

Imágenes de Saúl Ugalde Lezama y Claudio Romero Díaz

# Influencia del hábitat en la diversidad de aves insectívoras en un sistema agroforestal enclavado en un Bosque Mesófilo de Montaña

## Influence of the habitat on the diversity of insectivorous birds in agroforestry systems embedded in a Mountain Mesophilic Forest

Saúl Ugalde-Lezama<sup>1</sup>, Claudio Romero-Díaz<sup>2\*</sup>, Luis Antonio Tarango-Arámbula<sup>3</sup>, Rosa María García-Núñez<sup>2</sup>

### RESUMEN

Los sistemas agroforestales pueden representar importantes nichos ecológicos que coadyuven a la conservación de la diversidad avifaunística. El objetivo de este trabajo fue estimar y comparar la diversidad y uso de hábitat de aves insectívoras en sistemas agroforestales enclavados en un bosque mesófilo de montaña. Se efectuó el monitoreo de aves de agosto de 2018 a enero de 2019 en tres hábitats: café tradicional (CT), potrero (PT) y bosque mesófilo de montaña (BMM). Se determinaron índices de abundancia relativa (IAR), riqueza (Jackknife1), similitud (Jaccard) y diversidad (Shannon-Wiener). El IAR presentó valores bajos para los tres hábitats. El método Jackknife1 denotó una riqueza promedio considerable para las tres áreas (CT: 33.02, PT: 24.20, BMM: 9.98, CT-PT-BMM: 52.22). La técnica de Jaccard registró poca similitud en la riqueza, reafirmando el efecto del hábitat, composición y estructura florística como factores determinantes, al mismo tiempo que estableció promedios de diversidad alta obtenidos mediante el método de Shannon-Wiener ( $H' = 3.3; 3.1; 2.27; 3.78$ , respectivamente), revelando una diversidad relativamente estable en los tres hábitats. Por su parte, Kruskal-Wallis advirtió diferencias en la diversidad, pero no para la riqueza y la abundancia. Se evidenció la conformación de *clústeres* y agrupaciones que encontraron mayor similitud entre la riqueza y la abundancia de especies por cada monitoreo aplicado. El análisis de componentes principales indicó mayor correlación del hábitat y la vegetación utilizados para la alimentación en el estrato herbáceo y arbóreo, en alturas que van de 5 m a 10 m, utilizando el estrato aéreo para vuelo. Los sistemas agroforestales estudiados constituyeron un nicho de oportunidad en donde la avifauna halló alimento, áreas de nidación y reproducción. Se recomienda la implementación de buenas prácticas de manejo agroforestal que coadyuven a la conservación de especies.

**PALABRAS CLAVE:** agroforestería, avifauna insectívora, coexistencia, endemismo, riqueza.

### ABSTRACT

Agroforestry systems can represent important ecological niches that contribute to the conservation of bird diversity. The objective of this work was to estimate and compare the diversity and habitat use of insectivorous birds in agroforestry systems located in a montane cloud forest. Bird monitoring was carried out from August 2018 to January 2019 in three habitats: traditional coffee plantation (CT), paddock (PT) and montane cloud forest (BMM). Relative abundance (IAR), richness (Jackknife1), similarity (Jaccard) and diversity (Shannon-Wiener) indices were determined. The IAR presented low values for the three habitats. The Jackknife1 method denoted considerable average richness for the three areas (CT: 33.02, PT: 24.20, BMM: 9.98, CT-PT-BMM: 52.22). The Jaccard technique recorded little similarity in richness, reaffirming the effect of habitat, composition and floristic structure as determining factors, which at the same time established high diversity averages, obtained by the Shannon-Wiener method ( $H' = 3.3; 3.1; 2.27; 3.78$ , respectively), revealing a relatively stable diversity in the three habitats. For his part, Kruskal-Wallis noticed differences in diversity, but not for richness and abundance. The formation of clusters and groups that found greater similarity between the richness and abundance of species for each applied monitoring was evidenced. Principal component analysis indicated a higher correlation of habitat and vegetation used for feeding in the herbaceous and arboreal stratum, at heights ranging from 5 m to 10 m, using the aerial stratum for flight. The agroforestry systems studied constituted a niche of opportunity where the avifauna found food, nesting and reproduction areas. The implementation of good agroforestry management practices that contribute to the conservation of species is recommended.

**KEYWORDS:** agroforestry, insectivorous birds, coexistence, endemism, richness.

\*Correspondencia: [biologo.ugalde@hotmail.com](mailto:biologo.ugalde@hotmail.com)/Fecha de recepción: 21 de octubre de 2021/Fecha de aceptación: 24 de diciembre de 2021/Fecha de publicación: 28 de enero de 2022.

<sup>1</sup>Universidad Autónoma Chapingo, Departamento de Suelos, Área de Recursos Naturales Renovables, Texcoco, Estado de México, México. <sup>2</sup>Universidad Autónoma Chapingo, Departamento de Suelos, Maestría en Ciencias en Agroforestería para el Desarrollo Sostenible, carretera federal México-Texcoco km 38.5, Texcoco, Estado de México, México, C. P. 56230. <sup>3</sup>Colegio de Postgraduados, Campus San Luis Potosí, Postgrado de Innovación en Manejo de Recursos Naturales, San Luis Potosí, San Luis Potosí, México.

## INTRODUCCIÓN

En el mundo existen alrededor de 9 800 especies de aves, en su mayoría insectívoras (Ibarra y Cruzado, 2017; Nyffeler y col., 2018). Sin embargo, los ecosistemas están siendo alterados por acciones antropogénicas, reduciendo hábitats originales, lo que ha interrumpido procesos ecológicos, ocasionando la extinción de varias especies de aves (Da-Ponte y col., 2017; Guzmán-Manrique y Flórez-García, 2019; Xu y col., 2019).

México reporta cerca de 1 150 especies de aves, principalmente insectívoras (Ramírez-Albores, 2006; Morales-Martínez y col., 2018; Adame y col., 2019), ocupa el 11.º lugar de diversidad a nivel mundial y el 4.º lugar de endemismo (212 especies endémicas) (Navarro y col., 2014; Fuentes-Moreno y col., 2020). Sin embargo, debido a una alta presión provocada por el desarrollo industrial y agropecuario, varios ecosistemas se han visto alterados, causando la disminución y pérdida de diversidad, revelando 388 especies bajo alguna categoría de riesgo (Ramos y col., 2016; Ortiz-Pulido, 2018; López-Segoviano y col., 2019).

Los sistemas agroforestales (SAF) han resultado una forma sostenible de dar respuesta al problema de alteración de ecosistemas (Yashmita-Ulman y Kumar, 2018; García-Núñez y col., 2020; Perez y col., 2021). Entre las diversas funciones que ofrecen dichos sistemas de origen antropogénico está el generar un equilibrio entre la producción agropecuaria y la conservación de la biodiversidad a partir de la conexión ecológica (corredor biológico) de remanentes naturales fragmentados (Vilchez y col., 2017; Haggart y col., 2019; Marconi y Armengot, 2020).

Dado el arreglo espacial (vertical y horizontal) que presentan los SAF, se generan pequeños hábitats, regulando factores como el clima, la humedad y la temperatura, entre otros. Representan un papel importante como refugio para la vida silvestre, en el que probablemente las aves (particularmente insectívoras) pueden desempeñar un papel sustancial en el equilibrio de este ambiente, regulando pobla-

ciones de insectos perjudiciales (García y col., 2015; Nell y col., 2018).

Cabe destacar que, dado el comportamiento ecológico de las aves, se presenta una gran relación en cuanto a las características de estructura y composición florística al momento de seleccionar su hábitat (Alonso y col., 2018; Perez y col., 2021). Se ha demostrado que estos dos elementos intervienen directamente en la riqueza de especies insectívoras y diferentes gremios tróficos para determinada zona (Cubley y col., 2020; Salas y Mancera-Rodríguez, 2020) debido a la disponibilidad de espacio, alimento, sitios de percha, áreas de nidación, predación, parasitismo de nidos y protección contra adversidades climáticas (Tomasevic y Marzluff, 2020). Con base en ello y dada la composición estructural que representan los diferentes tipos de SAF (tradicional, rústico, policultivo comercial, monocultivo sombreado y monocultivo sin sombra) (Villavicencio-Enríquez, 2012), posiblemente se logre albergar un gran número de aves insectívoras que podrían coadyuvar en los procesos ecológicos que se desenvuelven en este medio natural, tal como el control biológico de plagas (García-Flores y col., 2017; Sow y col., 2020).

En el municipio de Huatusco, Veracruz, México se encuentra ubicado un sistema de producción tradicional de café, inmerso en un Bosque Mesófilo de Montaña (BMM). Este sistema se constituye por diferentes tipos de vegetación (herbáceas, arbustivas y arbóreas), en un arreglo espacial que dispone de nichos en donde se podría albergar un gran número de aves, particularmente insectívoras. No obstante, a pesar de la importancia que representa dicho SAF en función de la conservación de especies, hasta el momento no se tienen investigaciones sobre la diversidad y uso de hábitat de estos organismos.

El objetivo del presente trabajo fue estimar y comparar la diversidad y uso de hábitat de aves insectívoras en sistemas agroforestales enclavados en un bosque mesófilo de montaña en Huatusco, Veracruz, México.

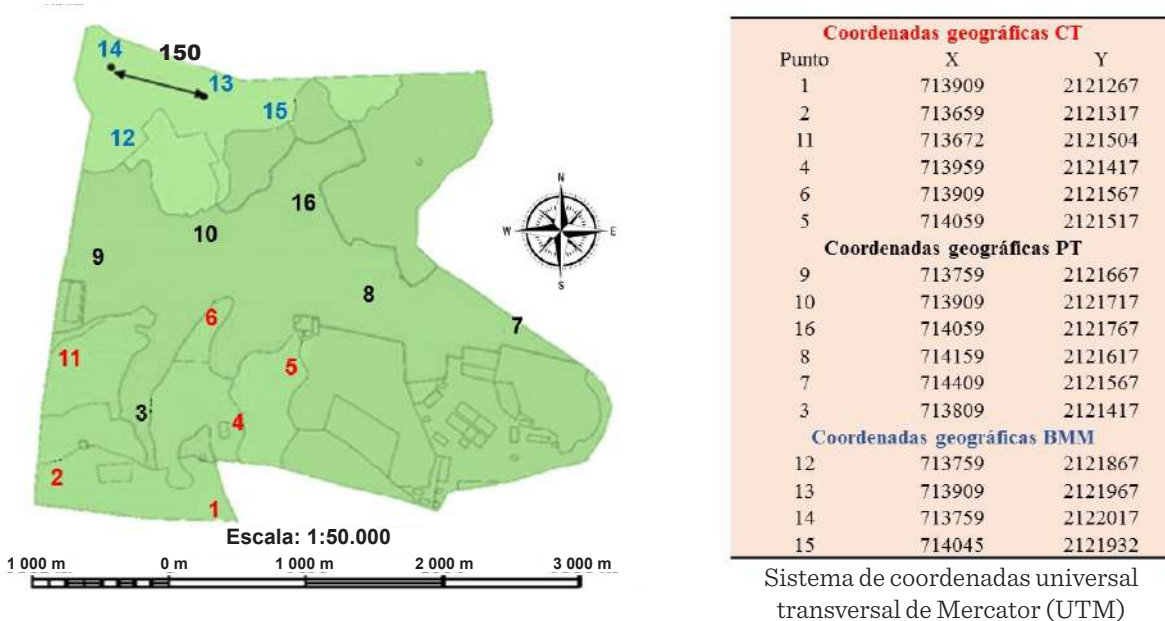
## MATERIALES Y MÉTODOS

El área evaluada se localiza en el municipio de Huatusco, Veracruz, México (19° 09' N y 96° 57' W. 1 933 msnm). Se determinaron 16 puntos de monitoreo distribuidos en tres hábitats: café-tradicional (CT; 6 puntos), potrero (PT; 6 puntos) y bosque mesófilo de montaña (BMM; 4 puntos), en una superficie total de 32.42 ha (Figura 1). En cada entorno se aplicó un muestreo sistemático a conveniencia con distancias lineales de 150 m entre cada punto. El seguimiento de aves se efectuó mensualmente, de agosto de 2018 a enero de 2019, empleando recuento en puntos con radio fijo de 25 m y búsqueda intensiva, en un horario de las 7 horas a las 16 horas del día. Este seguimiento se llevó a cabo en los primeros 6 d de cada mes (Ponce y col., 2012; Alonso y col., 2018; Espejo y Morales, 2019). Conjuntamente, se emplearon Líneas de Canfield, aplicando ciertas modificaciones para conocer las variables del hábitat (Bueno y col., 2015). Se determinó índice de abundancia relativa (IAR). La riqueza de especies insectívoras se estimó mediante el índice de Jackknife1, la diversidad con Shannon-

Wiener y la similitud con el índice de Jaccard; estos índices fueron empleados teniendo en cuenta el tipo de datos colectados (estocásticos), considerando lo descrito por Moreno (2001), quien propone a estos índices de mayor precisión y con menor sesgo (Molina y col., 2012; Pérez y col., 2015; Sandoval, 2019); los índices se obtuvieron a partir del *software* Estimates versión 9.1.0 (Colwell, 2013). Para determinar el estatus de conservación nacional e internacional se consultaron las bases de datos de La Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES, por sus siglas en inglés: The Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora), la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés: International Union for the Conservation of Nature) y la NOM-O59-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT,2010).

Para observar posibles diferencias estadísticamente significativas por cada índice (considerando los datos de cada monitoreo aplicado) e inferir si los datos obtenidos son los que po-

Área de estudio y diseño de muestreo sistemático a conveniencia con distancias predeterminadas de 150 m



■ Figura 1. Área de estudio y diseño de muestreo para el seguimiento de las variables evaluadas. Figure 1. Study area and sampling design to monitor the variables evaluated.

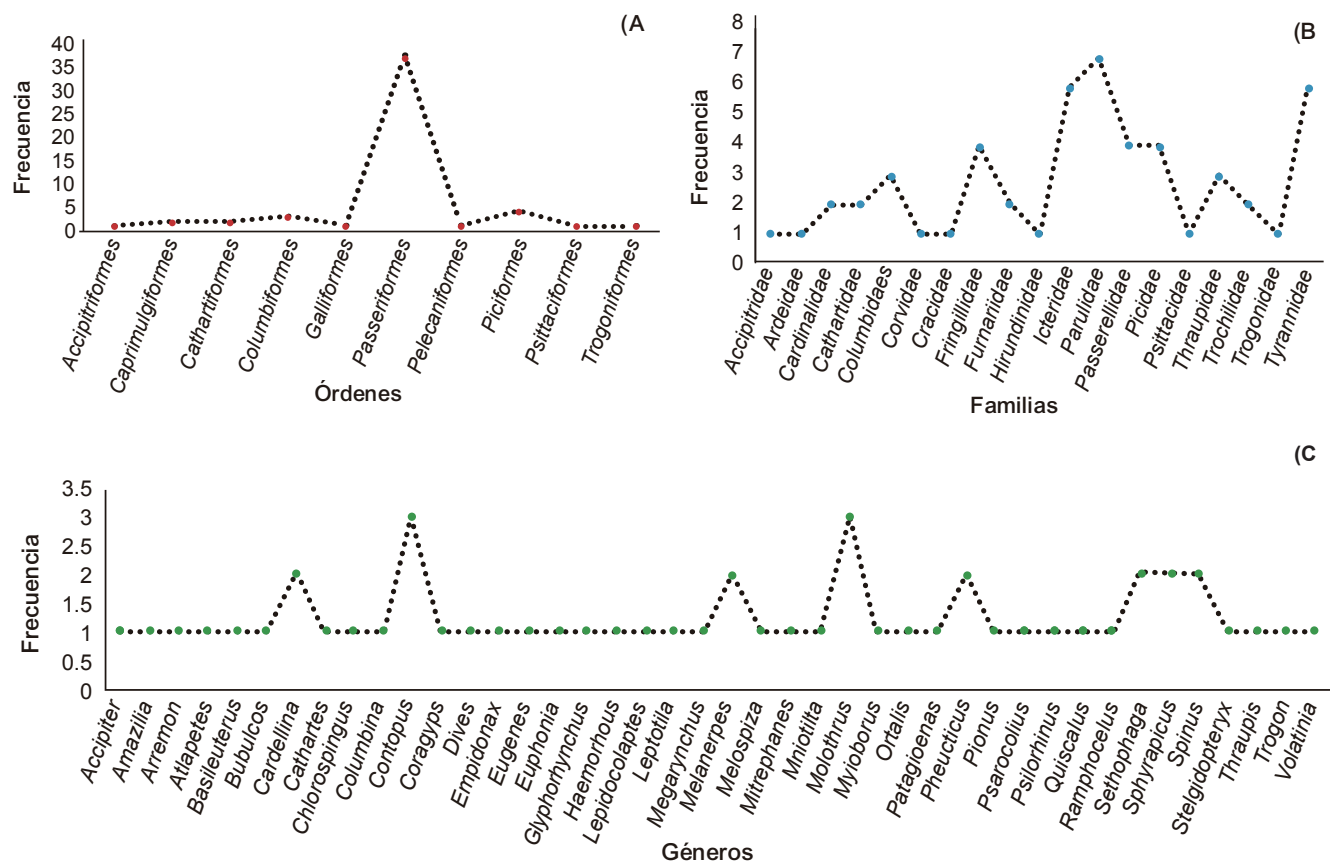
tencialmente se encuentran en el área, se aplicaron análisis de Kruskal-Wallis y  $X^2$  (Galicia y col., 2019), los cuales se obtuvieron mediante el Sistema de Análisis Estadístico (SAS, por sus siglas en inglés: Statistical Analysis System) (SAS, 2009) JMP IN versión 8.0.2. Para visualizar gráficamente la similitud entre la riqueza y la abundancia de especies detectadas por cada monitoreo realizado se efectuaron análisis de conglomerados (clúster), aplicando el método de Ward y la distancia euclídea como elementos de similitud y unión. Así mismo, con el fin de conocer qué componentes del hábitat y vegetación mostraban correlación con las aves enlistadas, se llevaron a cabo análisis de componentes principales; para ambos casos se utilizó el *software* estadístico XLSTAT versión 2018.7.5. (XLSTAT, 2018; Figueroa y col., 2019).

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los muestreos permitieron identificar 52 especies de aves, 50 de ellas insectívoras (*Cathar-*

*tes aura* y *Coragyps atratus* no formaron parte de este gremio trófico), considerando a todas a aquellas especies que integran, al menos temporalmente, un porcentaje de insectos en su dieta (Lopes y col., 2016; Nyffeler y col., 2018; Olsen y col., 2018; Sherry y col., 2020), 10 órdenes y 19 familias (Figura 2). Estos hallazgos concuerdan con investigaciones aplicadas en diferentes SAF, que encontraron el mismo número de especies, señalando a los SAF como un elemento que coadyuva a la conservación de dicho grupo taxonómico (Santos y col., 2013).

De las 50 especies insectívoras, 21 fueron observadas exclusivamente en el hábitat de café tradicional (CT), 11 solo en el entorno potrero (PT) y 5 en el bosque mesófilo de montaña (BMM). Del total de especies, 15 fueron migratorias, 35 residentes y 4 transitorias, siendo el hábitat de PT quien permite el arribo de un mayor número de especies migratorias, seguida del CT, con una especie menos (Tabla 1).



■ Figura 2. Órdenes (A), familias (B) y géneros (C) de las especies de aves registradas.

Figure 2. Orders (A), families (B) and genera (C) of the registered bird species.

■ **Tabla 1. Lista de especies de aves registradas por cada condición evaluada.**  
 Table 1. List of bird species registered for each condition evaluated.

Especie	ID	CT	PT	BMM	Residencia	NOM-059
<i>Accipiter striatus</i>	AccStr	0	1	0	MI	Pr
<i>Amazilia cyanocephala</i>	AmaCya	2	0	0	R	
<i>Atlapetes albinucha</i>	AtlAlb	1	0	0	R	E
<i>Arremon brunneinucha</i>	ArrBru	0	0	1	R	
<i>Basileuterus lachrymosus</i>	BasLac	0	1	0	R	
<i>Bubulcos ibis</i>	BubIbi	0	2	0	MI	
<i>Cardellina canadensis</i>	CarCan	1	0	1	T	
<i>Cardellina pusilla</i>	CarPus	7	1	0	MI	
<i>Haemorhous mexicanus</i>	HaeMex	0	3	0	R	
<i>Cathartes aura</i> *	CatAur	0	1	0	R	
<i>Chlorospingus flavopectus</i>	ChlFla	3	0	1	R	
<i>Patagioenas nigrirostris</i>	PatNig	1	0	0	R	Pr
<i>Columbina passerina</i>	ColPas	1	0	0	R	
<i>Contopus pertinax</i>	ConPer	1	1	0	R	
<i>Contopus sordidulus</i>	ConSor	0	2	0	MV, T	
<i>Contopus sp.</i>	ConSp	0	1	0	T	
<i>Coragyps atratus</i> *	CorAtr	0	2	0	R	
<i>Cyanocorax morio</i>	CyaMor	5	1	0	R	
<i>Dives dives</i>	DivDiv	1	2	0	R	
<i>Empidonax sp.</i>	EmpSp.	3	2	1	MI	
<i>Eugenes fulgens</i>	EugFul	3	0	0	R	
<i>Euphonia hirundinacea</i>	EupHir	6	0	0	R	
<i>Glyphorhynchus spirurus</i>	GlySpi	0	0	2	R	A
<i>Leipidocolaptes souleyetti</i>	LeiSou	2	0	0	R	
<i>Leptotila verreauxi</i>	LepVer	1	0	0	R	
<i>Megarynchus pitangua</i>	MegPit	0	4	1	R	
<i>Melanerpes aurifrons</i>	MelAur	7	2	0	R	
<i>Melanerpes formicivorus</i>	MelFor	2	1	1	R	
<i>Melospiza lincolni</i>	MelLin	0	2	0	MI	
<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	MitPha	1	0	0	R	
<i>Mniotilta varia</i>	MniVar	3	1	0	MI	
<i>Molothrus aeneus</i>	MolAen	1	1	0	MV	
<i>Molothrus ater</i>	MolAte	1	0	0	MI	
<i>Myioborus miniatus</i>	MyiMin	1	0	0	R	
<i>Ortalis vetula</i>	OrtVet	2	0	0	R	
<i>Pheucticus chrysopleus</i>	PheChr	1	0	0	R	
<i>Pheucticus ludovicianus</i>	PheLud	0	0	1	MI, T	
<i>Pionus senilis</i>	PioSen	2	0	0	R	A
<i>Psarocolius montezuma</i>	PsaMon	3	0	0	R	Pr
<i>Quiscalus mexicanus</i>	QuiMex	0	2	0	R	
<i>Ramphocelus sanguinolentus</i>	RamSan	1	0	0	R	
<i>Scaphidura oryzivora</i>	ScaOry	0	2	0	R	
<i>Setophaga occidentalis</i>	SetOcc	2	0	0	MI	
<i>Setophaga townsendi</i>	SetTow	1	0	0	MI	
<i>Sphyrapicus nuchalis</i>	SphNuc	2	2	0	MI	
<i>Sphyrapicus varius</i>	SphVar	1	0	0	MI	

Continúa...

<i>Spinus atriceps</i>	SpiAtr	0	0	1	R	A
<i>Spinus notatus</i>	SpiNot	1	0	0	R	
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	SteRuf	0	1	0	MI	
<i>Thraupis abbas</i>	ThrAbb	1	0	0	R	
<i>Trogon collaris</i>	TroCol	0	0	1	R	Pr
<i>Volatinia jacarina</i>	VolJac	0	2	0	R	

Residencia: Mi = migratoria de invierno, MV = migratoria de verano, R = residente, T = transitoria. NOM-059: Pr = protección especial, A = amenazada, E = endémica; \*= No son especies insectívoras (se incluyeron como evidencia de su avistamiento para la discusión de futuros trabajos).

Los resultados permiten evidenciar que la estructura y composición florística de los potreros son elementos importantes que facilitan la llegada de especies migratorias, ofreciendo nichos ecológicos y espacios de utilización, tal como lo señalan Wilcox y Murphy (1985); Tarbox y col. (2018); Chará y col. (2019); Morales y col. (2021), quienes además describen a estos sistemas bioproducidos como efecto de borde y/o corredor biológico, en donde se dispone de alimento, refugio y sitios de descanso que coadyuvan a la conservación de dicho grupo taxonómico; como lo describen la teoría de islas y de metapoblaciones (MacArthur y Wilson, 1967; Hanski, 1999; Sánchez y col., 2018; Huang y col., 2020). Estas teorías sugieren que la pérdida y fragmentación del hábitat, producto de diversos eventos intrínsecos y extrínsecos al sistema, podrían originar metapoblaciones faunísticas aisladas en los remanentes de vegetación natural, mismas que tendrían pocas probabilidades de viabilidad en el mediano y largo plazo, lo cual podría sugerir que el establecimiento de SAF y potreros como los explorados en la presente investigación podrían disponer condiciones que permitan establecer una conexión entre tales remanentes (parches), facilitando el flujo de germoplasma entre metapoblaciones, actuando como corredores biológicos locales, facilitando la llegada de especies migratorias e incluso permitiendo la coexistencia simpátrica de algunas especies de aves en la utilización de nichos específicos.

De acuerdo con la Norma Oficial Mexicana (SEMARNAT, 2010), se observó la presencia de 4 especies bajo protección especial: [*Accipiter striatus* (PT), *Patagioenas nigrirostris* (CT),

*Psarocolius montezuma* (CT) y *Trogon collaris* (BMM)]; una endémica: [*Atlapetes albinucha* (CT)], y tres amenazadas: [*Glyphorhynchus spirurus* (BMM), *Pionus senilis* (CT) y *Spinus atriceps* (BMM)]. Lo anterior, producto de la complejidad en la estructura y composición de los elementos que integran los hábitats analizados, considerando que a mayor tiempo de establecimiento, los SAF desarrollan características similares a espacios conservados, permitiendo el arribo de especies especialistas, quienes encuentran sitios de oportunidad en el interior de estos medios de producción, adoptando los recursos disponibles como parte de su nicho ecológico (Ramírez-Albores, 2010; Botero y De-la-Ossa, 2011; Cipriano-Anastasio y col., 2017; Naoki y col., 2017).

Los valores promedio observados de la riqueza de especies insectívoras fueron: CT: 9.67, PT: 6, BMM: 1.83 y CT-PT-BMM: 16.33. Por su parte, los resultados esperados mediante el estimador Jackknife1 muestra medias de 33.02, 24.20, 9.98 y 52.22 especies, respectivamente. Por lo que, hasta ahora, con los valores de riqueza obtenidos, se conoce un promedio del 29.27 % (CT), 24.80 % (PT), 18.37 % (BMM) y 31.28 % (CT-PT-BMM), de la avifauna insectívora teóricamente presente en estos hábitats (Tabla 2).

Los resultados de Kruskal-Wallis para la riqueza y abundancia no describen diferencias significativas. Por el contrario, la diversidad y las variables en el uso de hábitat muestran diferencias entre condiciones. Se exhibe que para las tres condiciones la riqueza y abundancia presentan patrones similares, no así para la diversidad y las variables que determinan el uso del hábitat (Tabla 3).

■ Tabla 2. Valores de riqueza observados y esperados mediante el índice de Jackknife1.  
Table 2. Observed and expected richness values using the Jackknife1 index.

Riqueza de especies de CT			
Muestreo	Observado	Esperado (Jackknife1)	Porcentaje de riqueza conocida por muestreo
1	6	9.2	65.22 %
2	9	22.54	39.93 %
3	9	32	28.13 %
4	13	39.8	32.66 %
5	6	44.94	13.35 %
6	15	49.66	30.21 %
Promedio general observado y esperado de CT			
	9.67	33.02	29.27 %
Riqueza de especies de PT			
Muestreo	Observado	Esperado (Jackknife1)	Porcentaje de riqueza conocida por muestreo
1	10	6.88	145.35 %
2	0	17.06	0.00 %
3	9	23.98	37.53 %
4	3	29.47	10.18 %
5	12	32.95	36.42 %
6	2	34.83	5.74 %
Promedio general observado y esperado de PT			
	6	24.20	24.80 %
Riqueza de especies de BMM			
Muestreo	Observado	Esperado (Jackknife1)	Porcentaje de riqueza conocida por muestreo
1	2	1.83	109.29 %
2	1	5.19	19.27 %
3	1	8.66	11.55 %
4	3	11.94	25.13 %
5	1	14.76	6.78 %
6	3	17.5	17.14 %
Promedio general observado y esperado de BMM			
	1.83	9.98	18.37 %
Riqueza de especies de CT-PT-BMM			
Muestreo	Observado	Esperado (Jackknife1)	Porcentaje de riqueza conocida por muestreo
1	16	16.69	95.87 %
2	10	38.71	25.83 %
3	16	52.4	30.53 %
4	19	62.77	30.27 %
5	18	69.1	26.05 %
6	19	73.66	25.79 %
Promedio general observado y esperado de CT-PT-BMM			
	16.33	52.22	31.28 %

■ **Tabla 3. Resultados de Kruskal-Wallis para la riqueza, abundancia, diversidad y uso de hábitat.**  
 Table 3. Kruskal-Wallis results for habitat richness, abundance, diversity and use.

Ji cuadrado	Grados de libertad	Prob > Ji cuadrado
<b>Riqueza</b>		
<b>CT-PT-BMM</b>		
5.801 2	2	0.055
<b>Abundancia</b>		
<b>CT</b>		
6.866 8	5	0.230 7
<b>PT</b>		
7.952 2	5	0.158 9
<b>BMM</b>		
2.089 4	5	0.836 6
<b>CT-PT-BMM</b>		
2.737 3	5	0.740 4
<b>Diversidad</b>		
<b>CT-PT-BMM</b>		
7.052 6	2	0.029 4*
<b>Uso de hábitat</b>		
<b>CT</b>		
64.185 2	4	< 0.000 1*
<b>PT</b>		
17.520 3	5	0.003 6*
<b>BMM</b>		
14.458 3	5	0.012 9*
<b>CT-PT-BMM</b>		
45.463 6	4	< 0.000 1*

Los resultados de  $X^2$  muestran que la riqueza de especies encontrada no es la que potencialmente se presenta en estos hábitats. Por su parte, la abundancia y diversidad es la que se distribuye en las áreas analizadas (Tabla 4).

Los resultados del IAR reportaron valores bajos con mayor abundancia para las siguientes especies: en CT: *Melanerpes aurifrons* (MelAur) y *Cardellina pusilla* (CarPus), en PT: *Megarynchus pitangua* (MegPit) y *Haemorhous mexicanus* (HaeMex), en BMM: *Glyphorynchus spirurus* (GlySpi), y en CT-PT-BMM: *Melanerpes aurifrons* y *Cardellina pusilla* (Figura 3).

Los valores porcentuales obtenidos mediante el índice de Jaccard para la similitud de riqueza arrojaron los siguientes resultados: CT: 19 %,

PT: 16 %, BMM: 10 % y CT-PT-BMM: 23 %, exponiendo gran disimilitud en la riqueza, reafirmando el efecto que presentaron el hábitat, la composición y estructura florística como factores determinantes de la riqueza y diversidad en cada uno de los hábitats (Figura 4) (Perez y col., 2021).

Shannon-Wiener obtuvo valores mínimos y máximos de:  $H' = 2.15; 1.99; 0.48; 2.79$  y  $H' = 3.3; 3.1; 2.27; 3.78$ , respectivamente. Con valores promedio de:  $H' = 2.91; 2.65; 1.59; 3.44$ , respectivamente (Figura 5). Tales resultados arrojaron una diversidad alta en los hábitats observados; soportando lo propuesto por Connell (1978) en su hipótesis del disturbio intermedio, en la que postula que sitios con mediano grado de perturbación, al igual que los SAF analizados,



■ Tabla 4. Resultados de  $X^2$  para riqueza, abundancia y diversidad de especies registradas.  
Table 4. Results of  $X^2$  for richness, abundance and diversity of registered species.

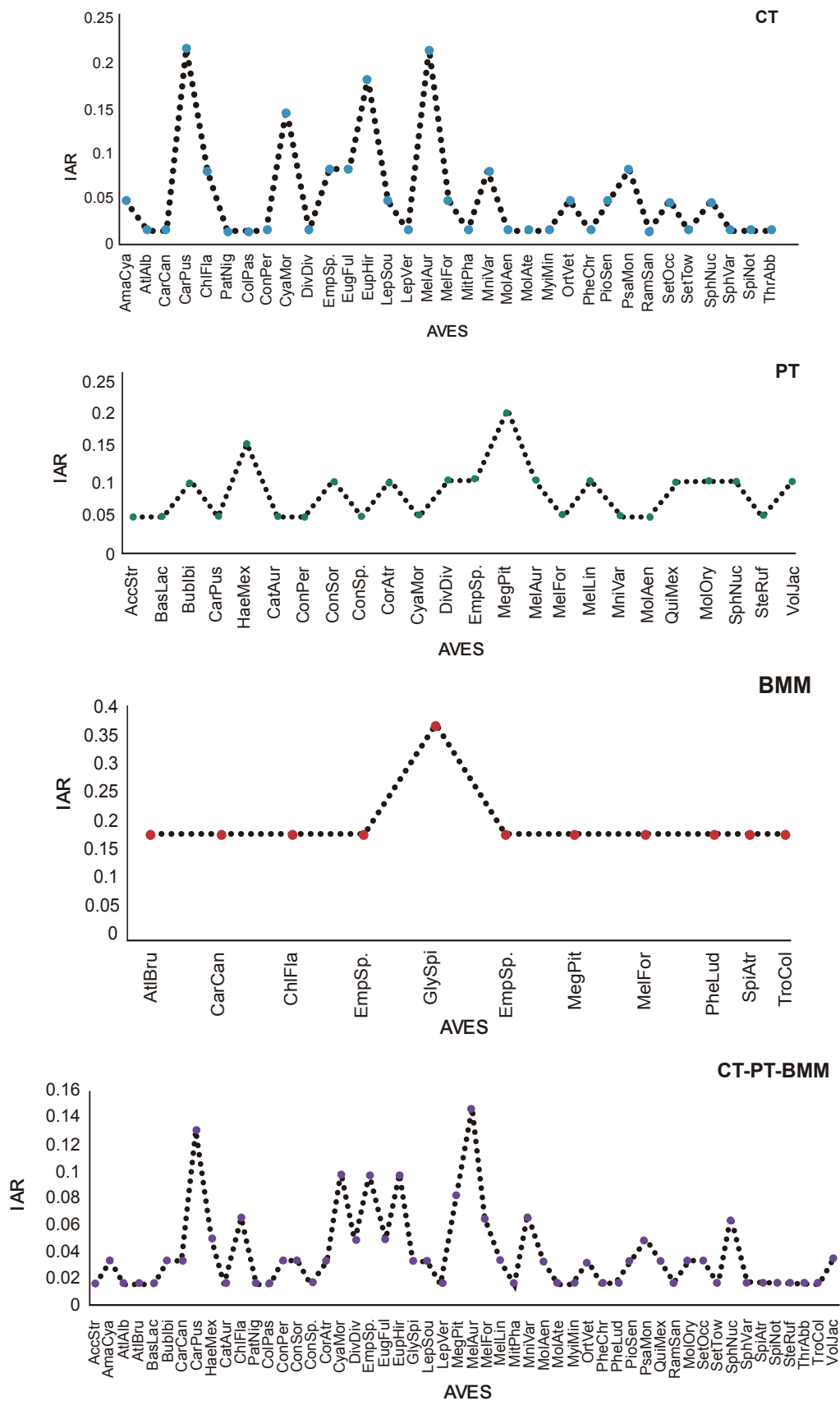
N	Grados de libertad	Chi-cuadrada	Valor P
<b>Riqueza</b>			
<b>CT</b>			
59	5	9.712 71	0.084
<b>PT</b>			
47	5	32.889 4	0
<b>BMM</b>			
24	5	6.960 42	0.224
<b>CT-PT-BMM</b>			
112	5	31.584 4	0
<b>Abundancia</b>			
<b>CT</b>			
4	5	52.932	0.554 1
<b>PT</b>			
50	0	49.497	0.493 5
<b>BMM</b>			
0	5	20.127	0.740 1
<b>CT-PT-BMM</b>			
18	0	56.365	0.609 3
<b>Diversidad</b>			
<b>CT-PT-BMM</b>			
8	4	36	0.375 1

favorecen el incremento en la riqueza y diversidad, particularmente de especies generalistas y algunas especialistas, quienes se ven influenciadas por factores como la competencia, segregación del hábitat, dispersión o recolonización de nuevos espacios. De igual forma, Sommer y col. (2018) reportaron que especies flexibles sujetas a cierto disturbio suelen retornar a hábitats fotosintéticamente activos, tal como se presenta en los SAF estudiados, que ofrecieron nichos de oportunidad para estos organismos, sugiriendo estos medios de producción como modelo sostenible que coadyuva a la conservación de este grupo taxonómico.

El análisis de conglomerados evidenció la conformación de diversos clústeres, Riqueza: CT = 1, PT = 3, BMM = 3 y CT-PT-BMM = 3 (Figura 6, Tabla 5), y para Abundancia: CT = 2, PT = 2, BMM = 3 y CT-PT-BMM = 3 (Figura 7, Tabla 6), mostrando diferentes porcentajes de similitud en el registro de ambos parámetros (riqueza y abundancia). Estos indicios fueron producto

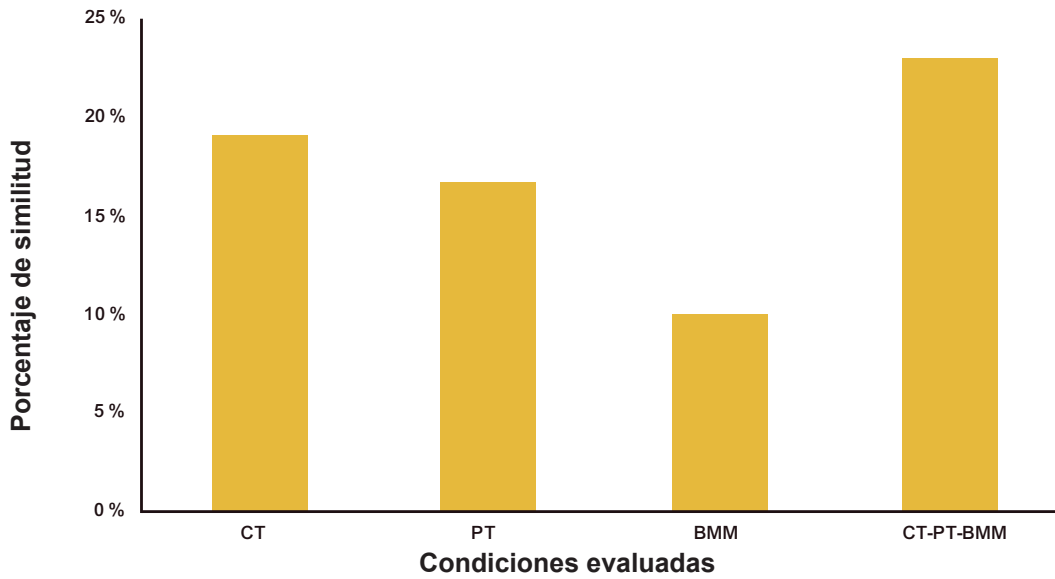
del periodo de muestreo, en donde se contemplaron especies residentes, migratorias y transitorias, que determinaron la variabilidad y similitud de dichos índices. Un factor que pudo influenciar en dichos resultados se encuentra ligado al tiempo, por tanto, prolongar el periodo de muestreo permitirá visualizar gráficamente las fluctuaciones estacionales como elemento determinante en el valor de dichos índices para los hábitats evaluados (Tobar y col., 2021).

El ACP reportó una proporción de varianza acumulada en sus tres primeros ejes (componentes); de CT: 62.96 % (Tabla 7); PT: 52.65 % (Tabla 8); BMM: 71.17 % (Tabla 9); y CT-PT-BMM: 58.50 % (Tabla 10). En las tablas mencionadas y en la Figura 8, se explica la variabilidad presente entre las variables que conforman y determinan la incidencia y uso del hábitat y vegetación de las aves en los hábitats analizados. Se encontró mayor correlación del hábitat y vegetación empleado para la alimentación en el estrato herbáceo

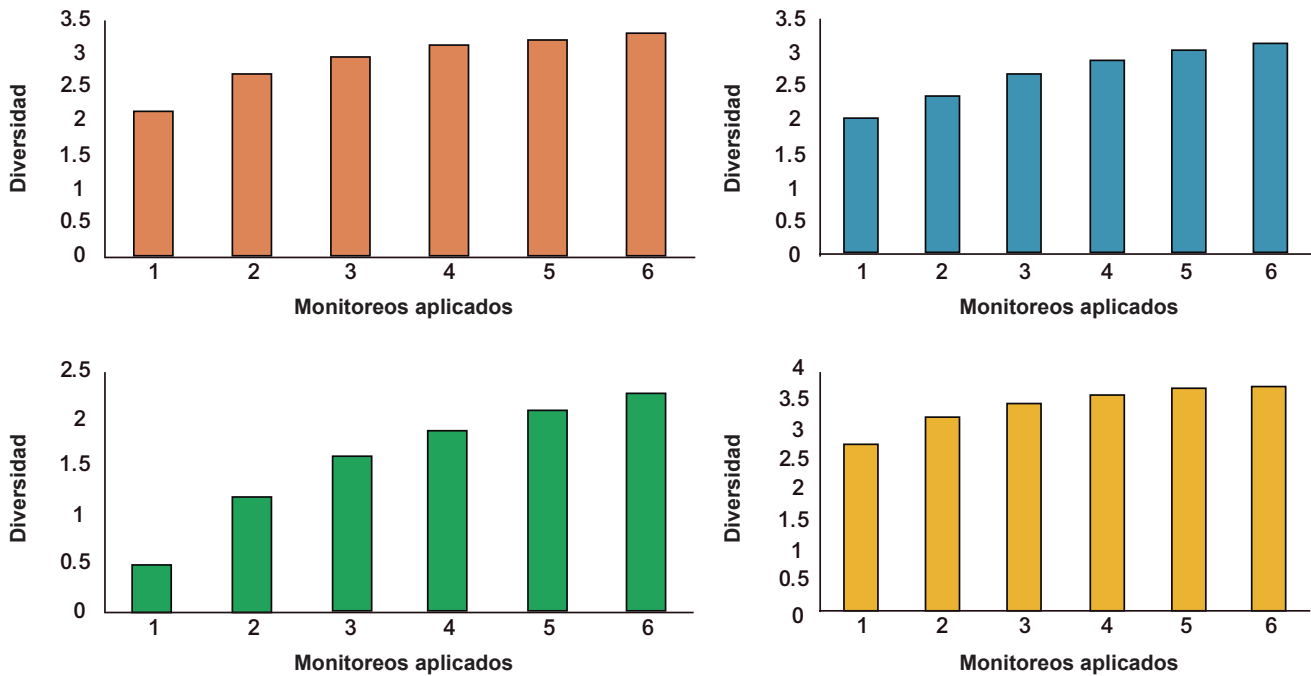


■ Figura 3. Índice de abundancia relativa de las especies de aves registradas en las condiciones bajo estudio.

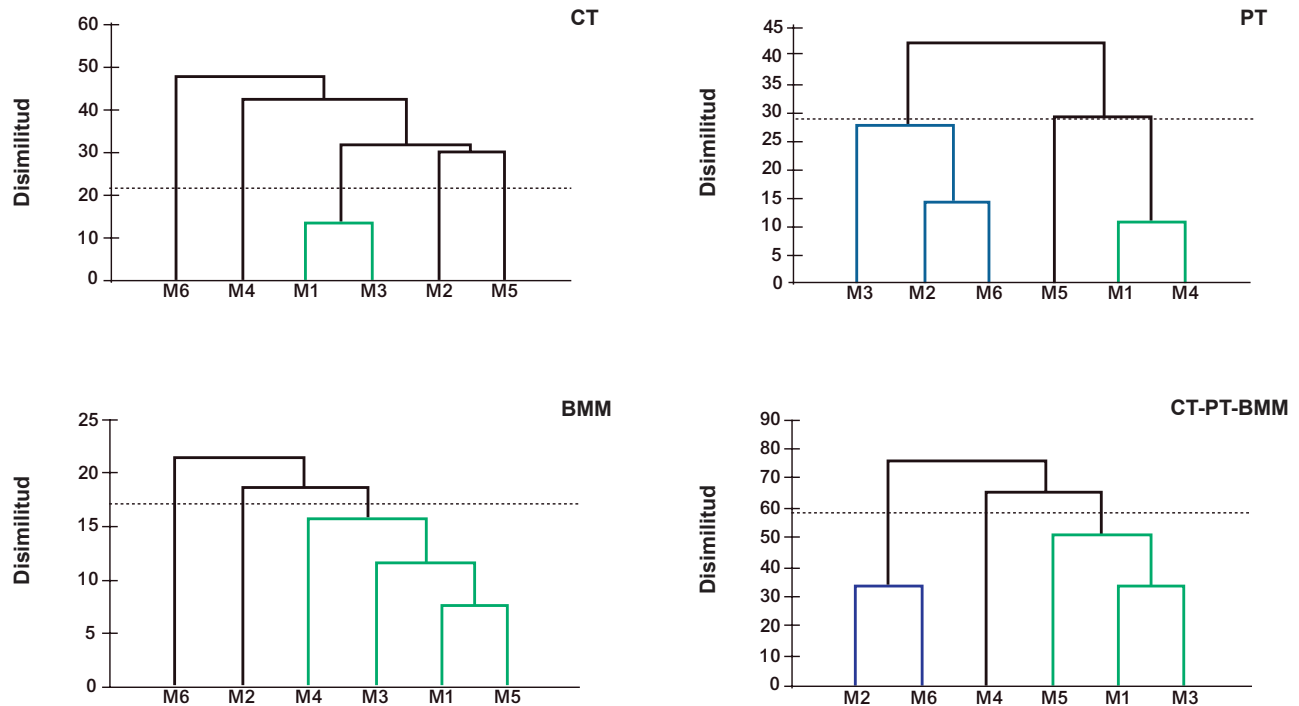
Figure 3. Relative abundance index of registered bird species in the conditions under study.



■ Figura 4. Porcentaje de similitud de riqueza entre puntos evaluados por cada condición evaluada.  
 Figure 4. Percentage of richness similarity between points evaluated for each condition evaluated.



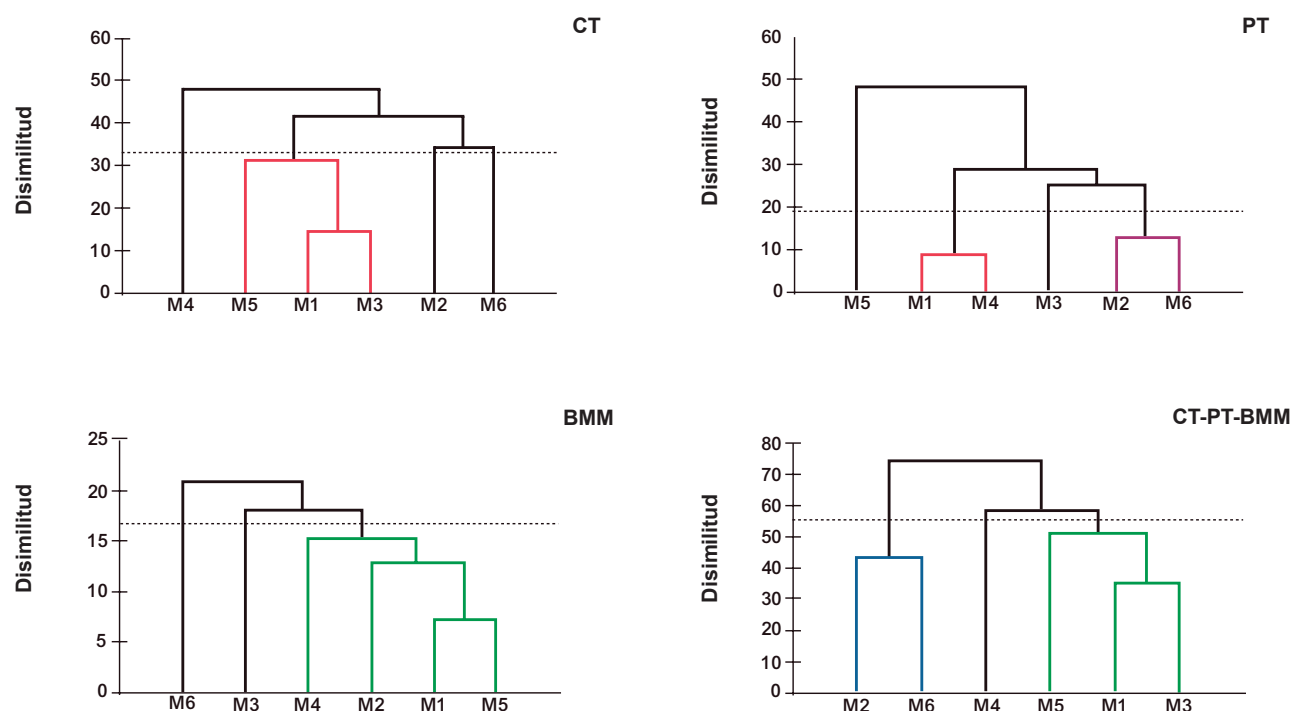
■ Figura 5. Diversidad de riqueza Shannon-Wiener de las aves registradas en las condiciones bajo estudio.  
 Figure 5. Shannon-Wiener richness diversity of the birds recorded in the conditions under study.



■ Figura 6. Análisis clúster de la riqueza de especies registrada en el monitoreo de las aves. Nota: la línea horizontal (línea euclídea) define el número de clústeres de cada condición evaluada; los colores muestran la agrupación de los monitoreos con mayor similitud en riqueza de especies registradas.  
 Figure 6. Cluster analysis of species richness recorded in bird monitoring. Note: the horizontal line (Euclidean line) defines the number of clusters of each evaluated condition; the colors show the grouping of the surveys with the greatest similarity in richness of the recorded species.

■ Tabla 5. Resultados absolutos y porcentuales de los clústeres conformados con la riqueza de especies registrada por cada monitoreo.  
 Table 5. Absolute and percentage results of the clusters made up of the richness of species registered by each monitoring.

Descomposición de la varianza	Absoluto	Porcentaje
<b>CT</b>		
Intraclase	2.5	37.31 %
Interclases	4.2	62.69 %
<b>PT</b>		
Intraclase	3.889	68.23 %
Interclases	1.811	31.77 %
<b>BMM</b>		
Intraclase	2.667	80 %
Interclases	0.667	20 %
<b>CT-PT-BMM</b>		
Intraclase	8.778	74.81 %
Interclases	2.956	25.19 %



■ Figura 7. Análisis clúster de la abundancia de aves registrada en los diferentes monitoreos. Nota: la línea horizontal (línea euclídea) define el número de clústeres de cada condición evaluada; los colores muestran la agrupación de los monitoreos con mayor similitud en la abundancia de especies registradas.

Figure 7. Cluster analysis of the abundance of birds registered in the different surveys. Note: the horizontal line (Euclidean line) defines the number of clusters of each evaluated condition; the colors show the grouping of the surveys with the greatest similarity in the abundance of registered species.

■ Tabla 6. Resultados absolutos y porcentuales de los clústeres conformados con la abundancia de especies registrada por cada monitoreo.

Table 6. Absolute and percentage results of the clusters made up of the abundance of species registered by each monitoring.

Descomposición de la varianza	Absoluto	Porcentaje
<b>CT</b>		
Intraclase	111	56.66 %
Interclases	84.9	43.34 %
<b>PT</b>		
Intraclase	104.5	70.86 %
Interclases	42.967	29.14 %
<b>BMM</b>		
Intraclase	20.583	80.4 %
Interclases	5.017	19.6 %
<b>CT-PT-BMM</b>		
Intraclase	259.611	73.54 %
Interclases	93.422	26.46 %

■ **Tabla 7. Componentes principales del hábitat y vegetación y su correlación con las aves registradas en CT.**

Table 7. Main components of the habitat and vegetation and their correlation with the birds registered in CT.

Variables	Componentes		
	Componente 1	Componente 2	Componente 3
<b>CT</b>			
Aéreo	0.202 585 2	0.363 235 4	0.419 883 9
Alimentación	0.180 576 5	- 0.497 467	0.087 153 9
Alto más de 10 m	0.257 339 2	0.181 619 8	- 0.467 449
Arbórea	0.486 749 8	- 0.100 438	-0.232 25
Arbustiva	- 0.011 094	- 0.343 509	0.202 155 9
Bajo 0 cm a 70 cm	- 0.071 597	- 0.316 176	0.119 822 7
Canto	0.222 857 8	0.062 344 9	0.209 423 5
Cortejo	0.402 363	0.150 409 7	0.204 207 4
Herbácea	- 0.114 158	0.024 001 4	0.125 524 8
Medio de 1 m a 5 m	0.395 957 2	- 0.351 361	0.140 593 4
Percha	0.329 454 2	- 0.207 835	0.049 239 5
Vocalización	0.294 952 5	0.184 041 1	- 0.434 303
Vuelo	0.202 585 2	0.363 235 4	0.419 883 9
<b>Importancia de los componentes</b>			
Desviación estándar	1.831 280 9	1.617 446 3	1.488 394 2
Proporción de variación	0.257 968 4	0.201 241	0.170 409
Proporción acumulativa	0.257 968 4	0.459 209 4	0.629 618 4

■ **Tabla 8. Componentes principales del hábitat y vegetación y su correlación con las aves registradas en PT.**

Table 8. Main components of the habitat and vegetation and their correlation with the birds registered in PT.

Variables	Componentes		
	Componente 1	Componente 2	Componente 3
<b>PT</b>			
Aéreo	0.257 571 49	0.217 810 73	0.243 502 18
Alimentación	0.288 806 44	- 0.198 023 19	- 0.260 444 75
Alto más de 10 m	- 0.419 883 26	- 0.223 017 23	0.331 834 82
Arbórea	- 0.392 764 98	- 0.340 340 38	- 0.141 404 31
Arbustiva	- 0.169 305 1	0.033 084 09	- 0.410 569 78
Bajo 0 cm a 70 cm	0.360 437 34	- 0.452 598 29	- 0.160 617 39
Canto	0.080 965 83	- 0.291 433 96	- 0.163 987 64
Herbácea	0.404 474 74	- 0.423 332 52	0.192 502 73
Medio de 1 m a 5 m	- 0.080 431 45	- 0.126 546 09	- 0.644 954 32
Percha	- 0.412 920 97	- 0.200 723 54	0.108 733 74
Reproducción	0.056 956 11	0.121 180 49	- 0.115 648 49
Vocalización	- 0.087 953 8	- 0.160 144 63	- 0.094 616 75
Vuelo	0.054 718 3	0.425 509 37	0.185 296 91
<b>Importancia de los componentes</b>			
Desviación estándar	1.769 496 5	1.404 123 2	1.320 264 7
Proporción de variación	0.240 855 2	0.151 658 6	0.134 084 5
Proporción acumulativa	0.240 855 2	0.392 513 8	0.526 598 4

■ Tabla 9. Componentes principales del hábitat y vegetación y su correlación con las aves registradas en BMM.

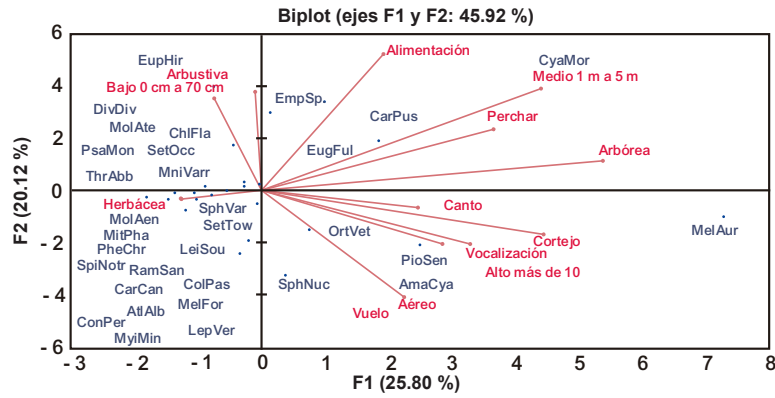
Table 9. Principal components of habitat and vegetation and their correlation with the birds registered in BMM.

Variables	Componentes		
	Componente 1	Componente 2	Componente 3
<b>BMM</b>			
Aéreo	0.415 964 03	0.064 755 09	0.087 131 77
Alimentación	0.389 822 26	- 0.184 866 86	0.090 477 74
Alto más de 10 m	- 0.239 110 49	0.098 092 52	0.338 697 96
Arbórea	- 0.179 697 15	- 0.191 220 38	0.474 716 34
Arbustiva	0.139 194 17	- 0.437 389 9	0.049 713 09
Bajo 0 cm a 70 cm	- 0.153 920 86	0.190 030 35	- 0.176 878 89
Canto	- 0.078 050 49	0.163 255 43	- 0.568 933 4
Herbácea	0.271 632 59	0.439 720 68	- 0.148 491 73
Medio de 1 m a 5 m	0.393 120 58	- 0.107 484 13	0.095 447 28
Nidación	0.289 749 91	0.416 404 13	0.111 860 12
Percha	- 0.028 178 45	0.403 861 92	0.456 717 67
Vocalización	0.224 245 32	- 0.340 253 84	- 0.163 864 35
Vuelo	0.415 964 03	0.064 755 09	0.087 131 77
<b>Importancia de los componentes</b>			
Desviación estándar	2.185 460 2	1.613 321 2	1.368 893
Proporción de variación	0.367 402 8	0.200 215 8	0.144 143 7
Proporción acumulativa	0.367 402 8	0.567 618 6	0.711 762 3

■ Tabla 10. Componentes principales del hábitat y vegetación y su correlación con las aves registradas en CT-PT-BMM.

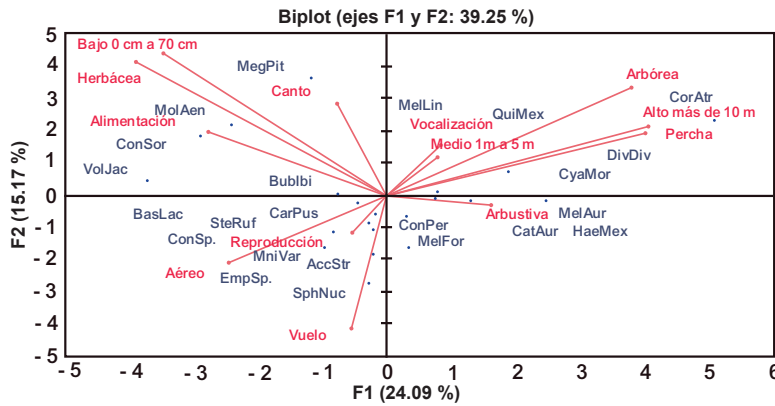
Table 10. Principal components of habitat and vegetation and their correlation with the birds registered in CT-PT-BMM.

Variables	Componentes		
	Componente 1	Componente 2	Componente 3
<b>CT-PT-BMM</b>			
Aéreo	0.261 366 27	0.385 697 53	0.027 399 92
Alimentación	0.428 388 38	0.050 836 94	0.106 584 35
Alto más de 10 m	0.066 089 97	-0.410 205 49	- 0.153 780 55
Arbórea	0.353 223 47	-0.415 665 35	- 0.199 143 84
Arbustiva	0.281 431 01	0.163 963 83	0.286 675 08
Bajo 0 cm a 70 cm	- 0.023 375 83	0.161 473 46	- 0.549 221 94
Canto	0.096 232 73	- 0.066 791 73	- 0.220 687 31
Cortejo	0.296 753 86	0.254 769 06	-0.310 201
Herbácea	- 0.031 010 03	0.315 227 46	- 0.562 982 43
Medio de 1 m a 5 m	0.498 908 91	- 0.080 948 83	0.044 196 01
Percha	0.261 758 75	- 0.229 444 59	0.011 340 3
Vocalización	0.161 040 77	- 0.338 713 16	- 0.239 517 63
Vuelo	0.312 473 08	0.334 646 19	0.139 382 94
<b>Importancia de los componentes</b>			
Desviación estándar	1.754 715 6	1.683 935 3	1.300 542 1
Proporción de variación	0.236 848 2	0.218 126	0.130 108 4
Proporción acumulativa	0.236 848 2	0.454 974 2	0.585 082 7



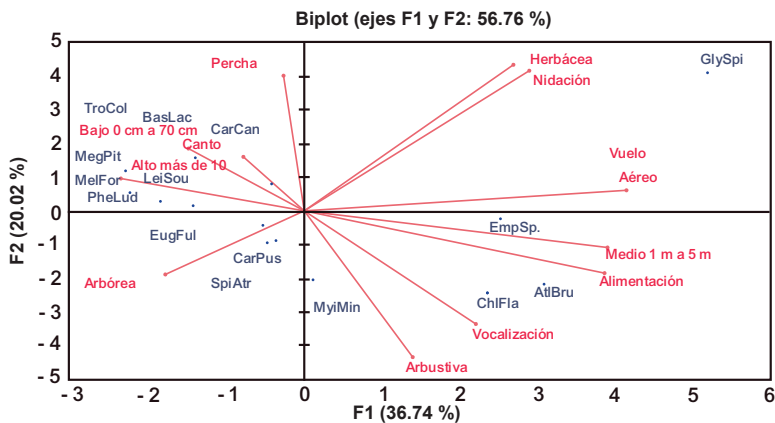
CT

• Uso de hábitat • Aves



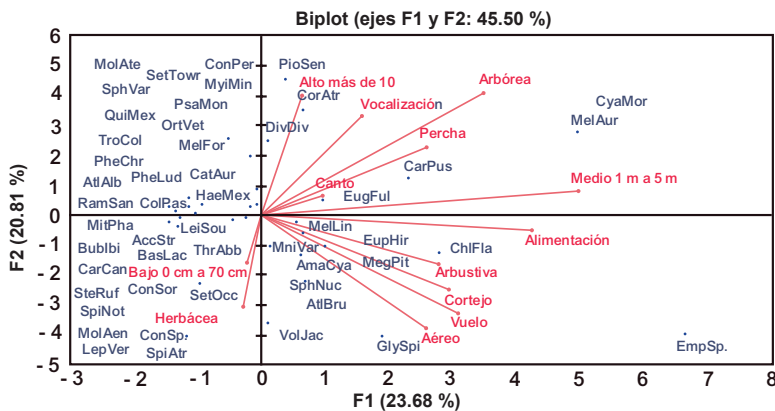
PT

• Uso de hábitat • Aves



BMM

• Uso de hábitat • Aves



CT-PT-BMM

• Uso de hábitat • Aves

■ Figura 8. Análisis de componentes que determinan la correlación del hábitat y vegetación con las diferentes especies de aves.  
 Figure 8. Analysis of components that determine the correlation of habitat and vegetation with the different species of birds.



y arbóreo, en alturas de 5 m y 10 m, utilizando el estrato aéreo para vuelo. Dichos hallazgos han sido detectados anteriormente, señalando que estos hábitats también son empleados para la construcción de nidos, percha, refugio y desplazamiento (Sánchez y col., 2011; Velásquez y col., 2012; Ordóñez-Delgado y col., 2017; Alonso y col., 2018; Figueroa y col., 2019; Perez y col., 2021); no obstante, el presente trabajo es el primero en reportar especies bajo protección especial alimentándose en el estrato arbóreo de los SAF referidos; evidenciando cómo la estructura horizontal y vertical del hábitat en dichos medios de producción ha desarrollado cierta influencia en el arribo de especies migratorias y bajo cierto estatus de conservación, proporcionando recursos que permiten la coexistencia de estas especies. Lo último coincide con lo reportado por Sánchez (2017) y Medrano-Guzmán y col. (2020), quienes además hallaron especies migratorias haciendo uso del dosel para alimentación y como sitio de descanso. De igual manera, la relevancia del dosel es soportada por Sáenz y col. (2006) y Narango y col. (2019), quienes mencionaron que esta regla, para algunas especies, su dinámica y estructura poblacional, tal como se observó en ciertos individuos de *Pionus senilis*, los cuales se detectaron en el dosel perchando y algunos reproduciéndose. Se propone

la implementación de buenas prácticas de manejo agroforestal que permitan la diversificación de estratos y sustratos como elementos del hábitat que coadyuven a la conservación de especies; de igual forma, cuidar el Bosque Mesófilo de Montaña y no permitir su degradación, para garantizar la coexistencia de especies con hábitos especialistas.

## CONCLUSIONES

La estructura y composición florística y del hábitat son elementos determinantes en la riqueza y diversidad de aves insectívoras. Por ello, se puntualiza la importancia que presentan los sistemas agroforestales examinados en el aprovisionamiento de nichos de utilización para alimentación, nidación y reproducción, que coadyuvan a la conservación de especies amenazadas, bajo protección especial y migratorias. Se propone para futuras investigaciones contemplar el efecto estacional como un factor determinante en los valores de riqueza y diversidad para los hábitats en esta región particular de México.

## AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el financiamiento para el desarrollo de este proyecto.

## REFERENCIAS

- Adame, D., Legaspi, A. y Jiménez-Piedragil, C. (2019). Avifauna del parque estatal Cerro de la Tortuga, Morelos, México. *Revista Mesoamericana*. 23(1): 1-16.
- Alonso, T. Y., Hernández, M. F. R. y Barrero, M. H. (2018). Diversidad de aves residentes y permanentes asociadas a un pinar natural de *Pinus tropicalis* y su relación con la estructura vertical de la vegetación. *Revista Cubana de Ciencias Forestales*. 6(1): 31-44.
- Botero, L. y De-la-Ossa, J. (2011). Fauna silvestre asociada a ganado vacuno doble propósito en sistema de silvopastoreo, Pinto, Magdalena, Colombia. *Revista MVZ Córdoba*. 16(3): 2733-2741.
- Bueno, H. P., Sánchez, C. I., Velásquez, V. M. A., Esquivel, A. G. y Palomo, R. M. (2015). Caracterización de la vegetación de una microcuenca ubicada en la parte media de la RH36. *Agrofaz*. 15(1): 143-149.
- Chará, J., Rivera, J., Barahona, R., Murgueitio, E., Calle, Z., and Giraldo, C. (2019). Intensive silvopastoral systems with *Leucaena leucocephala* in Latin America. *Tropical Grasslands-Forrajes Tropicales*. 7(4): 259-266.
- Cipriano-Anastasio, J., López-Mancilla, A., Cabrera-Martínez, D. y Capistrán-Barradas, A. (2017). Riqueza y diversidad de aves en un paisaje Agropecuario en el ejido Chalahuiyapa, Huejutla, Hidalgo. *Revista Científica Biológico Agropecuaria*. 5(1): 105-111.
- Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*. 199(4335): 1302-1310.
- Colwell, R. K. (2013). Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1.0 user guide and applications. University of Connecticut, Storrs, C. F. [En línea]. Disponible en: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>. Fecha de consulta: 20 de abril de 2019.
- Cubley, E., Bateman, H., Riddle, S., Holmquist-Johnson,

- C., and Merritt, D. (2020). Predicting Bird Guilds Using Vegetation Composition and Structure on a Wild and Scenic River in Arizona. *Wetlands*. 40(1): 1829-1842.
- Da-Ponte, E., Mack, B., Wohlfart, C., Rodas, O., Fleckenstein, M., Oppelt, N., ..., and Kuenzer, C. (2017). Assessing forest cover dynamics and forest perception in the Atlantic Forest of Paraguay, combining remote sensing and household level data. *Forests*. 8(10): 1-21.
- Espejo, N. y Morales, N. (2019). Variación de la diversidad taxonómica y funcional de la fauna en un bosque seco tropical (bs-T) en diferentes estados de sucesión en el sur del Valle del Magdalena, Huila, Colombia. *Caldasia*. 41(1): 108-123.
- Figueroa, S. B., Pimentel, L. J., Ugalde, L. S., Figueroa, R. O. L., Figueroa, R. K. A. y Tarango, A. L. A. (2019). Aves en sistemas agrícolas con labranza de conservación en el centro-norte de México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*. 22: 31-42.
- Fuentes-Moreno, A., Mogollón-Serrano, M., Servín-Torres, J. L., Serna-Lagunes, R., Leyva-Ovalle, O. R., Llerena-Hernández, R. C., ... y García-Martínez, M. A. (2020). Diversidad de aves en un paisaje antrópico en el centro del estado de Veracruz, México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. 23(1): 1-14.
- Galicia, G. M. T., Romero, B. E. I., Mera, O. G. y López, V. J. (2019). Efecto del hábitat sobre la avifauna del sistema lagunar costero La Joya-Buenavista, Chiapas, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*. 6(17): 317-331.
- García, M. L. E., Valdez, H. J. I., Luna, C. M. y López, M. R. (2015). Estructura y diversidad arbórea en sistemas agroforestales de café en la Sierra de Atoyac, Veracruz. *Madera y Bosques*. 21(3): 69-82.
- García-Flores, A., Mojica-Pedraza, S., Barreto-Sánchez, S. D., Monroy-Ortiz, C. y Monroy-Martínez, R. (2017). Estudio etnozoológico de las aves y mamíferos silvestres asociados a huertos frutícolas de Zacualpan de Milpas, Morelos, México. *Revista de Ciencias Ambientales*. 51(2): 110-132.
- García-Núñez, R. M., Romero-Díaz, C., Ugalde-Lezama, S. y Tinoco-Rueda, J. A. (2020). Vegetación y estructura del hábitat que determina la dieta de aves insectívoras en sistemas agroforestales. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*. 11(4): 853-864.
- Guzmán-Manrique, J. y Flórez-García, A. (2019). Fragmentación del paisaje empleando análisis multitemporal de imágenes de satélite Landsat TM y ETM+ en el municipio de Montelíbano, Córdoba-Colombia. *Gestión y Ambiente*. 22(1): 31-41.
- Haggar, J., Pons, D., Saenz, L., and Vides, M. (2019). Contribution of agroforestry systems to sustaining biodiversity in fragmented forest landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 283(1): 1-8.
- Hanski, I. (1999). *Metapopulation Ecology*. Oxford Series in ecology and Evolution. Gran Bretaña: Oxford University Press. 313 Pp.
- Huang, R., Pimm, S., and Giri, C. (2020). Using metapopulation theory for practical conservation of mangrove endemic birds. *Conservation Biology*. 34(1): 266-275.
- Ibarra, F. de M. M. y Cruzado, C. E. (2017). Avistamiento de aves en el Campus de la Universidad Ricardo Palma, Lima, Perú. *Biotempo*. 14(2): 89-99.
- Lopes, L., Fernandes, A., Medeiros, M., and Marini, A. (2016). A classification scheme for avian diet types. *Journal Field Ornithology*. 87(3): 309-322.
- López-Segoviano, G., Díaz-Verduzco, L., Arenas-Navarro, M. y Arizmendi, M. (2019). Diversidad estacional de aves en una región prioritaria para la conservación en el centro oeste de la Sierra Madre Occidental. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 90(1): e902754.
- MacArthur, R. H. and Wilson, E. O. (1967). *The theory of island biogeography*. New Jersey, United States: Princeton University Press. 203 Pp.
- Marconi, L. and Armengot, L. (2020). Complex agroforestry systems against biotic homogenization: The case of plants in the herbaceous stratum of cocoa production systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 287(1): e106664.
- Medrano-Guzmán, A., Enríquez, P., Zuria, I. y Castellanos-Albores, J. (2020). Riqueza y abundancia de aves en áreas verdes en la ciudad de San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México. *Revista Peruana de Biología*. 27(2): 169-182.
- Molina, D., Torres, G. J. y Avelarde, G. M. (2012). Riqueza de aves del Área Natural Protegida Estero El Salado, Puerto Vallarta, Jalisco, México. *Huitzil*. 13(1): 22-38.
- Morales, A., Lizcano, D., Montoya, S., Velásquez, Á., Álvarez, E. y Acevedo-Charry, O. (2021). Diferencias en paisajes sonoros de sistemas silvopastoriles y potreros tradicionales del piedemonte llanero, Meta, Colombia. *Biota Colombiana*. 22(1): 74-95.
- Morales-Martínez, I., Pech-Canché, J. M., Gutiérrez-Vivanco, J., Serrano, A. y Hernández-Hernández, V. H. (2018). Aves de Tuxpan, Veracruz, México: diversidad y complementariedad. *Huitzil, Revista Mexicana de Ornitología*. 19(2): 210-226.
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad. M&T- Manuales y Tesis SEA*. Zaragoza, España: Ed. CYTED, ORCYT/UNESCO & SEA. 84 Pp.
- Naoki, K., Gómez, M. I. y Schneider, M. (2017). Selección de diferentes sistemas de producción de cacao (*Theobroma*

cacao, Malvaceae) por aves en Alto Beni, Bolivia - una prueba de cafetería en el campo. *Ecología en Bolivia*. 52(2): 100-115.

Narango, D., Tallamy, D., Snyder, K., and Rice, R. (2019). Canopy tree preference by insectivorous birds in shade-coffee farms: Implications for migratory bird conservation. *Biotropica*. 51(3): 387-398.

Navarro, S. A. G., Rebón, G. M. F., Gordillo, M. A., Peterson, A. T., Berlanga, G. H. y Sánchez, G. L. A. (2014). Biodiversidad de aves en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 85(1): 476-495.

Nell, C., Abdala-Roberts, L., Parra-Tabla, V., and Mooney, K. (2018). Tropical tree diversity mediates foraging and predatory effects of insectivorous birds. *Proceedings Royal Society Publishing B*. 285(1): 1-7.

Nyffeler, M., Şekercioğlu, C., and Whelan, C. (2018). Insectivorous birds consume an estimated 400–500 million tons of prey annually. *The Science of Nature*. 105(1): 47.

Olsen, J., Judge, D., Trost, S., Rose, A., and Debus, S. (2018). Diets of breeding Brown Goshawks *Accipiter fasciatus* and Collared Sparrowhawks *A. cirrocephalus* near Canberra, Australia and comparisons with other regions and raptors. *Corella*. 42(1): 18-28.

Ordóñez-Delgado, L., Freile, J. F., Guevara, E. A., Cisneros-Heredia, D. y Santander, T. (2017). Memorias de la V Reunión Ecuatoriana de Ornitología. *Revista Ecuatoriana de Ornitología*. 1(1): 1-38.

Ortiz-Pulido, R. (2018). ¿Qué especies de aves están en riesgo en México? *Huitzil, Revista Mexicana de Ornitología*. 19(2): 237-272.

Perez, J., Faria, D., and Morante-Filho, J. C. (2021). Landscape composition is more important than local vegetation structure for understory birds in cocoa agroforestry systems. *Forest Ecology and Management*. 481(1): 1-9.

Pérez, B. S. H., Hernández, M. F. R., Pérez, H. A. y Cué, R. M. (2015). Diversidad y abundancia de ensamblajes de aves asociadas a bosques semidecíduos y pino encino del parque nacional viñales. *Revista Cubana de Ciencias Forestales*. 4(1): 2-17.

Ponce, C. L. P., Aguilar, V. B. C., Rodríguez, T. D. A., López, P. E. y Santillán, P. J. (2012). Influencia del fuego sobre la riqueza y diversidad de aves en un bosque templado en Puebla. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 3(10): 65-76.

Ramírez-Albores, J. (2006). Variación en la composición de comunidades de aves en la Reserva de la Biosfera Montes Azules y áreas adyacentes, Chiapas, México. *Biota Neotropica*. 6(2): 1-19.

Ramírez-Albores, J. (2010). Diversidad de aves de hábitats naturales y modificados en un paisaje de la Depre-

sión Central de Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*. 58(1): 511-528.

Ramos, R. R., Sánchez, H. R. y Gama, C. L. M. (2016). Análisis de cambios de uso del suelo en el municipio costero de Comalcalco, Tabasco, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*. 3(8): 151-160.

Sáenz, J. C., Villatoro, F., Ibrahim, M., Fajardo, D. y Pérez, M. (2006). Relación entre las comunidades de aves y la vegetación en agropaisajes dominados por la ganadería en Costa Rica, Nicaragua y Colombia. *Agroforestería en las Américas*. 45(1): 37-48.

Salas, Á. D. y Mancera-Rodríguez, N. J. (2020). Aves como indicadores ecológicas de etapas sucesionales en un bosque secundario, Antioquia, Colombia. *Revista de Biología Tropical*. 68(1): 23-39.

Sánchez, C. V. (2017). Uso de hábitat de aves migratorias en el bosque sucesional de Cocha Cashu (Río Manu, Perú). *Revista Científica de la Facultad de Ciencias Biológicas*. 37(1): 36-45.

Sánchez, D., Vilchez, S. J. y DeClerck, E. (2011). Complementariedad de la vegetación como provisión de recursos para la comunidad de aves en el agropaisaje de Copán Ruinas, Honduras. *Agroforestería en las Américas*. 48(1): 130-136.

Sánchez, G., Gosálvez, R. U. y Florín, M. (2018). Análisis de metapoblaciones de aves acuáticas en la Mancha Húmeda: importancia de la disponibilidad de humedales. *Cuadernos Geográficos*. 57(2): 92-112.

Sandoval, L. (2019). Variación mensual y anual de la riqueza y abundancia de aves en un mosaico agrícola periurbano tropical. *Biología Tropical*. 67(2): 298-314.

Santos, B. A. R., Hernández, R. A. L., Lavariega, M. C. y Gómez, U. R. M. (2013). Diversidad de aves en cultivares de Santa María Yahuciche, Sierra Madre de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*. 6: 1241-1250.

SAS, Statistical Analysis System (2009). JMP version 8.0.2. SAS Institute. Cary, NC, USA. [En línea]. Disponible en: [https://www.jmp.com/es\\_mx/download-jmp-free-trial.html](https://www.jmp.com/es_mx/download-jmp-free-trial.html). Fecha de consulta: 20 de abril de 2019.

SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental- Especies nativas de México de flora y fauna silvestres- Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio- Lista de especies en riesgo, en *Diario Oficial de la Federación*. [En línea]. Disponible en: [https://www.dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5578808&fecha=14/11/2019](https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5578808&fecha=14/11/2019). Fecha de consulta: 6 de febrero de 2021.

Sherry, T., Kent, C., Sánchez, N., and Şekercioğlu, C.

- (2020). Insectivorous birds in the Neotropics: Ecological radiations, specialization, and coexistence in species-rich communities. *The Auk: Ornithological Advances*. 137(1):1-27.
- Sommer, N., Moody, N. M., Lantz, S. M., Leu, M., Karubian, J., and Swaddle, J. P. (2018). Redbacked fairywrens adjust habitat use in response to dry season fires. *Austral Ecology*. 43(8): 876-889.
- Sow, A., Seye, D., Faye, E., Benoit, L., Galan, M., Haran, J., and Brévault, T. (2020). Birds and bats contribute to natural regulation of the millet head miner in tree-crop agroforestry systems. *Crop Protection*. 132(1): 1-8.
- Tarbox, B., Robinson, S., Loiselle, B., and Flory, L. (2018). Foraging ecology and flocking behavior of insectivorous forest birds inform management of Andean silvopastures for conservation. *The Condor Ornithological Applications*. 120(1): 787-802.
- Tobar, C., Meier, D., Rau, J., Ríos-Henríquez, C., Pavés, H. y Santibáñez, A. (2021). Variación estacional de aves en el humedal de Trumao, centro-sur de Chile. *Iheringia Série Zoológica*. 111 (1): e2021002
- Tomasevic, J. A. and Marzluff, J. M. (2020). Roosting, reproduction, and survivorship of Pileated Woodpeckers (*Dryocopus pileatus*) in a suburban setting. *Avian Conservation and Ecology*. 15(1): 13.
- Velásquez, V. A. Ricaurte, L. F., Lara, F., Cruz, E. J., Tenorio, G. A. y Correa, M. (2012). Lista anotada de las aves de los humedales de la parte alta del Departamento de Caqueta. *Manejo de fauna silvestre en Amazonía y Latinoamérica*. 1(1): 320-329.
- Vilchez, S. J., Harvey, C., Sánchez, D., Medina, A. y Hernández, B. (2017). Diversidad de aves en un paisaje fragmentado de bosque seco en Rivas, Nicaragua. *Encuentro*. 1: 60-75.
- Villavicencio-Enríquez, E. (2012). Caracterización agroforestal en sistemas de café tradicional y rústico, en San Miguel, Veracruz, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 19(1): 67-80.
- Wilcox, B. A. and Murphy, D. D. (1985). Conservation Strategy: The effects of fragmentation on extinction. *The American Naturalist*. 125(6): 879-887.
- XLSTAT, Software de Análisis Estadístico (2018). Statistical and Data Analysis Solution, by Addinsoft, version 2018.7.5. [En línea]. Disponible en: <https://www.xlstat.com>. Fecha de consulta: 20 de abril de 2019.
- Xu, Y., Si, Y., Wang, Y., Zhang, Y., Prins, H. H. T., Cao, L., and De-Boer, W. F. (2019). Loss of functional connectivity in migration networks induces population decline in migratory birds. *Ecological Applications*. 29(7): 1-10.
- Yashmita-Ulman, S. y Kumar, A. (2018). Sistemas agroforestales como hábitat para especies de aves: evaluación de su papel en la conservación. *Actas de la Sociedad Zoológica*. 71(1):127-145.