

ORNITOLOGIA NEOTROPICAL

Volume 26

2015

No. 1

ORNITOLOGIA NEOTROPICAL 26: 1–12, 2015

© The Neotropical Ornithological Society

DIVERSIDAD DE AVES DE SOTOBOSQUE EN BOSQUES TROPICALES, ÁREAS DE REGENERACIÓN NATURAL Y CULTIVOS DE PALMA AFRICANA EN HUMEDALES DEL LAGO DE IZABAL, GUATEMALA

José Octavio Cajas-Castillo^{1,3}, Ana José Cobar-Carranza¹, Rafael Carlos Ávila-Santa Cruz¹, Cristian Kraker-Castañeda^{1,2}, & Juan M. Quiñónez-Guzmán¹

¹Centro de Estudios Conservacionistas (CECON), Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia de la Universidad de San Carlos de Guatemala. Avenida Reforma 0-63 Zona 10, Guatemala, Guatemala, C.A., 01010.

²Departamento de Conservación de la Biodiversidad, El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, Barrio María Auxiliadora, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México, 29290.

³Corresponding author. *E-mail*: joctaviocc@yahoo.com

Abstract. – Diversity of understory birds in tropical forests, natural recovery areas, and African oil palm crops in wetlands of the Izabal Lake, Guatemala. – African oil palm (*Elaeis guineensis*) crops have been identified as one of the most important threats to biodiversity of tropical forests. By mean of mist nets, species richness, diversity and structure of understory bird communities were studied in three vegetation types of a Neotropical wetland: humid tropical forest remnants, natural regeneration sites (“guamiles”), and African oil palm plantations. We captured a total of 734 birds of 106 species, belonging to 22 families. The habitat with highest diversity was forest (63 species and 329 individuals), followed by guamiles (62 species and 368 individuals) and finally oil palm plantations (11 species and 37 individuals). As expected, statistical differences were found among the studied habitats. Only 11% of species and 5% of the total captured birds were recorded in the African oil palm plantations. Our data show that oil palm cultivation represents a serious threat to biological diversity, making it a priority to generate guidelines based on scientific and conservation criteria.

Resumen. – Los monocultivos extensivos de palma africana (*Elaeis guineensis*) han sido identificados como una de las amenazas más importantes para la diversidad biológica en bosques tropicales. Mediante el uso de redes de niebla se evaluó la riqueza, diversidad y estructura de las comunidades de aves de sotobosque presentes en tres tipos de hábitat de un humedal tropical: bosques naturales, sitios en regeneración (“guamiles”) y cultivos de palma africana. Se capturó un total de 734 aves de 106 especies, pertenecientes a 22 familias. Los hábitats con mayor diversidad fueron los bosques (63 especies y 329 capturas), seguido de los guamiles (62 especies y 368 capturas) y por último los cultivos de palma

africana (11 especies y 37 capturas). Como se esperaba, se encontró diferencia estadística entre los hábitat estudiados. Únicamente el 11% de las especies y 5% del total de capturas se registraron en cultivos de palma africana. Nuestros datos reflejan que los cultivos de palma son una seria amenaza para la riqueza de aves del país, por lo que es prioritario generar lineamientos de manejo con criterios científicos y de conservación.

Key Words: Bird diversity, forest loss, Neotropical wetlands, oil palm crops.

Handling editor: Donald Brightsmith; **Receipt:** 18 July 2013; **First decision:** 15 November 2013; **Final acceptance:** 19 January 2015.

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, el cultivo de palma africana (*Elaeis guineensis*) ha sido identificado como una de las principales causas de pérdida y fragmentación de bosques lluviosos en los trópicos del mundo (Pin & Wilcove 2008, Wilcove & Pin 2010). La Organización de Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) reporta que las áreas dedicadas a esta actividad pasaron de 3,6 millones de ha en 1961 a 13,9 millones de ha en 2007 (FAO 2009). Malasia es el mayor productor de palma africana en el mundo y debido a esto perdió entre 1990 y 2005 aproximadamente 1,04 millones de ha de bosques, lo que equivale al 94% de la deforestación de ese país (Pin & Wilcove 2008, Wilcove & Pin 2010).

En Guatemala, en el departamento de El Petén (que posee las mayores extensiones de bosques tropicales del país), se perdieron 145.000 ha de bosques entre los años 2000 y 2006, el 80% de esta pérdida se debió a la transformación de selvas en pastizales y cultivos de palma africana. En el año 2003 se estimaban 31.185 ha cultivadas con palma africana, mientras que para el 2008 había aumentado a 83.385 ha; los cultivadores estiman un potencial de cultivo de 300.000 ha (INAB *et al.* 2012).

Recientemente, parámetros de las comunidades de aves se han utilizado para medir los impactos ecológicos de los cultivos de palma africana en diferentes regiones del

mundo (Peh *et al.* 2006, Nájera & Simonetti 2010, Jambari *et al.* 2012). Esto debido principalmente a que las aves son un grupo que se encuentra presente en prácticamente todos los ecosistemas terrestres, a su alta diversidad, su sensibilidad a los cambios en períodos relativamente cortos de tiempo y al bajo costo de su monitoreo (Koskimies 1989).

El presente estudio evalúa el impacto del establecimiento de monocultivos extensivos de palma africana en la estructura y composición de las comunidades de aves de sotobosque en la selva tropical lluviosa inundables de la vertiente atlántica de Guatemala. Se partió de la hipótesis de que no hay diferencias entre las comunidades de aves que habitan tres tipos de hábitat (remanentes de bosque tropical, sitios en regeneración y cultivos de palma africana), en el Refugio de Vida Silvestre Bocas del Polochic (RVSBP), Izabal, Guatemala.

MÉTODOS

Sitio de estudio. El estudio fue realizado en el Refugio de Vida Silvestre Bocas del Polochic (RVSBP), Izabal, Guatemala (Fig. 1). Esta reserva posee una extensión de 20.760 ha de las cuales 6400 ha son hábitats acuáticos dentro del Lago de Izabal. Los sitios de muestreo se localizaron en un rango de entre 25–75 m s.n.m. Según la clasificación de Zonas de Vida de Holdridge, el RVSP se encuentra localizado en la zona de vida Bosque muy húmedo

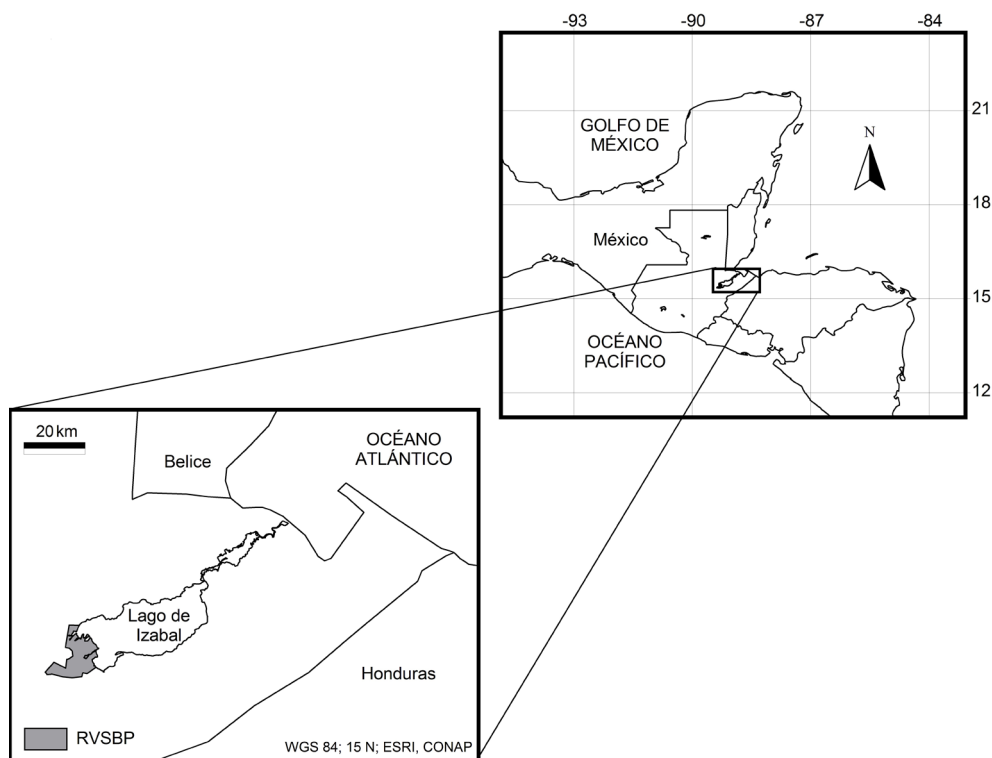


FIG. 1. Mapa de Guatemala y localización del Refugio de Vida Silvestre Bocas del Polochic (RVSBP), Guatemala.

Sub-Tropical cálido, el clima es cálido y húmedo con temperatura media anual de 25,2°C, humedad relativa entre 75–100%, y precipitación promedio anual de 2000 mm (De la Cruz 1982). Los desbordes del río Polochic son frecuentes por lo que gran parte de las aguas corren paralelas al río inundando los terrenos del RVSBP; los cuales permanecen así gran parte del año (FDN 2003).

En la última década los monocultivos de palma africana y de caña de azúcar (*Saccharum officinarum*) han rodeado casi por completo la parte terrestre de la reserva (FDN 2003), constituyéndose una amenaza para la diversidad biológica y la conectividad entre el RVSBP y la Reserva de Biósfera Sierra de Las Minas (RBSM).

Muestreo. El estudio se realizó durante los meses de septiembre de 2006 a febrero de 2008, mediante 10 muestreos sistemáticos. Se trabajó en tres tipos de hábitat en el humedal del RVSBP. Cada tipo de hábitat representa un tratamiento y se establecieron dos réplicas en cada uno:

Bosques maduros. Las réplicas estudiadas son parte del corredor biológico que conecta el RVSBP con la Reserva de Biosfera Sierra de Las Minas (RBSM). La réplica denominada “bosque-1” (15°19'16,95"N y 89°23'16,80"W) tiene una extensión aproximada de 10,5 ha. La réplica “bosque-2” (15°19'32,33"N y 89°22'57,54"W) tiene una extensión aproximada de 35 ha. La distancia entre réplicas fue de 900 m. Las redes de niebla se

situaron aproximadamente a 300 m del borde del bosque y la carretera.

Sitios en regeneración (guamiles). Este hábitat está formado por áreas de vegetación en primeras fases de regeneración. Los puntos de muestreo en las réplicas de este tratamiento se ubicaron a una distancia de 1100 m entre sí. Ambos puntos se ubicaron a una distancia de 300 m (al Norte) de la carretera y 500 m del límite con el bosque tropical primario inundable (al sur), principal hábitat del RVSBP. La distancia entre los guamiles y los otros tratamientos fue de aproximadamente 20 km. La réplica denominada “guamil-1” (15°30'23,42"N, 89°23'48,45"W) se encontraba dominada por pastos y algunos árboles de vegetación secundaria esparcidos por todo el área, contaba con una extensión aproximada de 39 ha. La réplica “guamil-2” (15°30'11,13"N, 89°24'13,99"W) tenía una extensión aproximada de 17 ha y es un área en regeneración donde fueron plantados árboles de icaco (*Chrysobalanus icaco*) que actualmente tienen una altura de 3–4 m. Ambos guamiles están divididos por un fragmento de bosque de 12,5 ha.

Cultivos de palma africana. Son monocultivos que ocupan aproximadamente 10.000 ha alrededor del corredor biológico que conecta el RVSBP y la RBSM. Los puntos de muestreo se ubicaron al menos a 100 m de distancia del borde de los bosques 1 y 2. La réplica “palma-1” (15°19'15,89"N, 89°23'23,77"W) se ubicó a 900 m de la réplica “palma-2” (15°19'26,44"N, 89°22'44,32"W).

Estructura de la comunidad de aves del RVSBP. Durante los muestreos se realizaron capturas de aves en cada réplica utilizando redes de niebla de 12 × 3 m cada una. Los muestreos se realizaron de 6:00–10:00 h la mayoría de las veces o durante la tarde de 14:00–18:00 h. De las aves capturadas se registró la siguiente información: especie, hora de captura, fecha, el sexo y la edad, cuando fue posible.

El esfuerzo total en cada réplica fue el siguiente: en el bosque-1, 2314 m de red/h; en el bosque-2, 2502 m de red/h; en el guamil-1, 1997 m de red/h; y en el guamil-2, 2117 m de red/h. En ambos sitios de cultivo de palma africana se realizó un esfuerzo total de captura de 1936 m de red/h. Para disminuir la influencia de las diferencias en los esfuerzos de muestreo mensual, se estandarizó los datos dividiendo el número de capturas mensuales por cada especie dentro del esfuerzo total en cada mes (Medellín 1993).

Análisis estadístico. Los análisis se hicieron mediante el uso de estadísticos no paramétricos, por lo que no se realizó ninguna transformación previa de los datos. Para estimar la similitud de la riqueza y la estructura de las comunidades de aves se utilizaron los índices de Jaccard y Bray Curtis (Magurran 2004) respectivamente, tanto entre réplicas como entre tipos de hábitat. La diversidad se estimó utilizando los índices de Shannon-Weaver (H) y Dominancia (D) (Magurran 2004). Mediante iteraciones con el método Bootstrap se estimó el intervalo con 95% de confianza para los índices de Shannon y Dominancia, y para los números esperados de especies por cada tratamiento (Hammer 2011).

Debido al completo reemplazo de hábitat que supone el cultivo extensivo de palma africana y la diferencia en composición y estructura entre bosques primarios y hábitats en regeneración, se esperaba encontrar diferencias significativas entre los tipos de hábitat estudiados en el RVSBP y alta similitud entre las réplicas de un mismo hábitat. Mediante el uso del análisis de varianza no paramétrico Kruskal-Wallis (H), se puso a prueba la hipótesis (H_0) de que no había diferencia entre las comunidades de aves de distintos tipos de hábitat (Magurran 2004). Para realizar los cálculos estadísticos se utilizó el programa libre PAST 2,07 (Hammer *et al.* 2001).

RESULTADOS

Durante la investigación se capturó un total de 734 individuos de 106 especies de aves, pertenecientes a 22 familias. Las especies registradas se asignaron a diferentes categorías basados en el número de capturas obtenidas: 60 especies fueron catalogadas como muy raras (1–3 capturas), 15 como raras (4–7 capturas), 10 poco comunes (8–15 capturas), cuatro comunes (16–25 capturas), cinco abundantes (25–50 capturas) y dos muy abundantes (51 capturas o más) (Tabla 1).

Los bosques obtuvieron los valores más altos de riqueza y diversidad, así como el valor más bajo de dominancia (Tabla 2). La réplica con mayor riqueza de aves fue el bosque-2 con 50 especies, seis de las cuales fueron exclusivas. El bosque-1 registró 42 especies, 12 de las cuales fueron exclusivas. Se encontraron 46 especies compartidas por ambas réplicas y 40 especies se capturaron exclusivamente en este tipo de hábitat.

En los guamiles se registró el mayor número de capturas. En cuanto a diversidad y dominancia se situaron después de los bosques (Tabla 2). En el guamil-1 se capturaron 46 especies, de estas 14 especies fueron exclusivas. El guamil-2 registró un total de 39 especies, de las cuales nueve fueron exclusivas. En este tratamiento 48 especies fueron compartidas por ambas réplicas y 40 especies fueron capturadas exclusivamente en este hábitat.

En los cultivos de palma africana se registraron 12 especies, que representan el 11% del total de especies registradas y un 5% del total de capturas. Únicamente dos especies fueron exclusivas de este tipo de hábitat: Bolsero de Baltimore (*Icterus galbula*) y Bolsero Castaño (*Icterus spurius*), ambas se capturaron únicamente en la réplica palma-2.

Del total, ocho especies fueron comunes a los tres tipos de hábitat y 13 especies fueron capturadas en al menos dos hábitats. De las especies capturadas en más de un tipo de

hábitat, se encontró ocho especies asociadas principalmente a bosques: Picogordo Negro (*Cyanocompsa cyanooides*), Zorzal maculado (*Hylocichla mustelina*), Martín-pescador Enano (*Chloroceryle aenea*), Mosquero Ocrillo (*Mionectes oleagineus*), Mosquero Real (*Onychorhynchus coronatus*), Manaquín Cabeza Roja (*Pipra mentalis*), Ermitaño Colilargo Norteño (*Phaetornis longirostris*) y Mirlo Garganta Blanca (*Turdus assimilis*). Además se registraron ocho especies asociadas principalmente a áreas perturbadas: Colibrí Cola Rojiza (*Amazilia tzacatl*), Colibrí Cándido (*Amazilia candida*), Rascador Dorso Verde (*Arremonops chloronotus*), Maullador Gris (*Dumetella carolinensis*), Colibrí Nuca Blanca (*Florisuga mellivora*), Chipe Charquero (*Parkesia noveboracensis*), Paloma Cabeza Ploma (*Leptotila plumbeiceps*), Semillero Variable (*Sporophila americana*) y Chipe Encapuchado (*Setophaga citrina*), y se capturó dos especies asociadas a hábitats acuáticos Martín-pescador Enano y Martín-pescador Verde (*Chloroceryle americana*).

Las réplicas de cada tratamiento presentaron los valores más altos de similitud en su estructura (Fig. 2), mientras que a nivel de tratamientos los valores de similitud fueron bajos, siendo los bosques y guamiles los más similares en riqueza mientras que bosques y cultivos de palma tuvieron mayor similitud en estructura (Tabla 3). Como era esperado, los resultados del análisis de varianza muestran una diferencia significativa entre las comunidades de aves de los tres tipos de hábitat ($U = 51,2, P < 0,05$).

Se capturó un total de 23 especies que la literatura reporta como migratorias que representaron un 25% del total de las capturas, Colibrí Garganta Rubí (*Archilochus colubris*), Zorzal Cara Gris (*Catharus minimus*), Zorzal Maculado, Chipe de Magnolia (*Setophaga magnolia*), Mosquero Garganta Blanca (*Empidonax albigularis*), Chipe Enlutado (*Geothlypis philadelphia*), Chipe Patilludo (*G. formosa*), Mascarita Común (*G. trichas*), Chipe Gusadero (*Helminthos vermivorum*), Papamoscas Viajero (*Myiarchus*

TABLA 1. Especies de aves más comunes y sus abundancias relativas en diferentes hábitat del Refugio de Vida Silvestre Bocas de Polochic, Guatemala: bosques 1 y 2 (Bos1 y Bos2), guamiles 1 y 2 (Gua1 y 2), cultivo de palma africana 1 y 2 (Pal1 y 2).

Especie	Bos1	Bos2	Gua1	Gua2	Pal1	Pal2	TOTAL
<i>Amazilia tzacatl</i>	1	3	12	25	2	3	46
<i>Amazilia candida</i>	2		10	10			22
<i>Chloroceryle aenea</i>	2	22	2				26
<i>Columbina minuta</i>			2	8			10
<i>Dumetella carolinensis</i>		9	20	12		1	42
<i>Glyphorhynchus spirurus</i>	12	7					19
<i>Henicorbina leucosticta</i>	10	4					14
<i>Hylocichla mustelina</i>	14	12	3		3	1	33
<i>Manacus candei</i>	16	14					30
<i>Mionectes oleagineus</i>	11	2	1	1	1		16
<i>Onychorhynchus coronatus</i>	3	7	1				11
<i>Geothlypis formosa</i>	6	9	1		1		17
<i>Oryzoborus funereus</i>			9	1			10
<i>Phaethornis longirostris</i>	31	7	2		8	7	55
<i>Pipra mentalis</i>	9	3		1	1		14
<i>Seiurus aurocapilla</i>	2	5	2	1			10
<i>Parkesia noveboracensis</i>	5	2	8				15
<i>Sporophila americana</i>		1	1	11			13
<i>Sporophila torqueola</i>			60	48			108
<i>Turdus grayi</i>	2		1	6	1	2	12
<i>Volatinia jacarina</i>			4	9			13
TOTAL							536

crinitus), Maullador Gris, Chivirín Pecho Gris (*Henicorbina leucophrys*), Parula Norteña (*Parula americana*), Buscabreña (*Icteria virens*), Bolsero de Baltimore, Bolsero Castaño, Colorín Siete-colores (*Passerina ciris*), Colorín Azul (*P. cyanea*), Chipe Arroyero (*Parkesia motacilla*), Chipe Suelero, Chipe Charquero, Chipe Flameante (*Setophaga ruticilla*) y Semillero Brincador (*Volatinia jacarina*). De estas, 18 especies fueron capturadas exclusivamente en bosques y guamiles. Únicamente un 6% del total de aves migratorias capturadas se registró en los cultivos de palma africana (Tabla 1).

DISCUSIÓN

El límite superior del análisis Bootstrap muestra que las especies esperadas para cada hábitat

corresponden a 76, 81 y 28 especies para el bosque, guamiles y el cultivo de palma, respectivamente; al compararlo con las especies observadas en el estudio, se encontró un 84%, 75% y 43% respectivamente para cada hábitat (Tabla 2). Estos resultados demuestran que el esfuerzo para los bosques y guamiles fue aceptable (tomando en cuenta que por el método utilizado se registraron únicamente aves de sotobosque), sin embargo, para los cultivos de palma africana se encontró un bajo porcentaje según lo esperado, esto a pesar de que en este tratamiento las redes se ubicaron más cerca del borde del bosque que en los guamiles. Es posible que a una mayor distancia del borde del bosque se hubiesen obtenido menor riqueza y menor número de capturas.

TABLA 2. Riqueza, diversidad y dominancia de especies de aves en distintos hábitat del Refugio de Vida Silvestre Bocas de Polochic. El intervalo de confianza se calculó a partir de análisis de Bootstrap con 95% de confianza. Abrevaciones: Bosque (Bos); guamil (Gua); cultivos de palma africana (Pal); límite inferior (LI); límite superior (LS).

	Bos	Gua	Pal	Bos - LI	Bos - LS	Gua - LI	Gua - LS	Pal - LI	Pal - LS
Especies	63	62	12	62	78	65	80	17	27
Individuos	368	368	37	-	-	-	-	-	-
Dominancia	0,05	0,11	0,22	0,04	0,06	0,04	0,06	0,05	0,12
Diversidad	3,48	3,03	1,91	3,44	3,72	3,45	3,74	2,52	3,18

La riqueza esperada de especies en el cultivo de palma africana es muy similar a la reportada por Nájera & Simonetti (2010), quienes utilizando el método de observaciones sistematizadas a lo largo de transectos, registraron 23 especies en la misma zona. Debido a la estructura vegetal simple de los cultivos de palma y la alta visibilidad en ellos, consideramos los avistamientos sistematizados un método con mejores posibilidades de registrar mayores valores de riqueza para este tipo de hábitat. La riqueza baja de aves encontrada en las plantaciones de palma africana coinciden con otros estudios en Tailandia (41 especies) (Aratrakorn *et al.* 2006) y Borneo (32 especies) (Edwards *et al.* 2013).

Las réplicas de bosques obtuvieron la mayor riqueza, mayor diversidad y menor dominancia de especies. Esto puede deberse a que el bosque ofrece una mayor complejidad estructural de la vegetación, mayor variedad y disponibilidad de recursos alimenticios, sitios de percha y anidación para las aves (Estrada *et al.* 1997). En comparación los cultivos de palma africana son estructuralmente uniformes en edad y altura, con un dosel bajo, sotobosque muy abierto o inexistente, un microclima inestable y alta perturbación humana, marcados por períodos de rotación cada 25–30 años (Fitzherbert *et al.* 2008). La simplificación biológica y física del hábitat es probablemente el principal impulsor de pérdida de biodiversidad en los cultivos de palma africana (Foster *et al.* 2011).

Las réplicas de bosque se encontraban influenciadas por diferentes ecosistemas. El bosque-2 estaba ubicado en el borde del humedal, y el bosque-1 colindaba con el área protegida Sierra de las Minas. En esta réplica se registró un número menor de especies que el bosque-2, sin embargo fue aquí donde se encontró mayor número de especies exclusivas, quizá por la influencia de la Reserva de Biosfera Sierra de las Minas.

Es relevante mencionar que durante los meses de febrero y marzo, la actividad del Ermitaño Colilargo Norteño fue muy alta en el bosque-1, podía observarse y escucharse decenas de individuos en lo que posiblemente eran rituales de cortejo. En ningún otro lugar se observó esta actividad, por lo que este pequeño parche de bosque puede ser vital en la conservación de poblaciones locales de esta especie. En la réplica palma-1 esta misma especie representó el 41% de las capturas, probablemente por su cercanía al bosque-1. De hecho, una de las medidas sugeridas para minimizar la pérdida de diversidad biológica en las plantaciones de palma, es la presencia de bosques naturales alrededor de los cultivos, ya que son una fuente importante de recursos y refugio a las especies que están en la palma (Koh 2008, Bhagwat *et al.* 2012)

Los valores de dominancia fueron más altos en los guamiles que en los bosques, probablemente debido a la simplicidad estructural y composición vegetal de estos hábitats (en relación a los bosques). En un estudio reali-

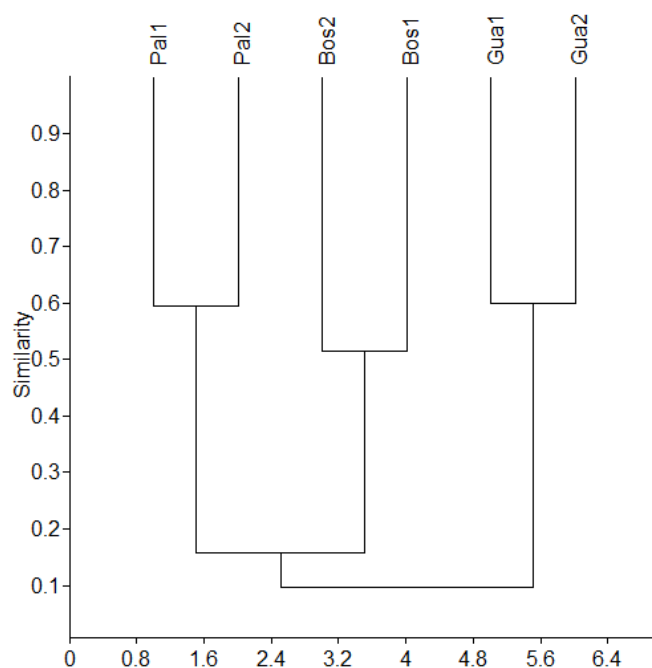


FIG. 2. Análisis de agrupamiento entre réplicas de tres tipos de hábitat en el Refugio de Vida Silvestre Bocas del Polochic, Guatemala, con base en la composición y abundancia relativa de las especies de aves encontradas (Índice de Bray Curtis). Abreviaciones: Bos - bosque, Gua - guamil, Pal - cultivo de palma africana.

zado en Borneo, se encontró que el más importante predictor de la riqueza de especies de aves en diversos tratamientos fue el porcentaje de cobertura de bosque secundario joven rodeando el resto de hábitats (Koh 2008), lo cual sugiere la importancia que tienen los bosques secundarios en mantener la biodiversidad en un sitio.

Las especies Semillero de Collar, Maullador Gris y Colibrí Cola Rojiza fueron las especies más abundantes en el estudio y en el bosque secundario. González-Valdivia *et al.* (2012) reportan la presencia de éstas especies en hábitats agropecuarios y de bosques nativos perturbados.

Las réplicas de guamiles presentaban diferencias en la vegetación. En el guamil-2 la composición y estructura estaba dominada

por árboles plantados de icaco (árbol nativo de la zona) y se encontraba lejos del borde del bosque, mientras que el guamil-1 se ubicaba cerca de un parche de bosque secundario y guamiles de edad más avanzada. Estas diferencias en la composición y estructura de su vegetación, pueden explicar porque el guamil-1 obtuvo mayor riqueza, mayor diversidad y número de especies de aves exclusivas que el guamil-2.

Los resultados muestran la importancia del RVSBP para la conservación de especies de aves migratorias, al menos 21 de estas especies utilizan los bosques y los guamiles del humedal como áreas de residencia invernal o áreas de paso. De las especies migratorias, únicamente cinco fueron capturadas en los cultivos de palma africana que rodean al RVSBP.

TABLA 3. Similitud en la riqueza (Índice de Jaccard, bajo la diagonal) y estructura (índice de Bray Curtis, sobre la diagonal) entre: bosques (Bos), guamiles (Gua) y cultivos de palma africana (Pal).

	Bos	Gua	Pal
Bos	*	0,135	0,169
Gua	0,212	*	0,084
Pal	0,152	0,121	*

La mayoría de las aves en los cultivos de palma africana fueron observadas cerca de los bordes, sin adentrarse más de 200–300 m al interior de los cultivos. Se observó individuos de las especies Titira Pico Negro (*Tityra inquisitor*), Mirlo Garganta Blanca, Tángara Alamarilla (*Thraupis abbas*), y Oropéndola Cabeza Castaña (*Psarocolius wagleri*) alimentándose de los frutos de las palmas. Carrasco & Flores (2012) han documentado el alto potencial invasivo de la palma africana en la región del Caribe de Honduras, donde las aves y otros animales actúan como dispersores de esta planta fuera de los cultivos. Además, existen reportes de la naturalización e invasión de la especie fuera de las áreas de cultivo en Brasil, Indonesia, Malasia y Polinesia (PIER Pacific Island Ecosystems at Risk 2014).

En diferentes investigaciones en los trópicos, se ha documentado que la mayoría de aves de bosques, se adentran muy poco en los monocultivos como pastizales (Estrada *et al.* 1997, Estrada & Coates-Estrada 2005). Los cultivos de palma africana y los pastizales poseen una estructura vegetal horizontal y vertical bastante simple, lo que ofrece pocos recursos para las aves y una mayor vulnerabilidad a los depredadores como reportaron Estrada *et al.* (1997) para la región de los Tuxtlas en México. En relación a lo anterior, se observó frecuentemente en este hábitat a aves rapaces como Aguillita Caminera (*Buteo magnirostris*), Aguillita Negra Menor (*Buteogallus anthracinus*) y Halcón Guaco (*Herpetotheres cachinans*).

Dado que los cultivos de palma africana son extensivos y que su producción mundial como fuente de aceite para la industria agroalimentaria, cosmética, química y biocombustible se espera se duplique para el 2020 (Aratrakorn *et al.* 2006, Fitzherbert *et al.* 2008), y tomando en cuenta los efectos negativos a la biodiversidad, es necesario encontrar alternativas para hacer estos cultivos menos lesivos a la diversidad biológica (Sheil *et al.* 2009). Se ha planteado que el mantenimiento de la biodiversidad en plantaciones de palma africana se puede abordar desde dos escalas: la de paisaje en donde se incluyen medidas como la conservación de bosques de alto nivel en la matriz, y una segunda, a escala de plantación en donde se incluyen medidas como cultivos mixtos o agroforestería (Bhagwat *et al.* 2012).

En los últimos años la industria del aceite de palma africana ha iniciado la implementación de mecanismos ambientalmente amigables a través de la certificación de la producción (Fitzherbert *et al.* 2008, Edwards *et al.* 2010). Esta iniciativa busca evitar la conversión de áreas de alto valor de conservación en plantaciones, proteger los fragmentos de bosque alrededor de las plantaciones y crear o mantener fragmentos de bosque dentro de la plantación (Edwards *et al.* 2010). Si bien estas medidas podrían contribuir a mantener parte de la biodiversidad dentro de sistemas agrícolas, es necesario establecer bajo criterios científicos la eficacia de estas medidas de manejo.

Varias publicaciones han demostrado que existe una relación positiva entre la presencia de vegetación nativa en el sotobosque y la riqueza de aves en las plantaciones de palma africana (Aratrakorn *et al.* 2006, Nájera & Simonetti 2010, Foster *et al.* 2011, Jambari *et al.* 2012).

La protección de fragmentos de bosque dentro de la matriz agrícola podría ayudar a mantener la conectividad entre áreas de bosque favoreciendo a ciertas especies según la

teoría del Equilibrio Insular (MacArthur & Wilson 1963). Sin embargo, Edwards *et al.* (2010) en un estudio realizado en fragmentos de bosque de diferente tamaño dentro de un cultivo de palma africana en Borneo, demostró que los fragmentos de bosque tenían una abundancia de aves de importancia de conservación 60 veces menor a la encontrada en el bosque continuo y que la composición de aves era más similar al cultivo de palma africana.

Lo anterior demuestra que aún no existe consenso claro, con bases científicas, sobre el manejo que debe realizarse y cuáles son las medidas más efectivas para conservar la biodiversidad en este tipo de agroecosistemas; si las estrategias de manejo deberían enfocarse en lograr que las plantaciones de palma africana sean amigables con la biodiversidad (Fitzherbert *et al.* 2008) y tratar de aumentar el valor de la biodiversidad dentro de la plantaciones, o bien invertir esfuerzos en proteger hábitat prístinos y bosques continuos fuera de la matriz agrícola (Aratrakorn *et al.* 2006, Edwards *et al.* 2010).

Sin embargo, en lo que existe consenso es en evitar la conversión de bosque a plantaciones de palma africana, ya que son un pobre sustituto de bosque, proveyendo pocas reservas de carbono (Danielsen *et al.* 2008), empobrecen la comunidad de especies de fauna, con reducidas especies de bosque primario y alto número de especies generalistas, y en algunos casos favoreciendo especies invasoras (e.g. hormigas y escarabajos) (Aratrakorn *et al.* 2006, Danielsen *et al.* 2008, Fitzherbert *et al.* 2008, Pin & Wilcove 2008, Edwards *et al.* 2010, Wilcove & Pin 2010).

Otros resultados coinciden con lo encontrado en este estudio, donde en el monocultivo extensivo de palma africana de la región de Izabal (Guatemala), existe una menor riqueza de aves en comparación a los bosques circundantes. Si tomamos en cuenta que en los bosques se encontró una riqueza de 64

especies y en la palma africana únicamente 12 especies, de las cuales dos fueron exclusivas del monocultivo, la palma africana presenta únicamente el 16% de la riqueza presente en el bosque, por lo que hubo una pérdida de diversidad de aves del 85% y una ganancia de 3% de nuevas especies con el cambio de hábitat de bosque a palma.

Para el caso de Guatemala, donde las plantaciones de palma africana no han sido ampliamente extendidas en el país, sin embargo están creciendo aceleradamente, será necesario evaluar qué medidas de manejo son más apropiadas socioeconómica y ambientalmente, para asegurar que los esfuerzos de conservación de la biodiversidad sean exitosos. Además, asegurar que las plantaciones se ubiquen en áreas altamente degradadas (e.g., potreros) y evitar que áreas de alto valor de biodiversidad se pierdan.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Secretaría Nacional de Ciencia y Tecnología (Proyecto 68–2006) y al Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP) por haber permitido la realización de esta investigación. Especialmente queremos agradecer a Heidy García, Oscar Machuca y al personal de campo de la Fundación Defensores de la Naturaleza: Arnoldo Caal, Alfonso Pérez, Marco Tulio Milla, Mario Rax Turcios, Elmer Tun Pana, Santiago Pana y Aroldo Choc Ramos por su apoyo incondicional durante la realización de esta investigación. También agradecemos a Michelle Bustamante, Manolo García, Walda Salazar y Beberly Boburg por su participación en las giras de campo y trabajo de laboratorio.

REFERENCIAS

- Aratrakorn, S., S. Thunhikorn, & P. F. Donald. 2006. Changes in bird communities following conversion of lowland forest to oil palm and

- rubber plantations in southern Thailand. *Bird Conserv. Int.* 16: 71–82.
- Bhagwat, S., L. Cole, & K. Willis. 2012. Biodiversity conservation, rural livelihoods and sustainability of oil palm landscapes: problems and prospects. Pp. 117–130 *en* Simonetti, J. A., A. A. Grez, & C. F. Estades (eds). *Biodiversity conservation in agroforestry landscapes: challenges and opportunities*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- Carrasco, J., & R. Flores. 2012. La palma africana especie exótica invasora en los humedales costeros marinos de la vertiente del Caribe de Honduras. I Congreso Iberoamericano de Gestión Integrada de Áreas Litorales, Cádiz, España.
- Danielsen, F., H. Beukema, N. D. Burgess, F. Parish, C. Brühl, P. F. Donald, D. Murdiyarto, B. Phalan, L. Reijnders, M. Struebig, & E. B. Fitzherbert. 2008. Biofuel plantations on forested lands: double jeopardy for biodiversity and climate. *Conserv. Biol.* 23: 348–358.
- De la Cruz, J. R. 1982. Clasificación de zonas de Guatemala a nivel de reconocimiento. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación, Guatemala, Guatemala.
- Edwards, D. P., J. A. Hodgson, K. C. Hamer, S. L. Mitchell, A. H. Ahmad, S. J. Cornell, & D. S. Wilcove. 2010. Wildlife-friendly oil palm plantations fail to protect biodiversity effectively. *Conserv. Lett.* 3: 236–242.
- Edwards, F. A., D. P. Edwards, K. C. Hamer, & R. G. Davies. 2013. Impacts of logging and conversion of rainforest to oil palm on the functional diversity of birds in Sundaland. *Ibis* 155: 313–326.
- Estrada, A., R. Coates-Estrada, & D. Meritt. 1997. Anthropogenic landscape changes and avian diversity at Los Tuxtlas, México. *Biodivers. Conserv.* 6: 19–43.
- Estrada, A., & R. Estrada-Coates. 2005. Diversity of Neotropical migratory landbird species assemblages in forest fragments and man-made vegetation in Los Tuxtlas, Mexico. *Biodivers. Conserv.* 14: 1719–1734.
- FAO. 2009. FAOSTAT online statistical service. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. Descargado el 1 de julio de 2013 de <http://faostat.fao.org/>.
- Fitzherbert, E. B., M. J. Struebig, A. Morel, F. Danielsen, C. A. Brühl, P. F. Donald, & B. Phalan. 2008. How will oil palm expansion affect biodiversity? *Trends Ecol. Evol.* 23: 538–545.
- Foster, W., J. Snaddon, E. Turner, T. Fayle, T. Cockerill, M. Farnon, G. Broad, A. Chung, P. Eggleton, C. Vun Khen, & K. Yusah. 2011. Establishing the evidence base for maintaining biodiversity and ecosystem function in the oil palm landscapes of South East Asia. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 366: 3277–3291.
- FDN. 2003. Plan Maestro 2003–2007. Refugio de Vida Silvestre Bocas del Polochic. Fundación Defensores de la Naturaleza, Consejo Nacional de Áreas Protegidas, Guatemala, Guatemala.
- González-Valdivia, N., S. Arriaga-Weiss, S. Ochoagaona, B. Ferguson, C. Kampichler, & C. Pozo. 2012. Ensamblajes de aves diurnas a través de un gradiente de perturbación en un paisaje en el sureste de México. *Acta Zool. Mex.* 28: 237–269.
- Hammer, Ø., D. Harper, & P. Ryan. 2001. Past: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeont. Electrón.* 4: 9. Descargado el 5 de julio de 2012 de http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.
- Hammer, Ø. 2011. PAST (Paleontological Statistics), version 2.07, reference manual. Natural History Museum, Univ. of Oslo, Norway.
- INAB, CONAP, UVG, URL. 2012. Mapa de Cobertura Forestal de Guatemala 2010 y Dinámica de la Cobertura Forestal 2006–2010. Instituto Nacional de Bosques, Consejo Nacional de Áreas Protegidas, Univ. del Valle de Guatemala, Univ. Rafael Landívar, Guatemala, Guatemala.
- Jambari, A., B. Azhar, N. Ibrahim, S. Jamian, A. Hussin, C. Puan, H. Noor, E. Yusof, & M. Zakaria. 2012. Avian biodiversity and conservation in Malaysian oil palm production areas. *J. Oil Palm Res.* 24: 1277–1286.
- Koh, L. P. 2008. Can oil palm plantations be made more hospitable for forest butterflies and birds? *J. Appl. Ecol.* 45: 1002–1009.
- Koskimies, P. 1989. Birds as a tool in environmental monitoring. *Ann. Zool. Fenn.* 26: 153–166.
- Magurran, A. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing Ltd, Oxford, UK.

- MacArthur, R. H., & E. O. Wilson. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17: 373.
- Medellín, R. 1993. Estructura y diversidad de una comunidad de murciélagos en el trópico húmedo mexicano. Pp. 333–354 *en* Medellín, R. A., & G. Ceballos (eds). Avances en el estudio de los mamíferos de México. Publicaciones Especiales, Volumen 1. Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C., México, D. F., México.
- Nájera, A., & J. Simonetti. 2010. Can oil palm plantations become bird friendly? *Agrofor. Syst.* 80: 203–209.
- Peh, K., N. Sodhi, J. de Jong, C. Sekercioglu, C. Yap, & S. Lim. 2006. Conservation value of degraded habitats for forest birds in southern Peninsular Malaysia. *Divers. Distrib.* 12: 572–581.
- PIER. 2014. *Elaeis guineensis*. Disponible de http://hear.org/pier/species/elaeis_guineensis.htm. [Consultado el 20 de julio de 2014].
- Pin, L., & D. Wilcove. 2008. Is oil palm agriculture really destroying tropical biodiversity. *Conserv. Lett.* 1: 1–5.
- Sheil, D., A. Casson, E. Meijaard, M. van Noordwijk, J. Gaskell, J. Sunderland-Groves, K. Wertz, & M. Kanninen. 2009. The impacts and opportunities of oil palm in southeast Asia: what do we know and what do we need to know? CIFOR Occasional Paper no. 51, Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- Wilcove, S., & L. Pin. 2010. Addressing the threats to biodiversity from oil-palm agriculture. *Biodivers. Conserv.* 19: 999–1007.