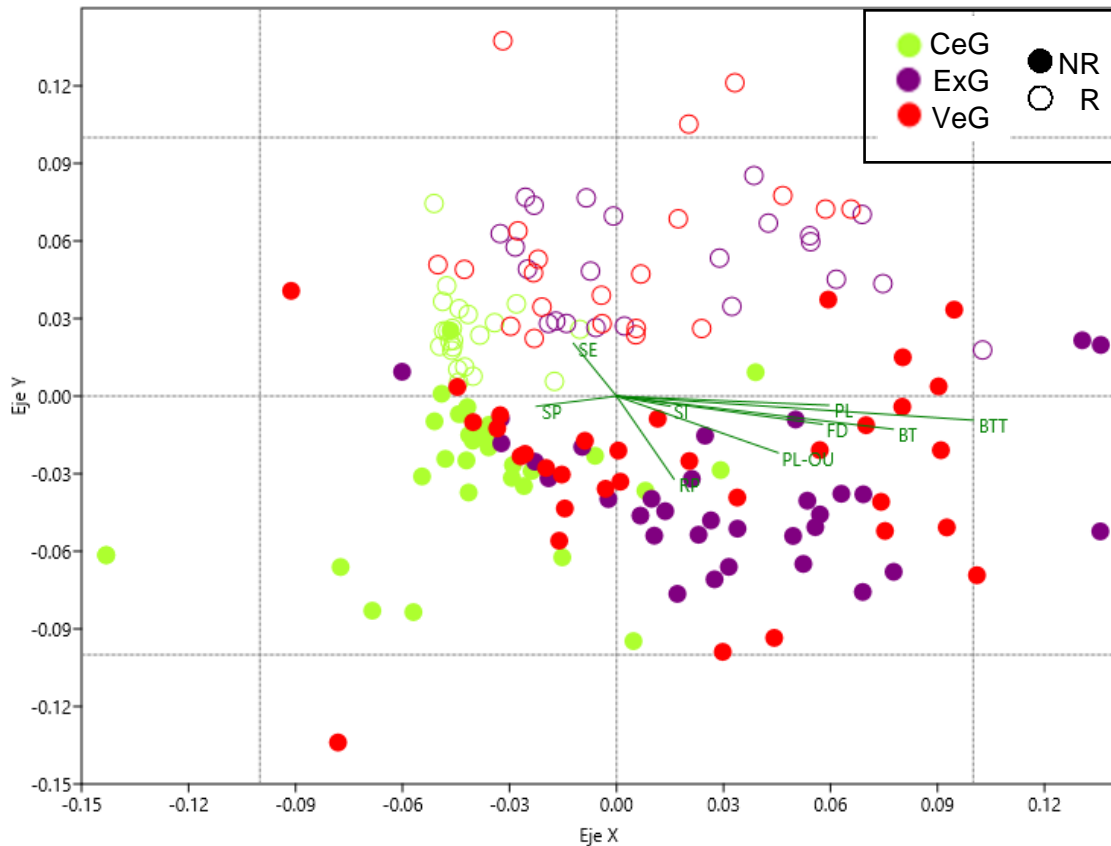


Figura 13. NMDS para los puntos de conteo con métricas del paisaje, especies y abundancia para los puntos de conteo realizado en los tres hábitats. Ganadería cerril (CeG), ganadería extensiva (ExG), ganadería con vegetación (VeG), periodo no reproductivo (NR) y reproductivo (R). Donde SI Diversidad de Shannon, SE Equidad de Shannon, BT Borde total, RP Riqueza de parches, PL Índice de proporción de usos de suelo, PL-OU Proporción de otros usos de suelo, BTT Índice de borde total, FD Índice de dimensión fractal, SP Índice de fragmentación.

Además se obtiene en el NMDS las métricas del paisaje que tuvieron un mayor efecto en este ordenamiento, la cuales fueron el índice de borde total (BTT) y el borde total del paisaje (BT) en el eje X, mientras que en el eje Y fueron riqueza de parches (RP) y proporción de otros usos de suelo (PL-OU) (Tabla 17). Los valores de estas métricas más importantes en el eje X representan la composición y configuración del paisaje, el caso del BTT indica directamente la relación de potreros respecto a la vegetación nativa, mientras que el BT la interacción de todos los usos de suelo presentes en el paisaje. Mientras que las métricas en el eje Y con mayor efecto en este ordenamiento fueron métricas de composición, RP son los tipos de uso de suelo que encontramos en cada paisaje y PL-OU es la proporción de usos de suelo diferentes a selvas y cultivos.

Tabla 17. Valores obtenidos en el NMDS de diversidad taxonómica para efecto de la métricas del paisaje en el eje X y Y. En rojo los valores más altos

Métricas del paisaje	Eje X	Eje Y
SI	0.078874	-0.020366
SE	-0.063578	0.107330
BT	0.408530	-0.067259
RP	0.084856	-0.169140
PL	0.313310	-0.018562
PL-OU	0.238580	-0.115250
BTT	0.526960	-0.048995
SP	-0.118360	-0.020704
FD	0.303510	-0.056953

Diversidad funcional ponderada por la abundancia (wFDc)

En el ANOVA (usando GLM) realizado para wFDc, se obtuvo que el mejor modelo seleccionado fue el cinco (Tabla 18) que incluyó cinco covariables del paisaje. Este modelo fue el que presentó más covariables significativas, de las cuales dos tuvieron un efecto significativo y dos con un efecto marginalmente significativo sobre wFDc.

Tabla 18. Simplificación de GLM para el índice de diversidad funcional ponderado (wFDc) (N=164) y las métricas del paisaje como covariables. El menor AIC en amarillo y el modelo seleccionado en negritas.

Modelo	Covariables	gl	AIC
1	SI+SE+BT+RP+PL+PL-OU+BTT+FD+SP	18	680.07
2	SI+SE+RP+PL+PL-OU+BTT+FD+SP	17	660.96
3	SI+SE+RP+PL+PL-OU+FD+SP	16	660.66
4	SI+SE+RP+PL-OU+FD+SP	15	656.46
5	SI+SE+RP+PL-OU+FD	14	644.78
6	SI+RP+PL-OU+FD	13	648.57
7	SI+PL-OU+FD	12	646.26
8	SI+PL-OU	11	648.06
9	PL-OU	10	649.98
10	Sin covariables	9	655.95

Donde SI Diversidad de Shannon, SE Equidad de Shannon, BT Borde total, RP Riqueza de parches, PL Índice de proporción de usos de suelo, PL-OU Proporción de otros usos de suelo, BTT Índice de borde total, FD Índice de dimensión fractal, SP Índice de fragmentación.

El índice de diversidad de Shannon del paisaje (SI) ($p=0.02$) tuvo una relación positiva significativa, indicando un aumento de la diversidad funcional de aves (wFDc) al incrementar la diversidad en el paisaje. Opuestamente se obtuvo que al aumento de la riqueza de parches (RP), la proporción de otros usos de suelo (PL-OU) y mayores valores de dimensión fractal (FD) ($p=0.0789$) generan una disminución de la diversidad funcional (wFDc) (Tabla 19).

Tabla 19. Efecto de las covariables en el índice de diversidad funcional ponderada (wFDc) del GLM seleccionado. En rojo la significancia de covariables y en negritas efecto de las covariables

Covariables	Valor	Error std.	gl	Valor de t	Valor de p
SI	5.62	2.39	147	2.35	0.0200
SE	-3.74	2.36	147	-1.58	0.1156
RP	-0.91	0.49	147	-1.87	0.0636
PL.OU	-6.44	2.71	147	-2.37	0.0190
FD	-1.07	0.60	147	-1.77	0.0789

Donde SI Diversidad de Shannon, SE Equidad de Shannon, RP Riqueza de parches, PL-OU Proporción de otros usos de suelo y FD Índice de dimensión fractal.

Las pruebas de hipótesis arrojaron diferencias significativas entre hábitats ($p=0.0362$), mientras que no las hubo entre periodos y sin interacción de hábitat y periodo (Figura 14). La comparación entre hábitats, presentó diferencias estadísticas entre CeG y VeG, con la menor y mayor media de diversidad funcional (wFDc) respectivamente. Mientras que la ExG presentó una media de wFDc intermedia a los otros hábitats (CeG y VeG), sin diferencias estadísticas con ninguno de los dos.

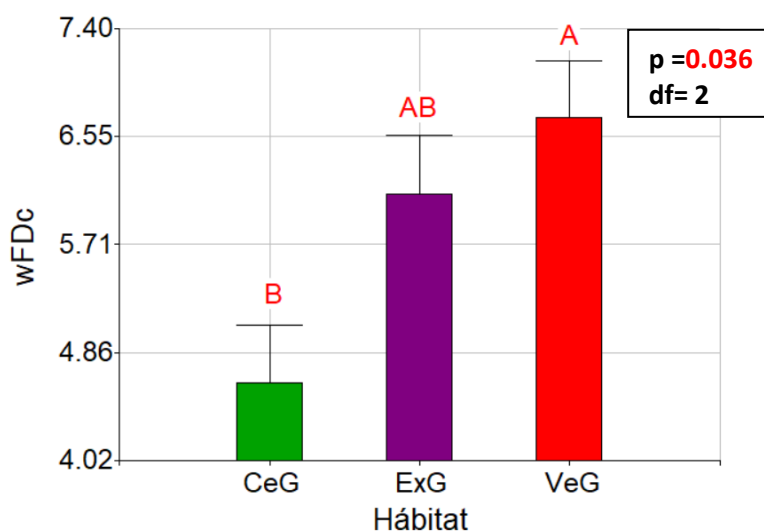


Figura 14. Comparación de la media del índice de diversidad funcional ponderada (wFDc) de los hábitats en el GLM seleccionado. Ganadería cerril (CeG), ganadería extensiva (ExG) y ganadería con vegetación (VeG). Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Índice de Riqueza funcional (FRic)

Para la riqueza funcional (FRic) se obtuvo el menor valor de AIC en el modelo diez (Tabla 20). Sin embargo, se seleccionó el modelo seis mediante el proceso de selección de variables (*backward selection*), el cual presentó todas la regresoras significativas (SI, SE, RP y FD) (marcado con negritas en la Tabla 20).

Tabla 20. Simplificación de GLM para el índice de riqueza funcional (FRic) (N=164) y las métricas del paisaje como covariables. El menor AIC en amarillo y el modelo seleccionado en negritas.

Modelo	Covariables	gl	AIC
1	SI+SE+BT+RP+PL+PL-OU+BTT+FD+SP	18	211.64
2	SI+SE+RP+PL+PL-OU+BTT+FD+SP	17	188.60
3	SI+SE+RP+PL+PL-OU+FD+SP	16	184.85
4	SI+SE+RP+PL+FD+SP	15	186.13
5	SI+SE+RP+FD+SP	14	180.1
6	SI+SE+RP+FD	13	167.51
7	SI+SE+FD	12	166.98
8	SI+FD	11	163.43
9	FD	10	163.47
10	Sin covariables	9	162.28

Donde SI Diversidad de Shannon, SE Equidad de Shannon, BT Borde total, RP Riqueza de parches, PL Índice de proporción de usos de suelo, PL-OU Proporción de otros usos de suelo, BTT Índice de borde total, FD Índice de dimensión fractal, SP Índice de fragmentación.

El aumento del índice de diversidad de Shannon del paisaje (SI) presento una relación negativa con la riqueza funcional (FRic), indicando una disminución de la FRic al aumentar la diversidad de Shannon en el paisaje. Opuestamente se obtuvo que a una mayor equidad del paisaje (SE), mayor riqueza de parches (RP) y mayores valores de dimensión fractal (FD) produce un aumento de la riqueza funcional (FRic) (Tabla 21).

Tabla 21. Efecto de las covariables en la riqueza funcional (FRic) del GLM seleccionado. En rojo significancia de covariables y en negritas efecto de la covariable

Covariables	Valor	Error std.	gl	Valor de t	Valor de p
SI	-1.04	0.37	148	-2.83	0.0053
SE	0.80	0.36	148	2.22	0.0281
RP	0.18	0.08	148	2.19	0.0300
FD	0.26	0.09	148	2.92	0.0041

Donde SI Diversidad de Shannon, SE Equidad de Shannon, RP Riqueza de parches y FD Índice de dimensión fractal.

Las pruebas de hipótesis arrojaron que no había diferencias significativas entre hábitats, pero si entre periodos ($p=0.0096$) y en la interacción de hábitat y periodo ($p=0.014$) (Figura 15). Para los periodos hubo diferencias estadísticas, con un menor valor para el periodo R que en el NR. En cuanto a las combinaciones de hábitat y periodo se observa que hay tres grupos: el primero esta CeG:NR el cual presenta la mayor media de FRic, el segundo grupo son los dos periodos de la ExG y el periodo R de VeG con los menores valores de FRic y el tercer grupo compuesto de CeG:R y VeG:NR los cuales presentan medias entre los otros dos grupos y no tienen diferencias significativas con ninguna de los otras combinaciones.

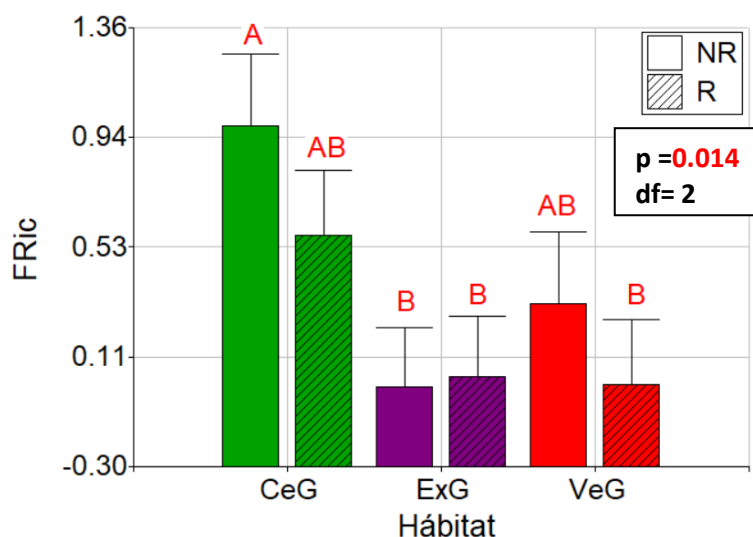


Figura 15. Comparación de las medias de la riqueza funcional (FRic) de las combinaciones de hábitat y periodo del GLM seleccionado. Ganadería cerril (CeG), ganadería extensiva (ExG), ganadería con vegetación (VeG), no reproductivo (NR) y reproductivo (R). Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Índice de equidad funcional (FEve)

En la equidad funcional FEve se seleccionó el modelo ocho por el proceso de selección de variables (*backward selection*), presentando todas la regresoras significativas. Estas covariables fueron la equidad de shannon del paisaje (SE) y la proporción de otros usos de suelo (PL-OU) (marcado con negritas en la Tabla 22).

Tabla 22. Simplificación de GLM para el índice de equidad funcional (FEve) (N=164) y las métricas del paisaje como covariables. El menor AIC en amarillo y el modelo seleccionado en negritas.

Modelo	Covariables	gl	AIC
1	SI+SE+BT+RP+PL+PL-OU+BTT+FD+SP	18	-169.55
2	SE+BT+RP+PL+PL-OU+BTT+FD+SP	17	-173.51
3	SE+BT+PL+PL-OU+BTT+FD+SP	16	-182.08
4	SE+BT+PL+PL-OU+BTT+FD	15	-199.46
5	SE+BT+PL+PL-OU+FD	14	-205.11
6	SE+BT+PL-OU+FD	13	-215.38
7	SE+BT+PL-OU	12	-221.87
8	SE+PL-OU	11	-245.62
9	PL-OU	10	-248.03
10	nulo	9	-247.71

Donde SI Diversidad de Shannon, SE Equidad de Shannon, BT Borde total, RP Riqueza de parches, PL Índice de proporción de usos de suelo, PL-OU Proporción de otros usos de suelo, BTT Índice de borde total, FD Índice de dimensión fractal, SP Índice de fragmentación.

El efecto sobre la equidad funcional (FEve) indica que al aumento del índice de equidad de Shannon del paisaje (SE) hay un aumento de la FEve (Tabla 23). Inversamente se obtuvo que una mayor proporción de otros usos del paisaje (PL.OU) ($p=0.0173$) produce una disminución de la FEve.

Tabla 23. Efecto de las covariables en la equidad funcional (FEve) del GLM seleccionado. En rojo significancia de covariables y en negritas efecto de la covariable

Covariables	Valor	Error std.	gl	Valor de t	Valor de p
SE	0.09	0.04	150	2.04	0.0434
PL.OU	-0.21	0.09	150	-2.41	0.0173

Donde SE Equidad de Shannon y PL-OU Proporción de otros usos de suelo.

Las pruebas de hipótesis del modelo seleccionado mostraron diferencias estadísticamente significativas solamente entre hábitats ($p=0.0377$) (Figura 16). Un promedio con diferencias estadísticas entre ExG y VeG, con el menor y mayor valor de equidad funcional (FEve) respectivamente, mientras que la CeG presentó un valor intermedio de FEve sin diferencias estadísticas con ninguno de los otros dos hábitats.

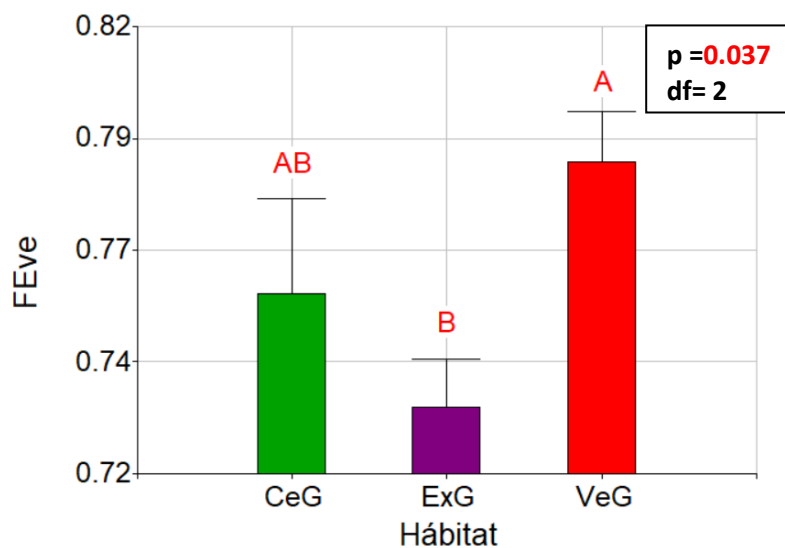


Figura 16. Comparación de las medias de equidad funcional (FEve) de los hábitats en el GLM seleccionado. Ganadería cerril (CeG), ganadería extensiva (ExG) y ganadería con vegetación (VeG). Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Índice de divergencia funcional (FDiv)

En el índice de divergencia funcional (FDiv) fue seleccionado el modelo diez, el cual no incluyó ninguna covariable (marcado con negritas en la Tabla 24).

Tabla 24. Simplificación de GLM para el índice de divergencia funcional (FDiv) (N=162) y las métricas del paisaje como covariables. El menor AIC en amarillo y el modelo seleccionado en negritas.

Modelo	Covariables	gl	AIC
1	SI+SE+BT+RP+PL+PL-OU+BTT+FD+SP	17	-429.43
2	SE+BT+RP+PL+PL-OU+BTT+FD+SP	16	-435.11
3	SE+BT+RP+PL+PL-OU+FD+SP	15	-442.6
4	SE+BT+RP+PL-OU+FD+SP	14	-453.16
5	SE+BT+PL-OU+FD+SP	13	-460.81
6	SE+BT+FD+SP	12	-466.59
7	BT+FD+SP	11	-473.97
8	BT+FD	10	-492.51
9	BT	9	-500.44
10	Sin covariables	8	-524.65

Donde SI Diversidad de Shannon, SE Equidad de Shannon, BT Borde total, RP Riqueza de parches, PL Índice de proporción de usos de suelo, PL-OU Proporción de otros usos de suelo, BTT Índice de borde total, FD Índice de dimensión fractal, SP Índice de fragmentación.

Las pruebas de hipótesis mostraron diferencias significativas solamente entre periodos ($p=0.0041$) (Figura 17), mientras que no presentó entre hábitats y tampoco se hubo interacción entre hábitat y periodo. El mayor promedio de divergencia funcional (FDiv) fue en el periodo NR que en el R.

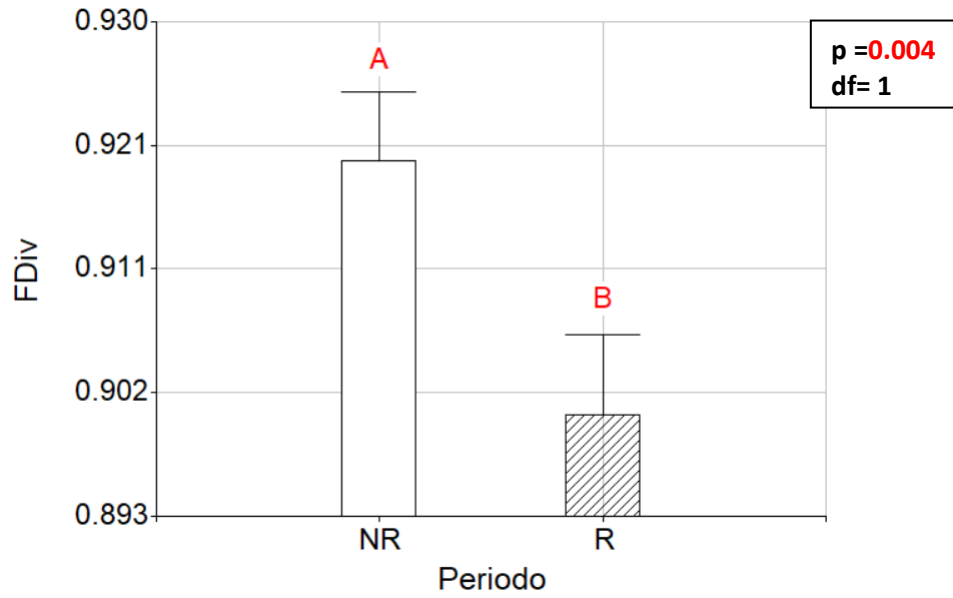


Figura 17. Comparación de las medias de la divergencia funcional (FDiv) de los periodos en el GLM seleccionado. Periodo no reproductivo (NR) y reproductivo (R). Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Índice de dispersión funcional (FDis)

El índice de dispersión funcional (FDis) fue seleccionado en el modelo seis mediante el proceso de selección de variables (*backward selection*), este modelo presentó un conjunto de cuatro covariables (SI, SE, RP y FD), pero solamente la riqueza de parches (RP) con un efecto significativo y el índice de diversidad de Shannon del paisaje con un efecto marginalmente significativo (en negrita en el la Tabla 25).

Tabla 25. Simplificación de GLM para el índice de dispersión funcional (FDis) (N=160) y las métricas del paisaje como covariables. El menor AIC en amarillo y el modelo seleccionado en negritas.

Modelo	Covariables	df	AIC
1	SI+SE+BT+RP+PL+PL-OU+BTT+FD+SP	18	09.63
2	SI+SE+BT+RP+PL-OU+BTT+FD+SP	17	01.06
3	SI+SE+RP+PL-OU+BTT+FD+SP	16	-22.44
4	SI+SE+RP+BTT+FD+SP	15	-24.83
5	SI+SE+RP+BTT+FD	14	-41.35
6	SI+SE+RP+FD	13	-45.96
7	SI+RP+FD	12	-47.73
8	SI+RP	11	-52.47
9	RP	10	-54.77
10	Sin covariables	9	-54.92

Donde SI Diversidad de Shannon, SE Equidad de Shannon, BT Borde total, RP Riqueza de parches, PL Índice de proporción de usos de suelo, PL-OU Proporción de otros usos de suelo, BTT Índice de borde total, FD Índice de dimensión fractal, SP Índice de fragmentación.

La dispersión funcional (FDis) presentó una relación positiva con el índice de diversidad de Shannon del paisaje (SI), indicando un aumento de la FDis al aumentar la diversidad en el paisaje (Tabla 26). Opuestamente se obtuvo que una mayor riqueza de parches (RP) ($p=0.0194$) produce una disminución de la FDis.

Tabla 26. Efecto de las covariables en la dispersión funcional (FDis) del GLM seleccionado. En rojo significancia de covariables y en negritas el efecto de la covariable

Covariables	Valor	Error std.	GI	Valor de t	Valor de p
SI	0.46	0.24	143	1.89	0.0604
SE	-0.31	0.23	143	-1.33	0.1843
RP	-0.12	0.05	143	-2.36	0.0194
BTT	0.07	0.07	143	0.92	0.3608
FD	-0.1	0.06	143	-1.72	0.0881

Donde SI Diversidad de Shannon, SE Equidad de Shannon, RP Riqueza de parches, BTT Índice de borde total y FD Índice de dimensión fractal.

En las pruebas de hipótesis arrojaron diferencias significativas entre periodos ($p=0.008$) y una interacción entre hábitat y periodo ($p=0.0498$) (Figura 18). Hubo una mayor dispersión funcional (FDis) en el periodo R. En cuanto a las combinaciones de hábitat y periodo se observa que hay tres grupos: el primero esta CeG:NR el cual presenta la mayor media de FDis, el segundo grupo es ExG en el periodo R con la menor media de FDis, y el tercer grupo con un promedio intermedio sin diferencias significativas entre ellos. Además es importante resaltar el cambio temporal de la FDis en la CeG y ExG, donde se redujo significativamente para el periodo reproductivo, mientras que contrariamente en la VeG hubo un aumento de la FDis en el periodo R pero sin diferencias significativas.

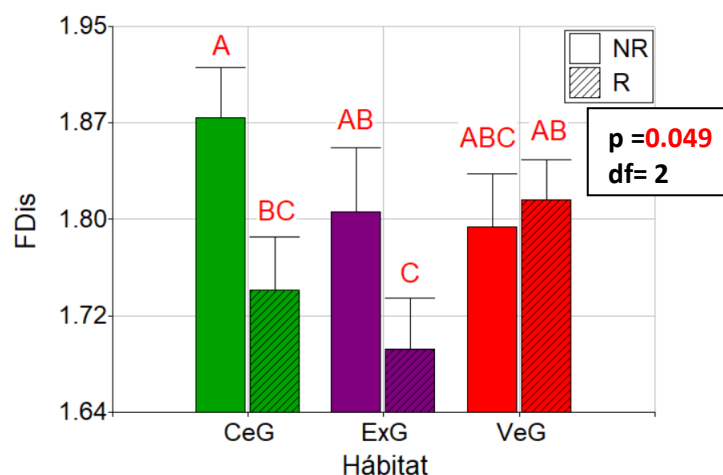


Figura 18. Comparación de las medias de dispersión funcional (FDis) de las combinaciones de hábitat y periodo en el GLM seleccionado. Ganadería cerril (CeG), ganadería extensiva (ExG), ganadería con vegetación (VeG), periodo no reproductivo (NR) y reproductivo (R). Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Análisis de componentes principales (ACP) para diversidad funcional

En el análisis de componentes principales realizado con los promedios de índices de diversidad funcional por hábitat y periodo, se obtuvo un 64.7% de variación explicada en el componente uno (CP1) y un 25.7% en el componente dos (CP2), por lo que es primordial la interpretación en el eje X (Figura 19). En este plano se observan más cercanos los puntos de los dos periodos de VeG, siendo VeG:R con una mayor FDis y VeG:NR mejor representado por wFDc. Notese la gran diferencia de los puntos de ambos periodos de CeG, en donde la combinación más separada del centro resultó ser la CeG:NR caracterizada por una mayor FRic y la CeG:R influenciado por esta misma variable de forma negativa sin embargo está muy cerca del centro por lo que presenta valores medios para casi todas las variables de respuesta. Además ExG:NR presento los mayores valores de FDiv, mientras que la combinación de ExG:R presento los menores valores de FEve.

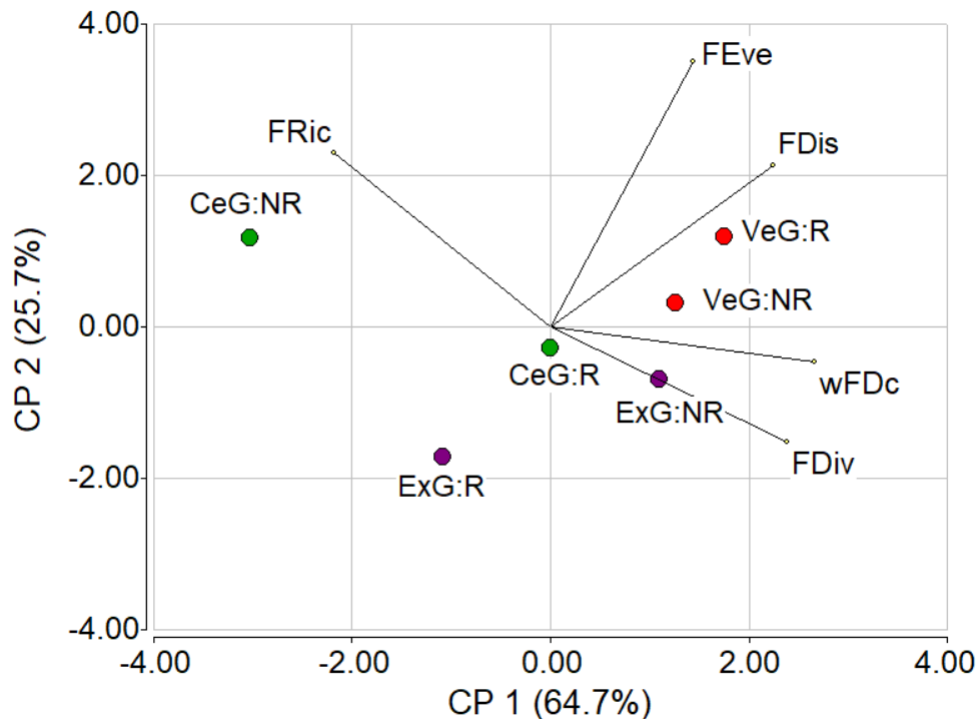


Figura 19. ACP para variables de respuesta de diversidad funcional (wFDc: Diversidad funcional ponderado, FRic: Riqueza funcional, FEve: Equidad funcional, FDiv: Divergencia funcional y FDis: Dispersión funcional). En verde ganadería cerril (CeG), morado para ganadería extensiva (ExG) y rojo para ganadería con vegetación (VeG), periodo no reproductivo (NR) y reproductivo (R).

Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) para diversidad funcional

En el NMDS usando los atributos funcionales y abundancia (Figura 20), se encontró cierto agrupamiento de los periodos, notándose menos dispersos los puntos en el periodo R (ubicado en la parte superior) que para el NR. Sin embargo, para ambos periodos se observan bastantes mezclados los puntos de los diferentes hábitats, por lo que mediante los atributos funcionales no están generando un ordenamiento bien diferenciado. Resaltando que el hábitat de la CeG presenta puntos mucho más dispersos en ambos periodos, lo que representa una mayor variedad de atributos funcionales en este hábitat, mientras que en ExG y VeG resultan bastante similares y mezclados entre sí nuevamente.

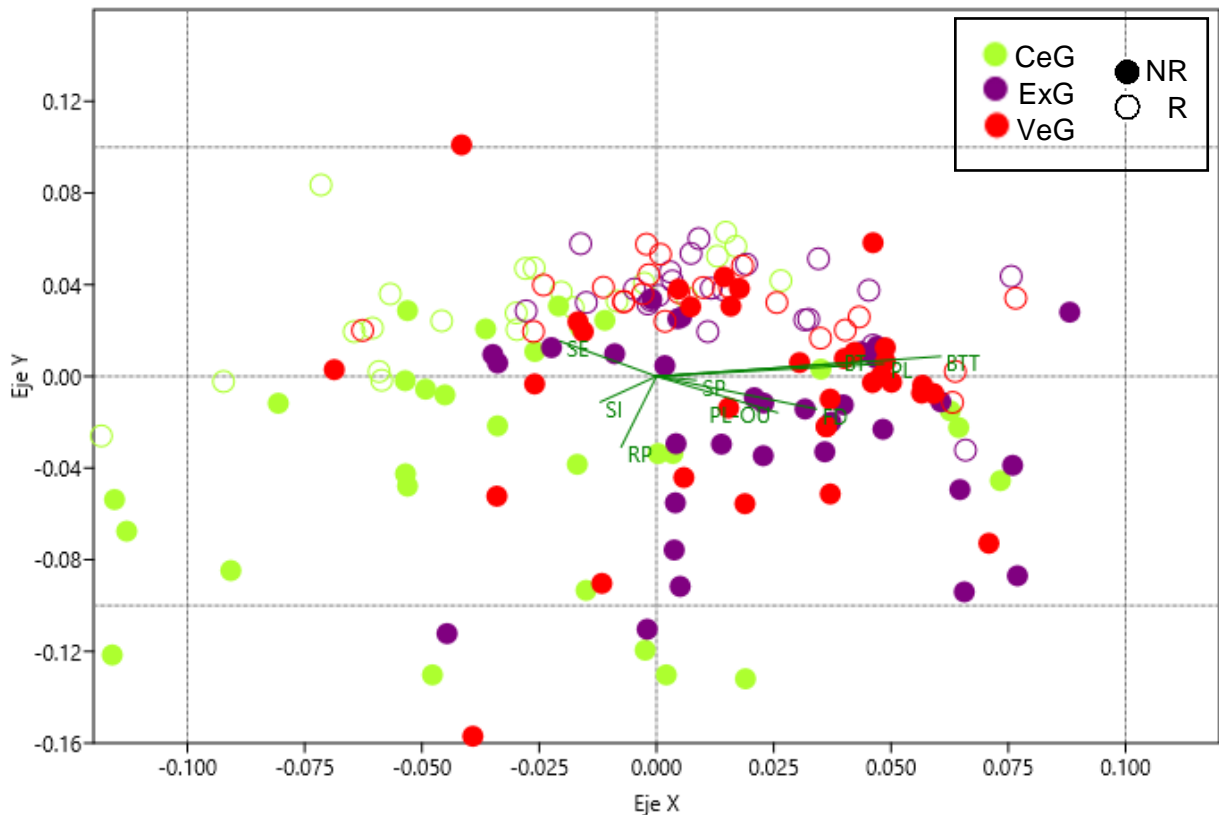


Figura 20. NMDS para los puntos de conteo con métricas del paisaje, valores de atributos funcionales y abundancia para los puntos de conteo realizado en los tres hábitats. Ganadería cerril (CeG), ganadería extensiva (ExG) y ganadería con vegetación (VeG), en los periodos no reproductivo (NR) y reproductivo (R). Donde SI Diversidad de Shannon, SE Equidad de Shannon, BT Borde total, RP Riqueza de parches, PL Índice de proporción de usos de suelo, PL-OU Proporción de otros usos de suelo, BTT Índice de borde total, FD Índice de dimensión fractal, SP Índice de fragmentación.

Además el NMDS nos arroja que las métricas del paisaje que tuvieron un mayor efecto para este ordenamiento fueron el índice de borde total (BTT) y el índice de proporción de uso de suelo (PL) en el eje X, mientras que en el eje Y fueron la riqueza de parches (RP) y el índice de Shannon (SI) (Tabla 27). Las métricas PL, RP y SI representan medidas de composición del paisaje, mientras que BTT representan composición y configuración del paisaje indicando directamente la relación de bordes de potreros respecto a los de vegetación nativa.

Tabla 27. Valores obtenidos en el NMDS de diversidad funcional para efecto de las métricas del paisaje en el eje X y Y. En rojo los valores más altos

Métricas del paisaje	Eje X	Eje Y
SI	-0.01300	-0.09887
SE	-0.10858	0.06562
BT	0.27811	0.02765
RP	0.02150	-0.20656
PL	0.28237	0.07582
PL-OU	0.16222	-0.04906
BTT	0.34890	0.09761
SP	0.05087	-0.00200
FD	0.21300	-0.06477

Descripción de los rasgos funcionales

La proporción de organismos observada para cada combinación de hábitat y periodo en cada rasgo fue variable, por lo que esta sección atiende a describir puntos sobresalientes de nuestro estudio. La estacionalidad (Figura 21 A) muestra una mayor proporción de organismos migratorios y residentes en la ganadería extensiva (ExG), ligeramente más marcado en el ExG en periodo NR y la más baja en la Ganadería cerril (CeG) en el periodo reproductivo (R), lo que describe parte del uso de los hábitats de acuerdo a la residencia de los organismos. Además de un cambio temporal marcado, con más organismos migratorios en el periodo NR a comparación del R, generado por las especies migratorias de invierno. Se observó un aumento de aves residentes en el periodo R para todos los hábitats, pero mucho mayor en la ganadería cerril (CeG) en periodo reproductivo. Nótese que la fluctuación de organismos en la ganadería con vegetación (VeG) solamente fue generada por las especies migratorias.

En cuanto a la sociabilidad (Figura 21 B), la mayor proporción de organismos fueron grupales en los tres hábitats (CeG, ExG y VeG), sin embargo, no se distribuyeron de la misma manera ya que en la ExG la proporción de organismos grupales fue mucho mayor que en CeG y VeG, además de que se mantuvo igual en los ambos periodos (NR y R). Los organismos solitarios y en pareja se comportaron de manera similar en los tres hábitats en proporciones muy similares, por lo que al parecer los organismos grupales frecuentan más las zonas de CeG.

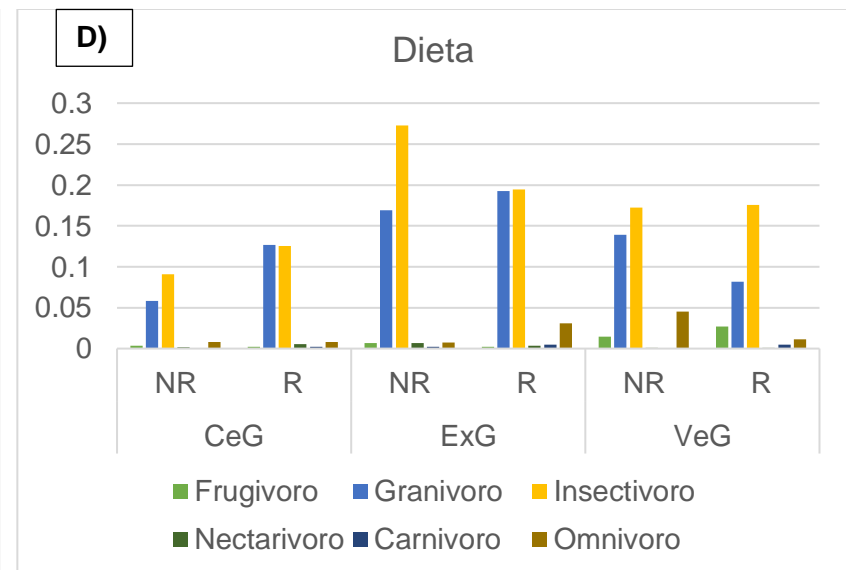
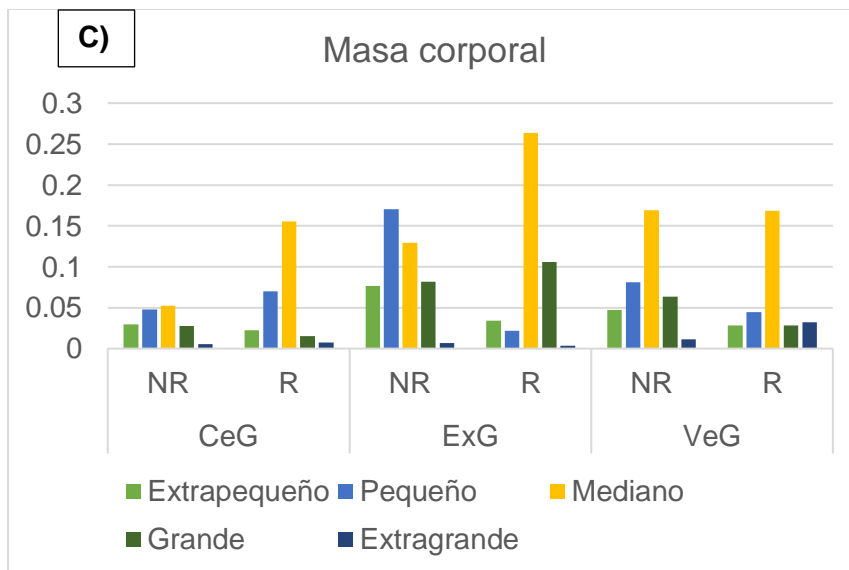
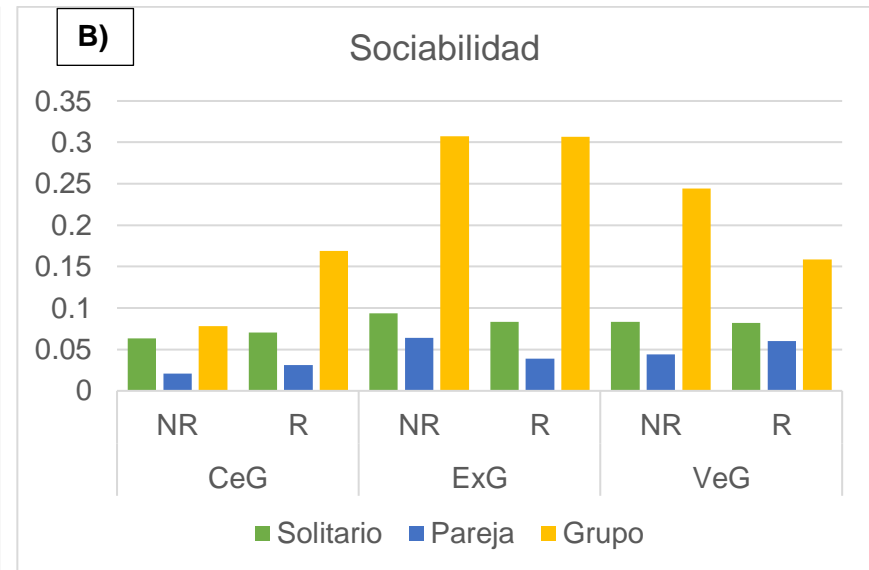
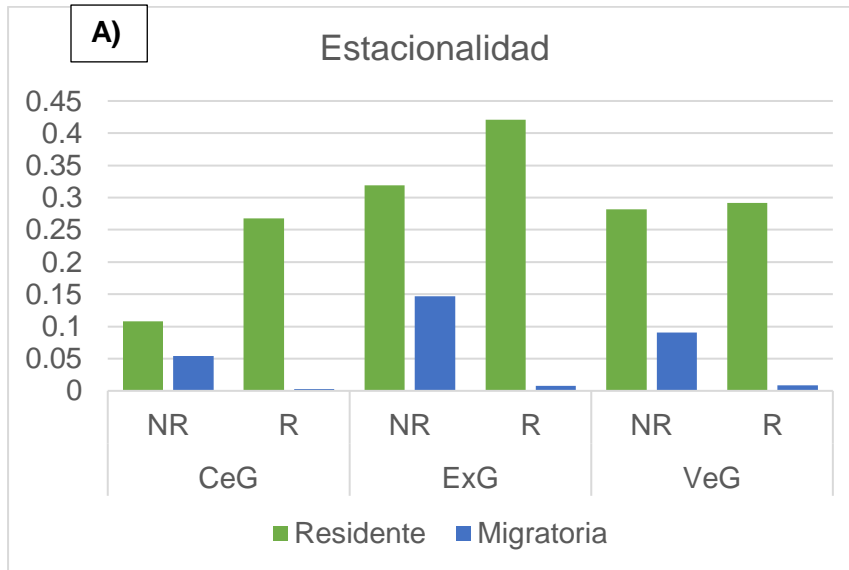
La masa corporal (Figura 21 C) también mostró un patrón similar en casi todas las combinaciones de hábitat y periodo, con una mayor proporción de organismos de talla mediana. Sin embargo, la segunda talla con mayor proporción en los hábitats fue variable entre pequeño y grande. Sobresale en ExG una mayor proporción de organismos de talla grande, además en el periodo NR sobresale la proporción de organismos pequeños, dada posiblemente por los organismos migratorios que hay en esta combinación.

La proporción de organismo para la dieta (Figura 21 D) fue absolutamente mayor de organismos insectívoros y granívoros en los tres hábitats (CeG, ExG y VeG), notándose ligeros cambios en los periodos: disminuyendo en la ExG y VeG pero aumentando en la CeG. En el caso de la VeG sobresale una proporción interesante de organismos frugívoros en los dos periodos y omnívoros en el periodo NR, ambas dietas ausentes o muy poco representados en la CeG y ExG.

El estrato de forrajeo (Figura 21 E) se observó más variable en cada una las combinaciones de hábitat y periodo, pero de manera general con una mayor proporción de organismos que se alimentan en el suelo, siendo este mucho mayor en la ExG en periodo R y el menor en CeG NR. La CeG en NR presentó una baja proporción de organismo en todos los valores del rasgo funcional, cambiando notablemente la proporción de organismo que se alimentan en el suelo y follaje al aumentar en el periodo R, además de que en este hábitat en el periodo R disminuyeron los organismos que forrajean en el follaje y desaparecieron los del aire. En la ExG hubo un aumento considerable de organismos que forrajean en el suelo para el periodo reproductivo y contrariamente disminuyeron los organismos que prefieren el follaje y aire, dado posiblemente por las especies migratorias de invierno. Este atributo se observó bastante más balanceado en ambos periodos en la VeG, disminuyendo un poco los que prefieren el suelo y aumentando los de dosel, por lo que este hábitat pareció ser más regular en cuanto a este atributo funcional. Estas proporciones dados posiblemente por la estructura vegetal encontrada en los diferentes hábitats y los recursos que ofrece cada uno de ellos.

La estrategia de forrajeo (Figura 21 F) se vio altamente dominada por los organismos que usan la estrategia de forrajeo de búsqueda en todos los hábitats (CeG., ExG y VeG), con un aumento temporal en la CeG y una disminución en VeG. Un rasgo notable en ExG y VeG fue los que atrapan como estrategia de forrajeo, mayor en el primero que en el segunda y dada mayormente por especies como golondrinas. Otra de las estrategias que sobresalen son los que prefieren rasgar como estrategia, estos organismos con poca proporción o ausentes en la CeG.

Finalmente, el estrato de anidación (Figura 21 G) parece no responder tanto a los hábitats por su posible uso no está totalmente ligado la zona en la anidan sino a la búsqueda de otros recursos, sin embargo en la ExG aunque hay gran proporción de organismos que anidan en el dosel y sotobosque, también fue altamente frecuentado por organismo generalistas. Notablemente en la CeG en periodo R se observó un importante aumento de organismo que anidan en el sotobosque y generalista. Nuevamente en este atributo se observa en VeG un patrón similar de la proporción de los valores de rasgo en ambos periodos, con la mayor proporción de organismos que prefieren el dosel y sotobosque.



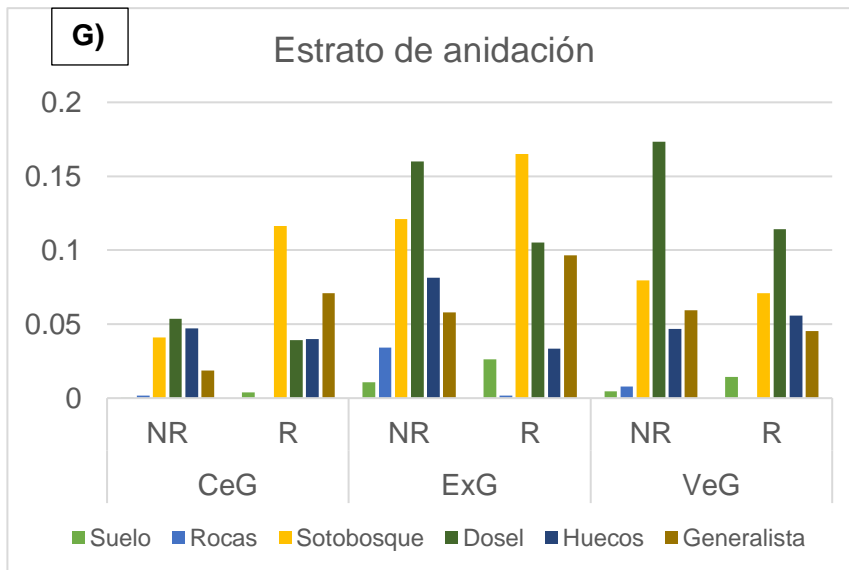
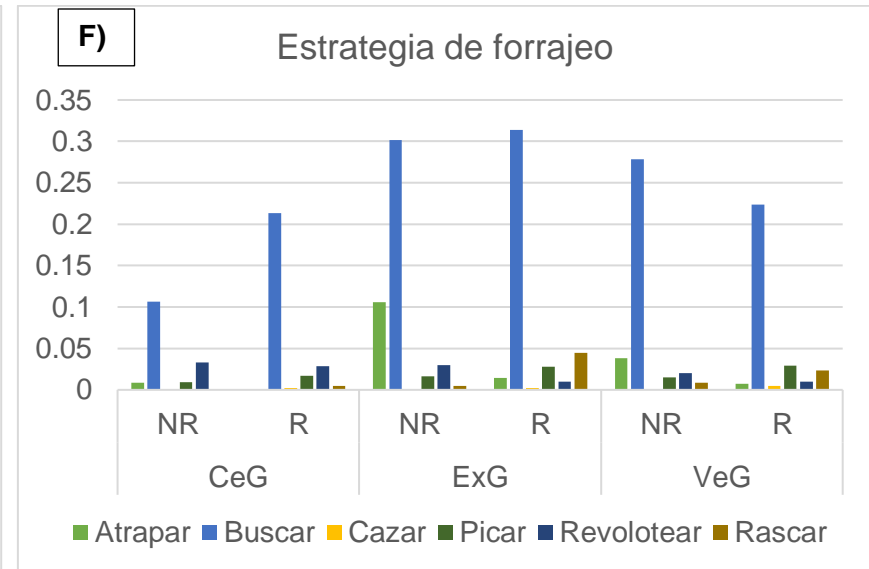
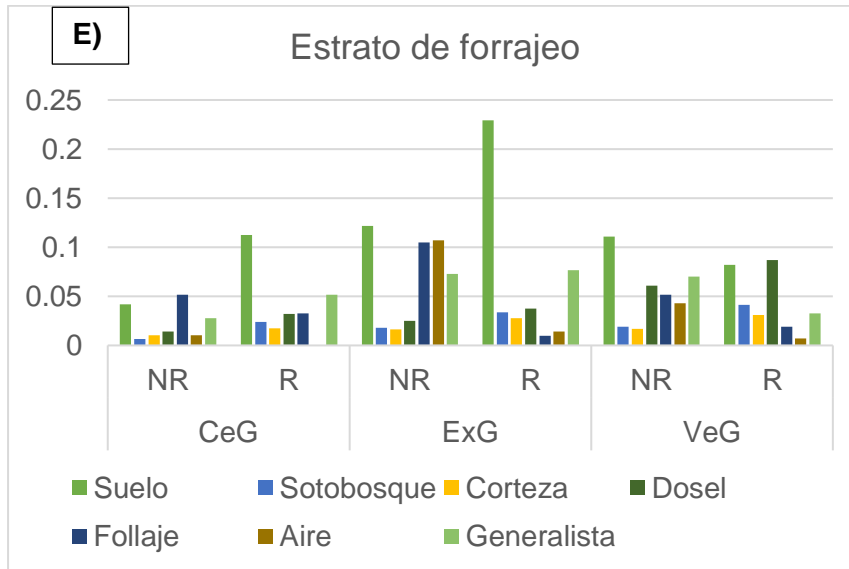


Figura 21. Proporción de especies en los tres hábitats: Ganadería cerril (CeG), ganadería extensiva (ExG) y ganadería con vegetación (VeG), en los periodos no reproductivo (NR) y reproductivo (R), para los rasgos funcionales A) Estacionalidad B) Sociabilidad C) Masa corporal D) Dieta E) Estrato de forrajeo F) Estrategia de forrajeo G) y Estrato de anidación por hábitats.

Discusión

La ganadería es una de las actividades económicas de mayor impacto económico en las regiones cálidas del estado de Michoacán (Martínez-Rivera y Gerritsen 2007, SEMARNAT y CONANP 2014), con algunos municipios con mayor cantidad de ganado ubicados dentro del polígono de la Reserva de la Biosfera Zicuiran-Infiernillo, una de las regiones terrestres prioritarias de México por su gran diversidad biológica y alto grado de endemismo y especialización del hábitat (Villaseñor-Gómez 2005, SEMARNAT y CONANP 2014).

La riqueza de especies de aves registrada en este trabajo corresponde al 29% de la reportada para Michoacán y un 72% de la descrita para la provincia fisiográfica de la Depresión del Balsas-Tepalcatepec (Villaseñor-Gómez 2019). El 36% de las especies se consideran con algún grado de endemismo en el estado, mientras que a nivel local se registró un 83% de las endémicas exclusivas para la depresión del Balsas-Tepalcatepec. De un total de 96 especies consideradas en riesgo en Michoacán (Villaseñor-Gómez 2019) de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT 2010, para nuestra área de estudio se registraron 12 especies en alguna categoría de riesgo.

En el área de estudio la ganadería es una de las principales actividades productivas pero fue evidente una clara diferencia en el manejo de hábitat, reflejado en las tres categorías asignadas (CeG, ExG y VeG) que variaron significativamente en las métricas del paisaje obtenidas (SI Diversidad de Shannon, SE Equidad de Shannon, BT Borde total, RP Riqueza de parches, PL Índice de proporción de usos de suelo, PL-OU Proporción de otros usos de suelo, BTT Índice de borde total, FD Índice de dimensión fractal, SP Índice de fragmentación). Es ampliamente aceptado que la fragmentación y el deterioro de los hábitats por actividades humanas causan modificaciones notables en la estructura y composición de la biota de ecosistemas naturales tanto a nivel de comunidades como poblacional y en su distribución (Schondube *et al.*, 2018). La ganadería es una de las actividades principales de cambio de uso de suelo mediante la deforestación parcial o total de grandes áreas boscosas, siendo una de las principales causas de pérdida de biodiversidad (Green *et al.* 2005, Martínez-Rivera y Gerritsen 2007, Maya-Elizarrarás y Schondube 2015). En nuestro estudio, se generó evidencia de que la ganadería sin duda está repercutiendo de manera importante en la comunidad regional de aves, con variaciones asociadas al tipo de manejo de hábitat que resulta en diferentes configuraciones del paisaje (Martin y Possingham 2005, Maya-Elizarrarás y Schondube 2015). Martínez-Rivera y Gerritsen (2007) afirman que el efecto puede ser positivo

o negativo dependiendo de la biología y los requerimientos ecológicos de las especies presentes en el área bajo manejo, incluyendo el ganado. Esta noción se confirma para el área de estudio, donde las variables demográficas y funcionales de la comunidad de aves variación negativa y positivamente con relación a la variación de la estructura del paisaje.

En general, se encontró que la mayor riqueza de especies fue registrada en la ganadería con vegetación (VeG), seguida por la extensiva (ExG), y menor en la ganadería cerril (ExG). Un resultado contrario a lo esperado, por ser este el paisaje que conserva más vegetación nativa. La ganadería cerril es la práctica más extendida en la región debido a su bajo costo por la manutención de ganado (bovino y caprino) que pastorea libremente en las áreas boscosas remanentes. Sin embargo, se observó que como resultado de esta práctica hay un impacto significativo en el sotobosque donde la vegetación nativa está prácticamente ausente, quedando solo herbáceas y dejando en gran medida solamente el estrato arbóreo que con frecuencia también ha sido simplificado por la extracción de árboles de importancia maderable. En el análisis del paisaje, tanto la VeG como la ExG resultaron ser los hábitats más heterogéneos en un plano horizontal, dada la presencia de diferentes componentes del paisaje. Asimismo, bajo este manejo se mantiene el ganado confinado en un espacio definido, delimitado por cercos vivos o bordes con vegetación secundaria remanente altamente usadas por las aves (Mcadam *et al.* 2007, Santamaría-Rivero *et al.* 2016, Schondube *et al.* 2018). Por el contrario la CeG resultó ser el hábitat más homogéneo en un plano horizontal con un continuo de selvas bajas, pero como se mencionó anteriormente altamente modificada en el sotobosque por el pastoreo de ganado, en estas áreas donde la deforestación puede ser no tan alta, pero la alteración del hábitat si lo es, causando una disminución en la calidad de las selvas al reducir su heterogeneidad ambiental, factor altamente relacionado con la biodiversidad (SEMARNAT y CONANP 2014). Resultados similares fueron reportados por Vergara Paternina (2017) en sitios dedicados a la ganadería con variación en la densidad de árboles presentes en los potreros.

Un aspecto relevante en la respuesta de las comunidades de aves en el área de estudio fue la variación encontrada entre temporadas reproductiva y no reproductiva. En general hubo diferencias en la riqueza, lo que refleja una dinámica temporal de estos hábitats asociada particularmente a la contribución de las especies migratorias que invernán en los diferentes paisajes (Petit y Saab 1992, Mcadam *et al.* 2007, Maya-Elizarrarás y Schondube 2015, Vergara Paternina *et al.* 2017), y por otro lado a los cambios en la presencia de especies residentes, ya sea por posibles movimientos temporales realizados para la búsqueda de sitios de

anidación u otros recursos, sobre todo en especies que tienen requerimientos especializados para anidar o por procesos de mayor dispersión fuera del periodo reproductivo (Maya-Elizarrarás y Schondube 2015, Santamaría-Rivero *et al.* 2016). En algunos casos no se reporta un cambio temporal en la riqueza de especies (Santamaría-Rivero *et al.* 2016), como lo observado en el hábitat CeG donde una explicación probable sea que aunque haya recambio de las especies, la riqueza se mantuvo similar.

Las métricas del paisaje que explicaron de mejor manera la variación en la riqueza de aves fueron la diversidad, riqueza y equidad de parches (SI, SE y RP). Particularmente lo anterior puede ser explicado por la heterogeneidad en el paisaje: donde los sitios más heterogéneos ofrecen recursos más diversos y por lo tanto nichos que pueden ser ocupados, mientras que donde hay menor heterogeneidad son menos los recursos, aumentando la competencia. Además, la diferencia temporal de las comunidades descrita por la mayor riqueza de aves en el periodo (NR), presenta una cantidad considerable de especies migratorias, las cuales son mayormente insectívoras y tienden a ser generalistas en este periodo, prefiriendo zonas más abiertas intervenidas (VeG y ExG) (Petit y Saab 1992, Maya-Elizarrarás y Schondube 2015, Turner y Gardner 2015, Vergara Paternina *et al.* 2017).

La abundancia vario significativamente entre los tres paisajes, con algunas especies siendo las mismas, comunes y dominantes en nuestros tres hábitats, pero con variación en las abundancias de otras, como ha sido reportado en otros estudios con paisajes ganaderos, observándose en cada tipo de manejo diferentes especies dominantes (Maya-Elizarrarás y Schondube 2015, Vergara Paternina *et al.* 2017). En general, hubo una mayor cantidad de aves en la ExG, seguida de la VeG y menor en CeG. En la interacción de hábitat y periodo, de manera general se observó una disminución de la abundancia en el periodo reproductivo (R) para la ExG y VeG, mientras que en la CeG aumentó. Estos resultados indican que diferentes especies hacen uso de estos hábitats, así como el uso de sus recursos, generando una dinámica temporal tanto de especies residentes como migratorias, para lo que Martínez-Rivera y Gerritsen (2007) menciona la influencia de los movimientos por los requerimientos de hábitat temporales de cada especie. Es decir en la VeG y ExG encontramos una mayor cantidad de aves, lo cual ya ha sido reportado en otros estudios hábitats intervenidos por el hombre (Schondube *et al.* 2018), esto en gran parte resultan ser especies generalistas con una mayor capacidad de adaptación a los ambientes modificados o que resultan ser migratorias (Graham y Blake 2001, Vergara Paternina *et al.* 2017, Schondube *et al.* 2018). Mientras que en la CeG hay una menor abundancia, pero que pueden ser especies con requerimientos ambientales

restringidos o que requieren grandes superficies de hábitat específicos (Graham y Blake 2001, Martínez-Rivera y Gerritsen 2007, Vergara Paternina *et al.* 2017, Schondube *et al.* 2018). La respuesta en la abundancia está siendo afectada por diversos factores de la composición y configuración del paisaje, generando un aumento de la abundancia de aves cuando hay un aumento de otros usos de suelo en el paisaje (PL-OU), disminuyendo cuando hay una mayor equidad de parches (SE) y una relación cuadrática con la riqueza de parches (RP y RP^2) de que indica un aumento de la abundancia a niveles intermedio pero que se reduce a RP alta.

Las comunidades altamente modificadas pueden estar siendo alteradas en diferentes escalas que son medidas por distintos índices de diversidad, en nuestro caso el análisis de componentes principales (ACP) para la diversidad taxonómica (Figura 13) diferenció aspectos de la comunidad, destacando la equidad de Pielou (E) en contraste a al resto de los índices de diversidad taxonómica, al mismo tiempo hubo una respuesta similar entre diversidad de Shannon (H), y dominancia de Simpson (D). Tanto el paisaje de VeG y ExG presentaron una mayor diversidad de aves (H) y al mismo tiempo una mayor dominancia de especies (D), contrario CeG donde hubo menor diversidad y muy baja dominancia. Además la dinámica temporal fue contraria al presentar mayor diversidad y baja dominancia el periodo no reproductivo (NR) y contrario en el periodo reproductivo (R). Generalmente estos índices son reportados que apuntan en direcciones contrarias (Vergara Paternina *et al.* 2017), sin embargo resultó diferente en nuestro caso debido a la abundancia de los organismos, ya que a pesar de que hay más especies, el hecho de que haya un abundancia muy alta promueve una continuidad de dominancia a pesar de la alta diversidad. Estos dos índices (H y D) miden el grado de heterogeneidad que hay en la complejidad del hábitat y repartición de los recursos (Vergara Paternina *et al.* 2017), para lo que en nuestro estudio fue mejor representado por la VeG, estos índices mostraron un efecto significativo de la diversidad de parches en el paisaje (SI), así como la configuración de la cobertura de potreros (FD). La importancia de estas métricas implican la composición y configuración de los paisajes ganaderos, para lo que Martínez-Rivera y Gerritsen (2007) afirman que el mosaico generado por las actividades agropecuarias influyen de manera considerable en los flujos de nutrientes, agua y otros componentes del ecosistema.

En el caso de equidad de Pielou (E) fue expresada la interacción de hábitat y periodo, por lo que esta dinámica no permitió diferenciar por si solo los hábitats. La equidad alta en CeG no fue modificada entre periodos, pero se observó en el periodo reproductivo (R) para ExG y VeG un gran aumento de la equidad. La ausencia de las especies migratorias en el

periodo reproductivo (R) que están haciendo uso de estos hábitats (ExG y VeG), pueden ser las responsables de este aumento en la equidad y al ser especies que no están haciendo uso del CeG no hay un cambio temporal en este hábitat.

El NMDS a partir de la composición de la identidad específica nos muestra un ordenamiento bastante claro de las comunidades que encontramos en cada uno de los hábitats, arrojando una separación de una comunidad distinta de aves en los sitios de ganadería cerril, pero poco diferente entre los sitios de ganadería con vegetación y los de ganadería extensiva, similar a lo reportado por Mcadam (2007) y Vergara Paternina (2017) para potreros descritos con alta densidad de árboles y baja densidad. La similitud entre estos puede estar asociada a la presencia de los parches de vegetación aledaños, aún en los sitios con potreros extensos donde además de la métricas incluidas en el análisis del paisaje se ha mencionado en la literatura que interviene el tiempo de aislamiento, distancia y grados de perturbación de las zonas aledañas y el grado de conectividad (Martínez-Rivera y Gerritsen 2007, Sánchez-Montenegro *et al.* 2017). El conjunto de análisis e índices de diversidad taxonómica nos dan un acercamiento a la modificación de la comunidad y como es afectada por el tipo de manejo, por lo que de este modo se asume que los índices de diversidad taxonómica resultan ser imprescindibles en la exploración y comparación de las comunidades y sus alteraciones.

La alteración extrema del paisaje por actividades productivas es asociada a un efecto negativo sobre la diversidad funcional de la comunidad de aves (Godet *et al.* 2016, Schondube *et al.* 2018). Sin embargo, la diversidad funcional ligada a un análisis del paisaje para evaluar el efecto de diferentes manejos ganadero ha sido pobremente explorada, por lo que los resultados que se han obtenido en el presente trabajo resultan valiosos. Se ha mencionado que para hacer un exploración de la diversidad funcional es necesario el uso de índices multirasgo multifuncionales (Córdova-Tapia y Zambrano 2015), los cuales en nuestros resultados respondieron al hábitat, el periodo y en algunos casos a la interacción de los dos anteriores, sin embargo existen estudios en el que la diversidad funcional no respondió de manera efectiva (Sánchez-Montenegro *et al.* 2017, Gómez-Sánchez 2019).

La diversidad funcional ponderada por abundancias (wFDc) resultó no ser tan diferente a la información ofrecida por la diversidad taxonómica. Para lo que se ha mencionado existe una relación al aumento de la diversidad taxonómica es reflejada en la diversidad funcional (Wang, Li y Zhou 2014), en este estudio se observaron mayores valores de wFDc para la VeG

y ExG que en la CeG, lo que indica una mayor variedad de atributos funcionales en los hábitats con mayor heterogeneidad de paisaje horizontal (VeG y ExG) lo que es reflejo de una mayor productividad (Cordova-Tapia y Zambrano 2015), del mismo modo las métricas del paisaje más importantes fueron la diversidad de shannon del paisaje y la configuración de los parches de selva y potreros.

Por su parte la riqueza funcional (FRic) resultó ser uno de los índices que en nuestro estudio describió una parte diferente de la comunidad. Se obtuvo una interacción de hábitat y periodo, describiendo los mayores valores de riqueza para la CeG, seguido de la VeG y ExG, adicionalmente con mayores valores en el periodo no reproductivo de CeG y VeG. Esto representa que es mayor el volumen en un espacio funcional que está ocupado (Pla, Casanoves y Di Riezo 2011) en la CeG y en el periodo NR, por su parte en los hábitats y periodo con menores valores de FRic indican que algún recurso disponible no está siendo usado (Mason et al. 2005). A pesar de que estos hábitats en otros índices describen una comunidad más compleja, lo que en conjunto puede ser resultado de las condiciones del paisaje generadas por los manejos ganaderos y como cada tipo de manejo está diversificando los recursos disponibles, Godet (2016) reporto una disminución de este índice solo para paisajes “extremamente modificados” para una modificación alta por intervención humana. Respecto a las métricas del paisaje, las que resultaron significativas para FRic, siendo disminuida por el aumento en la diversidad de parches (SI) y aumentada por la equidad (SE) y el número de parches (RP), contrario a lo que indicaban estas métricas para otros índices.

La equidad funcional (FEve) también presentó un patrón diferente a los índices explorados, en el cual hay una mayor equidad en la VeG, seguida de CeG y ExG. Describiendo al hábitat con un manejo que modifica de forma más severa el paisaje, una irregularidad en la que los rasgos de la comunidad llenan el espacio multivariado (uniformidad de la distribución de la abundancia) (Mason *et al.* 2005, Villéger *et al.* 2008, Villéger *et al.* 2010, Cordova-Tapia y Zambrano 2015). Caso contrario al hábitat de la CeG, que tiene mayor equidad funcional (FEve) lo que se interpreta como una utilización efectiva del rango entero de los recursos disponibles y ha sido reportado por Lindenmayer (2015), una reducción del traslape del nicho de las especies. Además, en este caso si se obtuvo lo esperado para el paisaje más drásticamente transformado, en el que la equidad funcional se ve disminuida por otros usos de suelo en el paisaje (PL-OU) y aumentada por una mayor equidad entre los parches del paisaje (SE).

En algunos casos los índices no respondieron de una manera tan contundente para nuestro estudio, sin embargo, ofrecen información de suma importancia como son el caso de la divergencia y dispersión funcional (FDiv y FDis). Ambos índices describen para los mayores valores, una diferenciación del nicho de las especies dominantes respecto a la distancia entre rasgos y al centroide de la comunidad respectivamente, y por lo tanto la reducción de competencia y aumento de los procesos del ecosistema (Mason *et al.* 2005, Villéger *et al.* 2008, Laliberté y Legendre 2010, Cordova-Tapia y Zambrano 2015, Martínez-Salinas *et al.* 2016). La FDiv se observó mayor solamente en el periodo no reproductivo, destacando por supuesto que en este periodo encontramos la presencia de especies migratorias y un consecuente aumento de este índice. Además, para la FDis no se encontró efecto de ninguna métrica del paisaje por lo que la diferenciación del nicho de las especies no está dependiendo de alguna de las características del paisaje consideradas en el estudio. Por su parte la dispersión funcional (FDis) si presentó una interacción de hábitat y periodo, resultado de una reducción temporal del índice en CeG y ExG para el periodo reproductivo, a diferencia de VeG que se aumentó ligeramente, por lo que de esta manera indica una mayor estabilidad temporal en la diferenciación del nicho, así como un uso del hábitat de las especies en la VeG, Godet (2016) reporto una disminución de estos dos índices para paisajes “extremamente modificados” los cuales resultan de una modificación alta por intervención humana.

Es importante resaltar que el ordenamiento de los hábitats y periodos mediante el NMDS con los atributos funcionales, no resulto tan claro como el obtenido con la identidad taxonómica. Sin embargo, el ACP con todos los índices analizados en este estudio, demuestra que algunos índices de diversidad funcional están ofreciendo información diferente a la obtenida en la diversidad taxonómica, además de las pruebas de hipótesis ya abordadas en las que se describe con más detalle qué clase de información está difiriendo en estas escalas de la diversidad. La información descriptiva que nos ofrecen los rasgos funcionales nos permite conocer un poco más de la dinámica en las comunidades resaltando grupos ya abordados como especies migratorias. Además se observó que hay más organismos grupales y talla grande en los hábitats intervenidos (ExG y VeG), mientras que las dietas con mayor proporción de organismos fueron insectívoros, granívoros y frugívoros los cuales han sido descritos en otros trabajos y de importancia para sistemas tropicales (Sánchez-Montenegro *et al.* 2017, Vergara Paternina *et al.* 2017, Schondube *et al.* 2018) sobresaliendo un aumento de frugívoros en el hábitat VeG como ha sido reportado en otros hábitats (Santamaría-Rivero *et al.* 2016). Otra observación importante es como los estratos y estrategia de forrajeo del sotobosque

resultaron afectados en la área de ganadería cerril, hábitat para el cual ya se ha mencionado la dinámica y posibles efectos de este manejo ganadero (Martin y Possingham 2005), un incremento de organismos que forrajean atrapando y en el aire para los hábitats más abiertos, característica mencionada para organismos que aprovechan estos espacios (Maya-Elizarrarás y Schondube 2015, Turner y Gardner 2015, Vergara Paternina *et al.* 2017). También se ha reportado un aumento de especialistas que forrajean sobre la corteza para hábitats con una mayor estructura vegetal (Santamaría-Rivero *et al.* 2016), observación que no se presentó en este estudio por el tipo de hábitat, pero si un aumento en todos los paisajes para el periodo R.

En cuanto al efecto del paisaje se observó de manera general mayor efecto sobre los índices de diversidad taxonómica que funcional como lo reportado por Godet (2016) y un diferente efecto de las métricas del paisaje sobre cada uno de los índices explorados, lo que se interpreta como el efecto de diferentes factores en el paisaje que están modificando diversos aspectos en la composición y estructura de la comunidad. Sin embargo, hubo métricas del paisaje más importantes y que tuvieron un efecto en más índices de respuesta, estos índices describen en gran medida la composición y estructura de los parches en el paisaje: la dimensión fractal del paisaje (FD), índice de diversidad (SI) y equidad (SE) de Shannon del paisaje, de los cuales SI y FD ya han sido reportados en otros estudios como importantes elementos del paisaje que tienen un efecto sobre la comunidad de aves (Godet *et al.* 2016). Por su parte la FD describe la configuración de los parches de los potreros en relación a la vegetación nativa, por lo que en su mayoría resulta afectada la diversidad cuando los potreros tienen una forma más compleja, no obstante, la FRic tuvo una respuesta contraria en el que es la única beneficiada por un aumento en la FD. Además, como se esperaba, la mayoría de los índices usados para describir las comunidades en nuestros paisajes ganaderos se observaron favorecidas por una mayor diversidad de usos de suelo en el paisaje (SI) pero considerando que los diferentes parches de usos de suelo no tengan una proporción igual (SE), por el contrario, dos índices que describen la diversidad funcional (FRic y FEve) respondiendo de manera invertida al resto de los índices a las métricas del paisaje mencionadas (SI y SE). Algunos de estos aspectos han sido mencionados como de suma importancia en otros estudios como lo son el tamaño, forma y conectividad de los parches (Martínez-Rivera y Gerritsen 2007, González-Valdivia *et al.* 2014, Schondube *et al.* 2018), sin embargo no fueron cuantificados con sistemas de información geográfica. Un importante factor para el beneficio de la comunidad de aves mencionado por Graham y Blake (2001), es la configuración del paisaje con un discontinuo de pequeños parches de manera que no es

necesaria un continuo o matriz vegetal, por lo que afirman que la forma del parche es el factor más importante en el ensamblaje de aves, pero también se ha descrito a la composición como factor más importante en el paisaje (Godet *et al.* 2016).

Si bien la diversidad taxonómica y funcional ofrecen un acercamiento al aspecto biológico de estos paisajes, es de suma importancia tener en ligarlas a los componentes del hábitat, ya sea mediante la teoría de hipótesis de diversidad en relación a la complejidad estructural del hábitat (MacArthur 1961), así como las de composición y configuración del paisaje (Villard *et al.* 1999, Fahrig 2003, Turner y Gardner 2015, Godet *et al.* 2016). Las prácticas ganaderas de la región, aunque resultan en una conversión significativa de la vegetación nativa, mantienen sin embargo remanentes de vegetación en diferentes condiciones (cerros vivos, bordes de arroyos y parches de vegetación secundaria) que enriquecen el paisaje, ofreciendo no solo cobertura vegetal, sino también diversos recursos que las aves pueden explotar, favoreciendo su permanencia en dichos hábitats. Schondube (2018) menciona que en las zonas urbanas, los elementos estructurales, a pesar de ser muy diferentes de los de los hábitats nativos, pueden funcionar como sustitutos de estos, además de que la intensidad de la perturbación no es el principal factor que determina la composición y estructura de las comunidades de aves en paisajes dominados por actividades humanas. En consideración de esto, la conversión de selvas a potreros en nuestra área de estudio no es total, inclusive en la ExG, ya que el manejo mantiene una relativa alta heterogeneidad del paisaje, aunado a una escala relativamente pequeña de la superficie de los potreros, que a su vez están inmersos en un paisaje circundante donde se integran otros tipos de usos de suelo, además de extensiones de selva nativa, otorgando así diversos recursos, que explican los patrones de diversidad y de la distribución de las especies que encuentran recursos y refugio, permitiendo así entender el aporte y el papel que juegan cada uno de los hábitats estudiados en las comunidades de aves en esos paisajes antropizados (Santamaría-Rivero *et al.* 2016, Vergara Paternina *et al.* 2017). Este conjunto de características promueve un aumento de diversidad y riqueza de la comunidad de aves, concordando con la afirmación por algunos autores que describen estos espacios como “paisajes menos extremos” (Godet *et al.* 2016), sin embargo funcionalmente desequilibrados, ya que los nichos generados están siendo usados por organismos con atributos funcionales similares por lo que hay una redundancia funcional.

Un resultado inesperado, fue que en los paisajes dominados por vegetación nativa se encontró en general una comunidad de aves empobrecida (menor riqueza y abundancia). Lo

anterior se relaciona seguramente con el fuerte impacto en el sotobosque por el constante forrajeo del ganado, afectando drásticamente la estructura vegetal de este estrato y por ende, a la aves. El impacto de la ganadería cerril no había sido medido antes, pero es claro que está causando un deterioro significativo en el territorio completo de la región de tierra caliente, en este caso, viéndose reflejado en una pobre comunidad avifaunística (Martin y Possingham 2005), afectando los componentes de la diversidad taxonómica. Sin embargo, parece ser que funcionalmente está produciendo una mayor distribución de organismos en los diferentes atributos funcionales, por lo que, aunque hay menos recurso están siendo mejor aprovechados en este hábitat en comparación con los hábitats más modificados.

En el mismo sentido se puede explicar la mayor diversidad encontrada en la ganadería con un manejo que mantiene los animales estabulados, pero rodeados en una matriz de vegetación nativa, que no es usada para el consumo del ganado y es un reservorio para la diversidad biológica de la región. Se ha descrito y reportado de gran importancia los bosques secundarios para la conservación de la biodiversidad en zonas tropicales (Santamaría-Rivero *et al.*, 2016, Schondube *et al.*, 2018), además Vergara Paternina (2017) menciona que este tipo de hábitats modificados por las actividades antrópicas se refugian muchas especies de aves, agregando el comentario de la falta de conocimiento de su estado actual de conservación, patrones de distribución espacial y temporal, así como el uso de los recursos disponibles, las cuales resultan ser contribuciones importantes del presente proyecto.

La actividad ganadera resulta de alta relevancia e interés en la actualidad, es debatida al nivel de alimentación y por su creciente demanda, el efecto en el ambiente generado por su proceso, además de aspectos socioeconómicos a nivel local que sin duda no se deben de perder de vista. Por lo que, si bien este trabajo está abordando un aspecto de la diversidad, es importante el manejo de la información considerando aspectos socio-económicos englobados en la ganadería.

Conclusiones

- Los valores que describen una mayor diversidad taxonómica de la avifauna para los paisajes ganaderos en RBZI se encontraron en los hábitats con una mayor diversidad y equidad en el paisaje, dado por un balanceado uso de suelo de potreros y vegetación nativa, así como otros usos de suelo (VeG). Mientras que los menores valores se encontraron en los hábitats menos diversos y dominados por un uso de suelo, ya sean potreros o vegetación nativa (CeG y ExG). Para la diversidad funcional se presentaron los mejores valores en el hábitat con una diversidad del paisaje intermedia y dominada por vegetación nativa (CeG). En ambos niveles de diversidad se presentaron variaciones temporales y un evidente aumento en el periodo no reproductivo (NR).
- Los hábitats con una transformación más drástica del paisaje (VeG y ExG) resultaron tener una composición y configuración de la comunidad muy similar con altos valores de diversidad taxonómica, mientras que el hábitat con una menor transformación (CeG) resulto diferente, pero con una mejor representación de funcionalidad, sin embargo, este manejo parece tener una disminución en la diversidad taxonómica debido a la alteración en el sotobosque por el tipo de manejo.
- El mayor efecto del paisaje sobre las diferentes escalas de diversidad de la comunidad de aves fue determinado por la combinación de composición (SI y SE) y configuración (FD) del paisaje, con un efecto variado sobre los índices. De manera general la diversidad de shannon del paisaje (SI), que tiene una relación positiva al aumento de la diversidad taxonómica pero negativa con algunos índices de la diversidad funcional (FRic y FEve), mientras que la equidad del paisaje (SE) y una mayor complejidad de la forma en los potreros (FD) generaron un efecto inverso.

Literatura citada

- Adamík, P., Korňan, M., y Vojtek, J. 2003. *The effect of habitat structure on guild patterns and the foraging strategies of insectivorous birds in forests*. *Biologia*, Bratislava, 58, 275–285.
- Almeida, S. M., Silva, L. C., Cardoso, M. R., Cerqueira, P. V., Juen, L., y Santos, M. P. D. 2016. *The effects of oil palm plantations on the functional diversity of Amazonian birds*. *Journal of Tropical Ecology*, 32(6), 510–525.
- Ameztegui, A., Gil-Tena, A., Faus, J., Piqué, M., Brotons, L., y Camprodon, J. 2018. *Bird community response in mountain pine forests of the Pyrenees managed under a shelterwood system*. *Forest Ecology and Management*, 407, 95–105.
- Asefa, A., Davies, A. B., McKechnie, A. E., Kinahan, A. A., y van Rensburg, B. J. 2017. *Effects of anthropogenic disturbance on bird diversity in Ethiopian montane forests*. *The Condor*, 119(3), 416–430.
- Badiella, L. 2011. Modelos Lineales Generalizados Mixtos. Algunos casos prácticos. X Congreso Galego de Estatística e Investigación de Operacións, 3–4.
- Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M., Casanoves, F., Di Rienzo, J. A., y Robledo, C. W. 2008. Manual de Usuario InfoStat, Editorial Brujas, Córdoba, Argentina.
- Banks-Leite, C., Ewers, R. M., Kapos, V., Martensen, A. C., y Metzger, J. P. 2011. *Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance*. *Journal of Applied Ecology*, 48(3), 706–714.
- Barbaro, L., Rusch, A., Muiruri, E. W., Gravellier, B., Thiery, D., y Castagneyrol, B. 2016. *Avian pest control in vineyards is driven by interactions between bird functional diversity and landscape heterogeneity*. *Journal of Applied Ecology*, 54(2), 500–508.
- Bastidas, M. (2015) Mecanismos de Incentivo para la Restauración de Paisajes Degradados, Pontificia Universidad Católica del Ecuador.
- Belda, A., Martínez-Pérez, J. ., Peiro, V., Seva, E., y Arques, J. 2011. *Main landscape metrics affecting abundance and diversity of game species in a semi-arid agroecosystem in the Mediterranean region*. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 9(4), 1197–1212.
- Berlanga, H., Gómez de Silva, H., Vargas-Canales, V. M., Rodríguez-Contreras, V., Sánchez-González, L. A., Ortega-Álvarez, R., y Calderón-Parra, R. 2018. Aves de México: Lista

- actualizada de especies y nombres comunes. CONABIO, México D.F.
- Bibby, C., Jones, M., y Marsden, S. 1998. *Expedition Field Techniques BIRD SURVEYS*. Director (Vol. 44).
- Botequilha, A., Miller, J., Ahern, J., y Mcgarigal, K. 2009. *Measuring Landscapes: A Planner*. *Journal of Urban Affairs* (Vol. 31).
- Calle, Z., Murgueitio, E., y Chará, J. 2012. Integración de las actividades forestales con la ganadería extensiva sostenible y la restauración del paisaje. *Unasyuva: Revista Internacional de Silvicultura e Industrias Forestales*, 63(239), 31–40.
- Casanoves, F., Pla, L., Di Rienzo, J. A., y Díaz, S. 2011. *FDiversity: a software package for the integrated analysis of functional diversity*. *Methods in Ecology y Evolution*.
- Cayuela, L. 2010. Modelos lineares generalizados (GLM). EcoLab, Centro Andaluz de Medio Ambiente, Universidad de Granada, Junta de Andalucía, Avenida del Mediterráneo s/n, Granada.
- Classen, A., Peters, M. K., Ferger, S. W., Helbig-Bonitz, M., Schmack, J. M., Maassen, G., y Steffan-Dewenter, I. 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: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples*. Version 9.1.0.
- Cordova-Tapia, F., y Zambrano, L. 2015. La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Ecosistemas*, 24(3), 78–87.
- Córdova-Tapia, F., y Zambrano, L. 2015. La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Revista Ecosistemas*, 24(3), 78–87.
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., M., T., y Robledo, C. W. 2019. InfoStat versión 2019. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Di Rienzo, J. A., Macchiavelli, R. E. and Casanoves, F. 2011. Modelos lineales mixtos : Aplicaciones en InfoStat, p. 253.
- Dias, D. F. C., Ribeiro, M. C., Felber, Y. T., Cintra, A. L. P., de Souza, N. S., y Hasui, É. 2016.

Beauty before age: Landscape factors influence bird functional diversity in naturally regenerating fragments, but regeneration age does not. Restoration Ecology, 24(2), 259–270.

Fairbrother, M. 2016 *Effects of landscape compositional and configurational heterogeneity on biodiversity in eastern Ontario farmland.*

Fajardo, D., Johnston-González, R., Neira, L., Chará, J., y Murgueitio, E. 2009. Influencia de sistemas silvopastoriles en la diversidad de aves en la cuenca del río La Vieja, Colombia. *Recursos Naturales y Ambiente, (58), 9–16.*

FAO. 2015. *FAO Statistical Pocketbook World food and agriculture.*

FAO. 2017. *The future of food and agriculture Trends and challenges.*

FAO. 2011. *World Livestock 2011 – Livestock in food security. Rome, Fao.*

FAO. 2013. *World Livestock 2013 – Changing disease landscapes. Rome.*

Forman, R., y Godron, M. 2013. *Landscape Ecology. In Ecological Systems (pp. 5772–5784).*

François, J., y Gonzáles, R. 2015. *CHANGE DETECTION AND LAND USE / LAND COVER DATABASE UPDATING USING IMAGE SEGMENTATION , GIS ANALYSIS AND VISUAL INTERPRETATION.*

Godet, L., Devictor, V., Burel, F., Robin, J.-G., Ménanteau, L., y Fournier, J. 2016. *Extreme Landscapes Decrease Taxonomic and Functional Bird Diversity but Promote the Presence of Rare Species. Acta Ornithologica, 51(1), 23–38.*

Gómez-Bernal, L. G. 2012. Demografía de aves de sotobosque en un paisaje fragmentado del piedemonte amazónico colombiano.

Gómez-Sánchez, A. 2019. Diversidad funcional de aves en paisajes aguacateros en Michoacán, México .

González-Valdivia, N., Barba-Macías, E., Hernández-Daumás, S., y Ochoa-Gaona, S. 2014. Avifauna en sistemas silvopastoriles en el corredor biológico mesoamericano, Tabasco, México. *Revista de Biología Tropical, 62(3), 1031–1052.*

Graham, C. H., y Blake, J. G. 2001. *Influence of patch- and landscape-level factors on bird assemblages in fragmented tropical landscape. Ecological Applications, 11(6), 1709–*

1721.

- Green, R. E., Cornell, S. J., Scharlemann, J. P. W., y Balmford, A. 2005. *Farming and the Fate of Wild Nature*. *Science*, 307(5709), 550–555.
- Guerrero, I., Morales, M. B., Oñate, J. J., Aavik, T., Bengtsson, J., Berendse, F., y Weisser, W. W. 2011. *Taxonomic and functional diversity of farmland bird communities across Europe: Effects of biogeography and agricultural intensification*. *Biodiversity and Conservation*, 20(14), 3663–3681.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., y P. D., R. (2001). PAST: *Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis*. *Palaeontologia Electronica* 4(1).
- Hidasi-Neto, J., Barlow, J., y Cianciaruso, M. V. 2012. *Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: The role of forest structure*. *Animal Conservation*, 15(4), 407–415.
- Howell, S., y Webb, S. 1995. *A Guide to the Birds of Mexico and Northern Central America*.
- Ibrahim, M., Villanueva, C., Casasola, F., y Rojas, J. 2006. Sistemas silvopastoriles como una herramienta para el mejoramiento de la productividad y restauración de la integridad ecológica de paisajes ganaderos. *Pastos y Forrajes*, 29(4), 383–420.
- Kariuki Ntang'Ang'A, P., Njoroge, J. B. M., Ngamau, K., Kariuki, W., Atkinson, P. W., y Vickery, J. 2013. *Avian foraging behaviour in relation to provision of ecosystem services in a highland East African agroecosystem*. *Bird Study*, 60(2), 156–168.
- Laliberté, E., y Legendre, P. 2010. *A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits*. *Ecology*, 91, 299–305.
- Lee, M. B., y Martin, J. A. 2017. *Avian species and functional diversity in agricultural landscapes: Does landscape heterogeneity matter?* *PLoS ONE*, 12(1), 1–21.
- Lindenmayer, D., Blanchard, W., Tennant, P., Barton, P., Ikin, K., Mortelliti, A., y Michael, D. 2015. *Richness is not all: how changes in avian functional diversity reflect major landscape modification caused by pine plantations*. *Diversity and Distributions*, 21(7), 836–847.
- Luck, G. W., Carter, A., y Smallbone, L. 2013. *Changes in Bird Functional Diversity across Multiple Land Uses: Interpretations of Functional Redundancy Depend on Functional Group Identity*. *PLoS ONE*, 8(5).
- MacArthur, R. H., y MacArthur, J. W. 1961. *Wildflowers* Published by: *Ecological Society of*

America Linked references are available on JSTOR for this article : *Ecology*, 59(5), 934–944.

- Marinidou, E., y Jiménez, G. 2010. Sistemas silvopastoriles. Uso de árboles en potreros de Chiapas.
- Martin, T. G., y Possingham, H. P. 2005. *Predicting the impact of livestock grazing on birds using foraging height data. Journal of Applied Ecology*, 42(2), 400–408.
- Martínez-Rivera, L., y Gerritsen, P. R. W. 2007. Estado actual y perspectivas de la ganadería extensiva en la sierra de manantlán, en el Occidentes de México.
- Martínez-Salinas, A., DeClerck, F., Vierling, K., Vierling, L., Legal, L., Vilchez-Mendoza, S., y Avelino, J. 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., Mouillot, D., Lee, W. G., y Wilson, J. B. 2005. *Functional richness, functional and functional evenness divergence: the primary of functional components diversity. Oikos*, 111(1), 112–118.
- Maya-Elizarrarás, E., y Schondube, J. E. 2015. Birds, Cattle, and Bracken Ferns: Bird Community Responses to a Neotropical Landscape Shaped by Cattle Grazing Activities. *Biotropica*, 47(2), 236–245.
- Mcadam, J. H., Sibbald, A. R., Teklehaimanot, Z., y Eason, W. R. 2007. *Developing silvopastoral systems and their effects on diversity of fauna. Agroforestry Systems*, 70(1), 81–89.
- Mcgarigal, K. 2015. Fragstats. Fragstats, (April), 1–182.
- Patchey, O. L., y Gaston, K. J. 2002. *Functional diversity (FD), species richness and community composition. Ecology Letters*, 5, 402–411.
- Petit, D. R., y Saab, V. 1992. *Impact of Pasture Development on Winter Bird Communities in Belize , Central America '. The Condor*, 66–71.
- Pla, L., Casanoves, F., y Rienzo, J. A. 2011. Cuantificación de la diversidad funcional. In Validación y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE Turrialba, Costa Rica (pp. 33–45).

- R-Core-Team. 2018. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T. E., DeSante, D. F., y Milá, B. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres (Pacific So). Albany, CA.
- Robinson, T. P., William Wint, G. R., Conchedda, G., Van Boeckel, T. P., Ercoli, V., Palamara, E., y Gilbert, M. 2014. *Mapping the global distribution of livestock*. *PLoS ONE*, 9(5).
- Robinson, T.P., Thornton P.K., Franceschini, G., Kruska, R.L., Chiozza, F., Notenbaert, A., Cecchi, G., Herrero, M., Epprecht, M., Fritz, S., You, L., Conchedda, G. & See, L. 2011. *Global livestock production systems*. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) and International Livestock Research Institute (ILRI), 152 pp.
- Rzedowski, J., 2006. Vegetación de México. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 504 pp.
- Sáenz, J., Villatoro-Paz, F. J., Ibrahim, M., Fajardo, D., y Pérez, M. 2007. Relación entre las comunidades de aves y la vegetación en agropaisajes dominados por la ganadería en Costa Rica, Nicaragua y Colombia. *Agroforestería de Las Américas*, (45), 37–48.
- Sánchez-Montenegro, J. P., Pérez-Castillo, K., Garcés-Restrepo, M. F., y Giraldo, A., 2017. *BIRD ASSEMBLY ASSOCIATED TO TWO LANDSCAPE UNITS IN A TROPICAL DRY FOREST*, *BOLETIN CIENTIFICO MUSEO DE HISTORIA NATURAL*, 21(2), 115–130.
- Santamaría-Rivero, W., Eurídice, I., Hernandez-Stefanoni, J. L., y Wood, P., 2016. *Influence of landscape structure and forest age on the richness and abundance of different bird feeding guilds and forest-dependent birds in a seasonal dry tropical forest of Yucatan, Mexico*, *Tropical Ecology*, 57, 313–332.
- Sayer, C. A., Bullock, J. M., y Martin, P. A. 2017. *Dynamics of avian species and functional diversity in secondary tropical forests*. *Biological Conservation*, 211, 1–9.
- Schondube, J. E., Chávez-Zichinelli, C., Linding-Cisneros, R., López-Muñoz, E. C., MacGregor-Fors, I., Maya-Elizarrarás, E., y Tapia-Harris, C. 2018. AVES EN PAISAJES MODIFICADOS POR ACTIVIDADES HUMANAS. *Ecología y Conservación de Fauna*. 5–30.
- SEMARNAT, y CONANP. 2014. Programa de Manejo Reserva de la Biósfera Zicuirán-

- Infiernillo. Igarss 2014, (1), 270.
- Sitters, H., York, A., Swan, M., Christie, F., y Stefano, J. Di. 2016. *Opposing responses of bird functional diversity to vegetation structural diversity in wet and dry forest. PLoS ONE*, 11(10), 1–18.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., y de Haan, C. 2009. La larga sombra del ganado problemas ambientales y opciones. 493.
- Swenson, N. G. 2014. *Functional and Phylogenetic Ecology in R. Use R!*
- Tilman, D. 2001. *Functional Diversity. Encyclopedia of Biodiversity*, 3, 109–120.
- Turner, M. G., y Gardner, R. H. 2015. *Landscape Ecology in Theory and Practice*.
- Van Perlo, B. 2006. *Birds of Mexico and Central America*.
- Vergara Paternina, J. A., Correa, J. B., Charrasquiel, C. G., y Linares Arias, J. C. 2017. Diversidad de aves en fragmentos de bosque seco tropical en paisajes ganaderos del departamento de Córdoba, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 65(4), 1625–1634.
- Villaseñor-Gómez, L. E. 2005. Aves. La biodiversidad en Michoacán: estudio de estado. CONABIO, SUMA, UMSNH, 101–103.
- Villaseñor-Gómez, L. E. 2019. AVES. LA BIODIVERSIDAD EN MICHOACÁN. ESTUDIO DE ESTADO 2 (Vol. II, pp. 513–526).
- Villéger, S., Mason, N. W. H., y Mouillot, D. 2008. *New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. Ecology*, 89(8), 2290–2301.
- Villéger, S., Ramos Miranda, J., Flores Hernández, D., y Mouillot, D. 2010. *Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. Ecological Applications*, 20(6), 1512–1522.
- Walz, U. 2011. *Landscape structure, landscape metrics and biodiversity. Living Reviews in Landscape Research*, 5(3).
- Wang, P., Li, G., y Zhou, D. 2014. *Relationships between functional diversity and ecosystem functioning: A review. Acta Ecologica Sinica*, 34(2), 85–91.

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

Orden	Familia	Nombre científico	Clave sp	Nombre español	Residencia	NOM-059	UICN	END/EX		
Galliformes	Cracidae	<i>Ortalis poliocephala</i>	ORPOL	Chachalaca Pálida	R		LC	EN		
	Odontophoridae	<i>Philortyx fasciatus</i>	PHFAS	Codorniz Barrada	R		LC	EN		
		<i>Colinus virginianus</i>	COVIR	Codorniz Cotuí	R		NT			
Columbiformes	Columbidae	<i>Columba livia</i>	COLIV	Paloma Doméstica	R		LC	Exo		
		<i>Streptopelia decaocto</i>	STDEC	Paloma de Collar Turca	R		LC	Exo		
		<i>Columbina inca</i>	COINC	Tortolita Cola Larga	R		LC			
		<i>Columbina passerina</i>	COPAS	Tortolita Pico Rojo	R		LC			
		<i>Columbina talpacoti</i>	COTAL	Tortolita Canela	R		LC			
		<i>Leptotila verreauxi</i>	LEVER	Paloma Arroyera	R		LC			
		<i>Zenaida asiatica</i>	ZEASI	Paloma Alas Blancas	R,M		LC			
		<i>Zenaida macroura</i>	ZEMAC	Huilota Común	R,M		LC			
		Cuculiformes	Cuculidae	<i>Piaya cayana</i>	PICAY	Cuclillo Canelo	R		LC	
				<i>Coccyzus minor</i>	COMIN	Cuclillo Manglero	R		LC	
<i>Morococcyx erythropygus</i>	MOERY			Cuclillo Terrestre	R		LC			
<i>Geococcyx velox</i>	GEVEL			Correcaminos Tropical	R		LC			
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	CRSUL			Garrapatero Pijuy	R		LC			
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	<i>Chordeiles acutipennis</i>	CHACU	Chotacabras Menor	R, M		LC			
		<i>Nyctidromus albicollis</i>	NYALB	Chotacabras Pauraque	R		LC			
Apodiformes	Trochilidae	<i>Heliomaster longirostris</i>	HELON	Colibrí Picudo Coroniazul	R	Pr	LC			
		<i>Heliomaster constantii</i>	HECON	Colibrí Picudo Occidental	R		LC			
		<i>Archilochus colubris</i>	ARCOL	Colibrí Garganta Rubí	M		LC			
		<i>Archilochus alexandri</i>	ARALE	Colibrí Barba Negra	M		LC	SE		
		<i>Chlorostilbon auriceps</i>	CHAUR	Esmeralda Occidental	R		LC	EN		

		<i>Cynanthus sordidus</i>	CYSOR	Colibrí Opaco	R		LC	EN
		<i>Cynanthus latirostris</i>	CYLAT	Colibrí Pico Ancho	R		LC	SE
		<i>Amazilia beryllina</i>	AMBER	Colibrí Berilo	R		LC	
		<i>Amazilia rutila</i>	AMRUT	Colibrí Canelo	R		LC	
		<i>Amazilia violiceps</i>	AMVIO	Colibrí Corona Violeta	R		LC	SE
Gruiformes	Rallidae	<i>Fulica americana</i>	FUAME	Gallareta Americana	R,M		LC	
Charadriiformes	Jacaniidae	<i>Jacana spinosa</i>	JASPI	Jacana Norteña	R		LC	CE
	Scolopacidae	<i>Actitis macularius</i>	ACMAC	Playero Alzacolita	M		LC	
Suliformes	Phalacrocoracidae	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	PHBRA	Cormorán Neotropical	R		LC	
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Ardea herodias</i>	ARHER	Garza Morena	R,M		LC	
		<i>Ardea alba</i>	ARALB	Garza Blanca	R,M		LC	
		<i>Egretta thula</i>	EGTHU	Garza Dedos Dorados	R,M		LC	
		<i>Bubulcus ibis</i>	BUIBI	Garza Ganadera	R,M		LC	Exo
		<i>Butorides virescens</i>	BUVIR	Garcita Verde	R,M		LC	
		<i>Nyctanassa violacea</i>	NYVIO	Garza Nocturna Corona Clara	R,M		LC	
Accipitriformes	Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	COATR	Zopilote Común	R		LC	
		<i>Cathartes aura</i>	CAAUR	Zopilote Aura	R		LC	
	Accipitridae	<i>Elanus leucurus</i>	ELLEU	Milano Cola Blanca	R		LC	
		<i>Accipiter striatus</i>	ACSTR	Gavilán Pecho Canela	R,M	Pr	LC	
		<i>Accipiter cooperii</i>	ACCOP	Gavilán de Cooper	R,M	Pr	LC	
		<i>Buteogallus anthracinus</i>	BUANT	Aguililla Negra Menor	R,M	Pr	LC	
		<i>Rupornis magnirostris</i>	RUMAG	Aguililla Caminera	R		LC	
		<i>Parabuteo unicinctus</i>	PAUNI	Aguililla Rojinegra	R	Pr	LC	
		<i>Buteo plagiatus</i>	BUPLA	Aguililla Gris	R		LC	
		<i>Buteo brachyurus</i>	BUBRA	Aguililla Cola Corta	R		LC	
		<i>Buteo albonotatus</i>	BUALB	Aguililla Aura	R,M	Pr	LC	
		<i>Buteo jamaicensis</i>	BUJAM	Aguililla Cola Roja	R,M		LC	

Strigiformes	Strigidae	<i>Megascops seductus</i>	MESED	Tecolote del Balsas	R	A	NT	EN
		<i>Bubo virginianus</i>	BUVIR	Búho Cornudo	R	sc	LC	
		<i>Glaucidium palmarum</i>	GLPAL	Tecolote Colimense	R	A	LC	EN
		<i>Glaucidium brasilianum</i>	GLBRA	Tecolote Bajeño	R		LC	
		<i>Ciccaba virgata</i>	CIVIR	Búho Café	R		LC	
Trogoniformes	Trogonidae	<i>Trogon citreolus</i>	TRCIT	Coa Citrina	R		LC	EN
Coraciiformes	Momotidae	<i>Momotus mexicanus</i>	MOMEX	Momoto Corona Canela	R		LC	CE
	Alcedinidae	<i>Megaceryle torquata</i>	METOR	Martín Pescador de Collar	R		LC	
		<i>Chloroceryle amazona</i>	CHAMA	Martín Pescador Amazónico	R		LC	
Piciformes	Picidae	<i>Chloroceryle americana</i>	CHAME	Martín Pescador Verde	R		LC	
		<i>Melanerpes chrysogenys</i>	MECHR	Carpintero Enmascarado	R		LC	EN
		<i>Dryobates scalaris</i>	PISCA	Carpintero Mexicano	R		LC	
		<i>Dryocopus lineatus</i>	DRLIN	Carpintero Lineado	R		LC	
Falconiformes	Falconidae	<i>Campephilus guatemalensis</i>	CAGUA	Carpintero Pico Plateado	R	Pr	LC	
		<i>Herpetotheres cachinnans</i>	HECAC	Halcón Guaco	R		LC	
		<i>Caracara cheriway</i>	CACHE	Caracara Quebrantahuesos	R		LC	
		<i>Falco sparverius</i>	FASPA	Cernícalo Americano	R,M		LC	
		<i>Falco columbarius</i>	FACOL	Halcón Esmerejón	M		LC	
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Eupsittula canicularis</i>	EUCAN	Perico Frente Naranja	R	Pr	LC	
		<i>Amazona finschi</i>	AMFIN	Loro Corona Lila	R	P	VU	EN
Passeriformes	Furnariidae	<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	XIFLA	Trepatroncos Bigotudo	R		LC	
	Tityridae	<i>Tityra semifasciata</i>	TISEM	Titira Puerquito	R		LC	
		<i>Pachyramphus aglaiae</i>	PAAGL	Cabezón Degollado	R		LC	
	Tyrannidae	<i>Camptostoma imberbe</i>	CAIMB	Mosquero Chillón	R		LC	
		<i>Myiopagis viridicata</i>	MYVIR	Mosquero Verdoso	R		LC	
		<i>Attila spadiceus</i>	ATSPA	Mosquero Atila	R		LC	

	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	MYTUB	Papamoscas Triste	R	LC	
	<i>Myiarchus cinerascens</i>	MYCIN	Papamoscas Cenizo	R,M	LC	
	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	MYTYR	Papamoscas Gritón	R,M	LC	
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	PISUL	Luis Bienteveo	R	LC	
	<i>Myiozetetes similis</i>	MYSIM	Luisito Común	R	LC	
	<i>Myiodynastes luteiventris</i>	MYLUT	Papamoscas Rayado Común	M	LC	
	<i>Tyrannus melancholicus</i>	TYMEL	Tirano Pirirí	R	LC	
	<i>Tyrannus vociferans</i>	TYVOC	Tirano Chibíú	R, M	LC	SE
	<i>Tyrannus crassirostris</i>	TYCRA	Tirano Pico Grueso	R,M	LC	SE
	<i>Contopus cooperi</i>	COCOO	Papamoscas Boreal	M	NT	
	<i>Contopus pertinax</i>	COPER	Papamoscas José María	R	LC	
	<i>Empidonax minimus</i>	EMMIN	Papamoscas Chico	M	LC	
	<i>Empidonax hammondii</i>	EMHAM	Papamoscas de Hammond	M	LC	
	<i>Empidonax occidentalis</i>	EMOCC	Papamoscas Amarillo Barranqueño	R, M	LC	SE
	<i>Sayornis nigricans</i>	SANIG	Papamoscas Negro	R,M	LC	
	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	PYRUB	Papamoscas Cardenalito	R,M	LC	
Laniidae	<i>Lanius ludovicianus</i>	LALUD	Verdugo Americano	R, M	LC	EN
Vireonidae	<i>Vireo hypochryseus</i>	VIHYP	Vireo Amarillo	R	LC	EN
	<i>Vireo bellii</i>	VIBEL	Vireo de Bell	M	NT	
	<i>Vireo cassinii</i>	VICAS	Vireo de Cassin	M, R	LC	SE
	<i>Vireo gilvus</i>	VIGIL	Vireo Gorjeador	R,M	LC	
	<i>Vireo flavoviridis</i>	VIFLA	Vireo Verdeamarillo	M	LC	EN
Corvidae	<i>Calocitta formosa</i>	CAFOR	Urraca Cara Blanca	R	LC	
	<i>Corvus corax</i>	COCOR	Cuervo Común	R	LC	
Hirundinidae	<i>Tachycineta bicolor</i>	TABIC	Golondrina Bicolor	M	LC	
	<i>Tachycineta albilinea</i>	TAALB	Golondrina Manglera	R	LC	

	<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	STSER	Golondrina Alas Aserradas	R,M	LC	
	<i>Hirundo rustica</i>	HIRUS	Golondrina Tijereta	R,M	LC	
Troglodytidae	<i>Catherpes mexicanus</i>	CAMEX	Saltapared Barranqueño	R	LC	
	<i>Troglodytes aedon</i>	TRAED	Saltapared Común	R,M	LC	
	<i>Cistothorus palustris</i>	CIPAL	Saltapared Pantanero	R,M	LC	
	<i>Thryomanes bewickii</i>	THBEW	Saltapared Cola Larga	R	LC	
	<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	CARUF	Matraca Nuca Canela	R	LC	
	<i>Pheugopedius felix</i>	PHFEL	Saltapared Feliz	R	LC	EN
	<i>Thryophilus pleurostictus</i>	THPLE	Saltapared Barrado	R	LC	
Poliopitidae	<i>Polioptila caerulea</i>	POCAE	Perlita Azulgris	R,M	LC	
	<i>Polioptila albiloris</i>	POALB	Perlita Pispirria	R	LC	
Turdidae	<i>Catharus aurantiirostris</i>	CAAUR	Zorzal Pico Naranja	R,M	LC	
	<i>Turdus assimilis</i>	TUASS	Mirlo Garganta Blanca	R	LC	
	<i>Turdus rufopalliatus</i>	TURUF	Mirlo Dorso Canela	R	LC	EN
Mimidae	<i>Mimus polyglottos</i>	MIPOL	Centzontle Norteño	R, M	LC	
Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	PADOM	Gorrión Doméstico	R	LC	Exo
Fringillidae	<i>Haemorhous mexicanus</i>	HAMEX	Pinzón Mexicano	R	LC	
	<i>Spinus psaltria</i>	SPPSA	Jilguerito Dominicó	R	LC	
Passerellidae	<i>Aimophila rufescens</i>	AIRUF	Zacatonero Canelo	R	LC	
	<i>Melospiza kieneri</i>	MEKIE	Rascador Nuca Canela	R	LC	EN
	<i>Melospiza fusca</i>	MEFUS	Rascador Viejita	R	LC	
	<i>Peucaea ruficauda</i>	PERUF	Zacatonero Corona Rayada	R	LC	
	<i>Peucaea humeralis</i>	PEHUM	Zacatonero Pecho Negro	R	LC	EN
	<i>Pooecetes gramineus</i>	POGRA	Gorrión Cola Blanca	M	LC	
	<i>Chondestes grammacus</i>	CHGRA	Gorrión Arlequín	R,M	LC	
Icteriidae	<i>Icteria virens</i>	ICVIR	Chipe Grande	M	LC	

Icteridae	<i>Cassiculus melanicterus</i>	CAMEL	Cacique Mexicano	R	LC	CE	
	<i>Icterus wagleri</i>	ICWAG	Calandria de Wagler	R	LC		
	<i>Icterus spurius</i>	ICSPU	Calandria Castaña	M	LC		
	<i>Icterus cucullatus</i>	ICCUC	Calandria Dorso Negro Menor	R,M	LC	SE	
	<i>Icterus pustulatus</i>	ICPUS	Calandria Dorso Rayado	R	LC		
	<i>Icterus bullockii</i>	ICBUL	Calandria Cejas Naranjas	M	LC	SE	
	<i>Icterus abeillei</i>	ICABE	Calandria Flancos Negros	R, M	LC	EN	
	<i>Icterus parisorum</i>	ICPAR	Calandria Tunera	R, M	LC	SE	
	<i>Molothrus aeneus</i>	MOAEN	Tordo Ojos Rojos	R,M	LC		
	<i>Molothrus ater</i>	MOATE	Tordo Cabeza Café	R,M	LC		
	<i>Quiscalus mexicanus</i>	QUMEX	Zanate Mayor	R	LC		
Parulidae	<i>Seiurus aurocapilla</i>	SEAUR	Chipe Suelero	M	LC		
	<i>Parkesia motacilla</i>	PAMOT	Chipe Arroyero	M	LC		
	<i>Parkesia noveboracensis</i>	PANOV	Chipe Charquero	M	LC		
	<i>Mniotilta varia</i>	MNVAR	Chipe Trepador	M	LC		
	<i>Oreothlypis celata</i>	ORCEL	Chipe Oliváceo	R,M	LC		
	<i>Oreothlypis luciae</i>	ORLUC	Chipe Rabadilla Castaña	M	LC	SE	
	<i>Oreothlypis ruficapilla</i>	ORRUF	Chipe Cabeza Gris	M	LC		
	<i>Oreothlypis virginiae</i>	ORVIR	Chipe de Virginia	M	LC	SE	
	<i>Geothlypis tolmiei</i>	GETOL	Chipe Lores Negros	M	LC		
	<i>Setophaga ruticilla</i>	SERUT	Pavito Migratorio	M	LC		
	<i>Setophaga pitayumi</i>	SEPIT	Chipe Tropical	R,M	LC		
	<i>Setophaga petechia</i>	SEPET	Chipe Amarillo	R,M	LC		
	<i>Setophaga coronata</i>	SECOR	Chipe Rabadilla Amarilla	M,R	LC		
	<i>Basileuterus lachrymosus</i>	BALAC	Pavito de Rocas	R	LC		
	<i>Cardellina pusilla</i>	CAPUS	Chipe Corona Negra	M	LC		
	Cardinalidae	<i>Piranga rubra</i>	PIRUB	Piranga Roja	M	LC	

	<i>Piranga ludoviciana</i>	PILUD	Piranga Capucha Roja	M		LC	
	<i>Pheucticus melanocephalus</i>	PHMEL	Picogordo Tigrillo	R,M		LC	SE
	<i>Granatellus venustus</i>	GRVEN	Granatelo Mexicano	R		LC	EN
	<i>Cyanocompsa parellina</i>	CYPAR	Colorín Azulnegro	R		LC	
	<i>Passerina caerulea</i>	PACAE	Picogordo Azul	R,M		LC	
	<i>Passerina amoena</i>	PAAMO	Colorín Pecho Canela	M		LC	SE
	<i>Passerina cyanea</i>	PACYA	Colorín Azul	M		LC	
	<i>Passerina leclancherii</i>	PALEC	Colorín Pecho Naranja	R		LC	EN
	<i>Passerina versicolor</i>	PAVER	Colorín Morado	R,M		LC	
	<i>Passerina ciris</i>	PACIR	Colorín Sietecolores	M	Pr	NT	
	<i>Spiza americana</i>	SPAME	Arrocero Americano	M		LC	
Thraupidae	<i>Volatinia jacarina</i>	VOJAC	Semillero Brincador	R		LC	
	<i>Sporophila torqueola</i>	SPTOR	Semillero de Collar	R		LC	

Residencia: R- Residente, M- Migratorio.

NOM-059: Categoría de riesgo de acuerdo a la Norma-059-SEMARNAT-2010, E- Probablemente extinta en el medio silvestre, P- En peligro de extinción, A- Amenazada, Pr- Sujeta a protección especial.

IUCN: Categoría de riesgo de acuerdo a la IUCN. EX- Extinto, EW- Extinto en estado silvestre, CR- En peligro crítico, EN- En peligro, VU- Vulnerable, NT- Casi amenazado, LC- Preocupación menor, DD- Datos insuficientes, NE- No evaluado, NR- No reconocida como especie por la IUCN.

Endemismo: E- endémica estricta de México, CE cuasiendémica, SE semiendémica y Exo Exótica.