

CAMBIOS INESPERADOS EN EL ENSAMBLE DE AVES EN ÁREAS BAJO EXPLOTACIÓN FORESTAL EN LA SELVA PEDEMONTANA DEL NOROESTE ARGENTINO

Maria Verónica Miranda, Natalia Politi, & Luis O. Rivera

Cátedra de Desarrollo Sustentable y Biodiversidad, Universidad Nacional de Jujuy, Alberdi
47, S.S. de Jujuy, (4600) Jujuy, Argentina. *E-mail*: natalia.politi@fulbrightmail.org

Abstract. – **Unexpected changes in the bird assemblage in areas under selective logging in piedmont forest in northwestern Argentina.** – It is estimated that 90% of the Argentine northwest piedmont forest has been transformed and the remaining patches are subject to intensive logging. The aim of this study was to determine the effect of logging on the understory bird community of piedmont forest in northwestern Argentina comparing an area without logging (C) and an area with logging (LO). In each area we established 20 circular plots of 0.05 ha where we measured different vegetation variables and we placed 16 mist nets to capture understory birds. Basal area of trees with a diameter at breast height > 10 cm was significantly lower ($P < 0.05$) in LO producing changes in the vegetation structure towards a more open environment. In C we captured 27% of the individuals and 13 species and in LO we captured 73% of the individuals and 28 species of birds. The similarity between bird species of the two areas was low ($S = 0.34$). In C we captured only one (8%) bird species typical of secondary forests or edges; however 32% of the birds captured in LO were typical of secondary forests or edges. We found a greater percentage of birds typical of the canopy in LO than in C. This is probably because in C bird species remain in the canopy since canopy openness was significantly lower in C ($P < 0.05$). Forest management produces changes in the vegetation structure and might cause: 1) that bird species associated with the canopy use the understory since there is a lack of the tree stratum continuity, and 2) the entry of bird species of secondary or edge environments.

Resumen. – Se estima que el 90% de la Selva Pedemontana del Noroeste Argentino ya ha sido transformada y los bosques remanentes están sujetos a una intensa explotación forestal. El objetivo de este trabajo fue determinar el efecto de la explotación forestal sobre la comunidad de aves de sotobosque de Selva Pedemontana comparando un área sin explotación forestal (C) y un área con explotación forestal (EF) en el Noroeste de Argentina. En cada área establecimos 20 parcelas circulares de 0,05 ha donde medimos variables de la vegetación y colocamos 16 redes de niebla para capturar aves de sotobosque. El área basal de los árboles con un diámetro a la altura del pecho > 10 cm fue significativamente menor ($P < 0,05$) en EF produciendo un cambio de la estructura de la vegetación hacia un ambiente más abierto. En C capturamos 27% de los individuos y 13 especies de aves y en EF capturamos 73% de los individuos y 28 especies de aves. La similitud entre las áreas para las especies de aves fue baja ($S = 0,34$). En C solo una (8%) especie de ave capturada es típica de bosques secundarios o bordes, en cambio en EF el 32% de las aves capturadas son típicas de bosques secundarios o bordes. Encontramos un mayor porcentaje de aves típicas del dosel en EF que en C. Esto probablemente se debe a que en C las especies de aves se mantuvieron en el dosel, ya que la apertura del dosel fue significativamente menor en C ($P < 0,05$). La explotación forestal provoca cambios en la estructura de la vegetación y esto produciría: 1) que especies de aves asociadas al dosel usen el sotobosque por la falta de la continuidad del estrato arbóreo y 2) el ingreso de especies de aves de borde o de bosques secundarios. *Aceptado el 30 de Junio de 2010.*

Key words: Understory birds, piedmont forest, mist nets, Yungas, northwestern Argentina.

INTRODUCCIÓN

Las Yungas Australes se distribuyen por el sur de Bolivia (Departamentos de Tarija y Chuquisaca) y Noroeste de Argentina (Provincias de Jujuy, Salta, Tucumán y Catamarca) (Brown *et al.* 2001). La Selva Pedemontana conforma el piso altitudinal más bajo de las Yungas Australes entre los 400 y 700 m s.n.m. (Brown *et al.* 2009). Los suelos de esta selva son adecuados para desarrollar actividades agrícolas y se estima que aproximadamente el 90% de la Selva Pedemontana ya ha sido reemplazada por la expansión agropecuaria (Brown & Malizia 2004, Pacheco & Brown 2006). La Selva Pedemontana está poco representada en el sistema de áreas protegidas de Argentina. Si bien las áreas protegidas son una herramienta esencial para la conservación de la biodiversidad, estas áreas no son suficientes para sustentarla, dado su pequeño tamaño y el aislamiento entre ellas (Lindenmayer & Franklin 2002). Por lo tanto, la mejor estrategia es complementar las áreas protegidas con el mantenimiento de bosques bajo uso forestal sostenible, logrando que no pierdan su valor económico ni ecológico (Dudley *et al.* 1999, Lindenmayer & Franklin 2002). Actualmente, la Selva Pedemontana está siendo degradada por sobreexplotación forestal, ya que esta selva contiene varias especies arbóreas de alto valor maderero (Brown & Malizia 2004, Brown *et al.* 2005). Dada la importancia forestal de la Selva Pedemontana, esta seguirá estando bajo este tipo de uso. Para lograr que esta actividad sea sostenible a largo plazo es necesario entender los efectos de la actividad forestal sobre los distintos componentes de la biodiversidad y, a través de información científica, delinear pautas de manejo que minimicen sus impactos negativos.

La Selva Pedemontana alberga cerca del 20% de las aves de la Argentina (Brown *et al.*

2009). Las aves son un grupo útil para evaluar algunos de los efectos de las actividades económicas humanas sobre la biodiversidad. Su taxonomía está relativamente bien establecida, la mayoría de las especies pueden ser identificadas en el campo y existe información acerca de la biología de la mayoría de las especies. Además, las aves son sensibles a los cambios en la estructura y composición del bosque (Marsden 1998, Blake & Loiselle 2001, Smith *et al.* 2001, Flores *et al.* 2002, Bojorge-Baños & Lopez-Mata 2006). Las aves son importantes debido a los roles que cumplen en procesos claves del bosque (Montaldo 2005, Carnicer *et al.* 2009). A pesar de la importancia de sus roles ecológicos, pocos estudios han evaluado los efectos de la explotación forestal sobre las aves neotropicales (Aleixo 1999, Cueto & Lopez de Casenave 2000, Mason & Thiollay 2001).

Las aves de sotobosque, es decir aquellas aves que están asociadas al estrato más bajo del bosque, están entre las especies más vulnerables a los efectos de la explotación forestal (Thiollay 1992, Vereá & Solórzano 1998, Blendinger & Álvarez 2009). Las aves de sotobosque son adecuadas para analizar los disturbios en los bosques ya que responden a cambios en la estructura y la composición de la vegetación y a la disponibilidad de recursos alimenticios (Bersier & Meyer 1994, Mason 1996, Pearman 2002). Cuanto mayor es la tasa de extracción de árboles mayor es el cambio en la estructura y composición del bosque, debido a la mayor entrada de luz, que influye sobre las condiciones ambientales a nivel del sotobosque (Bicknell & Peres 2010). Esta situación promueve un cambio en la composición y abundancia de las aves de sotobosque (Flores & Martínez 2007). Sin embargo, cuando la explotación forestal es altamente selectiva, la mayor parte del bosque permanece sin ser disturbado y puede no ser perceptible algún efecto sobre la comunidad de aves de sotobosque (Mason 1996, Whitman *et*

al. 1998, Flores *et al.* 2001). Actualmente, la mayor parte de la Selva Pedemontana consiste en bosques secundarios o fuertemente intervenidos por el hombre. Sin embargo, previo a este estudio no existían estudios que analicen los efectos de la explotación forestal, comparando con áreas de bosque maduro de Selva Pedemontana, es decir con aquellos bosques que mantienen una composición de especies arbóreas y cantidad de estratos similar a las de bosques no intervenidos (Blendinger & Álvarez 2009). El objetivo de este estudio fue determinar el efecto de la explotación forestal sobre la composición, riqueza y abundancia relativa de aves de sotobosque en la Selva Pedemontana en el Noroeste Argentino.

MÉTODOS

Área de estudio. El clima característico de la Selva Pedemontana es tropical con una marcada estación seca, con temperaturas elevadas y lluvias concentradas en la época estival (Noviembre–Marzo). El déficit hídrico es marcado de Junio a Noviembre y en verano las temperaturas superan los 40°C. La Selva Pedemontana en buen estado de conservación presenta un dosel de 25–35 m de altura, un área basal de 30–35 m²/ha y alrededor de 30–50 especies de árboles/ha (Brown & Malizia 2004). Las especies arbóreas típicas del sector Norte de la Selva Pedemontana de Argentina son: Palo amarillo (*Phyllostylon rhamnoides*), Palo blanco (*Calycophyllum multiflorum*), Cedro Orán (*Cedrela balansae*), Cebil colorado (*Anadenanthera colubrina*), Horco cebil (*Parapiptadenia excelsa*), Quina colorada (*Myroxylon peruiferum*) y Roble (*Amburana cearensis*). Se encuentran lianas leñosas, epífitos en general de condición xerófila, dominan orquídeas de gran tamaño, cactáceas, helechos y bromeliáceas (Cabrera 1976, Chalukián *et al.* 2002, Brown & Malizia 2004).

Este trabajo se realizó en la Selva Pedemontana ubicada en el Departamento de Libertador General San Martín, sureste de la Provincia de Jujuy, Argentina, en las inmediaciones del Parque Nacional Calilegua (Fig. 1). Se seleccionó un área sin explotación forestal y un área con explotación forestal (Fig. 1). Estas áreas estaban incluidas en un sector de bosque continuo distantes a menos de 5 km entre sí. La Selva Pedemontana sin explotación forestal incluida en este estudio representa uno de los últimos bosques en buen estado de conservación de la región (23°56'25,2"S, 64°54'19,2"W; 457 m s.n.m.). Esta área ha permanecido sin extracción maderera comercial desde hace por lo menos 20–30 años y presenta una estructura de bosque maduro con un dosel cerrado. La Selva Pedemontana con explotación forestal representa un bosque bajo una intensa extracción maderera, que contiene una extensa red de caminos y grandes discontinuidades del dosel producidas por la remoción de árboles de valor forestal (23°57'40.4"S, 64°53'3.1"W; 464 m s.n.m.).

Características de la vegetación. Para caracterizar la estructura y composición de especies arbóreas del bosque se realizaron 20 parcelas circulares de 0,05 ha en la Selva Pedemontana con explotación forestal y 21 parcelas en Selva Pedemontana sin explotación forestal. Estas parcelas se dispusieron al azar pero a más de 150 m entre sí. En cada parcela se midió el diámetro a la altura del pecho (DAP) de los árboles > 10 cm de DAP y se identificaron las especies (Vanhof & Barclay 1996, Sedgely & O'Donnell 1999). Se seleccionaron 20 parcelas en la Selva Pedemontana sin explotación forestal y 10 parcelas en Selva Pedemontana con explotación forestal en las cuales se tomaron fotografías del dosel (con una resolución de 2032 x 1520 píxeles) a 1,50 m de altura en posición cenital

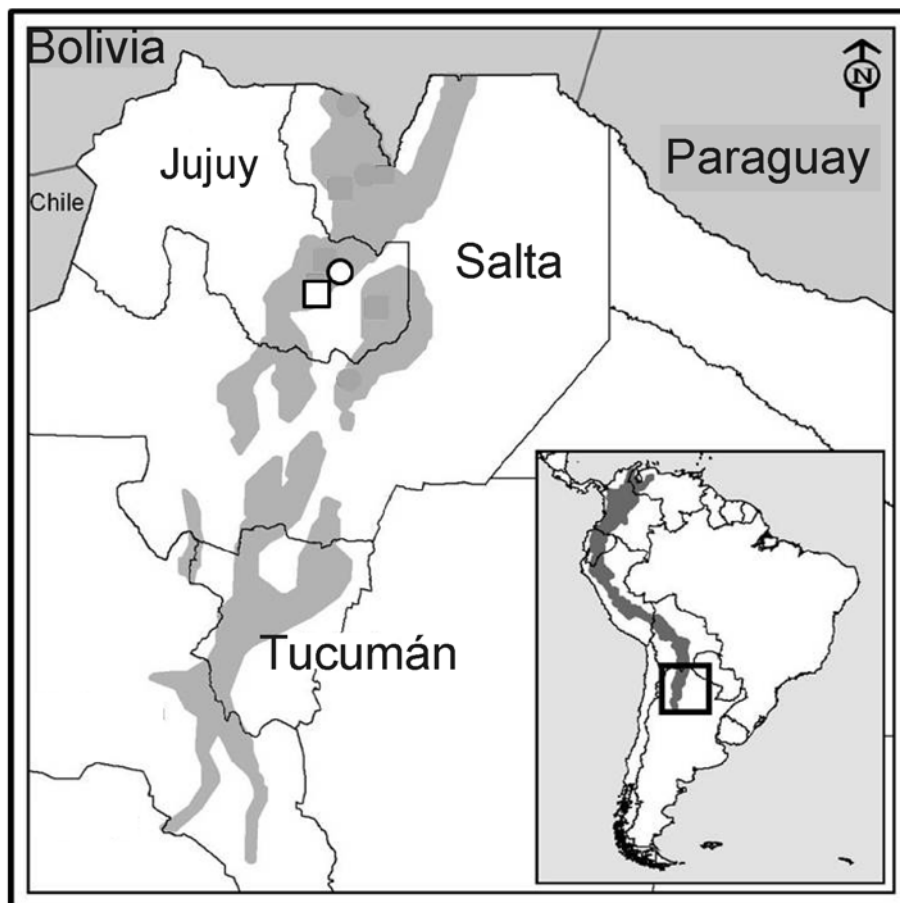


FIG. 1. Distribución de las selvas de montaña (gris oscuro) en Sudamérica y de las Yungas Australes en Argentina. Ubicación de los diferentes tratamientos en el área de estudio: Selva Pedemontana sin explotación forestal (círculo) y Selva Pedemontana con explotación forestal (cuadrado) en Jujuy, Argentina.

para determinar la apertura del dosel (Pinazo & Gasparri 2003).

Características de los ensambles de aves de sotobosque. Para el muestreo de la avifauna de sotobosque se utilizaron 16 redes de niebla (12 m x 2,5 m, 36 mm de malla) colocadas al azar en cada una de las áreas (Herrera 1978, Ralph *et al.* 1996, Gardali *et al.* 2000). Las aves capturadas fueron marcadas pintándoles las uñas con esmalte de uñas para no contar doblemente

aquellos individuos que fueron recapturados en la misma sesión de redes. Para estandarizar el esfuerzo de muestreo las redes fueron abiertas por la mañana (06:45–11:00 h) y por la tarde (15:30–18:30 h) durante seis días en cada área (Bibby *et al.* 1992). En aquellos casos en que el clima no lo permitió (e.g., lluvia o altas temperaturas) las redes se cerraban. La inspección de las redes fue cada 15 a 20 min según el clima y la actividad de las aves. Los muestreos se realizaron durante la época

reproductiva de las aves (Enero 2006 y Febrero 2007) que es la época en la cual se encuentra la mayor riqueza de aves, ya que varias especies migratorias confluyen en estos ambientes para esta época (Malizia *et al.* 2005).

Análisis de datos. Para determinar las características de la estructura de la vegetación en cada tratamiento se calculó la densidad de árboles, el área basal, el promedio del diámetro a la altura del pecho (DAP) y el porcentaje de apertura del dosel. Para obtener el porcentaje de apertura del dosel se aplicó una cuadrícula estandarizada de $28 \times 21 = 588$ cuadrados (Corel Photo Saint v11.0), en el que se contabilizaron el número de cuadrados con cielo sin vegetación y con vegetación en cada foto. Aquellos cuadrados que contenían alguna porción de vegetación aunque no superaran el 50% de la superficie del cuadrado fueron considerados con vegetación (Mueller-Dombois & Elleberg 1974). Debido a que los datos no cumplieron con los supuestos de normalidad los valores fueron comparados utilizando pruebas no paramétricas (Kolmogorov-Smirnov o KS).

Para determinar la diversidad de especies de aves en ambos tratamientos, se calculó el índice de diversidad de Shannon-Wiever (H') y luego se compararon los índices con una prueba t de Hutchenson. Se calculó el índice de equidad E' de Shannon-Wiever (Magurran 1989, Baev & Penev 1995). Para determinar la similitud entre las comunidades de aves de sotobosque entre tratamientos se calculó el índice de similitud de Sorensen (Clay 1988, Magurran 1989, Baev & Penev 1995). Para calcular estos índices se utilizó el programa BIO-DAP (Clay 1988). Para calcular la riqueza de especies de aves esperadas se estimó el índice de Chao2 y simultáneamente se calculó la curva de rarefacción para ambas áreas utilizando el programa EstimateS (Colwell 2000). El análisis de rarefacción permite calcular el

número esperado de especies si las muestras fueran reducidas a un tamaño estándar (Magurran 1989). También se calculó el estimador de número de especies de aves compartidas, V , entre tratamientos (Magurran 2004). Se realizó un análisis de χ^2 para determinar si existen diferencias entre la riqueza observada y la riqueza esperada de aves compartidas entre ambos tratamientos. El esfuerzo de muestreo lo determinamos en h/red con una densidad aproximada de 1,25 redes/ha (Ralph *et al.* 1996, Sutherland 1996, Barlow *et al.* 2006). Se calculó la media y desvío estándar ($n = 16$) del número de individuos de aves por día/red capturados, junto con el número de especies de aves por día/red capturadas y se compararon los valores obtenidos entre las dos áreas con una prueba no paramétrica de Kolmogorov-Smirnov (KS), debido a que los datos no cumplieron con los supuestos de normalidad. De acuerdo al trabajo de Blendinger & Alvarez (2009), cada especie de ave fue clasificada según el ambiente en el que típicamente se encuentra: (1) bosque maduro de Yungas o (2) bosque secundario, modificado o de borde. Se utilizó el trabajo de Stotz *et al.* (1996) para clasificar a las aves según el estrato de vegetación al cual esta principalmente asociadas: (1) sotobosque, (2) dosel, o (3) todos los estratos.

RESULTADOS

Características de la vegetación. En la Selva Pedemontana sin explotación forestal se registraron 26 especies arbóreas, siendo las más abundantes: *Calycophyllum multiflorum*, *Phyllostylon rhamnoides*, *Anadenanthera colubrina*, *Astronium urundeuva* y *Tabebuia* spp. En la Selva Pedemontana con explotación forestal se detectaron 27 especies arbóreas y las más abundantes fueron: *Calycophyllum multiflorum*, *Phyllostylon rhamnoides*, *Anadenanthera colubrina* y *Ruprechtia laxiflora*. El área basal fue significati-

TABLA 1. Valores de la media \pm DS de la densidad, área basal, diámetro a la altura del pecho (DAP) y apertura del dosel de especies arbóreas registradas en parcelas circulares de 0,05 ha en la Selva Pedemontana sin explotación forestal (C) y en la Selva Pedemontana con explotación forestal (EF) en Jujuy, Argentina. Se muestran los valores del estadístico Kolmogorov-Smirnov (KS) y su nivel de significación (P). * indica diferencias significativas con $P < 0.05$.

VARIABLES	C (n = 21)	EF (n = 20)	KS	P
Densidad (ind/ha)	389,00 \pm 51,60	322,00 \pm 31,10	0,23	0,21
Área basal (m ² /ha)	24,00 \pm 0,04	16,30 \pm 2,02	0,51	0,00*
DAP (m)	0,20 \pm 0,06	0,22 \pm 0,05	0,29	0,05
Continuidad del dosel (%)	93,60 \pm 7,20	42,80 \pm 28,20	0,90	0,00*

vamente mayor en Selva Pedemontana sin explotación forestal, pero no detectamos diferencias significativas en la densidad ni en el promedio de DAP de árboles entre tratamientos (Tabla 1). La continuidad del dosel fue significativamente mayor en la Selva Pedemontana sin explotación forestal respecto de Selva Pedemontana con explotación forestal (Tabla 1).

Características de los ensambles de aves de sotobosque. Con un esfuerzo total de muestreo de 1351 h/red entre los dos tratamientos capturamos un total de 119 individuos perteneciente a 33 especies de aves (Tabla 2). En la Selva Pedemontana sin explotación forestal capturamos 32 individuos pertenecientes a 13 especies de aves, mientras que en la Selva Pedemontana con explotación forestal capturamos un total de 87 individuos pertenecientes a 28 especies de aves. Solo ocho especies del total de las aves capturadas (27%) fueron registradas en ambos sitios (*Sittasomus griseicapillus*, *Basileuterus bivittatus*, *Synallaxis scutata*, *Turdus rufiventris*, *Lepidocolaptes angustirostris*, *Myiopagis viridicata*, *Todirostrum margaritaeiventer* y *Arremon flavirostris*). Las especies de aves estimadas que comparten ambos tratamientos fue de $V = 9,70$ especies compartidas, cinco especies de aves fueron capturadas exclusivamente en la Selva Pedemontana sin explotación forestal y 20 exclusivamente en la Selva

Pedemontana con explotación forestal (Tabla 2).

De las 13 especies de aves capturadas en Selva Pedemontana sin explotación forestal, la más abundante fue *Basileuterus bivittatus* con seis individuos (19%). Encontramos que del total de las especies de aves capturadas, una especie (8%) está principalmente asociada al dosel, tres especies (23%) están asociadas a múltiples estratos y nueve especies (69%) son comunes de sotobosque (Fig. 2, Tabla 2). El 92% (12) de las especies de aves capturadas son comunes de los bosques maduros de la Selva Pedemontana y una (8%) es de bosques secundarios o de borde (Fig. 3, Tabla 2).

De las 28 especies de aves capturadas en Selva Pedemontana con explotación forestal, tres especies dominaron en abundancia con el 37% del total de los 87 individuos capturados en este tratamiento: *Basileuterus bivittatus* con 12 individuos (14%), *Arremon flavirostris* con 12 individuos (14%) y *Vireo olivaceus* con ocho individuos (9%). Del total de especies de aves capturadas en la Selva Pedemontana con explotación forestal, ocho especies (29%) están principalmente asociadas a los estratos del dosel, dos especies (7%) están asociadas a los múltiples estratos y 18 especies (64%) están principalmente asociadas al sotobosque (Fig. 2, Tabla 2). Encontramos que 19 especies de aves (68%) capturadas en la Selva Pedemontana con explotación forestal son

TABLA 2. Número de individuos capturados por especie de aves en Selva Pedemontana sin explotación forestal (C) y Selva Pedemontana con explotación forestal (EF) en Jujuy, Argentina. Además, se indica el estrato de la vegetación (Stotz *et al.* 1996) y tipo de bosque (Blendinger & Alvarez 2009) al que se encuentra principalmente asociada cada una de las especies de aves capturadas. Sotobosque (S), dosel (A), múltiples estratos (M), bosques maduros (Y) y bosques secundarios o bordes (B).

Familia	Especie	C	EF	Estrato	Ambiente
Dendrocolaptidae	<i>Sittasomus griseicapillus</i>	3	2	M	Y
	<i>Dendrocolaptes picumnus</i>	2	0	M	Y
	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	1	1	S	Y
Cardinalidae	<i>Cyanocopsa brissonii</i>	0	2	M	B
Emberizidae	<i>Poospiza melanolenca</i>	0	4	S	B
	<i>Corybospingus cucullatus</i>	0	2	S	B
	<i>Arremon flavirostris</i>	3	12	S	Y
	<i>Tiaris obscurus</i>	0	2	S	B
	<i>Sporophila caerulecens</i>	0	1	S	B
Formicariidae	<i>Taraba major</i>	0	4	S	B
	<i>Thamnophilus caerulecens</i>	0	4	S	Y
	<i>Myrmorchilus strigilatus</i>	0	1	S	B
Furnariidae	<i>Synallaxis albescens</i>	1	0	S	Y
	<i>Synallaxis frontalis</i>	0	1	S	B
	<i>Synallaxis scutata</i>	4	3	S	Y
	<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	2	0	S	Y
Parulinae	<i>Parula pitiayumi</i>	0	3	A	Y
	<i>Basileuterus bivittatus</i>	6	12	S	Y
Picidae	<i>Picumnus cirratus</i>	0	2	A	Y
	<i>Picumnus dorbygnianus</i>	0	3	A	Y
Thraupinae	<i>Piranga flava</i>	0	1	A	Y
	<i>Thlypopsis sordida</i>	1	0	M	Y
Trochilidae	<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	1	0	M	Y
	<i>Adelomyia melanogenys</i>	0	1	S	Y
	<i>Colibri coruscans</i>	0	1	M	Y
Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	0	3	S	Y
Turdidae	<i>Turdus rufiventris</i>	3	1	M	Y
Tyrannidae	<i>Hemitricus margaritaceiventer</i>	1	3	S	B
	<i>Todirostrum plumbeiceps</i>	0	3	S	Y
	<i>Myiopagis viridicata</i>	4	3	A	Y
	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	0	3	A	Y
Vireonidae	<i>Vireo olivaceus</i>	0	8	A	Y
	<i>Cyclarbis gujanensis</i>	0	1	A	Y

típicas de bosques maduros de la Selva Pedemontana, mientras que nueve especies (32%) son típicas de bosques secundarios o de bordes (Fig. 3, Tabla 2).

El índice de similitud de Sorenson entre la avifauna de la Selva Pedemontana sin explota-

ción forestal y la Selva Pedemontana con explotación forestal fue de $S = 0,34$. El índice de diversidad de Shannon para especies de aves mostró diferencias significativas entre los tratamientos siendo mayor en la Selva Pedemontana con explotación forestal ($t = 5,44$, P

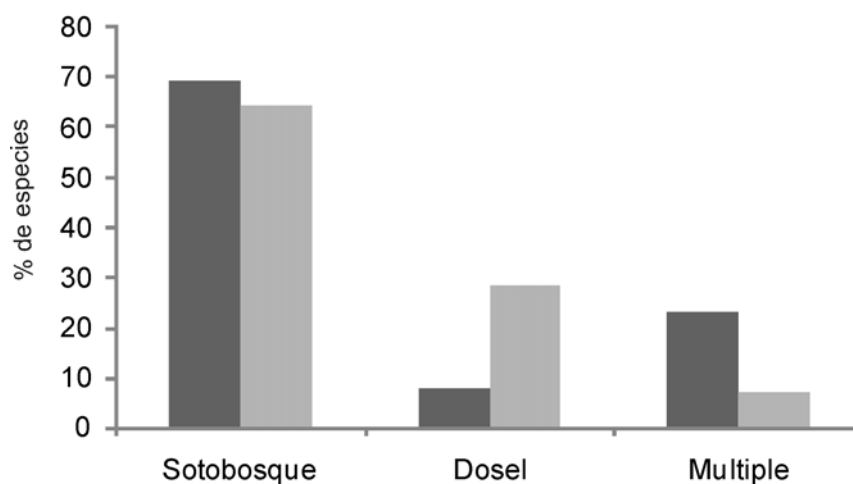


FIG. 2. Porcentaje (%) de especies de aves clasificadas según el estrato de vegetación al que se encuentra asociada (Stotz *et al.* 1996) para el sotobosque de la Selva Pedemontana sin explotación forestal (negro) y para el sotobosque de la Selva Pedemontana con explotación forestal (gris) en Jujuy, Argentina.

< 0,05). La curva de rarefacción estima que la riqueza específica en la Selva Pedemontana con explotación forestal es mayor que en la Selva Pedemontana sin explotación forestal. En la Selva Pedemontana sin explotación forestal la curva de rarefacción se estaría estabilizando en una asíntota (Fig. 4). La riqueza estimada no muestra diferencias con la riqueza observada para ambos tratamientos ($\chi^2 = 2,00$, $P = 0,16$). Detectamos diferencias entre el número de especies capturadas por día/red (KS = 1,00, $n = 6$, $P < 0,01$) entre ambos tratamientos, pero no encontramos diferencias entre el número de individuos capturados por día/red (KS = 0,80, $n = 6$, $P = 0,08$) entre los tratamientos (Tabla 3).

DISCUSIÓN

Nuestro objetivo fue evaluar el efecto de la explotación forestal sobre el ensamble de aves de sotobosque. Por este motivo utilizamos la metodología de redes de niebla que permite capturar especies de aves de sotobosque, en las que generalmente no se capturan aves de

dosel (Karr 1976, 1981; Schewske & Brokaw 1981, Remsen & Good 1996, Blake & Rougés 1997, Rappole *et al.* 1998, Restrepo & Gómez 1998, Blake & Loiselle 2001, Wang & Finch 2002, Derlindati & Caziani 2005). Por esto fue inesperado capturar un alto porcentaje de especies de aves de dosel en la Selva Pedemontana con explotación forestal. Esto puede deberse a que las aves de dosel también utilizan el sotobosque en áreas bajo explotación forestal. Es probable que esto sea resultado de cambios profundos en la estructura del hábitat (Díaz *et al.* 2005, Newmark 2005, Wunderle *et al.* 2005, 2006). En el sitio con explotación forestal existe una menor área basal y menor continuidad del dosel. Estos cambios pueden afectar la abundancia de invertebrados y los patrones de plantas con flores o frutos en el sotobosque (Moreira *et al.* 2003). A su vez, estos cambios en la estructura de la vegetación afectan el comportamiento de forrajeo y el desplazamiento de las especies de aves en la dimensión vertical debido a una mayor disponibilidad de recursos como frutos, néctar,

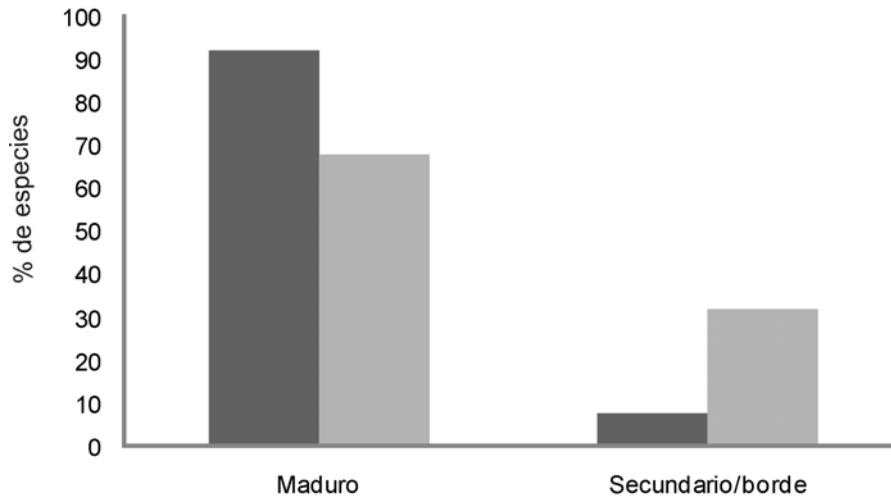


FIG. 3. Porcentaje (%) de especies de aves registradas según el tipo de bosque en el que típicamente se encuentran (Blendinger & Alvarez 2009) para el sotobosque de la Selva Pedemontana sin explotación forestal (negro) y para la Selva Pedemontana con explotación forestal (gris) en Jujuy, Argentina.

insectos adultos y larvas (MacArthur & MacArthur 1961, Willson 1974, Anderson *et al.* 1983, Rosenberg 1990, Thiollay 1992, Remsen & Good 1996, Vereá & Solórzano 1998, Flores *et al.* 2002, Flores *et al.* 2005, Blendinger & Alvarez 2009). Además de los cambios en la oferta de recursos, los disturbios probablemente también alteran los regímenes microclimáticos, incluyendo la disponibilidad de luz, temperatura y humedad (Pearson 1977, Saunders *et al.* 1991, Didham & Lawton 1999, Pohlman *et al.* 2007). Todos estos cambios también pueden favorecer la aparición de especies de borde o de ambientes secundarios (Johns 1991).

Por otro lado, era esperable encontrar un mayor número de especies en la Selva Pedemontana con explotación forestal debido a la teoría de disturbio intermedio (Connell 1978, Guilherme & Cintra 2001). Esta mayor riqueza de especies de aves que registramos en el sotobosque para el tratamiento con explotación forestal (Fig. 4) puede explicarse por dos factores:

1. Un aumento en la cantidad de especies de aves de borde, o de bosques secundarios (e.g., *Coryphospingus cucullatus*, *Taraba major*, *Cyanocompsa brissonii*, *Myrmorchilus strigilatus*, *Poospiza melanoleuca*) que entran a la Selva Pedemontana con explotación forestal. Estas especies pueden usar los claros creados por el aprovechamiento forestal (Zurita & Zuleta 2008).

2. Mayor número de especies típicas de dosel como *Parula pitiayumi*, *Vireo olivaceus*, *Cyclarhis gujanensis* etc., que no fueron capturados en la Selva Pedemontana sin explotación forestal (Tabla 2) ya que se mantuvieron en el dosel (Politi *et al.* 2009).

La composición distinta de especies de aves entre tratamientos puede deberse principalmente a los factores mencionados anteriormente, pero además en el tratamiento sin explotación forestal existen especies que no fueron capturadas en el tratamiento bajo explotación forestal, e.g., *Dendrocolaptes picumnus* y *Syndactyla rufosuperciliata*, que forrajean en interior de bosque. Además, estas especies

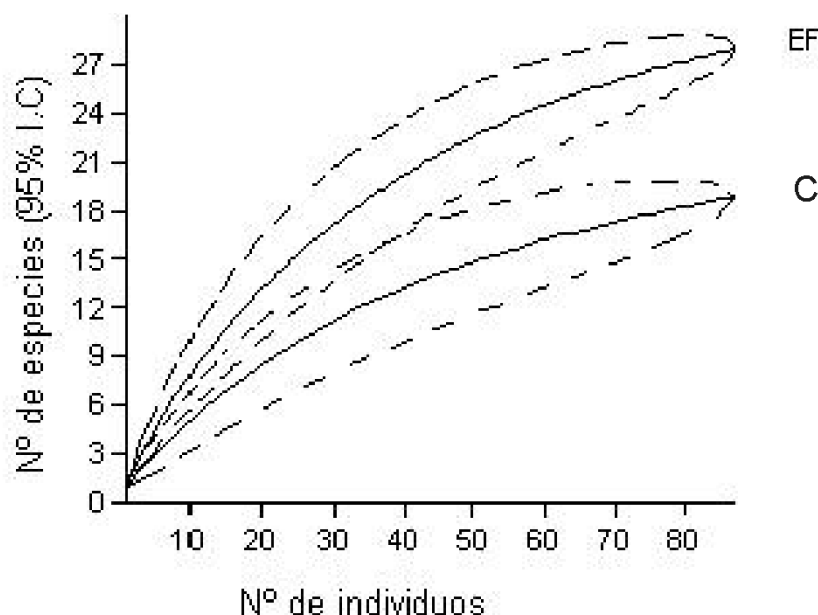


FIG. 4. Curva de rarefacción de especies de aves para el sotobosque de la Selva Pedemontana sin explotación forestal (C) y para el sotobosque de la Selva Pedemontana con explotación forestal (EF) en Jujuy, Argentina.

son aves que nidifican en huecos de árboles por lo que son particularmente sensibles a la explotación forestal selectiva intensa y su densidad disminuye al carecer de sitios de nidificación y refugio adecuados (Politi *et al.* 2009). La baja similitud ($S = 0,34$) entre la avifauna de Selva Pedemontana sin explotación forestal y Selva Pedemontana con explotación forestal podría estar sugiriendo que cada una de estas áreas comienzan a tener su propia composición de especies (Blake & Loiselle 2001).

Si bien en la Selva Pedemontana con explotación forestal se capturaron muchos más individuos, no necesariamente esto estaría reflejando una mayor abundancia de individuos en ese tratamiento (Ramsen & Good 1996). La alta tasa de captura de individuos podría estar reflejando que las aves de sotobosque en este tratamiento necesitan despla-

zarse a largas distancias para cumplir con sus requerimientos de vida y por lo tanto requiriendo una mayor área de acción a diferencia de aquellos individuos que se encuentran en hábitats de mejor calidad (Van Horne 1983, Ramsen & Good 1996). Los individuos que recorren menos área tienen menor probabilidad de ser capturadas en las redes que aves que recorren más área (Ramsen & Good 1996). Pero también podrían existir otros factores que pueden haber provocado esta diferencia.

La explotación forestal selectiva puede realizarse dentro de un rango de intensidades muy amplio, lo que va a determinar el nivel de modificación del bosque. Si bien en este trabajo no se buscaron relaciones causales entre los cambios en la estructura de la vegetación y los cambios en el ensamble de aves, sería importante en estudios posteriores tratar de

TABLA 3. Riqueza de aves observada (S) y estimada con el intervalo de confianza del 95% (ES) utilizando Chao, índice de Shannon (H), equidad de Shannon (E), media \pm DS para el número de especies por día/red y para el número de individuos por día/red en la Selva Pedemontana sin explotación forestal (C) y en la Selva Pedemontana con explotación forestal (EF) en Jujuy, Argentina. * indica diferencias significativas con $P < 0,05$.

VARIABLES	C	EF	Prueba	P
S (n = 6)	13	28	$\chi^2 = 2,00$	0,16
ES (IC) (n = 6)	14,14 (11,54-32,02)	26,17 (23,8-38,34)	$\chi^2 = 2,00$	0,16
H (n = 2)	2,40*	3,02*	t = 5,44	< 0,05
E (n = 2)	0,93	0,90	-	-
Número de especies por día/red (n = 6)	0,44 \pm 0,05*	0,90 \pm 0,22*	KS = 1,00	< 0,01
Número de individuos por día/red (n = 6)	0,66 \pm 0,09	1,10 \pm 0,9	KS = 0,80	0,08
Número de h/red (n = 6)	816	535	-	-

describir los procesos que expliquen estos cambios (Thiollay 1992). Esta tarea no será fácil, dada la complejidad estructural y la riqueza específica de la Selva Pedemontana, así como de otros bosques tropicales y subtropicales, lo que dificulta entender cuáles de los componentes de la vegetación afectan la distribución y abundancia de aves (Cintra *et al.* 2006).

Para mantener las poblaciones y comunidades de aves de sotobosque de la Selva Pedemontana en sistemas bajo explotación forestal, es necesario emular los disturbios naturales dentro de la escala y del rango de variación de los mismos (Lindenmayer & Franklin 2002). La explotación forestal selectiva intensa como se realiza actualmente en la Selva Pedemontana parece producir cambios profundos en el ensamble de aves del sotobosque. El incremento de especies de aves características de bosques secundarios o bordes y el mayor registro de aves de dosel en sitios bajo explotación forestal también fue registrado en bosques con aprovechamiento forestal en Bolivia (Flores & Martínez 2007). Esto refuerza la hipótesis de que las actividades antrópicas arman nuevos ensamblajes y generalmente producen una homogeneización de la biota en detrimento de las singularidades de las comunidades de cada ecorregión

y esto produce pérdida de biodiversidad en ambientes manejados de una forma no sustentable ecológicamente (Thiollay 1992, Berg *et al.* 1994, Kohm & Franklin 1997, McKinney & Lockwood 1999). Las estrategias de manejo forestal que reduzcan la tasa de remoción y daño colateral durante las operaciones de extracción, de baja intensidad y prácticas de extracción cuidadosamente manejadas pueden jugar un rol importante en la conservación de la biodiversidad y pueden ser utilizadas como complementos de las áreas protegidas (Barlow *et al.* 2006).

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Lucio Malizia, Pedro Blendinger, José Tomás Ibarra, André Weller y dos revisores anónimos por sugerencias y comentarios que enriquecieron la versión final de este artículo. A la Fundación CEBio quien otorgó el financiamiento para realizar este trabajo. A Malcolm Hunter, Jr. por las redes de niebla facilitadas. A la empresa Ledesma y familia Bracamonte por permitirnos trabajar en fincas de sus propiedades. A la Dirección de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Provincia de Jujuy por otorgarnos el permiso para realizar este trabajo. NP actualmente es investigadora de CONICET.

REFERENCIAS

- Aleixo, A. 1999. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic forest. *Condor* 101: 537–548.
- Anderson, B. W., R. D. Ohmart, & J. Rice. 1983. Avian and vegetation community structure and their seasonal relationships in the lower Colorado river Valley. *Condor* 85: 392–415.
- Baev, P. V., & L. D. Penev. 1995. BIODIV: program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis. Versión 5.1. Pensoft, Sofia, Bulgaria.
- Barlow, J., C. A. Peres, L. M. P. Henriques, P. C. Stouffer, & J. M. Wunderle. 2006. The responses of understorey birds to forest fragmentation, logging and wildfires: an Amazonian synthesis. *Biol. Conserv.* 128: 182–192.
- Berg, A., B. Ehnstrom, L. Gustafsson, T. Hallingback, M. Jonsell, & J. Weslien. 1994. Threatened plant, animal, and fungus species in Swedish forests: distribution and habitat associations. *Conserv. Biol.* 8: 718–731.
- Bersier, L. F., & D. R. Meyer. 1994. Bird assemblages in mosaic forests - the relative importance of vegetation structure and floristic composition along the successional gradient. *Acta Oecol. Int. J. Ecol.* 15: 561–576.
- Bibby, C. J., N. D. Burgess, & D. A. Hill. 1992. Bird census techniques. Academic Press, London, UK.
- Bicknell, J., & C. A. Peres. 2010. Vertebrate population responses to reduced-impact logging in a neotropical forest. *For. Ecol. Manage.* 259: 2267–2275.
- Blake, J. G., & B. A. Loiselle. 2001. Bird assemblages in second-growth and old-growth forests, Costa Rica: perspectives from mist nets and point counts. *Auk* 118: 304–326.
- Blake, J. G., & M. Rougès. 1997. Variation in capture rates of understory birds in El Rey National Park, northwestern Argentina. *Ornitol. Neotrop.* 8: 185–193.
- Blendinger, P. G., & M. E. Álvarez. 2009. Aves de la Selva Pedemontana de las Yungas Australes. Pp. 233–272 *en* Brown, A. D., P. G. Blendinger, T. Lomascolo, & P. García Bes (eds.). *Ecología, historia natural y conservación de la Selva Pedemontana de las Yungas Australes*. Ediciones del Subtropical, Tucumán, Argentina.
- Bojorge-Baños, J. C., & L. López-Mata. 2006. Asociación de la riqueza y diversidad de especies de aves y estructura de la vegetación en la selva mediana subperennifolia en el centro de Veracruz, México. *Rev. Mex. Biodivers.* 77: 235–249.
- Brown, A. D., P. G. Blendinger, T. Lomascolo, & P. García Bes (eds.). 2009. *Selva Pedemontana de las Yungas. Historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro*. Ediciones del Subtropical, Tucumán, Argentina.
- Brown, A. D., H. R. Grau, L. Malizia, & A. Grau. 2001. Argentina. Pp. 623–659 *en* Kappelle, M., & A. D. Brown (eds.). *Bosques nublados del neotropical*. InBio, Santo Domingo de Heredia, Costa Rica.
- Brown, A. D., O. U. Martínez, M. Acerbi, & J. Corcuera (eds.). 2005. *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- Cabrera, A. 1976. Regiones fitogeográficas Argentinas. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería* 1: 1–81.
- Carnicer, J., P. Jordano, & C. J. Mellán. 2009. The temporal dynamics of resource use by frugivorous birds: a network approach. *Ecology* 90: 1958–1970.
- Chalukían, S. C., S. de Bustos, M. Saravia, L. R. Lizárraga, R. Serapio, M. S. Sola, & R. Romano. 2002. Caracterización de áreas protegidas en el corredor transversal Sur Salta, Argentina. Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable de la provincia de Salta (SeMADeS) y Wildlife Conservation Society (WCS), Salta, Argentina.
- Cintra, R., A. E. Maruoka, & L. N. Naka. 2006. Abundance of two *Dendrocincla* woodcreepers (Aves: Dendrocolaptidae) in relation to forest structure in central Amazonia. *Acta Amazonica* 36: 209–220.
- Clay, D. 1988. BIO-DAP. Ecological diversity and its measurement. Resource Conservation, Fundy National Park, Alma New Brunswick, Canada.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302–1310.
- Colwell, R. K. 2000. EstimateS. Statistical estimation of species richness and shared species

- from samples. Version 6. Publicado en <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS>.
- Cueto, V., & J. Lopez de Casenave. 2000. Bird assemblages of protected and exploited coastal woodlands in east-central Argentina. *Wilson Bull.* 112: 395–402.
- Derlindati, E. J., & S. M. Caziani. 2005. Mist nets and point counts in understory and canopy: analyzing bird assemblages in Chaco forests. *Wilson Bull.* 117: 92–99.
- Díaz, I. A., J. J. Armesto, S. Reid, K. E. Sieving, & M. F. Willson. 2005. Linking forest structure and composition: avian diversity in successional forests of Chiloé Island, Chile. *Biol. Conserv.* 123: 91–101.
- Didham, R. K., & J. H. Lawton. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31: 17–30.
- Dudley, N., M. Hockings, S. Stolton, & M. Kiernan. 1999. Effectiveness of forest protected areas. A paper for the IFF intercessional meeting on protected areas, Puerto Rico. Descarga el 10 de Diciembre de 2009 de <http://www.nrsm.uq.edu.au/wcpa/metf/pages/mech-protect.htm>.
- Flores, B., D. I. Rumiz, & G. Cox. 2001. Avifauna del bosque semidecídulo Chiquitano (Santa Cruz, Bolivia) antes y después de aprovechamiento forestal selectivo. *Ararajuba* 9: 21–31.
- Flores, B., D. I. Rumiz, T. S. Fredericksen, & N. J. Fredericksen. 2002. El uso de claros de aprovechamiento forestal por la avifauna de un bosque semidecídulo Chiquitano de Santa Cruz, Bolivia. *Hornero* 17: 61–69.
- Flores, B., D. I. Rumiz, & G. Blate. 2005. Estructura de la vegetación y de la comunidad de aves en un bosque intervenido de La Chonta, Guarayos, Santa Cruz. *Rev. Bol. Ecol.* 18: 33–50.
- Flores, B., & A. Martínez. 2007. Monitoreo de aves de sotobosque en bisques con diferentes intensidades de aprovechamiento forestal. Proyecto BOLFOR. Instituto Boliviano de Investigación Forestal, Santa Cruz, Bolivia.
- Gardali, T., G. Ballard, N. Nur, & G. R. Geupel. 2000. Demography of a declining population of Warbling Vireos in coastal California. *Condor* 102: 601–609.
- Guilherme, E., & R. Cintra. 2001. Effects of intensity and age of selective logging and tree girdling on an understory bird community composition in central Amazonia, Brazil. *Ecotropica* 7: 77–92.
- Herrera, C. M. 1978. Ecological correlates of residence and non-residence in a Mediterranean passerine bird community. *J. Anim. Ecol.* 47: 871–890.
- Johns, A. D. 1991. Responses of Amazonian rain forest birds to habitat modification. *J. Trop. Ecol.* 7: 417–437.
- Karr, J. R. 1976. Within- and between-habitat avian diversity in African and Neotropical lowland habitats. *Ecol. Monogr.* 46: 457–481.
- Karr, J. R. 1981. Surveying birds with mist nets. *Stud. Avian Biol.* 6: 62–67.
- Kohm, K. A., & J. F. Franklin. 1997. Creating a forestry for the 21st century: the science of ecosystem management. Island Press, Washington, DC.
- Lindenmayer, D., & J. F. Franklin. 2002. Conserving forest biodiversity: a comprehensive multi-scaled approach. Island Press, Washington, DC.
- McKinney, M. L., & J. L. Lockwood. 1999. Biotic homogenization: A few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends Ecol. Evol.* 14: 450–453.
- MacArthur, R., & J. W. MacArthur. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42: 594–598.
- Magurran, A. E. 1989. Diversidad ecológica y su medición. Ediciones Vedral, Barcelona, España.
- Magurran, A. E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- Malizia, L. R., P. G. Blendinger, M. E. Alvarez, L. Rivera, N. Politi, & G. Nicolossi. 2005. Bird communities in Andean Premontane forests of northwestern Argentina. *Ornitol. Neotrop.* 16: 231–251.
- Marsden, S. J. 1998. Changes in bird abundance following selective logging in Seran, Indonesia. *Conserv. Biol.* 12: 605–611.
- Mason, D. 1996. Responses of Venezuelan understory birds to selective logging, enrichment strips and, vine cutting. *Biotropica* 28: 296–309.
- Mason, D. J., & J. M., Thiollay. 2001. Tropical forest and the conservation of Neotropical birds. Pp.

- 167–191 en Fimbel R. A., A. Grajal, & J. G. Robinson (eds.). *The cutting edge: conserving wildlife in logged tropical forest*. Columbia Univ. Press, New York, New York.
- Montaldo, N. H. 2005. Aves frugívoras de un relicto de selva subtropical ribereña en Argentina: manipulación de frutos y destino de la semilla. *Hornero* 20: 163–172.
- Moreira, F., A. Delgado, S. Ferreira, R. Borralho, N. Oliveira, M. Inácio, J. S. Silva, & F. Rego. 2003. Effects of prescribed fire on vegetation structure and breeding birds in young *Pinus pinaster* stands of northern Portugal. *For. Ecol. Manage.* 184: 225–237.
- Mostacedo, B., T. Fredericksen, & M. Toledo. 1998. Respuestas de las plantas a la intensidad de aprovechamiento en un bosque semideciduo pluvioestacional de la región de Lomerío, Santa Cruz, Bolivia. *Rev. Soc. Bot.* 2: 75–88.
- Mueller-Dombois, D., & H., Ellemberg. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley and Sons, New York, New York.
- Newmark, W. 2005. A 16-year study of forest disturbance and understory bird community structure and composition in Tanzania. *Conserv. Biol.* 20: 122–134.
- Pacheco, S., & A. D. Brown. 2006. La biodiversidad de las ecorregiones de las Yungas ¿es sustentable a largo plazo? Pp. 59–61 en Brown, A. D., O. U. Martínez, M. Acerbi, & J. Corcuera (eds.). *La situación ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- Pearman, P. B., 2002. The scale of community structure: habitat variation and avian guilds in tropical forest understorey. *Ecol. Monogr.* 72: 19–39.
- Pearson, D. L. 1977. Ecological relationships of small antbirds in Amazonian bird communities. *Auk* 94: 283–292.
- Pinazo, M. A., & N. I. Gasparri. 2003. Cambios estructurales causados por el aprovechamiento selectivo en el Bosque Montano del norte de Salta, Argentina. *Ecol. Austral* 13: 160–172.
- Pohlman, C. L., S. M. Turton, & M. Goosem. 2007. Edge effects of linear canopy openings on tropical rain forest understory microclimate. *Biotropica* 29: 62–71.
- Politi, N., M. Hunter, Jr., & L. Rivera. 2009. Nest selection by cavity-nesting birds in subtropical montane forests of the Andes: some implications for sustainable forest management. *Biotropica* 41: 354–360.
- Ralph, C. J., G. R. Geupel, P. Pyle, T. E. Martin, D. F. DeSante, & B. Milá. 1996. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. General Technical Report PSW-GTR-159, USDA Forest Service, Albany, California.
- Rappole, J. H., K. Winker, & G. V. N. Powell. 1998. Migratory bird habitat use in southern Mexico: mist nets versus point counts. *J. Field Ornithol.* 69: 635–643.
- Rensen, J. V., & D. A. Good. 1996. Misuse of data from mist-net captures to assess relative abundance in bird populations. *Auk* 113: 381–398.
- Restrepo, C., & N. Gómez. 1998. Responses of understory birds to anthropogenic edges in a Neotropical montane forest. *Ecol. Appl.* 8: 170–183.
- Rosenberg, G. H. 1990. Habitat specialization and foraging behavior by birds of Amazonian river islands in northeastern Peru. *Condor* 92: 427–443.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs, & C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv. Biol.* 5: 18–32.
- Schewske, D. W., & N. Brokaw. 1981. Treefalls and the distribution of understory birds in a tropical forest. *Ecology* 62: 938–945.
- Sedgeley, J. A., & C. F. O'Donnell. 1999. Factors influencing the selection of roost cavities by a temperate rainforest bat (Vespertilionidae: *Chalinolobus tuberculatus*) in New Zealand. *J. Zool.* 249: 437–446.
- Smith, A. L., J. S. Ortiz, & R. J. Robertson. 2001. Distribution patterns of migrant and resident birds in successional forest of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Biotropica* 33: 153–170.
- Stotz, D. F., J. W. Fitzpatrick, T. E. Park, III, & D. K. Moskovits. 1996. *Neotropical birds: ecology and conservation*. Univ. of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- Sutherland, W. J. 1996. *Ecological census techniques: a handbook*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.
- Thiollay, J. M. 1992. Influence of selective logging on bird species diversity in a Guianan rain for-

- est. *Biodivers. Conserv.* 6: 47–63.
- Van Horne, B. 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. *J. Wildl. Manage.* 47: 893–901.
- Vanhof, M. J., & R. M. R. Barclay. 1996. Roost-site selection and roosting ecology of forest-dwelling bats in southern British Columbia. *Can. J. Zool.* 74: 1797–1805.
- Verea, C., & A. Solórzano. 1998. La avifauna del sotobosque de una Selva Decidua tropical en Venezuela. *Ornitol. Neotrop.* 9: 161–176.
- Wang, Y., & D. M. Finch. 2002. Consistency of mist netting and point counts in assessing landbird species richness and relative abundance during migrations. *Condor* 104: 59–72.
- Whitman, A. A., J. M. Hagan, & N. V. L. Brokaw. 1998. Effects of selection logging on birds in Northern Belize. *Biotropica* 30: 449–457.
- Willson, M. F. 1974. Avian community organization and habitat structure. *Ecology* 55: 1017–1029.
- Wunderle, J. M., Jr., M. R. Willig, & L. M. P. Henriques. 2005. Avian distribution in treefall gaps and understory of terra firme forest in the lowland Amazon. *Ibis* 147: 109–129.
- Wunderle, J. M., Jr., L. M. P. Henriques, & M. R. Willig. 2006. Short-term responses of birds to forest gaps and understory: an assessment of reduced-impact logging in a lowland Amazon forest. *Biotropica* 38: 235–255.
- Zurita, G. A., & G. A. Zuleta. 2008. Bird use of logging gaps in a subtropical mountain forest: the influence of habitat structure and resource abundance in the Yungas of Argentina. *For. Ecol. Manage.* 257: 271–279.

