

ORNITOLOGIA NEOTROPICAL

Volume 21

2010

No. 1

ORNITOLOGIA NEOTROPICAL 21: 1–16, 2010
© The Neotropical Ornithological Society

ENSAMBLES DE AVES DE BOSQUES NATIVOS Y EXÓTICOS EN LA ESTACIÓN REPRODUCTIVA DE UN ÁREA PROTEGIDA EN EL ESPINAL DE ENTRE RÍOS, ARGENTINA

Blas Fandiño¹, Alfredo J. Berduc^{2,3}, & Adolfo H. Beltzer¹

¹Instituto Nacional de Limnología (CONICET - UNL), Ciudad Universitaria - Paraje "El Pozo" (3000) Santa Fe, Argentina. *E-mail*: blasfand@hotmail.com

²Facultad de Humanidades y Ciencias (FHUC - UNL), Santa Fe, Argentina.

³Parque Escolar Rural Enrique Berduc, CGE, La Picada, Entre Ríos, Argentina.

Abstract. – Avian assemblages in native and exotic forests in the reproductive season in a protected area of El Espinal de Entre Ríos, Argentina. – The multiple use reserve "Parque Escolar Rural Enrique Berduc" represents a remaining of the Espinal forest from the province of Entre Ríos, Argentina, and presents a serious increasing of exotic species of trees. We studied bird assemblages comparing native (BN) and exotic forests (BE) between October 2003 and March 2004. We sampled monthly eight stations of counting points both in BN and BE. Using a repeated means variance analysis, we evaluated differences in specific richness, abundance, diversity, evenness and abundance of trophic guilds (frugivore-insectivore - FI, granivore - G, insectivore - I, and omnivore - O) between types of forests. Although, we used abundance range curves to compare the assemblages, as well as the total richness with the estimators Chao1 and Chao2, rarefaction curves. Richness, abundance, and diversity changed significantly between forests types ($F = 29.02$, $P < 0.0001$; $F = 26.55$, $P = 0.0001$; $F = 17.26$, $P = 0.001$, respectively), while evenness did not show differences. The estimators Chao1 and Chao2 suggest that new species should be detected in the NF. I and O trophic guilds showed statistically significant differences towards NF ($F = 32.85$, $P < 0.0001$; $F = 7.59$, $P = 0.015$; respectively), while G and FI did not show significant differences between forests. Our results suggest that the replacement of a BN to a BE should be carrying to a richness lost of bird species and individual abundances. Added to, the multiple threaten factors that affects the Espinal's biodiversity (e.g., urban and agricultural frontiers expansion, scarcity of conservation areas, hunting, etc), wide zones are being invaded by exotic plants, standing out a critical situation that requires more researchs and urgent conservation actions.

Resumen. – La reserva de uso múltiple "Parque Escolar Rural Enrique Berduc" constituye un remanente de bosque de Espinal de la provincia de Entre Ríos, Argentina, que presenta una severa invasión de árboles exóticos. Se muestrearon las aves mensualmente en ocho estaciones de conteo por puntos en el bosque nativo (BN) y ocho en el bosque exótico (BE) entre Octubre de 2003 y Marzo de 2004. Se evaluaron las diferencias de riqueza de especies, abundancia, diversidad de Shannon-Wiener, equidad

y abundancia de gremios tróficos (frugívoro-insectívoro - FI, granívoro - G, insectívoro - I, y omnívoro - O) mediante un análisis de variancia con medidas repetidas entre tipos de bosques. Comparamos los ensambles con curvas de rarefacción y rango abundancia, riqueza estimada con Chao1 y Chao2. La riqueza, abundancia y diversidad fue mayor en el BN y difirió significativamente ($F = 29,02$, $P < 0,0001$; $F = 26,55$, $P = 0,0001$; $F = 17,26$, $P = 0,001$, respectivamente). La equidad no presentó diferencias. Las curvas de rarefacción indicaron diferencias significativas en riqueza de especies. Los estimadores Chao1 y Chao2 sugieren que nuevas especies deberían ser detectadas en el BN. La abundancia de los gremios tróficos I y O difieren significativamente a favor del BN ($F = 32,85$, $P < 0,0001$; $F = 7,59$, $P = 0,015$; respectivamente), mientras que los G y FI no presentaron diferencias entre bosques. Nuestros resultados sugieren que el reemplazo de BN por BE estaría conduciendo a una pérdida de riqueza y abundancia de aves. La invasión de plantas exóticas, sumada a las múltiples amenazas que afectan al Espinal (i.e., avance de fronteras urbanas y agrícolas, escasas áreas de conservación, etc.) evidencian un panorama que requiere más investigaciones y medidas urgentes de conservación. *Aceptado el 28 de Octubre de 2009.*

Key words: Avian assemblages, native and exotic forest, Espinal, Argentina.

INTRODUCCIÓN

Las especies invasoras introducidas son una de las más severas amenazas para la conservación (Wilcove *et al.* 1998, Mooney & Hobbs 2000, Simberloff 2000). Algunas de las invasiones más perjudiciales incluyen aquellas de árboles exóticos, ya que estas, pueden reemplazar a las comunidades nativas en extensas áreas cambiando la abundancia de especies locales (Simberloff *et al.* 2003) por desplazamiento de las especies nativas o hibridación con ellas alterando el pool genético (Kelly 2008). Además, las invasiones de plantas exóticas alteran drásticamente procesos en el ecosistema como los ciclos de nutrientes, ciclos hidrológicos, frecuencia del fuego, deposición de sedimentos y erosión (Rose & Fairweather 1997, D'Antonio 2000).

Las aves se presentan dentro de un rango limitado de los hábitats disponibles (Cody 1985, Wiens 1989) y sus respuestas biológicas tienden a mostrarse máximas sobre un conjunto limitado de condiciones ambientales y recursos naturales, definido como su hábitat óptimo (Hall *et al.* 1997, Gonzales Oreja 2003). Entre los factores que condicionan la variación espacial de la riqueza de especies de aves, la heterogeneidad ambiental, determinada principalmente por la estructura de la

vegetación, actuaría con mayor incidencia a nivel local (Willson 1974, Roth 1976). La estructura y fisonomía de la vegetación determinan la distribución y abundancia de aves al estar asociadas a recursos críticos para estas como el alimento, sitios de nidificación o refugios ante predadores (Rotenberry & Wiens 1980). La mayoría de los estudios que compararon la avifauna de bosques nativos con bosques de plantaciones de exóticas muestran una reducción en la riqueza de especies en estos últimos, aunque una alta diversidad de especies de aves de bosques ha sido encontrada en plantaciones exóticas estructuralmente complejas y sistemas agroforestales. No obstante, esta valoración de diversidad de aves en plantaciones exóticas puede deberse a la cercanía o continuidad con bosques nativos primarios, pobre replicación espacial o por carecer de convenientes controles (Barlow *et al.* 2007). Durante las últimas décadas, la superficie de la ecorregión del Espinal en Argentina ha sido fuertemente reducida (Arturi 2006). Esta ecorregión constituye uno de los ambientes naturales argentinos menos representados en las áreas protegidas y es uno de los que más aceleradamente retrocede frente al avance de la frontera agropecuaria y el crecimiento de las áreas urbanas (Berduc 2004, Burkat 2006). Además, su biodiversidad tiende a disminuir debido al avance de la agri-

cultura, la destrucción del hábitat, la sobreexplotación del bosque, el sobre-pastoreo, las quemadas, la contaminación y la introducción de especies exóticas (Arturi 2006). La avifauna del Espinal ha sido poco estudiada y la mayoría de los aportes se realizaron en el límite austral de esta ecorregión (i.e., Mason 1985, Soave *et al.* 1999, Cueto & Lopez de Casenave 2000a, 2000b, Horlent *et al.* 2003). En el área de estudio se produjeron trabajos de variación estacional de la comunidad de aves durante un año y una lista de especie (Muzzachiodi *et al.* 1998, 2003), por lo que el conocimiento en la región es todavía muy escaso. Este trabajo es el primero en evaluar diferencias en la comunidad de aves de bosques nativos y exóticos en la ecorregión del Espinal. El objetivo de este estudio es evaluar si existen diferencias en la composición y diversidad de aves entre el bosque nativo y exótico en un área protegida del espinal entrerriano, enfocando nuestro trabajo en las siguientes preguntas: 1) Existen diferencias en la riqueza de especies y abundancia de aves entre tipos de bosques? 2) Existen diferencias en la diversidad y equidad de la avifauna entre tipos de bosques? 3) Existen diferencias de abundancia de gremios tróficos entre tipos de bosques?

MÉTODOS

Área de estudio. El estudio se llevó a cabo en la reserva de uso múltiple “Parque Escolar Rural Enrique Berduc” (31°40'S, 60°20'O) ubicada en el km 23 de la ruta nacional N° 12, La Picada, departamento Paraná, provincia de Entre Ríos, Argentina. Pertenece al sistema provincial de áreas naturales protegidas creado por Ley Provincial 8.967/95 (Muzzachiodi *et al.* 2003, Berduc 2004). El Parque Escolar Rural Enrique Berduc se encuentra delimitado hacia el norte por el arroyo Las Conchas, al este por el arroyo Sauce Grande y, al sur y este, por campos agrícolas (Fig. 1).

Climatológicamente corresponde a una zona subhúmeda-húmeda mesotermal (Panigatti *et al.* 1981) con una precipitación media anual de 957 mm, con mínimas de 600 mm y máximas de 1200 mm anuales. Las mayores temperaturas medias, junto con elevados registros de humedad, ocurren en la estación estival (Diciembre a Marzo) (datos de la estación meteorológica Paraná, Servicio Meteorológico Nacional 2005).

Fitogeográficamente, en el parque, se encuentra representado el distrito del Ñandubay, de la provincia del Espinal (Dominio Chaqueño), y el distrito de Selvas Mixtas de la provincia Paranaense en las selvas marginales de los arroyos (Dominio Amazónico) (Cabrera 1976). Los bosques dominados por las unidades del Distrito del Ñandubay pueden ser más o menos cerrados, de diferente altura y densidad, con presencia de ñandubay (*Prosopis affinis*), algarrobo negro (*Prosopis nigra*), espinillo (*Acacia caven*), quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*) y ombú (*Phytolacca dioica*). Hacia las partes bajas y más cercanas a cursos de agua permanente o temporarios, suelen encontrarse también guarinín (*Sideroxylon obtusifolius*), tembetarí (*Fagaria hyemalis*), guayabo (*Myrcianthes cisplatensis*), curupí (*Sapium haematospermum*), caranday (*Triplaris campestris*) y virajú (*Achatocarpus praecox*). Pueden encontrarse asimismo situaciones sucesionales dominadas por espinillares de *Acacia caven*, arbustales de *Eupatorium* spp. o chiclales (*Baccharis* spp.) (Aceñolaza, 2000, Bortoluzzi *et al.* 2008). Los bosques de barranca asociados al río Paraná poseen una composición donde se encuentran especies propias del Espinal (*P. nigra*, *P. dioica*, *A. quebracho-blanco*) y otras asociadas a los cursos de agua del Espinal, o al corredor generado por el río Paraná (*Eugenia uniflora*, *Coccoloba argentinensis*, *Myrsine laetevirens*, *Ruprechtia laxiflora*, *Nectandra angustifolia*, *Erythrina crista-galli*, *Hexaclamys edulis*) (Aceñolaza 2000, Bortoluzzi *et al.* 2008).

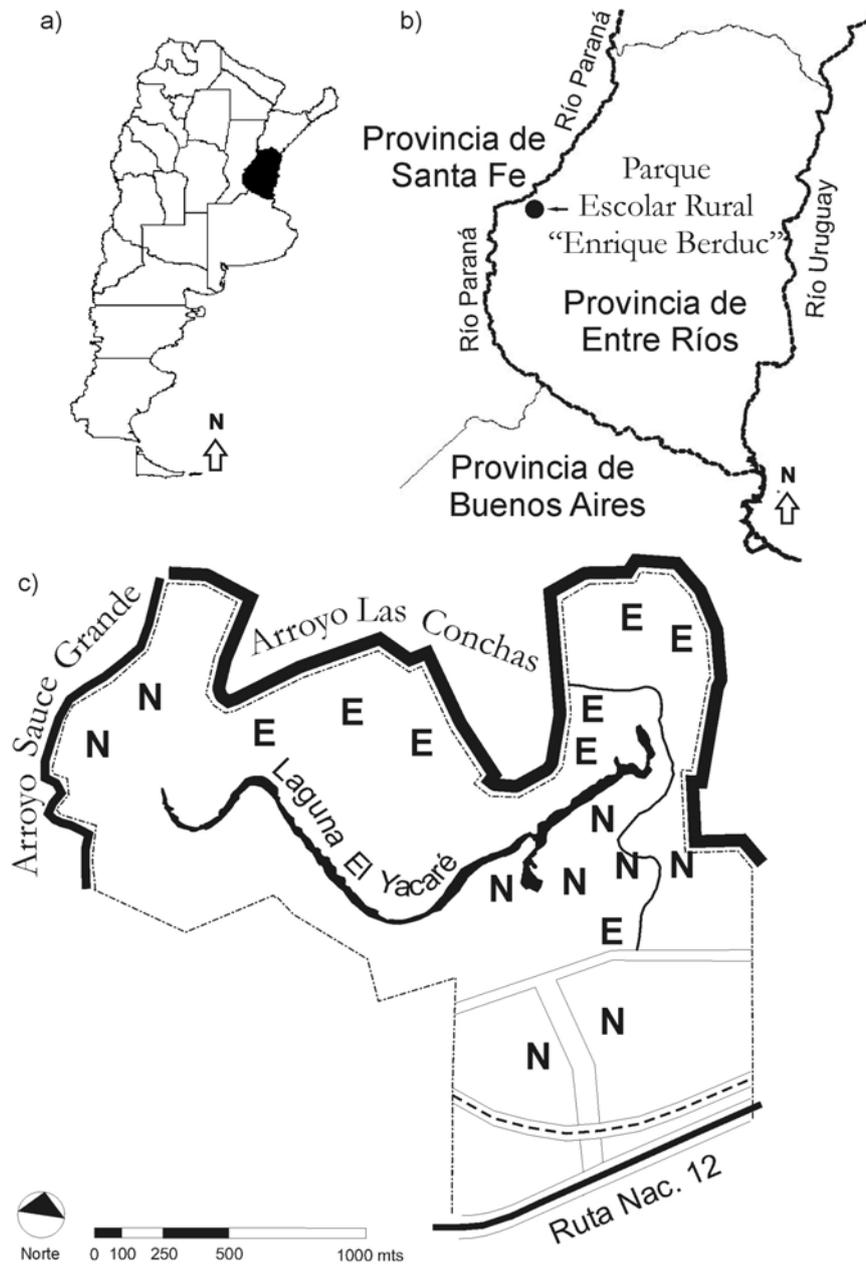


FIG. 1. a) Ubicación de la provincia de Entre Ríos en Argentina, b) de la Reserva de uso múltiple “Parque Escolar Rural Enrique Berduc” en la provincia de Entre Ríos, y c) detalles del área protegida y sus límites: al norte arroyo Las Conchas, al este arroyo Sauce Grande y, al sur y este, por campos agrícolas. N = Ubicación de los puntos de conteos del bosque nativo. E = Ubicación de los puntos de conteos del bosque exótico.

La identidad que posee el ecosistema del área de estudio, está cambiando progresivamente debido al avance de especies de árboles exóticos, desde un bosque nativo semixerófilo de mediana altura (7–10 m) a un bosque alto (15–20 m) de acacia negra (*Gleditsia triacanthos*), ligustro (*Ligustrum lucidum*), ligustrina (*Ligustrum sinense*) y otras especies exóticas como la mora (*Morus alba*) y el paraíso (*Melia azedarach*) (Berduc 2004). Este proceso de invasión de plantas exóticas y degradación del bosque nativo tiene alta constancia en toda la cuenca del arroyo Las Conchas (cuenca en la que se ubica el área de estudio) y pueden presentarse como localmente importantes invadiendo grandes áreas (Bortoluzzi *et al.* 2008). Cada una de estas especies posee particularidades de dispersión y colonización (Bortoluzzi *et al.* 2008) lo que permite encontrar mosaicos de bosques invadidos con diferentes especies en diversas proporciones. La superficie que se encuentra bajo esta situación de invasión en el área de estudio no ha sido determinada, pero se estima que de las 400 ha del Parque, al menos 80 ha sufrieron una sustitución casi total del bosque nativo, y más de 100 ha estarían en condición de invasión severa (Berduc 2004).

De la superficie representada por bosques nativos en el área protegida, la mayor parte corresponde a zonas intangibles (70%) y el resto a bosques manejados con ganadería extensiva (30%).

Método de muestreo. Para el muestreo de aves usamos puntos de radio fijo o parcelas circulares debido a la utilidad de los datos obtenidos por esta técnica (Ralph *et al.* 1996) y, por ser la que mejor se adapta a ambientes forestales (Anjos 1996). Entre Octubre de 2003 y Marzo de 2004, se muestrearon mensualmente (i.e., una visita por mes durante seis meses) 16 estaciones de conteo por puntos de 30 m de radio, ocho en sectores de bosques nativos y ocho en sectores de bosque exótico (Fig. 1).

Los puntos de conteos estuvieron alejados entre sí al menos 250 m para obtener muestras independientes (Ralph *et al.* 1996) y fueron ubicados alejados de los bordes con otros tipos de bosques o con otros hábitats (i.e., arroyos o bañados), para evitar su influencia en las muestras. Los conteos se realizaron de forma visual y por registro de vocalizaciones, entre el amanecer y las 4 h siguientes, atendiendo al período de mayor actividad de las aves (Ralph *et al.* 1996), registrando durante 15 min todas las aves que usaron efectivamente el sitio (se excluyeron las aves en vuelo).

Análisis de datos. Evaluamos las diferencias de riqueza de especies, abundancia, diversidad de Shannon-Wiener (H'): $H' = -\sum_{i=1}^S P_i \ln(P_i)$ (Magurran 1988), equidad (J): $J = H'/H \max = -\sum_{i=1}^S P_i \ln(P_i)/S$ (Magurran 1988) y abundancia de gremios tróficos entre los dos tipos de bosques mediante análisis de variancia con medidas repetidas, debido a que contamos aves en los mismos puntos en diferentes meses (Cueto & López de Casenave 2000a). Además, para comparar los ensambles de aves entre bosques se analizaron las siguientes variables: (1) valores promedios por punto de conteo de la riqueza de especies, abundancia, diversidad, equidad y abundancia de gremios tróficos; (2) riqueza de especies: a) riqueza acumulada de especies (número de especies observadas en los puntos durante los seis muestreos), b) riqueza total estimada para cada bosque mediante los estimadores Chao1 (basado en la abundancia) y Chao2 (basado en la incidencia) (Escalante Espinosa 2003), usando EstimatesS V.8.0.0 (Colwell 2006), c) curvas de rarefacción, estas curvas permiten comparar la riqueza de especies entre sitios en base al mismo número de individuos. Las simulaciones se corrieron 1000 veces y el número medio esperado de especies de cada bosque fue comparado basado en intervalos de confianza del 95% (la no superposición entre intervalos de confianza indica una dife-

rencia significativa entre medias) (Blake & Loiselle 2001); (3) la similitud en composición y abundancia de aves entre puntos de conteos de bosques nativos y bosques exóticos se evaluó mediante un análisis de agrupamiento cuantitativo de Morisita (empleando datos de abundancia) con el software Multivariate Statistical Package (MVSP) (Kovach 2003). El dendrograma se realizó con el método de agrupamiento por ligamiento promedio no ponderado (UPGMA según su sigla en inglés).

A las especies se le asignaron los gremios tróficos frugívoro-insectívoro (FI), granívoro (G), insectívoro (I), omnívoro (O) y otros gremios (X), siguiendo a Canevari *et al.* (1991), Cueto y López de Casenave (2000a, 2000b) y Almeida *et al.* (2003).

RESULTADOS

Riqueza y composición de especies. En los muestreos se registraron 59 especies pertenecientes a 20 familias. En el bosque nativo registramos 56 especies representadas en las 20 familias, mientras que en el bosque exótico se encontraron 32 especies de 14 familias. De las 59 especies registradas, 29 (49%) se encontraron en ambos sitios, 27 (46%) solo en el bosque nativo y 3 (5%) solo en el bosque exótico (Apéndice 1). La riqueza fue superior en el bosque nativo (Fig. 2a) y difirió significativamente entre tipos de bosques ($F = 29,02$, $P < 0,0001$) (Tabla 1). La riqueza estimada para el bosque nativo fue de 62 (rango entre 57 y 80) especies por Chao1 y 66 (rango entre 59 y 91) por Chao2, mientras que para el bosque exótico, Chao1 y Chao2 estimaron 33 (rango entre 32–40 y 32–43, respectivamente) especies (Fig. 3). Las curvas de acumulación de especies observadas y estimadas evidencian que en el bosque exótico el esfuerzo de muestreo fue el adecuado para detectar gran parte de las especies que lo habitan, mientras que en el bosque nativo nuevas especies deberían

ser registradas al aumentar el esfuerzo de muestreo (Fig. 3). Las curvas de rarefacción no superponen sus intervalos de confianza del 95% indicando también diferencias significativas en la riqueza de especies entre bosques (Fig. 4).

La familia Tyrannidae es la más rica en especies en el bosque nativo y bosque exótico con 9 y 7 especies, respectivamente. En el bosque nativo, le siguieron en orden de importancia las familias Furnariidae y Columbidae con 8 y 5 especies, respectivamente y, en el bosque exótico, los Columbidae con 4 especies.

Abundancia. Se registraron 1160 individuos, de estos, 662 (57%) en el bosque nativo y 498 (43%) en el bosque exótico. La abundancia fué superior en el bosque nativo (Fig. 2a) y difirió significativamente entre tipos de bosques ($F = 26,55$, $P = 0,0001$) (Tabla 1).

La familia Furnariidae fue la más abundante en el bosque nativo con 97 individuos y en el exótico Columbidae con 116 individuos. En el bosque nativo le siguen en orden de importancia las familias Columbidae (95), Tyrannidae (83) y Turdidae (69) y, para el bosque exótico, las familias Turdidae (105), Tyrannidae (72), y Furnariidae (50).

Las especies más abundantes en orden de importancia en el bosque nativo fueron *Salpator aurantiirostris*, *Furnarius rufus*, *Turdus amaurochalinus*, *Leptotila verreauxi* y *Zonotrichia capensis*, y en el bosque exótico *L. verreauxi*, *T. amaurochalinus*, *Turdus rufiventris*, *Pitangus sulphuratus* y *Lepidocolaptes angustirostris* (Apéndice 1).

La curva de rango-abundancia de especies para el bosque nativo no presentó una dominancia marcada observándose una distribución más equitativa de las especies (curva menos inclinada) que en el bosque exótico, donde la curva es más inclinada, posee menor cantidad de especies y las tres especies más abundantes (*L. verreauxi*, *T. amaurochalinus* y *T.*

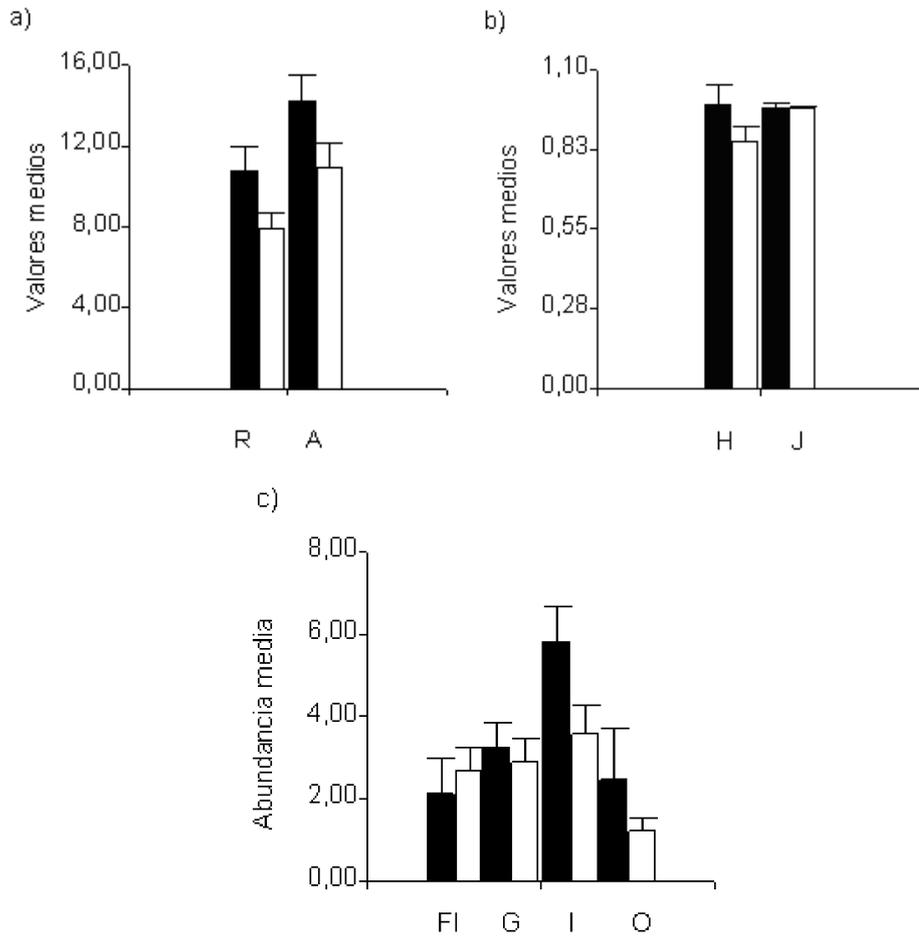


FIG. 2. Valores medios (promedio de los 8 puntos de conteo) de: a) riqueza (R) y abundancia (A), b) diversidad (H) y equidad (J) y c) abundancia media de los gremios tróficos frugívoro-insectívoro (FI), granívoros (G), insectívoros (I) y omnívoros (O) para el bosque nativo (barras negras) y bosque exótico (barras blancas). 1 SD indicado por la línea vertical.

rufiventris) presentan una marcada dominancia (Fig. 5).

En el análisis de agrupamiento basado en el índice de abundancia de individuos, los puntos de conteos se diferenciaron en dos grupos bien definidos de acuerdo al tipo de bosque (Fig. 6).

Diversidad y equidad de Shannon. La diversidad fue superior en el bosque nativo (Fig. 2b) y

difirió significativamente entre tipos de bosques ($F = 17,26$, $P = 0,001$) (Tabla 1), mientras que la equidad fue similar entre tipos de bosques (Fig. 2b) y no presentó diferencias estadísticas ($F = 0,08$, $P = 0,78$) (Tabla 1).

Gremios tróficos. Las aves insectívoras, omnívoras y granívoras fueron más abundantes en el bosque nativo (Fig. 2c), pero solo los dos pri-

TABLA 1. Resumen del análisis de variancia con medidas repetidas para la riqueza específica (R), abundancia (A), diversidad de Shannon (H), equidad (J) y abundancia de los gremios tróficos frugívoros-insectívoros (FI), granívoros (G), insectívoros (I) y omnívoros (O) en el bosque nativo y bosque exótico de la reserva provincial Parque Rural Escolar “Enrique Berduc”. MS = Cuadrado medio.

	df	MS	F	P
R	1	195,51	29,022	< 0,0001
A	1	266,67	26,55	0,0001
H	1	0,37	17,26	0,001
J	1	0,00007	0,08	0,7866
FI	1	7,042	2,26	0,155
G	1	3,01	1,379	0,2599
I	1	119,26	32,859	< 0,0001
O	1	37,5	7,595	0,0155

meros gremios tróficos presentaron diferencias estadísticas significativas ($F = 32,85$, $P < 0,0001$; $F = 7,59$, $P = 0,015$; respectivamente) (Tabla 1). Los frugívoros-insectívoros fueron mas abundantes en el bosque exótico (Fig. 2c) pero no presentaron diferencias estadísticas respecto al nativo (Tabla 1).

DISCUSIÓN

El reemplazo del bosque nativo por bosque exótico influyó, excepto en la equidad, en los parámetros comunitarios analizados (riqueza específica, abundancia y diversidad) mostrando un reducción significativa de estos en el exótico. A pesar de que el análisis de equidad no difirió entre tipos de bosques, la mayor pendiente de la curva rango-abundancia en el bosque exótico, debido a una menor riqueza de especies y marcada dominancia de unas pocas, indicaría diferencias en la estructuración entre comunidades, lo que estaría influenciando en su menor diversidad. Al respecto, Margalef (1980) señala que las comuni-

dades con dominancia de unas pocas especies son siempre comunidades con poca diversidad.

Aunque en este estudio no se midieron variables de composición y estructura de vegetación, existen diferencias notorias entre tipos de bosques como, una gran dominancia de pocas especies de árboles y estratos arbustivo y herbáceo ausentes o pobremente representados en el bosque exótico, las que podrían influenciar en la composición de las comunidades de aves, tal como señalan otros trabajos (Naranjo & Chacón de Ulloa 1997, Blake & Loiselle 2001, Santos 2004, Zurita *et al.* 2006, Barlow *et al.* 2007). La ausencia en el bosque exótico de un grupo de especies de aves que frecuentan el estrato medio y sotobosque (i.e., *Phacellodomus ruber*, *Synallaxis albescens*, *Synallaxis frontalis*, *Euscarthmus meloryphus*, *Hemitriccus margaritaceiventer*, *Cyanocompsa brissonii*) o que suelen recorrer este estrato para alimentarse (i.e., *Coccyzus melacoryphus*, *Tapera naevia*, *Melanerpes cactorum*, *Veniliornis mixtus*, *Cranioleuca pyrrhophia*, *Pseudoseisura lophotes*, *Myiarchus swainsoni*, *Polioptila dumicola*, *Poospiza melano-leuca*) (Canevari *et al.* 1991, observ. pers.) podrían responder, entre otros factores, a estas diferencias. Al respecto, Marsden *et al.* (2001) sugiere que la escasez de sotobosque en plantaciones de Eucaliptos jóvenes o manejados es la razón primaria de ausencia de muchas especies de aves en estos bosques. Resultados de otros estudios han sugerido que la invasión de plantas exóticas altera la estructura del hábitat (Bock *et al.* 1986, Wilson & Belcher 1989), la cual reduce la adecuación de este a varias especies de aves (Flanders *et al.* 2006).

A pesar de tratarse de una matriz de pequeños parches continuos de ambos tipos de bosques, las variables analizadas, excepto la equidad, difirieron significativamente entre ellos, contrastando con otros estudios en los que la cercanía y continuidad de parches disminuye las diferencias en la composición de

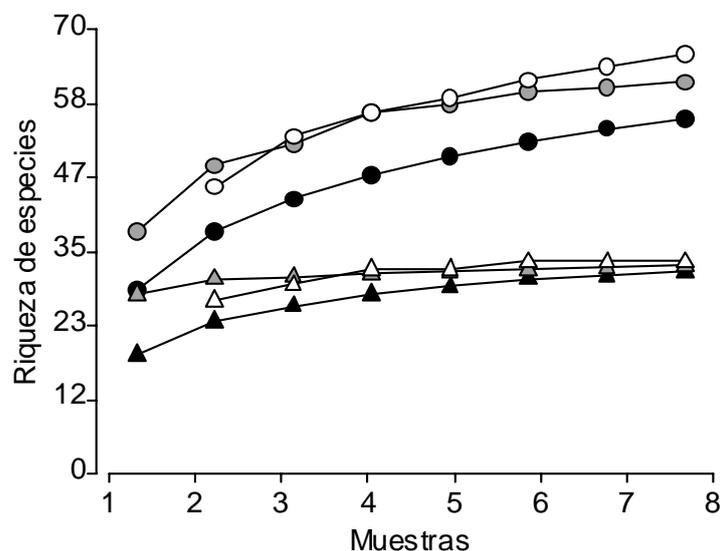


FIG. 3. Riqueza de especies observadas (negro) y total estimada por los estimadores Chao1 (gris) y Chao2 (blanco) para el bosque nativo (círculos) y exótico (triángulos).

avifauna entre ambientes estudiados (Mitra & Sheldon 1993, Blake & Loiselle 2001, Lentijo & Kattan 2005).

La agrupación de los puntos de conteos evidenciada por el análisis de similitud de abundancia indica una estructuración diferente de las comunidades de aves en cada tipo de bosque. La mayor similitud entre puntos de conteos del bosque exótico podría deberse a la homogeneidad de este hábitat derivada de su baja riqueza específica de leñosas, y por lo tanto una menor cantidad de nichos disponibles y una estructuración similar de los ensambles de aves entre sitios de muestreos de este bosque.

La distribución de los recursos alimentarios es de gran importancia en la estructuración de las comunidades (Nocedal 1984), ambientes con altas tasas de producción de frutos, flores y follaje, pueden albergar mayor riqueza y abundancia de especies de aves (Blake & Loiselle 2001). Las diferencias de abundancia de aves entre ambos tipos de bos-

ques podrían considerarse un indicador de la cantidad de recursos disponibles (Naranjo & Chacón de Ulloa 1997, Bojorges Baños & López Mata 2005). Por otro lado, la homogeneidad y simplicidad estructural de plantaciones exóticas tornan a este hábitat poco atractivo para las aves, donde pocas establecen territorios y, consecuentemente, los ensambles presentan bajo número de especies e individuos (Almeida *et al.* 2003).

Las respuestas individuales de las especies a la transformación del hábitat pueden ser diferentes. La presencia de *Vireo olivaceus* solo en el bosque exótico y *Pachyramphus polychopterus* con diferencia significativa de abundancia a favor de ese bosque, podría deberse a que estas especies normalmente se alimentan y desplazan en la altura del dosel. Generalmente, los bosques exóticos poseen un dosel poco heterogéneo y con poca variación altura, ya que están compuestas por una cohorte de árboles de la misma especie (Hayes & Samad 1998, Mitra & Sheldon 1993, Lentijo & Kattan

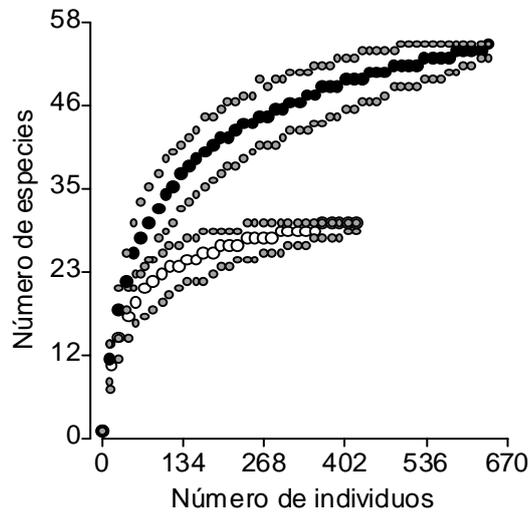


FIG. 4. Curvas de rarefacción basada en la abundancia de individuos para el bosque nativo (círculos negros) y bosque exótico (círculos blancos) con 95% de intervalos de confianza (círculos grises).

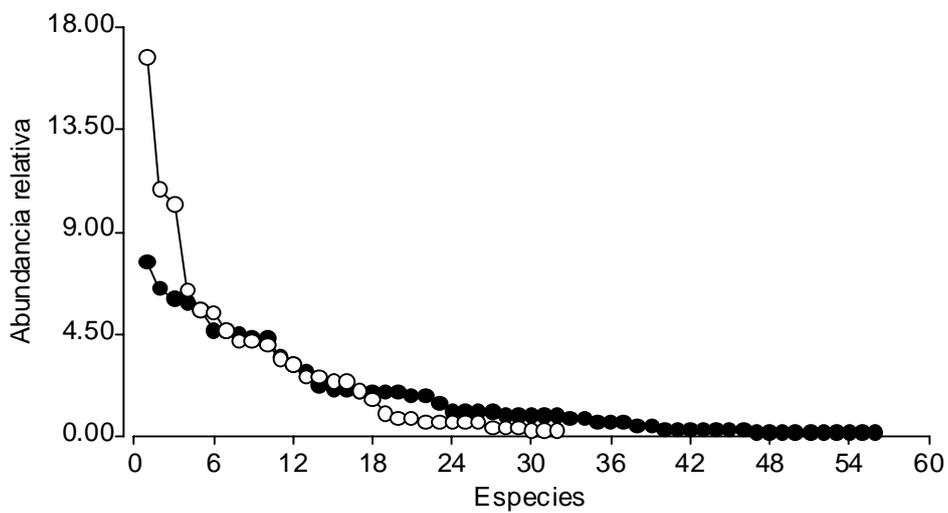


FIG. 5. Curvas de abundancia para las especies de aves en el bosque nativo (círculos negros) y exótico (círculos blancos).

2005). En el área de estudio, estos bosques poseen un dosel continuo de aproximadamente 15 m de altura, lo que podría favorecer la presencia de estos taxones (*V. olivaceus*, *P. polychaetus*), mientras que el bosque nativo se

desarrolla con una altura menor y con bajos índices de superposición de copas. Sin embargo, estas dos especies son comunes en parches de bosques fluviales pioneros y nativos de Sauce Criollo (*Salix humboldtiana*) en el

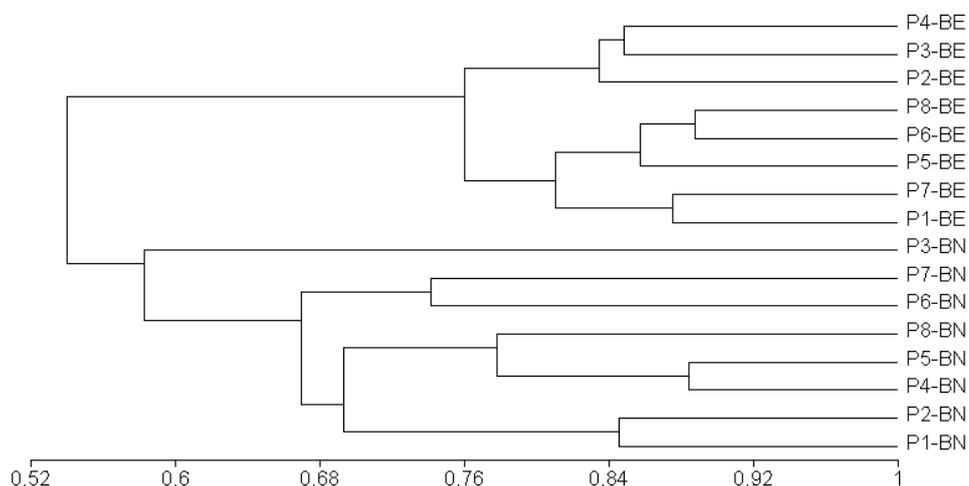


FIG. 6. Análisis de agrupamiento jerárquico de ordenamiento y clasificación de puntos de conteos (P) de bosque nativo (BN) y exótico (BE) mediante el método de ligamiento promedio no ponderado (UPGMA) basado en la abundancia de aves calculado con el índice de Morisita.

área de estudio. Estos bosques poseen una fisonomía similar a los bosques exóticos estudiados (dosel alto y poco heterogéneo), pero no han sido incluidos dentro del hábitat estudiado.

Montaldo (1993) menciona que *Leptotila verreauxi*, *Turdus amaurochalinus*, *T. rufiventris* y *Pitangus sulphuratus* consumen con asiduidad frutos de *Ligustrum* spp. Estas especies de aves fueron las más abundantes en el bosque exótico y presentaron diferencias significativas de abundancia en favor de este bosque (excepto *T. amaurochalinus*). Además, *L. verreauxi*, *T. amaurochalinus* y *T. rufiventris* pertenecen a los gremios tróficos, frugívoro-insectívoro y granívoro, que no mostraron diferencias estadísticas significativas entre bosques. Debido a que en el área de estudio el ligustro (*Ligustrum lucidum*) y la ligustrina (*L. sinensis*) son unas de las principales especies que componen el bosque exótico (Berduc 2004), estos datos sugieren que los frutos de estas plantas exóticas podrían ser un recurso importante para las aves de estos gremios tróficos. No obstante, nuestra escala temporal de estudio se super-

puso solo con el final del período de fructificación de *Ligustrum* spp. (Montaldo 1993, 2000) por lo que futuros trabajos serían necesarios para evaluar la relación entre la fenología de estas plantas y estacionalidad de las aves en estos bosques. Por otro lado, Cueto & López de Casenave (2002) observaron que *Serpophaga subcristata*, *Poliophtila dumicola* y *Parula pitiayumi*, especies insectívoras, seleccionaron las especies de árboles para forrajear por las características de su follaje, evitando para dicha actividad al ligustro (*L. lucidum*) posiblemente por no ofrecer refugio y alimento a los insectos y, de tal forma, limitar la oferta de alimento a las aves. Esta menor oferta de insectos podría explicar la disminución de la riqueza específica en el bosque exótico y diferencias estadísticas significativas de las aves insectívoras a favor del bosque nativo.

A pesar de que nuestros resultados están restringidos a una pequeña escala espacial y temporal de estudio, pueden sugerir que el reemplazo de bosques nativos por bosques dominados por especies exóticas estaría conduciendo a una pérdida significativa de la

riqueza de especies y abundancia de aves. Una vasta región influenciada por presencia de ganadería y cursos de arroyos que dispersan las semillas (Bortoluzzi *et al.* 2008, observ. pers.) y un grupo de especies de aves que facilitan la dispersión y germinación de semillas (Montaldo 1993) está siendo invadida por plantas exóticas en el espinal entrerriano, una de las regiones con menor representación en las áreas protegidas (Burkart 2006) y de las que más aceleradamente se pierde por la destrucción del hábitat y el avance de la agricultura (Berduc 2004, Arturi 2006), evidenciando un panorama que requiere acciones urgentes de conservación.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a J. Mancini, A. Giraud, A. Bortoluzzi, A. Pautasso, F. Peralta, I. Melamedoff, P. Peltzer y A. L. Ronchi por su colaboración en diferentes etapas de este trabajo. A P. Blendinger y revisores anónimos por mejorar con sus sugerencias sustancialmente este trabajo. Al CONICET y la UNL por proveer el marco adecuado para el desarrollo de nuestras investigaciones.

REFERENCIAS

- Aceñolaza, P. G. 2000. Variabilidad estructural de una comunidad forestal sobre suelos vérticos de la provincia de Entre Ríos. *Rev. Fac. Agron. (B. Aires)* 20: 123–130.
- Almeida, A., H. T. Z. D. Couto, & A. F. Almeida. 2003. Diversidade beta de aves em habitats secundários da pré-Amazônia maranhense e interação com modelos nulos. *Ararajuba* 11: 157–171.
- Anjos, L. D. 1996. Levantamento quantitativo de comunidades de aves. Pp. 145–150 in *Anais del V Congresso Brasileiro de Ornitología*. UNICAMP, Campinas, Brasil.
- Arturi, M. 2006. Situación ambiental de la ecorregión espinal. Pp. 241–246 in Brown, A., U. Martínez Ortiz, M. Acerbi, & J. Corcuera (eds.). La situación ambiental argentina 2005. Fundación Vida silvestre Buenos Aires, Argentina.
- Barlow, J., L. A. M. Mestre, T. A. Gardner, & C. A. Peres. 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. *Biol. Conserv.* 136: 212–231.
- Berduc, A. J. 2004. Diagnostico y planificación de estrategia de manejo y control de leñosas exóticas en el Parque Escolar Rural “Enrique Berduc”. Consejo General de Educación de Entre Ríos, Entre Ríos, Argentina.
- Blake, J. G. & B. A. Loiselle. 2001. Birds assemblages in second-growth and old-growth forest, Costa Rica: perspectives from mist nest and point counts. *Auk* 118: 304–326.
- Bock, C. E., J. H. Bock, K. L. Jepson, & J. C. Ortega. 1986. Ecological effects of planting African lovegrasses in Arizona. *Nat. Geogr. Res.* 2: 456–463.
- Bojorges Baños, J. C. & L. López Mata. 2005. Asociación de la riqueza y diversidad de aves y estructura de la vegetación en una selva mediana subperennifolia en el centro de Veracruz, México. *Rev. Mex. Biodivers.* 77: 235–249.
- Bortoluzzi, A., P. Aceñolaza, & F. G. Aceñolaza. 2008. Caracterización Ambiental de la Cuenca del Arroyo las Conchas, provincia de Entre Ríos. *Inst. Super. Correl. Geol. (Insugeo) Misc.* 17: 219–230.
- Burkart, R. 2006. Las áreas protegidas de la Argentina. Pp. 399–404 in Brown, A., U. Martínez Ortiz, M. Acerbi, & J. Corcuera (eds.). La situación ambiental argentina 2005. Fundación Vida silvestre, Buenos Aires, Argentina.
- Cabrera, A. L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. Pp. 1–85 in Parodi, L. R. (ed.). *Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería*. Tomo II. 2nd ed. ACME, Buenos Aires, Argentina.
- Canevari, M., P. Canevari, G. R. Carrizo, G. Harris, J. Rodríguez Mata, & R. J. Straneck. 1991. Nueva guía de las aves argentinas. Fundación Acindar, Buenos Aires, Argentina.
- Cody, M. L. 1985. *Habitat selection in birds*. Academic Press, Orlando, Florida.
- Colwell, R. K. 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. Publicado en <http://purl.oclc.org/estimates>.

- Cueto, V. R., & J. López de Casenave. 2002. Foraging behavior and microhabitat use of birds inhabiting coastal woodlands in Eastcentral Argentina. *Wilson Bull.* 114: 342–348.
- Cueto, V. R., & J. López de Casenave. 2000a. Bird assemblages of protected and exploited coastal woodlands in east-central Argentina. *Wilson Bull.* 112: 395–402.
- Cueto, V. R., & J. López de Casenave. 2000b. Seasonal changes in bird assemblages of coastal woodlands in east-central Argentina. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 35: 173–177.
- D'Antonio, C. M. 2000. Fire, plant invasions, and global changes. Pp. 65–93 in Mooney, H. A., & R. J. Hobbs (eds.). *Invasive species in a changing world*. Island Press, Washington, DC.
- Escalante Espinosa, T. 2003. ¿Cuántas especies hay? Los estimadores no paramétricos de Chao. *Elementos* 52: 53–56.
- Flanders A. A., W. P. Kuvlesky Jr., D. C. Ruthven III, R. E. Zaiglin, R. L. Bingham, T. E. Fulbright, F. Hernández, & L. A. Brennan. 2006. Effects of invasive exotic grasses on south Texas rangeland breeding birds. *Auk* 123: 171–182.
- González Oreja, J. A. 2003. Aplicación de análisis multivariantes al estudio de las relaciones entre las aves y sus hábitats: un ejemplo con paseriformes montanos no forestales. *Ardeola* 50: 47–58.
- Hall, L. S., P. A. Kraussman, & M. L. Morrison. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildl. Soc. Bull.* 25: 173–182.
- Hayes, F. E., & I. Samad. 1998. Diversity, abundance and seasonality of birds in a Caribbean pine plantation and native broad-leaved forest at Trinidad, West Indies. *Bird. Conserv. Int.* 8: 67–87.
- Horlent, N., M. C. Juárez & M. Arturi. 2003. Incidencia de la estructura del paisaje sobre la composición de especies de aves en los talares del noreste de la provincia de Buenos Aires. *Ecol. Austral* 13: 173–182.
- Kelly, S. 2008. *Invasive Plant Impacts*. Invasive Plant Management: CIPM Online Textbook. Accedido en 20 Octubre 2008 de <http://www.weedcenter.org/textbook>.
- Kovach, W. L. 2003. *Multi-variate Statistical Package Version 3.1 for Windows*. Kovich Anglesey, Wales, UK.
- Lentito, G. M., & G. H. Kattan. 2005. Estratificación vertical de las aves en una plantación monoespecífica y en bosque nativo en la cordillera central de Colombia. *Ornitol. Colomb.* 3: 51–61.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its Measurement*. Princeton Univ. Press, Princeton, New Jersey.
- Margalef, R. 1980. *Ecología*. Ediciones Omega S. A. Casanova, Barcelona, España.
- Marsden, S. J., W. Mark, & M. Galetti. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodivers. Conserv.* 10: 737–751.
- Mason, P. 1985. The nesting biology of some passerines of Buenos Aires. *Ornithol. Monogr.* 36: 954–972.
- Mitra, S. S., & F. H. Sheldon. 1993. Use of an exotic tree plantation by bornean lowland forest birds. *Auk* 110: 529–540.
- Montaldo, N. H. 1993. Dispersión por aves y éxito reproductivo de dos especies de *Ligustrum* (Oleaceae) en un relicto de selva subtropical en la Argentina. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 66: 75–85.
- Montaldo, N. H. 2000. Éxito reproductivo de plantas ornitócoras en un relicto de la selva subtropical en Argentina. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 73: 511–524.
- Mooney, H. A., & R. J. Hobbs (eds.). 2000. *Invasive species in a changing world*. Island Press, Washington, D.C.
- Muzzachiodi, N., M. G. Wilson & R. A. Sabbatini. 1998. Avifauna del Parque Escolar Rural Enrique Berduc, La Picada (Entre Ríos). *Rev. Cient. Agrop.* 2: 7–11.
- Muzzachiodi, N., M. G. Wilson & R. A. Sabbatini. 2003. Avifauna registrada en un ciclo anual en el Parque Escolar Rural “Enrique Berduc”, La Picada, Paraná, provincia de Entre Ríos, Argentina. *Nót. Faun.* 16: 1–3.
- Naranjo, L. G., & P. Chacón de Ulloa. 1997. Diversidad de insectos y aves insectívoras de soto-bosque en hábitats perturbados de selva lluviosa tropical. *Caldasia* 19: 507–520.
- Nocedal, J. 1984. Estructura y utilización del follaje de las comunidades de pájaros en bosques templados del valle de México. *Acta Zool. Mex.* 6:

- 1–4.
- Panigatti, J., J. Weber & O. Pillati. 1981. Estado actual y futuro de los problemas de suelos de Santa Fe. INTA. Rafaela, Santa Fe, Argentina.
- Ralph, C. J., R. G. Geupel, P. Pyle, T. E. Martin, D. F. DeSante, & B. Milla. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves de terrestres. Gen. Tech. Rep. PSW-159. USDA Forest Service, Albany, California.
- Remsen, J. V. Jr., C. D. Cadena, A. Jaramillo, M. Nores, J. F. Pacheco, M. B. Robbins, T. S. Schulenberg, F. G. Stiles, D. F. Stotz, & K. J. Zimmer. Version [10/11/2008]. A classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union. Publicado en <http://www.museum.lsu.edu/~RemsenSACC-Baseline.html>.
- Rose, S., & P. G. Fairweather. 1997. Changes in floristic composition of urban bushland invaded by *Pittosporum undulatum* in northern Sydney, Australia. *Aust. J. Bot.* 45: 123–49.
- Rotenberry, J. T., & J. A. Weins. 1980. Habitat structure, patchiness, and avian communities in North American steppe vegetation: a multivariate analysis. *Ecology* 61: 1228–1250.
- Roth, R. R. 1976. Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology* 57: 773–782.
- Santos, M. P. D. 2004. As comunidades de aves em duas fisionomias da vegetação de Caatinga no estado do Piauí, Brasil. *Ararajuba* 12: 113–123.
- Simberloff, D. 2000. Nonindigenous species - a global threat to biodiversity and stability. Pp. 325–334 in Raven P. H. (ed.). *Nature and human society*. National Academy Press, Washington, DC.
- Simberloff, D., M. A. Relva, & M. Núñez. 2003. Introduced species and management of a *Nothofagus/Austrocedrus* forest. *Environ. Manage.* 31: 263–275.
- Soave, G. E., G. Marateo, P. Rey, D. Glaz & C. Darrieu. 1999. Evolución estacional de los ensambles de aves de un talar del nordeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Comisión de Investigaciones Científicas, La Plata, Argentina.
- Wiens, J. A. 1989. The ecology of bird communities. Volume 1: Foundations and patterns. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.
- Wilcove, D. S., D. Rothstein, J. Dubow, A. Phillips, & E. Losos. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48: 607–615.
- Wilson, M. F. 1974. Avian community organization and habitat structure. *Ecology* 55: 1017–1029.
- Wilson, S. D., & J. W. Belcher. 1989. Plant and bird communities of native prairie and introduced Eurasian vegetation in Manitoba, Canada. *Conserv. Biol.* 3: 39–44.
- Zurita, G. A., N. Rey, D. M. Varela, M. Villagra, & M. I. Belloq. 2006. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: Effects on bird communities from the local and regional perspectives. *For. Ecol. Manage.* 235: 164–173.

APÉNDICE 1. Lista de aves registradas en bosques nativos (BN) y bosques exóticos (BE) con su respectiva abundancia media (AM) \pm desvío estándar (DE) y gremios tróficos a las que pertenecen (GT): frugívoro-insectívoro (FI), granívoro (G), Insectívoro (I), omnívoro (O) y otros gremios (X). * = diferencia de abundancia significativa de la especie entre bosques ($P < 0,05$; Análisis de Kruskal Wallis). La nomenclatura de las especies sigue a Remsen *et al.* (2008).

Familias/Especies	BN	BE	P	GT
	AM \pm DE	AM \pm DE		
Accipitridae				
<i>Buteo magnirostris</i>	0,08 \pm 0,13	0,02 \pm 0,06		X
Falconidae				
<i>Caracara plancus</i>	0,02 \pm 0,06	-		X
Columbidae				
<i>Patagioenas maculosa</i>	0,15 \pm 0,19	0,06 \pm 0,12		G
<i>Patagioenas picazuro</i>	0,48 \pm 0,29	0,56 \pm 0,20		G
<i>Columbina picui</i>	0,15 \pm 0,19	-		G
<i>Leptotila verreauxi</i>	0,81 \pm 0,37	1,73 \pm 0,41	*	G
<i>Zenaida auriculata</i>	0,40 \pm 0,27	0,06 \pm 0,18	*	G
Psittacidae				
<i>Myiopsitta monachus</i>	0,25 \pm 0,71	-		O
Cuculidae				
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	0,13 \pm 0,08	-		I
<i>Guira guira</i>	0,04 \pm 0,08	-		X
<i>Tapera naevia</i>	0,06 \pm 0,09	-		I
Trochilidae				
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	0,04 \pm 0,08	-		X
Picidae				
<i>Colaptes melanochloros</i>	0,08 \pm 0,09	0,06 \pm 0,18		I
<i>Melanerpes cactorum</i>	0,02 \pm 0,06	-		I
<i>Veniliornis mixtus</i>	0,02 \pm 0,06	-		I
Furnariidae				
<i>Cranioleuca pyrrhophia</i>	0,27 \pm 0,20	-		I
<i>Furnarius rufus</i>	0,90 \pm 0,54	0,44 \pm 0,42		I
<i>Phacellodomus ruber</i>	0,04 \pm 0,08	-		I
<i>Pseudoseisura lophotes</i>	0,04 \pm 0,12	-		I
<i>Synallaxis albescens</i>	0,04 \pm 0,08	-		I
<i>Synallaxis frontalis</i>	0,31 \pm 0,26	-		I
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	0,65 \pm 0,23	0,58 \pm 0,20		I
<i>Campylorhynchus trochilirostris</i>	0,02 \pm 0,06	0,02 \pm 0,06		I
Thamnophilidae				
<i>Taraba major</i>	0,65 \pm 0,35	0,25 \pm 0,24	*	I
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	0,13 \pm 0,29	0,17 \pm 0,22		I
Tyrannidae				
<i>Campostoma obsoletum</i>	0,10 \pm 0,18	0,04 \pm 0,08		I
<i>Elaenia parvirostris</i>	0,63 \pm 0,31	0,27 \pm 0,20	*	FI
<i>Euscarthmus meloryphus</i>	0,13 \pm 0,19	-		I
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	0,10 \pm 0,09	-	*	I
<i>Lathrotriccus euleri</i>	0,04 \pm 0,12	0,35 \pm 0,27	*	I

APÉNDICE 1. Continuación.

Familias/Especies	BN	BE	P	GT
	AM ± DE	AM ± DE		
Tyrannidae				
<i>Myiarchus swainsoni</i>	0,02 ± 0,06	-		I
<i>Myodynastes maculatus</i>	0,13 ± 0,15	0,10 ± 0,12		I
<i>Myiophobus fasciatus</i>	-	0,02 ± 0,06		I
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0,29 ± 0,25	0,67 ± 0,36	*	O
<i>Serpophaga suberistata</i>	0,29 ± 0,23	0,04 ± 0,08	*	I
Tityridae				
<i>Pachyrampus polychopterus</i>	0,02 ± 0,06	0,27 ± 0,12	*	FI
<i>Pachyrampus viridis</i>	0,02 ± 0,06	-		FI
Vireonidae				
<i>Cycarhis gujanensis</i>	0,27 ± 0,22	0,25 ± 0,15		I
<i>Vireo olivaceus</i>	-	0,21 ± 0,23	*	I
Troglodytidae				
<i>Troglodytes aedon</i>	0,15 ± 0,19	0,08 ± 0,13		I
Poliptilidae				
<i>Poliptila dumicola</i>	0,60 ± 0,41	-	*	I
Turdidae				
<i>Turdus amaurochalinus</i>	0,83 ± 0,50	1,13 ± 0,58		FI
<i>Turdus rufiventris</i>	0,60 ± 0,32	1,06 ± 0,32	*	FI
Parulidae				
<i>Basiluterus leucoblepharus</i>	0,44 ± 0,44	0,48 ± 0,42		I
<i>Parula pitiayumi</i>	0,25 ± 0,22	0,42 ± 0,30		I
Thraupidae				
<i>Thraupis sayaca</i>	0,04 ± 0,08	0,04 ± 0,08		FI
Emberizidae				
<i>Coryphospingus cucullatus</i>	0,27 ± 0,20	-		G
<i>Poospiza melanoleuca</i>	0,08 ± 0,13	-		G
<i>Sicalis flaveola</i>	0,02 ± 0,06	-		G
<i>Zonotrichia capensis</i>	0,77 ± 0,34	0,44 ± 0,53		G
Cardinalidae				
<i>Cyanocopsa brissonii</i>	0,27 ± 0,20	-		G
Incertae Sedis				
<i>Saltator aurantirostris</i>	1,06 ± 0,34	0,06 ± 0,12	*	O
<i>Saltator coerulescens</i>	0,27 ± 0,28	-		O
<i>Saltator similis</i>	0,21 ± 0,25	0,33 ± 0,24		O
Icteridae				
<i>Agelaioides badius</i>	0,27 ± 0,34	-		O
<i>Cacicus solitarius</i>	0,15 ± 0,14	0,06 ± 0,09		I
<i>Icterus cayanensis</i>	0,02 ± 0,06	-		I
<i>Molothrus bonariensis</i>	-	0,08 ± 0,09		O
<i>Molothrus rufoaxillaris</i>	0,13 ± 0,35	-		O