

EL PAPEL DE LOS AGROECOSISTEMAS Y BOSQUES EN LA CONSERVACIÓN DE AVES DENTRO DE CORREDORES BIOLÓGICOS

THE ROLE OF AGROECOSYSTEMS AND FORESTS IN THE CONSERVATION OF BIRDS WITHIN BIOLOGICAL CORRIDORS

*Alejandra Martínez-Salinas y Fabrice DeClerck

Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Apartado 93-7170, Turrialba, 30501 Costa Rica

*Autor de correspondencia: amartinez@catie.ac.cr

Fecha de recepción: 7 de abril de 2010 - Fecha de aceptado: 10 de octubre de 2010

RESUMEN. El principal reto de los corredores biológicos como estrategia efectiva de conservación, es el de conciliar las necesidades de las poblaciones humanas con las de conservación de la biodiversidad. Lograr fusionar estas dos necesidades, requiere de comprender el papel de los agroecosistemas para esta conservación. Con el objetivo de explicar este aporte, se seleccionaron seis diferentes usos de suelo desde bosques hasta monocultivos de caña de azúcar. Por un período de doce meses, se capturó, evaluó y anilló a especies de aves residentes y migratorias. Se capturaron un total de 1,615 individuos distribuidos en 26 familias y 121 especies, con un esfuerzo de captura de 2,400 horas/red. Los hábitats de café agroforestal acumularon el 49% del total de individuos capturados, y en conjunto con el hábitat de cacao agroforestal aportaron 81% de las especies migratorias, siendo las dos más abundantes aquellas que son generalistas. Con respecto al número de especies acumuladas, hubo diferencias significativas ($p < 0.05$) entre el café agroforestal multiestrato y el bosque. Las cercas vivas (*pasturas*) presentaron el mayor número de especies esperadas (85.75 ± 22.26). Estos resultados muestran la importancia de los agroecosistemas para la conservación de aves residentes y migratorias neotropicales. El hábitat bosque, aportó once especies únicas y dependientes del mismo. Los agroecosistemas evaluados aportan a la conservación de la avifauna, sin embargo, es esencial que fragmentos de bosque sean conservados dentro de la matriz del paisaje porque estos aportan especies únicas y de importancia para la conservación.

Palabras clave: conectividad, dependientes de bosque, paisaje, dispersión, migratorias neotropicales.

ABSTRACT. The biggest challenge that biological corridor face in order to become an effective conservation strategy is their integration and function within agricultural landscapes meeting conservation needs, while contributing to, or minimizing their effects on production needs. In order to achieve this goal we must understand the role that agroecosystems play in this conservation. To fulfill this goal were selected six landuses on the CATIE farm including forests, coffee, cacao, pastures and sugar cane for a long-term bird monitoring project. During twelve months were captured, evaluated and banded resident and migratory bird species three days per week. A total of 1,615 individuals were caught distributed in 26 families and 121 species, with an overall mistnetting effort of 2,400 net/hours. Agroforestry coffee habitats accounted for 49% of the individuals captured, and in conjunction with cacao agroforests, they including 81% of all migratory species captured. The two most abundant species corresponded to those generalists. Accumulation curves showed significant differences ($p < 0.05$) between multiestrata agroforestry coffee and forests. Live fences (*pastures*) showed the greatest number of expected species (85.75 ± 22.26). Our results demonstrate the importance of agroecosystems for the conservation of resident and migratory Neotropical birds. While the forest habitat had the lowest species richness, this habitat included eleven unique and forest dependent species not found in any other landuse. While the agroecosystems evaluated are contributing to conservation of avian diversity, they fail to provide habitat for forest dependent species. As such, it is essential that forest fragments are maintained and protected within the landscape.

Key words: connectivity, forest dependent, landscape, dispersion, Neotropical migrants.

INTRODUCCIÓN

La pérdida y fragmentación de ambientes naturales y sus implicaciones para la conservación de la flora y la fauna tienen importancia global. Proveer “corredores” para enlazar hábitats aislados es una de las primeras recomendaciones prácticas que surgieron de estudios de fragmentación de hábitats (Bennett, 2004). El concepto de corredores como estrategia de conservación, ha tenido gran repercusión logrando con ello captar la atención de planificadores y gestores, así como de comunidades y estados que tienen en sus manos los recursos naturales. Como consecuencia, hoy en día el establecimiento y gestión de Corredores Biológicos se incluyen en los planes de conservación a nivel de país y muchos de ellos están en fases activas de construcción o manejo (Bennett, 2004).

Bajo esta influencia han nacido estrategias regionales, tales como la conceptualización del Corredor Biológico Mesoamericano, en el año 1997, que incluye acciones en los ocho países de la región mesoamericana (Mendieta y Vinocour, 2000). Este esfuerzo ha impulsado una serie de acciones entre las que destacan la creación de corredores biológicos de menor tamaño cuyo objetivo es consolidar el Corredor Biológico Mesoamericano y así lograr alcanzar las metas planteadas.

A pesar de su amplia aplicación y posibilidades, los corredores biológicos aún tienen muchos detractores, que basan sus críticas especialmente sobre la escasa información que se ha generado de como diferentes organismos pueden o no ser beneficiados por estas estrategias, y el cómo contribuyen a la viabilidad de poblaciones de aves en hábitats fragmentados (Simberloff y Cox, 1987; Simberloff *et al.*, 1992; Rosenberg *et al.*, 1997; Meerman, 2000; Dixon *et al.*, 2004; Hilty y Merenlender, 2004). Otros hacen énfasis en la necesidad de combinar estrategias de conservación y no basarse únicamente en la creación de corredores biológicos por muy eficientes que estos parezcan ser (MacDonald, 2003).

Por otro lado, y a pesar de la falta de información en muchos aspectos relacionados con los corredores biológicos, es ampliamente reconocida la necesidad de ampliar los diferentes esfuerzos de conservación de la biodiversidad fuera de las áreas tradicionalmente protegidas hacia las productivas (Pimental *et al.*, 1992; Harvey *et al.*, 2006; Gardner *et al.*, 2009), por el rápido cambio de uso del suelo de los bosques tropicales a suelos destinados a la producción agrícola (Kattan, 2002).

Es aquí donde los corredores biológicos juegan un papel fundamental, porque representan áreas de interés que en su gran mayoría comprenden mosaicos de diferentes usos de suelo que intentan conectar a otras que originalmente lo estuvieron y que fueron convertidas en paisajes manejados.

Muchos de éstos corredores biológicos han sido objeto de diversos estudios, específicamente sobre aves y la habilidad de estas especies de sobrevivir en áreas transformadas (Sekercioglu *et al.*, 2007). Algunos de los más notables, indican que las áreas de producción de café pueden llegar a representar una opción para la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, su valor de conservación está directamente relacionado con la complejidad de la estructura vertical presente en estos sistemas (Perfecto *et al.*, 1996; Greenberg *et al.*, 1997a; Greenberg *et al.*, 1997b; Cruz-Angón y Greenberg, 2005).

De igual forma, otros estudios han demostrado la importancia de la permanencia de cierta cobertura arbórea dentro de áreas productivas (Estrada *et al.*, 1997; Vilchez-Mendoza *et al.*, 2008), así como la de diferentes arreglos espaciales y tipos de hábitats productivos para lograr una mayor riqueza de especies de aves en ellos (Greenberg y Salgado-Ortiz, 1994; Cohen y Lindell, 2005; Harvey *et al.*, 2006; Tschardtke *et al.*, 2008). Es así, como se hace evidente la necesidad de generar mayor información con respecto al valor que poseen los diferentes agroecosistemas para la conservación de la avifauna en este tipo de paisajes.

En este sentido, el presente estudio tiene como objetivo el analizar la importancia que tienen seis diferentes tipos de uso del suelo y su relación con la conservación de especies de aves dentro del Corredor Biológico Volcánica Central-Talamanca ubicado en la zona central de Costa Rica.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área general de ubicación corresponde al Corredor Biológico Volcánica Central-Talamanca (CBVC-T) designado como tal en el año 2003, con un área de 652,545 ha y ubicado entre las coordenadas CRTM (Costa Rica Transverse Mercator) X: 517421-569101 longitud y Y: 1115350-1075990 latitud (Canet, 2008). El área específica corresponde al campus del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), ubicado en la ciudad de Turrialba, Cantón de Cartago, Provincia de Cartago en Costa Rica, América Central. El campus del CATIE tiene un área aproximada de 1000 ha que incluye diversos sistemas de producción entre los que destacan

caña de azúcar, café y pastos. La zona está ubicada aproximadamente a 600 msnm y presenta un clima húmedo tropical, con una precipitación anual de 2636 mm y una temperatura promedio de 22 °C (Figura 1).

Dentro del campus del CATIE, se seleccionaron seis diferentes tipos de uso de suelo. Dos de ellos corresponden a sistemas agroforestales de café, el primero con plantas de café en asociación con poró (*Erythrina poeppigiana*)

Cada tipo de uso de suelo fue dividido en cinco parcelas de 100 m², en donde para cada una se midió el porcentaje de cobertura del dosel con cuatro lecturas en cuatro puntos de cada parcela. Se consideró también la altura del sotobosque (m) en cinco puntos por parcela. Se evaluaron los estratos empleando los métodos de Thiollay (1992), y además se evaluó el área basal de cada parcela utilizando un prisma con un factor de dos.

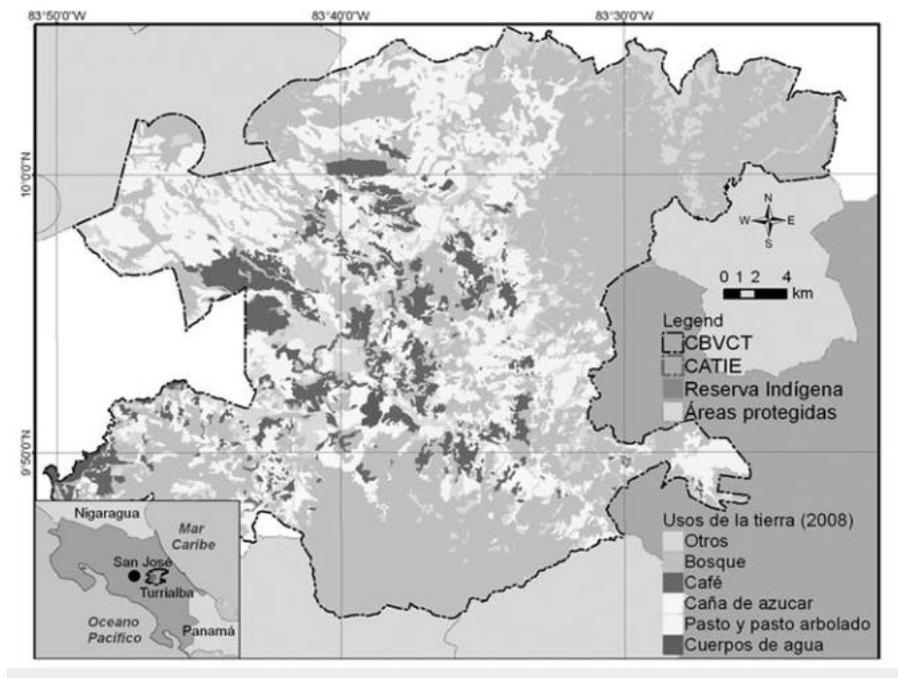


Figura 1. Localización del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) con relación al Corredor Biológico Volcánica Central-Talamanca.

y el segundo son parcelas con plantas de café y una estructura vertical más compleja que incluye árboles de poró (*E. poeppigiana*) y laurel (*Cordia alliodora*), de los cuales, este último también posee la característica de tratarse de parcelas en abandono, lo que ha propiciado la presencia de un estrato inferior provisto por especies arbustivas y herbáceas, así como evidencia de regeneración natural. El tercero corresponde a otro sistema agroforestal caracterizado por la presencia dominante de cacao (*Theobroma cacao*) en asociación con musáceas y árboles de laurel (*Cordia alliodora*). El cuarto se trata de cercas vivas inmersas en pasturas para ganado lechero. Un quinto tipo de uso de suelo corresponde a plantaciones puras de caña de azúcar (*Saccharum officinarum*), mientras que el último hábitat evaluado es de parches de bosque que no han sido aprovechados en los últimos veinte años.

En cada uno de los seis tipos de uso de suelo se establecieron estaciones de monitoreo permanentes. Las aves fueron capturadas con la ayuda de redes de niebla, método que permite la manipulación de los individuos y la fácil evaluación de diferentes variables necesarias para estimar su condición física (Wunderle, 1994; Ralph *et al.*, 1996) y así poder inferir sobre la calidad de los hábitats. Las dimensiones de las redes son estándar y corresponden a 12 m de largo por 2.5 m de alto y 30 mm de luz de malla, de acuerdo con lo recomendado por Wunderle (1994) y Ralph *et al.* (1996), para la captura de Passeriformes pequeños a medianos.

Una vez capturadas, las aves fueron extraídas de las redes e introducidas en bolsas de tela, de manera individual, para después trasladarlas a las áreas de procesamiento. Las redes

fueron operadas durante las primeras horas del día (entre 5 y 9 A.M.), tres veces por semana, alternando sitios, de tal manera que cada uno de ellos sea visitado cada quince días y así evitar que las aves se acostumbren a la posición permanente de las redes. Una vez abiertas fueron revisadas cada 40 minutos. La distancia entre las redes varió entre 10 a 20 m y la escogencia para la ubicación de las redes dependió básicamente de la continuidad del hábitat que se muestreó y de la facilidad para revisarlas en el tiempo adecuado, contribuyendo esto a la seguridad de los animales capturados (NABC, 2001).

Una vez mantenidos los individuos en la estación de monitoreo, fueron identificados a nivel de especie con la ayuda de Guías de Identificación de especies (Stiles y Skutch, 1989) para especies residentes y el del National Geographic “Bird Guide to the Birds of North America” (Dunn y Alderfer, 2006) para el caso de especies migratorias. A todos los individuos, excepto aquellos de especies de colibríes y de los que no se tienen tamaños de anillos adecuados (por ejemplo, el de las rapaces), se les coloca un anillo metálico numerado y único que permite la identificación de estos individuos y comparar la información colectada en capturas posteriores (recapturas). Estos anillos también permiten reconocer a cada uno de los individuos en caso de ser recapturados en otras áreas y así colectar datos sobre movilidad dentro de las áreas de monitoreo. Aproximadamente diez especies fueron anilladas con anillos de colores en lugar de anillos metálicos, debido a que estas especies son las que tienen mayor probabilidad de ser observadas en áreas abiertas porque su tamaño permite la observación e identificación más fácilmente.

Las combinaciones de colores son únicas para cada individuo. Una vez anillados, se evaluaron diferentes variables de condición física siguiendo el protocolo del Programa de Monitoreo de Supervivencia Invernal

(MoSI), modificado a partir del protocolo del Programa de Monitoreo de Productividad y Supervivencia Aviar (MAPS), ambos programas coordinados por el Instituto de Poblaciones de Aves (IBP) de California, Estados Unidos.

El presente estudio brinda los resultados parciales de datos colectados durante el año 2008 (enero-diciembre), con los que se establecieron comparaciones relacionadas con la riqueza de especies en los diferentes tipos de uso de suelo evaluados. Se generaron gráficos de especies esperadas basados en el estimador Chao 2, al igual que tablas con información sobre las especies de aves más comunes y abundantes en los diferentes tipos de uso de suelo.

Los análisis se realizaron con ayuda del programa estadístico *EstimateS versión 8.0* (Colwell, 2009) o con JMP IN 4 (SAS Institute), mientras que los gráficos se generaron a través del programa estadístico *SigmaPlot versión 10*. Todos los análisis se ejecutaron a un nivel de confianza del 95%. Para explorar las relaciones y la similitud de la composición de especies entre hábitats, con respecto a los doce meses de muestreo, se realizó un análisis de ordenación (Escalamiento Multidimensional No Métrico “NMS”).

RESULTADOS

Los usos de suelo evaluados mostraron diferencias significativas (Tabla 1) con respecto a la evaluación de la estructura vertical y horizontal de la cubierta vegetal de cada unidad de tipo de uso. El bosque tuvo la mayor cobertura de copa (85%) seguido por el cacao y el café multistrato (50 y 56%, respectivamente). El café con poró tuvo un porcentaje de copa del 17% al momento de la caracterización del sitio, pero mediciones de copa tomadas cada dos semanas indican que este porcentaje de cobertura varió entre el 0 y el 85% en función de la poda del sitio. El

Tabla 1. Promedio de los factores de la estructura horizontal y vertical de la cubierta vegetal en cada uno de los tipos de uso de suelo evaluados y su significancia estadística (ANOVA).

MÉTRICA	BOSQ	CAOR	CAAB	CAPO	ESCV	CAAZ	p
Copa (%)	83.0	50.0	56.0	17.0*	8.5	0	<0.0001
Altura del sotobosque (m)	1.1	0.4	0.5	1.3	0.1	0	<0.0001
Estratos >20 m	1.8	0.6	0.6	0.7	0.0	0	0.006
Área basal (m ²)	52.0	18.4	14.0	16.0	10.0	0	<0.0001

hábitat cercas vivas mostró una copa reducida por el área que constituye la fila de árboles que la forman.

Ocho de las 10 redes colocadas en cercas vivas están adyacentes a una cerca que no recibe ningún tipo de poda, con copa continua y una longitud de más de 200 m. Los resultados del análisis de área basal indican que es mayor en el bosque, y cero en la caña de azúcar.

Se capturaron un total de 1,615 individuos de aves distribuidos en 121 especies y 26 familias, con un esfuerzo de captura de 2,400 horas/red. Las abundancias absolutas y relativas de las especies capturadas en cada uno de los sitios muestreados se dividieron en: café agroforestal multiestrato con 425 individuos (26%), café en asociación con poró (*E. poeppigiana*) con 367 (23%), cercas vivas con 277 (17%), caña de azúcar con 213 (13%), cacao agroforestal con 204 (13%) y bosque con 129 individuos (8%) (Figura 2).

Las diez especies de aves más comunes a los sitios muestreados (Tabla 2) suman el 58% del total de individuos capturados. La familia Emberizidae fue la más abundante,

con *Sporophila americana*, *Volatinia jacarina* y *Tiaris olivaceus*, quienes combinadas representan el 26% del total de individuos capturados en los diferentes hábitats. Solo dos especies de aves fueron comunes a todos los sitios (Tabla 2), *Amazilia tzacatl* (n = 232) y *Sporophila americana* (n = 206), que también fueron las de mayor abundancia relativa (n = 121), representando el 27% del total de individuos capturados.

Del total de especies (n = 121) e individuos (n = 1615) capturados, 21% y 13%, respectivamente, correspondieron a especies migratorias neotropicales (Tabla 3). En general, de los seis sitios muestreados los que presentaron la mayor riqueza y abundancia de especies migratorias fueron los sistemas agroforestales de café y cacao, obteniendo combinados un total de 21 especies (81%) y 159 individuos (74%) (Figura 3, Tabla 4).

El hábitat de café agroforestal fue el que obtuvo la mayor riqueza de especies (64), es decir el 53% del total de especies registradas en los seis hábitats monitoreados. El segundo y tercer hábitat con mayor riqueza correspondió al agroecosistema de café en asociación con poró (51,

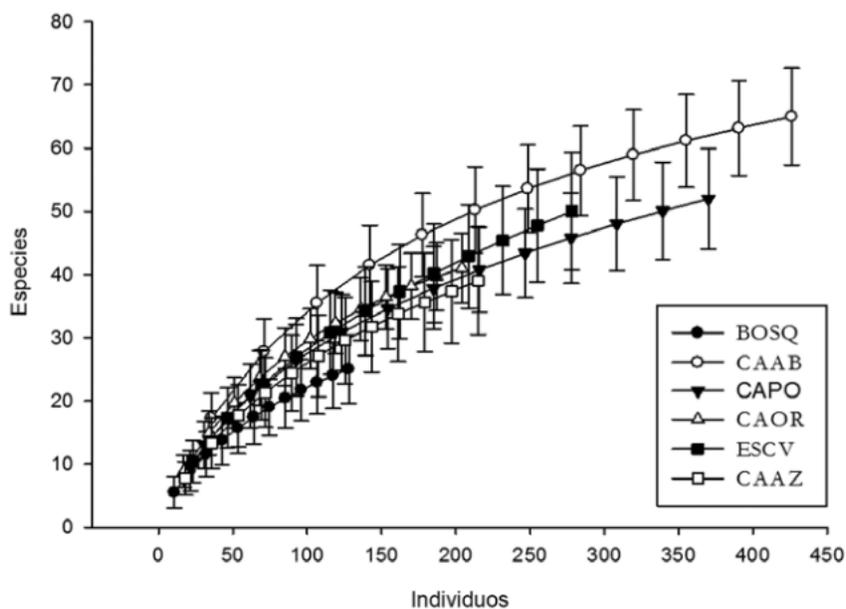


Figura 2. Curvas de acumulación de especies de aves indicando la relación entre el número de especies en cada uno de los sitios muestreados con respecto a nuevos individuos que ingresan a la muestra. BOSQ = bosque, CAAB = café agroforestal multiestrato, CAPO = café agroforestal en asociación con poró, CAOR = cacao orgánico agroforestal, ESCV = cercas vivas en pasturas y CAAZ = caña de azúcar.

Tabla 2. Diez especies de aves con mayor frecuencia de captura en los diferentes tipos de uso de suelo en el año 2008.

NOMBRE CIENTÍFICO	STILES (1985)							TOTAL	
	HP	DB	BOSQ	CAAB	CAAZ	CAOR	CAPO		ESCV
<i>Amazilia tzacatl</i>	NF, FE	3	3	57	4	76	75	17	232
<i>Sporophila americana</i>			3	88	22	9	51	33	206
<i>Volatinia jacarina</i>				28	47	2	10	41	128
<i>Tiaris olivaceus</i>				7	28	2	23	33	93
<i>Mionectes oleagineus</i>	FI, FE	2	43	15		7	17	2	84
<i>Oporornis philadelphia</i>				9	16	5	12	3	45
<i>Troglodytes aedon</i>				9	4		16	10	39
<i>Dendroica pensylvanica</i>	FC, FE, NF	2-3		17		9	11		37
<i>Manacus candei</i>	FE, FI	2	2	24		6	2		34
<i>Phaethornis striigularis</i>	FI, FE	2-3	10	9		14	1		34

NOTA: HP = hábitat preferido (FI = interior del bosque; FC = dosel del bosque; FE = borde del bosque; NF = no bosque). DB = dependencia del bosque (1 = necesita bosque continuo; 2 = necesita al menos parches de bosque; 3 = no necesita bosque). Las especies que no tienen estos códigos no aparecen en la lista original de Stiles (1985). BOSQ = bosque, CAAB = café agroforestal multiestrato, CAAZ = caña de azúcar, CAOR = cacao orgánico, CAPO = café agroforestal en asociación con poró (*Erythrina poeppigiana*), ESCV = cercas vivas en pasturas.

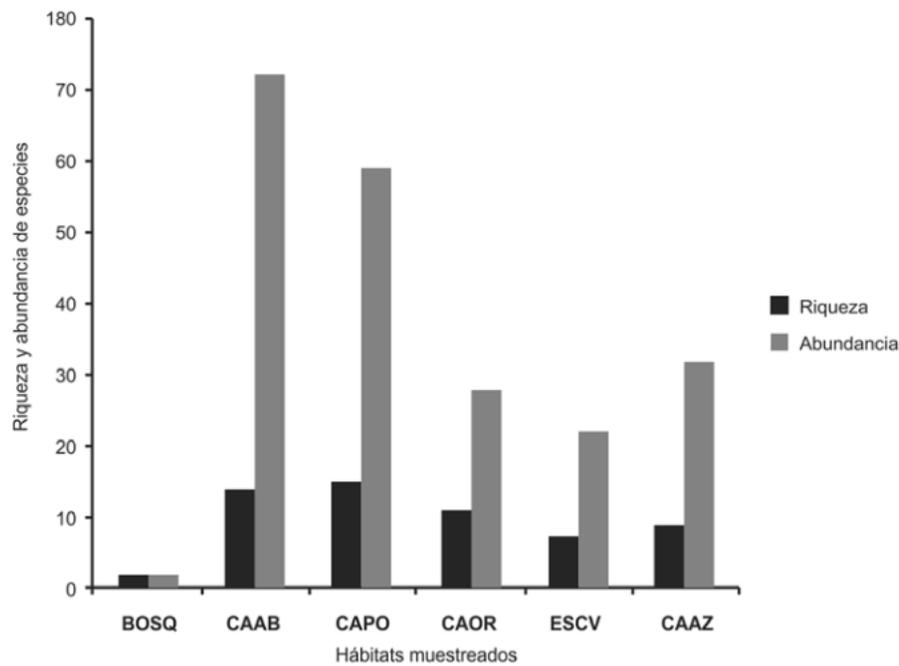


Figura 3. Riqueza y abundancia de especies de aves migratorias neotropicales en cada uno de los sitios muestreados. BOSQ = bosque, CAAB = café agroforestal multiestrato, CAPO = café agroforestal en asociación con poró, CAOR = cacao orgánico agroforestal, ESCV = cercas vivas en pasturas y CAAZ = caña de azúcar.

Tabla 3. Especies de aves migratorias registradas en el año 2008.

NOMBRE CIENTÍFICO	STILES (1985)		TOTAL
	HP	DB	
<i>Catharus minimus</i>	FI, FE, FC	2-3	1
<i>Catharus ustulatus</i>	FE, FI, FC, NF		3
<i>Contopus sordidulus</i>	FE, NF (FC)	2	1
<i>Dendroica pensylvanica</i>	FC, FE, NF	2-3	37
<i>Dendroica petechia</i>	NF, FE	3	20
<i>Dumetella carolinensis</i>	FE, NF	3	1
<i>Empidonax alnorum</i>	FE, NF	2-3	19
<i>Empidonax virescens</i>	FE, FI	2	4
<i>Hirunda rustica</i>			1
<i>Hylocichla mustelina</i>	FI, FE	1-2	10
<i>Icteria virens</i>			1
<i>Icterus spurius</i>	FE, NF	3	1
<i>Mniotilta varia</i>	FC, FE	2	5
<i>Oporornis formosus</i>	FI, FE	1	1
<i>Oporornis philadelphia</i>			45
<i>Piranga rubra</i>	FC, FE, NF	2-3	1
<i>Protonotaria citrea</i>	FE, FI, NF	2	1
<i>Seiurus aurocapilla</i>	FI, FE (NF)	2?	17
<i>Seiurus noveboracensis</i>	FE, NF	3	11
<i>Setophaga ruticilla</i>	FC, FE, NF	2-3	9
<i>Vermivora chrysoptera</i>	FI, FE	2	8
<i>Vermivora peregrina</i>	FE, FC, NF	2-3	8
<i>Vireo philadelphicus</i>			3
<i>Vireo olivaceus</i>	FE, NF	3	1
<i>Wilsonia citrina</i>	FI, FE	2	5
<i>Wilsonia pusilla</i>	FC, FE, NF	2-3	1
		ABUNDANCIA	215
		RIQUEZA	26

NOTA: HP = hábitat preferido (FI = interior del bosque; FC = dosel del bosque; FE = borde del bosque; NF = no bosque). DB = dependencia del bosque (1 = necesita bosque continuo; 2 = necesita al menos parches de bosque; 3 = no necesita bosque). Especies que no presentan estos códigos no aparecen en la lista original de Stiles (1985).

42%) y cercas vivas en pasturas (49, 40%). Mientras que la menor riqueza de especies se distribuyó entre los hábitats de cacao orgánico agroforestal con 41 (34%), caña de azúcar con 38 (31%) y finalmente el hábitat bosque con 25 (21%) (Tabla 4).

Las curvas de acumulación de especies indican que de aumentar el esfuerzo de captura, el café agroforestal

multiestrato sería el hábitat con la mayor probabilidad de que nuevas especies ingresen a la muestra basado en un índice de diversidad, mientras que el hábitat bosque fue el de menor probabilidad, con un nivel de confianza del 95% (Figura 2).

Se tuvieron diferencias significativas entre el bosque y el resto de hábitats (nivel de confianza del 95%) de acuerdo

Tabla 4. Riqueza y abundancia de aves capturadas en los diferentes tipos de uso de suelo en el año 2008.

FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	BOSQ	CAAB	CAAZ	CAOR	CAPO	ESCV	TOTAL
Accipitridae	<i>Buteo magnirostris</i>				1			1
Caprimulgidae	<i>Nyctidromus albigollis</i>		1		1			2
Cardinalidae	<i>Saltator coerulescens</i>						1	1
Coerebidae	<i>Coereba flaveola</i>		2		1			3
Columbidae	<i>Columbina inca</i>			1				1
	<i>Columbina minuta</i>			2			9	11
	<i>Columbina talpacoti</i>			3			6	9
	<i>Geotrygon montana</i>	4						4
	<i>Leptotila cassini</i>		1					1
	<i>Leptotila verreauxi</i>		2			4	1	1
Corvidae	<i>Cyanocorax morio</i>				1	1		2
Cuculidae	<i>Crotophaga sulcirostris</i>						1	1
Dendrocolaptidae	<i>Deconychura longicauda</i>	1						1
	<i>Dendrocolaptes picumnus</i>					1		1
	<i>Dendrocolaptes sanctithomae</i>	2						2
	<i>Lepidocolaptes affinis</i>		2		4			6
	<i>Lepidocolaptes souleyetii</i>				2	14	1	17
Emberizidae	<i>Arremonops conirostris</i>		1	1		1	3	6
	<i>Cyanocompsa cyanoides</i>	1	3					4
	<i>Melospiza bicarunculata</i>		3	12		2		17
	<i>Oryzoborus funereus</i>		3	4			11	18
	<i>Saltator maximus</i>		3	1	2	3	2	11
	<i>Sporophila americana</i>	3	88	22	9	51	33	206
	<i>Sporophila nigricollis</i>						1	1
	<i>Sporophila torqueola</i>			2			4	6
	<i>Tiaris olivaceus</i>		7	28	2	23	33	93
Furnariidae	<i>Automolus ochrolaemus</i>		1		2			3
	<i>Dendrocincla anabatina</i>					1		1
	<i>Synallaxis brachyura</i>		1				2	3
	<i>Xenops minutus</i>	2	1		1			4
Hirundinidae	<i>Hirunda rustica</i>						1	1
	<i>Stelgidopteryx serripennis</i>			2			5	7
Icteridae	<i>Amblycercus holosericeus</i>			3				3
	<i>Icterus spurius</i>			1				1
	<i>Molothrus aeneus</i>			1				1
	<i>Psarocolius montezuma</i>				2			2
Mimidae	<i>Dumetella carolinensis</i>			1				1
Momotidae	<i>Momotus momota</i>	2						2
Parulidae	<i>Basileuterus rufifrons</i>		3					3
	<i>Dendroica pensylvanica</i>		17		9	11		37
	<i>Dendroica petechia</i>		2	2	1	10	5	20
	<i>Geothlypis poliocephala</i>			10	1		19	30

	<i>Geothlypis semiflava</i>					4	4	
	<i>Geothlypis trichas</i>		1				1	
	<i>Icteria virens</i>		1				1	
	<i>Mniotilta varia</i>	3		2			5	
	<i>Oporornis formosus</i>	1					1	
	<i>Oporornis philadelphia</i>	9	16	5	12	3	45	
	<i>Parula pitiayumi</i>	1					1	
	<i>Protonotaria citrea</i>			1			1	
	<i>Seiurus aurocapilla</i>	10	6		1		17	
	<i>Seiurus noveboracensis</i>		1	2	7	1	11	
	<i>Setophaga ruticilla</i>	2		4	2	1	9	
	<i>Vermivora chrysoptera</i>	6		1	1		8	
	<i>Vermivora peregrina</i>	5	1		2		8	
	<i>Wilsonia citrina</i>	5					5	
	<i>Wilsonia pusilla</i>				1		1	
Pipridae	<i>Corapipo altera</i>	1				1	2	
	<i>Manacus candei</i>	2	24		6	2	34	
Sylviidae	<i>Polioptila albiloris</i>			1		4	5	
	<i>Polioptila plumbea</i>	3	1		4		8	
	<i>Ramphocaenus melanurus</i>	3					3	
Thamnophilidae	<i>Thamnophilus atrinucha</i>	1					1	
	<i>Thamnophilus doliatus</i>		10	6		3	19	
Thraupidae	<i>Euphonia hirundinacea</i>	1				5	6	
	<i>Euphonia lanirostris</i>					2	1	3
	<i>Habia fuscicauda</i>	3					3	
	<i>Piranga rubra</i>					1	1	
	<i>Ramphocelus passerinii</i>	12	7		3	11	33	
	<i>Tachyphonus rufus</i>	4			3		7	
	<i>Tangara larvata</i>	2	1		2	2	7	
	<i>Thraupis episcopus</i>				6	5	11	
	<i>Thraupis palmarum</i>			2			2	
Tityridae	<i>Pachyrampus cinnamomeus</i>	1					1	
	<i>Pachyrampus polychopterus</i>	1		1			2	
Trochilidae	<i>Amazonia tzacatl</i>	3	57	4	76	75	17	232
	<i>Anthracothorax prevostii</i>		1				2	3
	<i>Florisuga mellivora</i>	2			2	3	1	8
	<i>Helimaster longirostris</i>						1	1
	<i>Phaethornis strigularis</i>	10	9		14	1		34
	<i>Phaethornis longirostris</i>	21	3		9	1		34
	<i>Thalurania colombica</i>	5			2	1	1	9
Troglodytidae	<i>Henicorbina leucophrys</i>	15						15
	<i>Microcerculus marginatus</i>	1						1
	<i>Microcerculus philomela</i>	1						1
	<i>Thryothorus atrogularis</i>		3					3
	<i>Thryothorus modestus</i>	9	6			13	2	30
	<i>Thryothorus nigricapillus</i>	1						1

	<i>Thryothorus rufalbus</i>				2		2	
	<i>Troglodytes aedon</i>	9	4		16	10	39	
Turdidae	<i>Catharus aurantirostris</i>		5				5	
	<i>Catharus minimus</i>	1					1	
	<i>Catharus ustulatus</i>		1	1	1		3	
	<i>Hylociobla mustelina</i>	1	5	1	3		10	
	<i>Turdus grayi</i>		6	1	10	11	1	29
Tyrannidae	<i>Attila spadiceus</i>	2	1	1			4	
	<i>Camptostoma imberbe</i>		2				2	
	<i>Contopus cinereus</i>		1			1	2	
	<i>Contopus sordidulus</i>				1		1	
	<i>Contopus virens</i>		1				1	
	<i>Elaenia flavogaster</i>		2			8	10	
	<i>Empidonax albicularis</i>			1		1	2	
	<i>Empidonax alnorum</i>		3	3	3	10	19	
	<i>Empidonax atriceps</i>					1	1	
	<i>Empidonax flavescens</i>		4	4		1	9	
	<i>Empidonax virescens</i>		3			1	4	
	<i>Leptopogon superciliosus</i>	2					2	
	<i>Mionectes oleagineus</i>	43	15	7	17	2	84	
	<i>Myiarchus crinitus</i>		1				1	
	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	1	2	2	8	1	14	
	<i>Myiozetetes similis</i>			1	11	2	14	
	<i>Pitangus sulphuratus</i>					3	3	
	<i>Todirostrum cinereum</i>		8	3	5	2	18	
	<i>Tolmomyias sulphureus</i>		3	4	1		8	
	<i>Tyrannus melancholicus</i>					1	1	
	<i>Zimmerius vilissimus</i>		1		1		2	
Vireonidae	<i>Hylophilus decurtatus</i>		1				1	
	<i>Vireo flavoviridis</i>			1			1	
	<i>Vireo philadelphicus</i>				3		3	
	<i>Vireo olivaceus</i>			1			1	
TOTAL		129	425	213	204	367	277	1615

NOTA: BOSQ = bosque, CAAB = café agroforestal multiestrato, CAAZ = caña de Azúcar, CAOR = cacao orgánico, CAPO = café agroforestal en asociación con poró (*Erythrina poeppigiana*); ESCV = cercas vivas en pasturas.

con el número de especies esperadas (Figura 4), mientras que el bosque presentó el menor número que el resto de hábitats.

Con respecto a las especies e individuos capturados en el hábitat bosque, es importante indicar que a pesar de ser el que tuvo el menor número (Figura 2), también aportó el 9% (n = 11) de especies únicas del total registradas para los seis sitios muestreados (Tabla 5). Por otro lado, del total de individuos capturados de *Mionectes oleagineus* (n = 84) y

Phaethornis longirostris (n = 34; antes *Phaethornis superciliosus*), más del 50% se ubicaron en el hábitat bosque (51% y 62%, respectivamente). Adicionalmente, éste también mostró el mayor porcentaje (19.38%) de individuos recapturados en comparación con los otros cinco sitios muestreados (Figura 5).

Con respecto a la composición de especies, el análisis de escalamiento multidimensional no métrico separa con el primer eje el bosque y el cacao de los hábitats café con poró, caña de azúcar y cercas vivas. El segundo eje separa

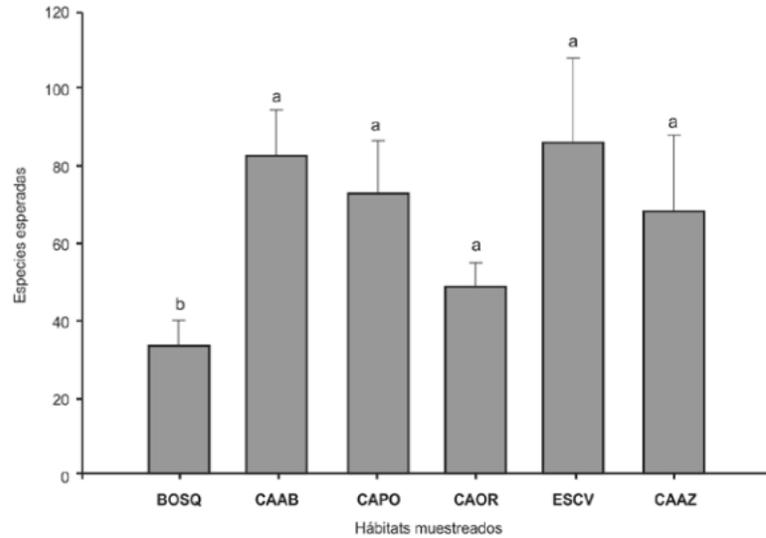


Figura 4. Especies de aves esperadas en los seis diferentes hábitats muestreados. ESCV = cercas vivas en pasturas (85.75 ± 22.26), CAAB = café agroforestal multiestrato (82.65 ± 11.40), CAPO = café agroforestal en asociación con poró (73.08 ± 13.49), CAAZ = caña de azúcar (68.03 ± 19.53), CAOR = cacao orgánico agroforestal (49.46 ± 5.92), BOSQ = bosque (33.64 ± 6.39). a, b = indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

Tabla 5. Especies de aves únicamente capturadas en el hábitat bosque.

NOMBRE CIENTÍFICO	STILES (1985)		STATUS
	HP	DB	
<i>Catharus minimus</i>	FI, FE, FC	2-3	MN
<i>Deconychura longicauda</i>	FI	1	R
<i>Dendrocolaptes sanctithomae</i> *	FC, FI, FE	2	R
<i>Geotrygon montana</i>	FI, FE	1	R
<i>Habia fuscicauda</i>	FI, FE	2	R
<i>Henicorbina leucophrys</i>	FI, FE	1	R
<i>Leptopogon superciliosus</i>	FI, FE	2	R
<i>Microcerculus marginatus</i>	FI	1-2	R
<i>Microcerculus philomela</i>	FI	1	R
<i>Momotus momota</i>	FE, NF (FI)	2-3	R
<i>Thamnophilus atrinucha</i> †	FI, FE	2	R

*En Stiles (1985), *Dendrocolaptes certhia*. †*Thamnophilus punctatus*.

NOTA: HP = hábitat preferido (FI = interior del bosque; FC = dosel del bosque; FE = borde del bosque; NF = no bosque). DB = dependencia del bosque (1 = necesita bosque continuo; 2 = necesita al menos parches de bosque; 3 = no necesita bosque). Status (MN = migratoria neotropical; R = residente).

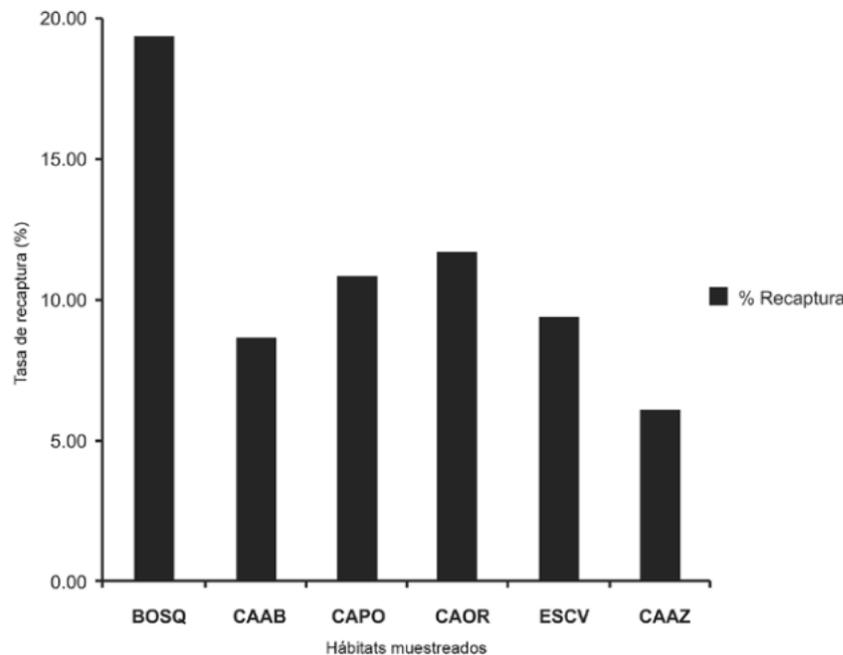


Figura 5. Tasa de recaptura, año 2008, en los seis diferentes hábitats muestreados. BOSQ = bosque (19.38%), CAOR = cacao orgánico agroforestal (11.76%), CAPO = café agroforestal en asociación con poró (10.90%), ESCV = cercas vivas en pasturas (9.39%), CAAB = café agroforestal multiestrato (8.73%), CAAZ = caña de azúcar (6.10%).

el bosque, del resto de los tipos de uso de suelo, indicando que este uso es el que menor número de especies comparte, siendo el cacao el que comparte la mayoría de especies con el bosque (Figura 6). El café con poró es el tipo de uso de suelo que comparte más especies con el resto de hábitats con una alta distribución de puntos ubicados cerca de casi todos los demás y ubicado en un punto intermedio en el espacio de los dos ejes. La representación gráfica de la ordenación de los meses de muestreo por cada hábitat tienen la mayor variabilidad explicada, siendo la varianza explicada en los dos ejes de ordenación de 66.7%.

DISCUSIÓN

En general, de las diez especies más comunes para todos los sitios, las capturadas con mayor frecuencia corresponden a las que pueden ser catalogadas como independientes de bosque (Stiles, 1985), y/o generalistas (Tabla 2). Sin embargo, también se incluyen dentro de éstas, *Mionectes oleagineus* (Tyrannidae, $n = 84$) y *Manacus candei* (Pipridae, $n = 34$), que son consideradas dependientes de parches de bosque (Stiles, 1985).

En este sentido y a pesar de que el hábitat bosque resultó ser el de menor riqueza y abundancia (Figura 2), también es el que tiene el mayor número de individuos de *M. oleagineus* (36% del total), confirmando así su importancia

para especies dependientes de este ecosistema. En el caso particular de *M. candei*, el mayor número de individuos se registró dentro del hábitat café agroforestal multiestrato (Tabla 2), que se localiza en parcelas de café abandonadas con altas densidades de especies arbustivas y arbóreas que podrían estar proveyendo de protección y alimento a esta especie. Estudios en sistemas de producción de café, han demostrado la importancia de estos hábitats para la conservación de la avifauna, que está directamente relacionada con la complejidad en la estructura vertical presente en estos sistemas (Perfecto *et al.*, 1996; Greenberg *et al.*, 1997a; Greenberg *et al.*, 1997b; Cruz-Angón y Greenberg, 2005). Con base en estos estudios y en los resultados obtenidos en nuestras áreas de muestreo, se infiere que este tipo de sistemas productivos puede y está proveyendo los recursos necesarios para que especies dependientes de bosque como *M. candei* y *Phaethornis longirostris* (antes *P. superciliosus*), consideradas de interior y borde de bosques tropicales siempre verdes, puedan sobrevivir en este hábitat alternativo, caso contrario al de hábitats con monocultivos como la caña de azúcar y cercas vivas (pasturas) en donde no se obtuvo ningún registro de estas especies (Stiles, 1985, Tabla 2).

Cabe resaltar, que la baja riqueza y abundancia registrada para el hábitat bosque, puede ser un efecto directo del

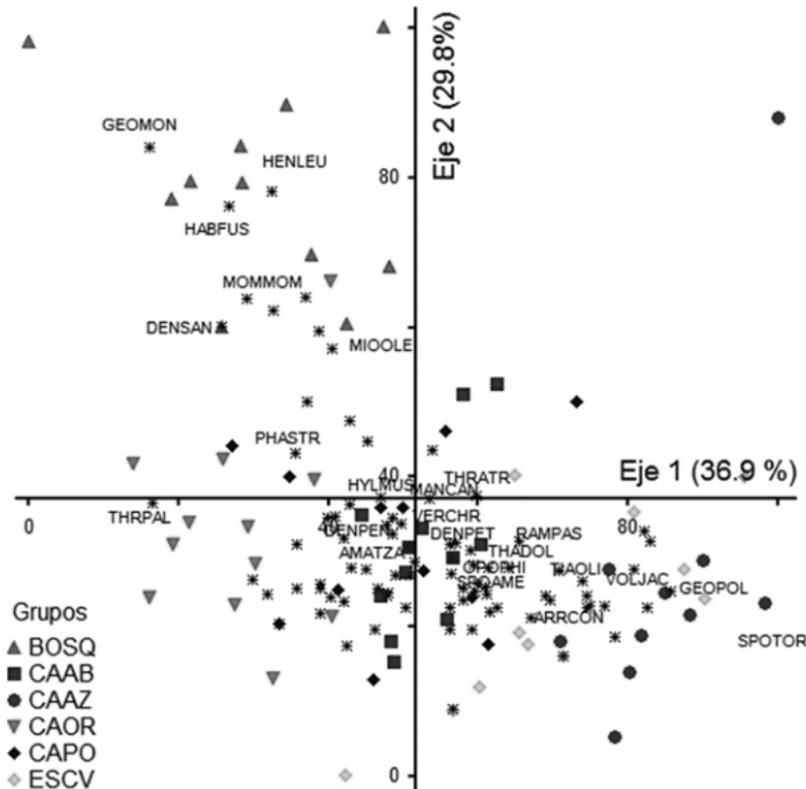


Figura 6. Relaciones y similitud de la composición de especies de aves entre los hábitats con respecto a doce meses de muestreo en el año 2008. Varianza explicada por ambos ejes es de 66.7%. BOSQ = bosque, CAAB = café agroforestal multiestrato, CAPO = café agroforestal en asociación con poró, CAOR = cacao orgánico agroforestal, ESCV = cercas vivas en pasturas y CAAZ = caña de azúcar. Los nombres de algunas especies han sido incluidos dentro del gráfico y corresponden a las primeras tres letras del género y la especie; para los nombres referirse a la Tabla 4 (por ejemplo, MIOOLE = *Mionectes oleagineus*).

método de muestreo utilizado. Las capturas ornitológicas son eficientes para la evaluación de la condición física de los individuos (Ralph *et al.*, 1996), sin embargo, tienen serias limitaciones en cuanto al área que puede muestrearse efectivamente (3-4 m sobre el suelo). Esto último es especialmente importante en el hábitat bosque, en donde la mayor diversidad y complejidad en la estructura vertical generan una serie de micro hábitats en el dosel y sección media, en donde las redes pierden efectividad (Tabla 1). Por lo anterior, se debe ser cuidadoso al interpretar estos resultados y resaltar el sesgo que existe con el método utilizado y la necesidad de utilizar otros complementarios (puntos de conteo y/o transectos) que permitan conocer la verdadera riqueza y abundancia de este hábitat.

Por otro lado, a pesar del inherente sesgo del método utilizado, el hábitat bosque contrario a los otros cinco evaluados, mostró la mayor fidelidad de sitio con una tasa de recaptura superior (Figura 5) y el mayor número de especies

asociadas a bosques (Tabla 5). Esto evidencia nuevamente la importancia de este hábitat para la conservación de individuos especialistas, principalmente dentro de paisajes productivos como el del CBVC-T. Esta importancia se ve resaltada en los resultados con respecto a la composición de especies (Figura 6), en donde se muestra claramente la diferencia entre las que están presentes en el hábitat bosque con respecto a aquellos que son productivos, indicando nuevamente que medidas como la riqueza y abundancia de especies no son suficientes para evaluar la importancia de los hábitats. En este sentido, y considerando paisajes manejados, MacDonald (2003) resalta el valor de los remanentes de bosque para la vida silvestre, especialmente para la conservación de la vegetación y de las aves, porque estos hábitats constituyen un componente importante para programas de conservación. Sin embargo, el mantener remanentes de bosques en estos paisajes no debe ser visto como la única medida de conservación posible, ya que las complementarias como la preservación de áreas extensas

de bosque son indispensables (MacDonald, 2003).

Con relación a los meses de monitoreo (2008) indican la importancia de los sistemas agroforestales, para la conservación de la avifauna dentro de agropaisajes. Importantes especialmente para la conservación de especies migratorias (Figura 3, Tabla 3), quienes estuvieron mayormente asociadas a sistemas agroforestales de café y cacao. En este sentido, los sistemas agroforestales de café promueven corredores biológicos importantes a nivel internacional para este grupo taxonómico.

La importancia de estos agroecosistemas también yace en que dentro de paisajes productivos, se convierten en una buena opción para mantener y ayudar a mejorar la conectividad del paisaje con elementos que pueden contribuir al movimiento de las especies y a la viabilidad de poblaciones aisladas, a través de la colonización de otros elementos dentro del paisaje (Revilla *et al.*, 2004). Esto último es crítico para la sobrevivencia de las poblaciones animales (Taylor *et al.*, 1993; Hames *et al.*, 2001).

Un ejemplo de la importancia de estos sistemas como conectores dentro de un paisaje productivo, fue la captura de un individuo macho joven de *Corapipo altera* (Pipridae) en el hábitat de cercas vivas y dos en el hábitat bosque (Tabla 4). Considerando estudios previos con especies de esta familia, que han demostrado que individuos machos suelen ser más sedentarios que las hembras y los jóvenes (Snow, 1962), se infiere que este individuo se dispersaba en busca de nuevos territorios, proceso ecológico bastante difícil de detectar y documentar (Haig *et al.*, 1998) y de gran importancia para la dinámica de poblaciones (Schumaker, 1996; Revilla *et al.*, 2004).

Se resalta la importancia de los agroecosistemas como conectores y hábitats temporales para muchas especies de aves (Taylor *et al.*, 1993; Martínez-Salinas *et al.*, 2008), ya sea para incursiones ocasionales dentro de la matriz del paisaje o bien para lograr la dispersión exitosa hacia otros elementos dentro del mismo (Schumaker, 1996; Beier y Noss, 1998; Sieving *et al.*, 2000; Martínez-Salinas *et al.*, 2008) que puedan contribuir a la permanencia de estas especies en aquellos que son productivos en el largo plazo.

También es importante considerar que mayor esfuerzo de monitoreo puede ayudar a aumentar observaciones de este fenómeno, y se reconoce que datos sobre la dispersión de juveniles son de gran importancia para entender el papel que juegan los agropaisajes en la distribución de especies dependientes de bosque y para la viabilidad de sus poblaciones.

Este primer año de datos, también muestra el uso de sistemas agroforestales por parte de especies de aves

tradicionalmente asociadas a bosque, caso contrario a áreas como pasturas y cercas vivas que están por lo general dominadas por especies generalistas (Ramírez, 2006; Vilchez-Mendoza *et al.*, 2008). El sistema multiestrato de cacao, que es el que muestra estructuralmente mayor similitud con el bosque (Tabla 1), fue el hábitat que también compartió el mayor número de especies (Figura 6). Este resultado también llama la atención a métodos de evaluación de la biodiversidad en paisajes agrícola, usando índices de riqueza y abundancia, el bosque queda con el uso de suelo con menor valor para la conservación, y el hábitat cercas vivas como el de mayor valor. Tomando en cuenta que el objetivo es conservar especies de aves dependientes de bosque, se constata que índices de similitud, en conjunto con índices de riqueza y abundancia proporcionan mayor información.

En el caso particular de las cercas vivas, su importancia para la provisión de hábitat para aves y otros taxa (Estrada *et al.*, 1997; Vilchez-Mendoza *et al.*, 2008), así como para la conectividad estructural dentro de paisajes agrícolas ha sido demostrada. Sin embargo, aún queda mucho que documentar sobre el valor de estos hábitats para la conservación de la avifauna en el largo plazo. Harvey *et al.* (2006) resaltan que su importancia depende de diversas variables como la composición de especies, la diversidad estructural y el arreglo espacial dentro de un paisaje dado, así como de los usos adyacentes a cada uno de los hábitats considerados (Tischendorf y Fahrig, 2000; Norris y Stutchbury, 2001; Vandermeer y Carvajal, 2001), que son fundamentales para determinar la presencia-ausencia de algunas especies de interés para la conservación.

Por último, el monitoreo a largo plazo es indispensable para tener evidencia sobre el valor de conservación de estos hábitats, particularmente mayor información sobre la dispersión en función a la biología de especies de interés. Aún más importante sí se realiza dentro de áreas como corredores biológicos, que si bien su importancia ya ha sido documentada (Beier y Noss, 1998; Dixon *et al.*, 2004), los datos obtenidos en el largo plazo contribuirán significativamente al desarrollo de estrategias que apoyen efectivamente la conservación. Además de validar la importancia de estas estrategias para la conservación de la biodiversidad en agroecosistemas.

AGRADECIMIENTOS

El Programa Monitoreo de Aves (PMA) agradece especialmente a los voluntarios que en diferentes períodos contribuyeran con su valiosa participación en la obtención de datos, sin ellos este programa no existiría. A Sergio Vilchez-Mendoza por su colaboración en el análisis de los datos y su ayuda en campo. Se agradece también a los proyectos que apoyaron el desarrollo de las actividades de investigación y educación, Proyecto CAFNET/CATIE,

Proyecto PCP/CIRAD/CATIE, Proyecto "Mixing the matrix: participatory avian biodiversity monitoring within the Volcan Central Talamanca Biological Corridor-Parks, Pasture and Coffee" con fondos del US Fish and Wildlife Service a través del programa Wildlife Without Borders (WWB). De igual manera, se agradece a otras organizaciones que contribuyeron significativamente con el presente estudio, Idea Wild, Optics for the Tropics, The Tropics Foundation, Light Hawk, Institute for Bird Populations (IBP), Partners in Flight Costa Rica (PIF-Costa Rica) y a la Asociación Ornitológica de Costa Rica (AOOCR), especialmente a Pablo Elizondo por su apoyo y disposición a colaborar en las actividades.

LITERATURA CITADA

- Beier, P. y R. Noss. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12(6): 1241-1252.
- Bennett, A. 2004. Enlazando el paisaje: el papel de corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. Trad. JM Blanch. San José, CR. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza/ UICN. 1278 p.
- Canet, L. 2008. Corredor Biológico Volcánica Central-Talamanca. Ficha Técnica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza/CATIE y The Nature Conservancy/TNC. Turrialba, Costa Rica. 97 p.
- Cohen, E. B. y C. A. Lindell. 2005. Habitat use of adult White-throated Robins during the breeding season in a mosaic landscape in Costa Rica. *Journal of Field Ornithology* 76(3): 279-286.
- Colwell, R. K. 2009. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 6. User's guide and application. University of Connecticut, Storrs, Connecticut, U. S. A. Online, URL: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/Estimates8>.
- Cruz-Angón, A y R. Greenberg. 2005. Are epiphytes important for birds in coffee plantations? An experimental assessment. *Journal of Applied Ecology* 42: 150-159.
- Dixon, J., M. Oli, M. Wooten, T. Eason, J. McCown y D. Paetkau. 2004. Effectiveness of a regional corridor in connecting two Florida black bear populations. *Conservation Biology* 20(1): 155-162.
- Dunn, J. L. y J. Alderfer. 2006. National Geographic Field Guide to the Birds of North America. Fifth Edition. USA.
- Estrada, A. R. Coates-Estrada y D. A. Merrit Jr. 1997. Anthropogenic landscape changes and avian diversity at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 6: 19-43.
- Gardner, T. A., J. Barlow, R. Chazdon, R. M. Ewers, C. A. Harvey, C. A. Peres y N. S. Sodhi. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters* 12: 561-582.
- Greenberg, R. y J. Salgado-Ortiz. 1994. Interspecific defense of pasture trees by wintering Yellow Warblers. *The Auk* 111(3): 672-682.
- Greenberg, R., P. Bichier, A. Cruz-Angón y R. Reitsma. 1997a. Bird populations in shade and sun coffee plantations in Central Guatemala. *Conservation Biology* 11(2): 448-459.
- Greenberg, R., P. Bichier y J. Sterling. 1997b. Bird populations in rustic and planted shade coffee plantations of Eastern Chiapas, Mexico. *Biotropica* 29(4): 501-514.
- Haig, S., D. Mehlman y L. Oring. 1998. Avian movements and wetland connectivity in landscape conservation. *Conservation Biology* 12(4): 749-758.
- Hames, R. S., K. V. Rosenberg, J. D. Lowe y A. A. Dhondt. 2001. Site reoccupation in fragmented landscapes: testing predictions of metapopulation theory. *Journal of Animal Ecology* 70(2): 182-190.
- Harvey, C., A. Medina, D. Merlo, S. Vilchez-Mendoza, B. Hernández, J. Saenz, J. M. Maes, F. Casanoves y F. Sinclair. 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. *Ecological Applications* 16(5): 1986-1999.
- Hilty, J. A. y A. M. Merenlender. 2004. Use of riparian corridors and vineyards by mammalian predators in Northern California. *Conservation Biology* 18: 126-135.
- Kattan, G. H. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. In: Guariguata, M. R. y G. H. Kattan (eds.). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. EULAC/GTZ. Ediciones LUR. Cartago, Costa Rica. pp. 561-590.
- MacDonald, M. 2003. The role of corridors in biodiversity conservation in production forest landscapes: a literature review. *Tasforests* 14: 41-52.
- Martínez-Salinas, M. A. B. F. Finegan, F. DeClerck, J. Sáenz, F. Casanoves y S. Velázquez. 2008. Conectividad funcional para aves terrestres dependientes de bosque en un paisaje fragmentado en Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 141 p.
- Meerman, J. 2000. Feasibility study of the proposed Northern Belize Biological Corridors Project (NBBCP): Main Report. Belize. Volume I. 95 p.

- Mendieta, A. y A. Vinocour. 2000. Corredor Biológico Mesoamericano: del Paseo Panthera a un modelo de desarrollo sostenible, datos relevantes para una estrategia de comunicación. Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo/CCAD y Banco Mundial. San José, Costa Rica. 71 p.
- North American Banding Council (NABC). 2001. The North American bander's manual for banding passerines and near passerines (excluding hummingbirds and owls). The North American Banding Council. Point Reyes Station, USA. 18 p.
- Norris, R. y B. Stutchbury. 2001. Extraterritorial movements of a forest songbird in a fragmented landscape. *Conservation Biology* 15(3): 729-736.
- Perfecto, I., R. A. Rice, R. Greenberg y M. E. Van Der Voort. 1996. Shade coffee: a disappearing refuge for biodiversity. *BioScience* 46(8): 598-608.
- Pimentel, D., U. Stachow, D. A. Takacs, H. W. Brubaker, A. R. Dumas, J. J. Meaney, J. A. S. O'Neil, D. E. Onsi y D. B. Corzilius. 1992. Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. *BioScience* 42(5): 354-362.
- Ralph, J., G. Geupel, P. Pyle, T. Martin, D. DeSante y B. Milá. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Forest Service, U.S. Department of Agriculture. Albany, CA. Pacific Southwest Research Station. 44 p.
- Ramírez, L. 2006. Contribución ecológica y cultural de los sistemas silvopastoriles para la conservación de la biodiversidad en Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica. CATIE. 175 p.
- Revilla, E., T. Wiegand, F. Palomares, P. Ferreras y M. Delibes. 2004. Effects of matrix heterogeneity on animal dispersal: from individual behavior to metapopulation-level parameters. *The American Naturalist* 164(5): 130-154.
- Rosenberg, D., B. Noon y C. Meslow. 1997. Biological corridors: form, function, and efficacy. *BioScience* 47(10): 677-687.
- Schumaker, N. 1996. Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology* 77(4): 1210-1225.
- Sekercioglu, C., S. R. Loarie, F. Oviedo-Brenes, P. R. Ehrlich y G. Daily. 2007. Persistence of forest birds in the Costa Rican Agricultural Countryside. *Conservation Biology* 21(2): 482-494.
- Sieving, K., M. Willson y T. DeSanto. 2000. Defining corridor functions for endemic birds in fragmented south-temperate rainforest. *Conservation Biology* 14(4): 1120-1132.
- Simberloff, D. S. y J. Cox. 1987. Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology* 1: 63-71.
- Simberloff, D. S., J. A. Farr, J. Cox y D. W. Mehlam. 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology* 6: 493-504.
- Snow, D. 1962. A field study of the black and white manakin, *Manacus manacus*, in Trinidad. *Zoologica: New York Zoological Society* 47: 65-104.
- Stiles, G. 1985. Conservation of forest birds in Costa Rica: problems and perspectives. *In: Diamond, A. W. y T. E. Lovejoy (eds.)*. Conservation of tropical forest birds. UICN. pp. 141-168.
- Stiles, G. y A. Skutch. 1989. A guide to the birds of Costa Rica. Cornell University Press. USA. 511 p.
- Taylor, P. D., L. Fahrig, K. Henein y G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571-573.
- Thiollay, J. M. 1992. Influence of selective logging on bird species diversity in a Guiana rain forest. *Conservation Biology* 6(1): 47-63.
- Tischendorf, L. y L. Fahrig. 2000. ¿How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology* 15: 633-641.
- Tscharntke, T., C. H. Sekercioglu, T. V. Dietsch, N. S. Sodhi, P. Hoehn y J. M. Tylianakis. 2008. Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agroecosystems. *Ecology* 89(4): 944-951.
- Vandermeer, J. y R. Carvajal. 2001. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. *American Naturalist* 158: 211-220.
- Vilchez-Mendoza, S. C. A. Harvey, D. Sánchez-Merlo, A. Medina, B. Hernández y R. Taylor. 2008. Diversidad y composición de aves en un agropaisaje de Nicaragua. *In: Harvey, C. y J. Sáenz (eds.)*. Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica. Instituto Nacional de Biodiversidad, INBio. Costa Rica. pp. 547-576.
- Wunderle, J. 1994. Métodos para contar aves terrestres del Caribe. United States Department of Agriculture-Forest Service. USA. New Orleans, Louisiana. 28 p.