

## Impacto de diferentes disturbios antrópicos sobre las comunidades de aves de bosques y matorrales de *Nothofagus antarctica* en el NO Patagónico

MARÍA V LANTSCHNER ✉ & VERÓNICA RUSCH \*

INTA EEA Bariloche, Bariloche, Río Negro, Argentina.

**RESUMEN.** Para poder planificar usos productivos compatibles con la conservación de la biodiversidad, es esencial evaluar los cambios que éstos provocan. Los bosques andino-patagónicos sufren disturbios de origen antrópico, como incendios, pastoreo, extracción de madera o leña y reemplazo por plantaciones de coníferas exóticas, habiéndose descartado a priori actividades productivas sin conocer los impactos que estos disturbios producen sobre la biodiversidad de los bosques. El objetivo de este trabajo fue evaluar en qué medida los diferentes usos de los bosques y matorrales de *Nothofagus antarctica* de la cuenca del río Foyel (Prov. Río Negro) provocan cambios sobre sus comunidades de aves. Se censaron aves por el método de conteo por puntos de radio variable en bosques y matorrales con distintos niveles de alteración por pastoreo y extracción de leña (cerrado, semiabierto, abierto), y en plantaciones de coníferas exóticas. Las densidades de aves no mostraron diferencias entre los tipos de vegetación. La riqueza y la diversidad (Índice de Shannon) en las forestaciones fueron similares a la vegetación no disturbada, aumentando en bosques y matorrales con tala y pastoreo de intensidad media, y siendo máximas en ambientes con tala y pastoreo intenso. Un Análisis de Correspondencia Canónico y un análisis de similitud de la composición de especies mostraron que existen dos comunidades bien diferenciadas: las de ñirantales más alterados, donde dominan aves de ambientes abiertos, y otra comunidad en el resto de los tipos de vegetación, dominada por especies características del bosque. La composición de las comunidades de aves está determinada principalmente por los cambios estructurales y no por los cambios en la composición florística. Las plantaciones de coníferas presentan una comunidad de aves similar a la de los sistemas originales, mientras que la tala y el pastoreo intenso, provocan cambios importantes, incorporando algunas especies al área, y eliminando otras que son dependientes del bosque.

[Palabras clave: bosques andino-patagónicos, usos de la tierra, plantación de coníferas exóticas, pastoreo, extracción de madera, biodiversidad, conservación, manejo sustentable]

**ABSTRACT. Impact of different anthropogenic disturbances on bird communities of *Nothofagus antarctica* forests and shrublands in NW Patagonia:** To be able to plan productive uses of the land compatible with the conservation of the biodiversity, it is essential to evaluate the changes that they cause. The Andean patagonic forests undergo different anthropogenic disturbances, like fires, grazing, wood extraction and substitution by exotic coniferous plantations. These activities cause changes on the vegetation and animal communities, and could be affecting the functioning of the forest ecosystems. In Argentine Patagonia, there is a growing opposition to productive activities, particularly to pine plantations, because of its supposed negative ecological consequences, however their impacts are unknown. The aim of this study was to evaluate in which measure different uses of the vegetation of the basin of Foyel river (NO Argentine Patagonia) cause changes on bird communities, especially on the functionally important and the endangered species. Birds counts were conducted from November 2004 to March 2005 (summer) using the variable circular-plot method, in twenty four sites of *Nothofagus antarctica* native forests

---

✉ INTA EEA Bariloche, CC 277 (8400) Bariloche,  
Río Negro, Argentina.  
mvlantschner@bariloche.inta.gov.ar  
\* vrusch@bariloche.inta.gov.ar

Recibido: 24 de mayo de 2006; Fin de arbitraje: 18 de octubre de 2006; Revisión recibida: 23 de noviembre de 2006; Aceptado: 26 de marzo de 2007.  
Este trabajo fue aceptado durante el proceso editorial de Marcelo Cassini.

and scrubs with different levels of grazing and wood extraction (closed, semiopened, opened), and in eight exotic plantations of *Pseudotsuga menziesii* and *Pinus* spp. Although, the vegetation structure of each site was characterized, to identify structural elements of the forests that could be important for bird habitat. Population densities of birds did not differ between vegetation types ( $25.4 \pm 8.4$  individuals/ha) associated to different disturbances. Bird richness and diversity (Shannon Index), however, were different among the vegetation types, in forestations both were similar to the undisturbed vegetation types, whereas they increased in vegetations with a medium intensity of wood extraction and grazing, and were highest in those sites with a high intensity of wood extraction and grazing. A Canonical Correspondence Analysis and an analysis of species composition similarity showed that there are two differentiated communities: those of the more altered *N. antarctica* forests (by grazing and wood extraction), dominated by birds of opened areas; and another community in the rest of the vegetation types, dominated by species characteristic of forests. Among the key species for the Andean patagonic forests processes, foliage insectivores (*Elaenia albiceps* and *Aphrastura spinicauda*) were not seriously affected by any of the anthropogenic disturbances; ground insectivores (*Scelorchilus rubecula* and *Pteroptochos tarnii*) used the coniferous plantations, but not the areas opened by intense wood extraction and grazing; whereas the wood insectivore species (*Campephilus magellanicus*) was rare in all types of vegetation. Our results suggest that the structure and composition of the forest bird communities is mainly determined by changes in the structure of the vegetation, and not by changes in the floristic composition. The bird community of the coniferous plantations is similar to the community of the original systems. Intensive wood extraction and grazing, however, cause great changes, incorporating some species to the area, but eliminating others that are forest dependent.

[Keywords: andean-patagonic forests, land uses, exotic coniferous plantations, grazing, wood extraction, biodiversity, conservation, sustainable management]

## INTRODUCCIÓN

Los bosques y matorrales de *Nothofagus antarctica* (ñire) sufren importantes disturbios derivados de la ocupación humana y de las actividades de uso intensivo y extensivo (Laclau 1997). En casi toda su extensión (Neuquén 36° 30' S hasta Tierra del Fuego 55° S) presentan actividad ganadera conjuntamente con extracción de madera para leña, y en algunas zonas también han sido reemplazados por plantaciones de coníferas exóticas de rápido crecimiento (Laclau 1997, Schlichter y Laclau 1998). Estos disturbios producen cambios en la vegetación y en la fauna asociada, que podrían estar afectando el funcionamiento de los ecosistemas y llevando a la pérdida de biodiversidad.

Es sabido que las áreas protegidas por sí solas son insuficientes para garantizar la conservación de la biodiversidad (Lindenmayer *et al.*, 2006), por lo que las áreas bajo uso productivo también deben participar en dicho objetivo (Miller, 1996). En este sentido, es necesario generar información que permita diseñar y planificar estrategias de uso sustentable de los

bosques, de manera de compatibilizar su conservación con la necesidad de satisfacer los requerimientos de las poblaciones con ellos relacionados (Aplet *et al.* 1993).

En lo que respecta a las aves, no existe información acerca del impacto de los distintos disturbios a los que están sometidos los bosques de ñire sobre sus comunidades. La pérdida o modificación del hábitat podría afectarlas, ya sea reduciendo su área de hábitat necesario para subsistir, disminuyendo la disponibilidad de alimento y refugio o afectando su dispersión (Noss y Cooperrider 1994, Estades y Temple 1999, Santos *et al.* 2002). Sin embargo, las respuestas de las aves a la modificación del hábitat dependen de los atributos de cada especie, pudiendo algunas especies no ser afectadas o incluso ser beneficiadas. Por lo tanto, es importante no solo analizar los cambios en la riqueza y diversidad de las comunidades, sino que también los cambios en su composición, y la respuesta de cada especie, particularmente aquellas consideradas con importancia para la conservación, ya sea por encontrarse amenazadas o por ser clave en el funcionamiento de los ecosistemas (Rusch *et al.* 2005).

El objetivo de este trabajo fue describir las comunidades de aves de los bosques y matorrales de ñire de la cuenca de Río Foyel; y comparar el impacto de los distintos disturbios sobre estas comunidades. Con este conocimiento se espera generar información para proponer pautas de manejo que permitan compatibilizar el uso y la conservación de estos bosques.

## MÉTODOS

### Área de estudio

El área de estudio se ubica en la cuenca del río Foyel, provincia de Río Negro, Argentina; y abarca una superficie de aproximadamente 100000 ha, delimitada al norte por el río Manso inferior (41°33'S), al sur por la Loma Atravesada (41°50'S), al oeste por el límite con Chile (71°41'O) y al este por el límite con la estepa (71°17'O). Fitogeográficamente se ubica dentro de la Provincia Subantártica (Cabrera 1976). El clima es templado-frío, con una precipitación media anual de aproximadamente 1200 mm (Barros et al. 1983).

El área de estudio se restringió a los fondos de valle y laderas bajas de la cuenca, por ser las áreas más usadas para silvopastoreo y más susceptibles a ser potencialmente reemplazadas por plantaciones forestales. La vegetación predominante está compuesta por bosques y matorrales de ñire (*Nothofagus antarctica*) puros y por bosques mixtos, donde el ñire se encuentra acompañado por otras especies como radial (*Lomatia hirsuta*), retamo (*Diostea juncea*) y laura (*Schinus patagonicus*).

La cuenca presenta diversos disturbios, gran parte de su superficie (aproximadamente el 80%) sufrió incendios entre mediados del siglo XIX y principios del siglo XX (Willis 1914). Aunque no existen estadísticas precisas, se sabe que desde fines del siglo XIX la zona soporta una alta presión de pastoreo y de extracción de leña (Manacorda y Bonvissuto 2001). A partir de la década de 1970, surgió como una nueva actividad la del reemplazo de la vegetación nativa por plantaciones de coníferas exóticas, principalmente de *Pinus ponderosa* (pino ponderosa), *P. contorta* var. *latifolia* (pino murrayana) y *Pseudotsuga menziesii* (pino oregón).

### Unidades de vegetación muestreadas

Se seleccionaron 11 tipos de vegetación, con distintas intensidades de uso y degradación, de manera que se hallaran representados todos los tipos de ambientes de los fondos de valles y laderas bajas de la cuenca del Río Foyel (650 a 1100 m.s.n.m.).

La tala y el pastoreo son actividades que generalmente se encuentran asociadas, lo cual impidió analizar sus efectos independientemente. Su intensidad se cuantificó mediante el grado de apertura de la vegetación (cerrado: suma de cobertura arbórea y arbustiva > 70%; semiabierto: 20–70%; abierto: < 20%).

Se relevaron 32 sitios, cada tipo de vegetación estuvo representado por entre tres y seis sitios. Este número dependió de la superficie que abarca cada tipo de vegetación en la cuenca, aquellos tipos más abundantes estuvieron más representados. Los tipos de vegetación seleccionados por presentar diferencias en sus características estructurales, (Tabla 1) fueron los siguientes:

- Bosque de ñire cerrado: Bosque de ñire con un estrato arbustivo denso de *Chusquea culeou*. No presenta evidencias de tala y pastoreo.

- Bosque de ñire semiabierto: Bosque de ñire con vegetación más abierta que el anterior debido a tala y pastoreo.

- Matorral abierto: Matorral dominado por arbustos bajos (e. g. *Berberis* spp. *Baccharis* spp.) y especies herbáceas, el cual anteriormente fue un bosque de ñire, pero que por tala y pastoreo intenso fue transformando, desapareciendo el dosel y los arbustos altos.

- Matorral de ñire semiabierto: Matorrales bajos densos de ñire arbustivo, intercalados con algunos claros debidos a tala y pastoreo.

- Bosque mixto cerrado: Bosques densos de ñire, retamo, laura y radial, sin evidencias de pastoreo y tala.

- Bosque mixto semiabierto: Bosques de ñire, retamo, laura y radial, cuya vegetación ha sido abierta por tala y pastoreo.

- Oregonal: Plantaciones de pino oregón de entre 20 y 30 años y superficies variables (2.5–15 ha). Reemplazan ambientes que previamente fueron ñirantales.

- Pinar: Plantaciones de pino ponderosa o pino murrayana de 20–25 años de edad, de superficies variables (6.5–20 ha). Reemplazan ambientes que previamente fueron ñirantales.

En cada sitio se llevó a cabo una caracterización de la vegetación, de manera de obtener una descripción del hábitat. Para esto, se establecieron aleatoriamente diez parcelas distintas dentro de cada sitio, donde se estimó el porcentaje de cobertura del estrato herbáceo (0–50 cm), mediante cuadrados de 50×50 cm, y el porcentaje de cobertura del estrato arbustivo (0.5–2 m) y del estrato arbóreo (>2 m), mediante parcelas de 2 m de radio. En cada sitio se midió también el diámetro a la altura del pecho (*dap*) de 30 a 50 árboles (según la heterogeneidad) seleccionados al azar, excluyendo aquellos de *dap* menor a 10 cm, y a partir de estos datos se calculó un *dap* promedio por sitio.

En cada punto de relevamiento de aves se estimó la capacidad de tránsito de las aves por el estrato medio de la vegetación, midiendo la distancia desde el punto hasta la estructura vegetal más cercana de 1.5 m de altura, en las cuatro direcciones cardinales, por medio de

un medidor digital de distancias “Leica Disto lite” (rango de medición: 0.05 m a 100 m; precisión: ± 1.5 mm). Todas las distancias de un mismo sitio fueron promediadas para obtener un único valor de “transitabilidad” (m) para cada sitio.

#### Relevamiento de aves

Se llevaron a cabo censos de aves mediante el método de conteo por puntos (Reynolds et al. 1980). En cada sitio (n = 41) se realizaron ocho repeticiones de los conteos en un mismo día, en puntos separados 80–100 m entre sí. En cada punto se registraron todas las aves vistas (utilizando binoculares) y oídas durante 7 minutos en un área de 30 m de radio, estimando la distancia del ave al centro de la parcela. El registro de las aves se iniciaba ni bien el observador arribaba al punto de muestreo. Como un dato descriptivo adicional (si bien no fueron incluidas en los análisis posteriores), se registraron también las especies observadas fuera de las parcelas, que estaban haciendo uso del sitio censado (Tabla 2). Los censos se realizaron entre el amanecer y las 10:00, entre diciembre 2004 y marzo 2005. No se hicieron censos en días de viento fuerte, lluvia o temperaturas muy bajas. Para la identificación de las aves se siguió a Narosky & Babarskas (2000).

**Tabla 1.** Variables de vegetación medidas (promedio y DS, entre paréntesis) en los distintos tipos de vegetación muestreados.

**Table 1.** Values of the estimated vegetation variables (means and SD, in parenthesis), for the different vegetation types.

Tipo de vegetación	Nº de sitios	Dap (cm)	Cobertura herbácea (%)	Cobertura arbustiva (%)	Cobertura arbórea (%)	Transitabilidad (m)
Matorral abierto	3	0.0 (0.0)	93.8 (5.4)	13.7 (5.9)	0.0 (0.0)	85.6 (4.6)
Matorral de ñire semiabierto	3	0.0 (0.0)	35.8 (10.6)	59.1 (11.0)	24.2 (17.4)	4.7 (1.4)
Bosque de ñire semiabierto	5	18.3 (2.8)	61.1 (20.0)	21.4 (6.1)	33.4 (14.2)	8.4 (3.1)
Bosque de ñire cerrado	3	17.8 (4.8)	29.3 (24.8)	67.8 (18.0)	59.0 (24.1)	1.9 (0.8)
Bosque mixto semiabierto	4	9.6 (7.0)	54.2 (11.8)	22.6 (12.0)	30.4 (9.8)	4.2 (1.7)
Bosque mixto cerrado	6	15.8 (2.8)	39.3 (19.5)	40.6 (19.2)	51.2 (13.5)	2.4 (0.6)
Oregonal	5	23.9 (9.4)	3.2 (2.7)	10.2 (13.0)	77.6 (9.8)	7.6 (4.1)
Pinar	3	24.0 (7.3)	7.5 (7.1)	9.1 (14.7)	45.8 (8.7)	7.9 (4.0)

Se calculó la densidad (individuos/ha) de cada especie en cada sitio mediante el programa Distance 4.1 Release 1 (Thomas et al. 2003), el cual permite, a partir de las distancias entre los puntos de muestreo y los individuos detectados, obtener un coeficiente de detectabilidad para cada especie con los cuales corregir los valores de densidad observados. Para cada sitio se calculó también la riqueza de especies, como el número de especies por sitio, corregido mediante el estimador Chao 1 (Chao, 1984), debido a que el número de especies detectado depende del tamaño de la muestra. También se calculó la diversidad de especies por sitio mediante el índice de Shannon (Magurran, 1988).

#### Análisis de datos

Los sitios fueron agrupados según el tipo de disturbio al que estaban sometidos en: tala y pastoreo intenso (matorral abierto), tala y pastoreo medio (matorral de ñire semiabierto, bosque de ñire semiabierto y bosque mixto semiabierto), forestación (oregonal y pinar), y control (bosque de ñire cerrado y bosque mixto cerrado). Se comparó la densidad total de aves, la riqueza y la diversidad de aves entre estos grupos, mediante un ANOVA de una vía. Para las variables que mostraron diferencias significativas, se hicieron contrastes *post hoc* mediante la prueba de Tukey para determinar qué tipos de vegetación presentaron diferencias entre sí (Sokal & Rohlf 1981, Dytham 2003).

Mediante un Análisis de Correspondencia Canónico (CCA) (ter Braak, 1986) se evaluó la distribución de las especies de aves entre los sitios, y la capacidad de explicarlo mediante las siete variables ambientales medidas: cobertura herbácea, cobertura arbustiva, cobertura arbórea, transitabilidad, altitud y *dap* promedio. Se excluyeron del análisis a las especies de aves que aparecieron en menos del 5% de los sitios relevados.

Posteriormente se llevó a cabo un análisis de similitud (ANOSIM) utilizando el índice de similitud Bray-Curtis, para comparar a los distintos tipos de vegetación según la composición de especies de sus comunidades de aves. La significancia del ANOSIM fue determinada mediante un análisis de permutaciones, con

5000 réplicas. El análisis fue llevado a cabo mediante el programa PAST 1.46 (Hammer et al. 2001).

Se analizó también la presencia de especies consideradas previamente con importancia para la conservación y su relación con las variables de la vegetación, para determinar si son afectadas por los cambios en la estructura de la vegetación producidos por los disturbios. Para esto se llevaron a cabo correlaciones de Spearman entre las variables de la vegetación (cobertura herbácea, arbustiva y arbórea; transitabilidad; y *dap* promedio) y la densidad de cada una de las especies de interés particular (siempre que hubieran suficientes datos de presencia como para llevar a cabo un análisis estadístico). Las especies seleccionadas fueron aquellas previamente definidas como claves para los procesos de los ecosistemas de los bosques andino-patagónicos (Aizen et al. 1999): *Sephanoides sephanoides*, por ser la única especie nectarívora de estos bosques; y las cinco principales especies insectívoras, debido a que los procesos relacionados a insectos son de gran importancia en estos bosques: *Campephilus magellanicus* (se alimenta de insectos de la madera), *Scelorchilus rubecula* y *Pterotochos tarnii* (se alimentan de insectos de suelo), y *Elaenia albiceps* y *Aphrastura spinicauda* (se alimentan de insectos del follaje). También se analizó la presencia de especies con importancia para la conservación, según presenten algún grado de amenaza (en peligro de extinción, vulnerables, o raras) como lo definen el Consejo Asesor Regional Patagónico de la Fauna Silvestre (CARPFS; Úbeda & Grigera 1995) y el Red Data Book de la UICN (IUCN 2006). Ninguna de las especies registradas en este estudio estuvo incluida en estas listas. Por último se analizó la presencia de las aves de mayor importancia de conservación del Parque Nacional Nahuel Huapi según Grigera et al. (1996).

## RESULTADOS

### *Densidad, riqueza y diversidad*

Durante los relevamientos se registraron un total de 34 especies de aves, pertenecientes a 16 familias. Todas las especies fueron nativas de la región, y catorce de ellas endémicas de

**Tabla 2.** Aves registradas en el área de estudio. Se indica la densidad (ind/ha) para cada especie, y las densidades, riqueza y diversidad totales, por tipo de vegetación. Los valores presentados para cada tipo de vegetación son el promedio de los valores de cada uno de los sitios que lo componen, entre paréntesis se indica el error estándar. El símbolo más (+) indica que la especie fue observada fuera de la parcela de muestreo.

**Table 2.** Birds registered in the study area. The density (indiv /ha) of each species, and the total densities, richness and diversity for each vegetation type, are indicated. Values presented for each vegetation type are the mean of the different sites, standard error is indicated in parenthesis. A plus (+) symbol indicates that the species was observed outside of the sample.

Especie	Acrónimo	Matorral	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Oregonal	Pinar
		Abierto (N = 3)	de Ñire Semi- abierto (N = 3)	de Ñire Semi- abierto (N = 5)	de Ñire Cerrado (N = 3)	Mixto Semi- abierto (N = 4)		
<i>Theristicus melanopis</i>	<i>The mel</i>	0.05 (0.05)						
<i>Milvago chimango</i>	<i>Mil chi</i>	0.82 (0.70)	+	0.11 (0.08)			0.06 (0.06)	
<i>Vanellus chilensis</i>	<i>Van chi</i>	4.79 (2.40)				0.40 (0.31)		
<i>Columba picazuro</i>	<i>Col pic</i>			0.06 (0.03)				
<i>Zenaidura auriculata</i>	<i>Zen aur</i>		0.05 (0.05)	0.03 (0.03)		0.04 (0.04)	+	0.12 (0.08)
<i>Sephanoides sephanoides</i>	<i>Sep sep</i>						+	0.09 (0.05)
<i>Caprimulgus longirostris</i>	<i>Cap lon</i>			0.03 (0.03)				
<i>Campephilus magellanicus</i>	<i>Cam mag</i>			0.06 (0.06)	0.09 (0.09)			
<i>Colaptes pitius</i>	<i>Col pit</i>	0.15 (0.09)	0.14 (0.14)	0.08 (0.03)	0.09 (0.09)	0.06 (0.03)	0.19 (0.09)	0.14 (0.09)
<i>Geositta cunicularia</i>	<i>Geo cun</i>	0.10 (0.10)						
<i>Upucerthia dumetaria</i>	<i>Upu dum</i>	0.03 (0.03)						
<i>Cinclodes patagonicus</i>	<i>Cin pat</i>	0.13 (0.08)		0.06 (0.06)				
<i>Sylviorhynchus desmursii</i>	<i>Syl des</i>					0.04 (0.04)		0.05 (0.05)
<i>Aphrastura spinicauda</i>	<i>Aph spi</i>	3.08 (1.53)	6.35 (1.56)	5.29 (0.85)	7.55 (1.25)	2.84 (1.16)	2.98 (1.37)	7.23 (2.03)
<i>Asthenes pyrrholeuca</i>	<i>Ast pyr</i>	0.27 (0.09)	0.07 (0.07)	0.11 (0.11)		0.04 (0.04)		0.06 (0.06)
<i>Pygarrhichas albogularis</i>	<i>Pyg alb</i>			0.14 (0.09)				
<i>Pteroptochos tarnii</i>	<i>Pte tar</i>		0.03 (0.03)	0.14 (0.14)	0.23 (0.09)	0.09 (0.07)	0.21 (0.07)	0.18 (0.12)
<i>Scelorchilus rubecula</i>	<i>Sce rub</i>		5.45 (0.97)	2.59 (1.04)	7.73 (1.85)	4.91 (0.98)	7.99 (1.38)	2.18 (1.21)
<i>Scytalopus magellanicus</i>	<i>Scy mag</i>		0.05 (0.05)	0.03 (0.03)	0.19 (0.19)	0.04 (0.04)	0.23 (0.07)	0.05 (0.05)
<i>Xolmis pyrope</i>	<i>Xol pyr</i>	0.09 (0.09)	+	0.03 (0.03)			0.02 (0.02)	
<i>Lessonia rufa</i>	<i>Les ruf</i>	0.10 (0.10)						

Tabla 2. Continuación.

Table 2. Continued.

Especie	Acrónimo	Matorral	Bosque		Bosque		Oregonal	Pinar	
		Abierto (N = 3)	Semi-abierto (N = 3)	Bosque de Ñire (N = 5)	Bosque de Ñire Cerrado (N = 3)	Mixto Semi-abierto (N = 4)	Bosque Cerrado (N = 6)	(N = 5)	(N = 3)
<i>Hymenops perspicillata</i>	<i>Hym per</i>	0.05 (0.04)							
<i>Anairetes parulus</i>	<i>Ana par</i>	+				0.07 (0.07)	0.02 (0.02)		
<i>Elaenia albiceps</i>	<i>Ela alb</i>	2.08 (0.91)	11.16 (2.91)	11.14 (1.70)	4.13 (3.99)	9.26 (1.89)	13.66 (2.36)	9.48 (1.70)	7.22 (1.88)
<i>Colorhamphus parvirostris</i>	<i>Col par</i>					0.04 (0.04)	0.09 (0.09)		
<i>Tachycineta leucopyga</i>	<i>Tac leu</i>	1.07 (0.93)		0.03 (0.03)			0.02 (0.02)		
<i>Troglodytes aedon</i>	<i>Tro aed</i>	6.36 (1.05)	2.15 (1.94)	8.71 (2.51)	3.39 (1.70)	5.60 (2.12)	3.19 (1.39)	1.33 (0.76)	4.25 (4.04)
<i>Turdus falcklandii</i>	<i>Tur fal</i>	2.67 (0.90)	0.36 (0.14)	0.75 (0.48)		1.47 (1.17)	0.43 (0.36)	0.61 (0.52)	1.24 (0.50)
<i>Phrygilus patagonicus</i>	<i>Phr pat</i>		0.09 (0.09)	0.20 (0.10)	0.14 (0.08)	0.11 (0.11)	0.88 (0.72)	0.17 (0.10)	0.28 (0.08)
<i>Diuca diuca</i>	<i>Diu diu</i>	0.19 (0.19)	0.05 (0.05)	0.03 (0.03)			0.02 (0.02)		
<i>Zonotrichia capensis</i>	<i>Zon cap</i>	4.92 (2.46)	1.15 (0.73)	0.93 (0.66)	0.09 (0.09)	0.98 (0.93)	1.03 (0.66)		0.09 (0.09)
<i>Carduelis barbata</i>	<i>Car bar</i>		0.05 (0.05)	0.03 (0.03)		0.14 (0.14)	0.02 (0.02)	0.18 (27)	1.23 (1.16)
<i>Sturnella loyca</i>	<i>Stu loy</i>			0.03 (0.03)					
<i>Curaeus curaeus</i>	<i>Cur cur</i>	2.15 (0.97)		+		1.27 (0.89)	0.02 (0.02)		
Densidad total media		29.10 (2.05)	27.10 (2.20)	30.59 (4.64)	23.64 (4.47)	27.35 (7.10)	31.03 (4.20)	21.73 (1.10)	21.73 (5.11)
Riqueza media		15.83 (3.34)	11.39 (2.36)	14.40 (1.41)	6.50 (0.95)	10.75 (0.75)	10.63 (1.24)	6.60 (0.48)	11.33 (2.52)

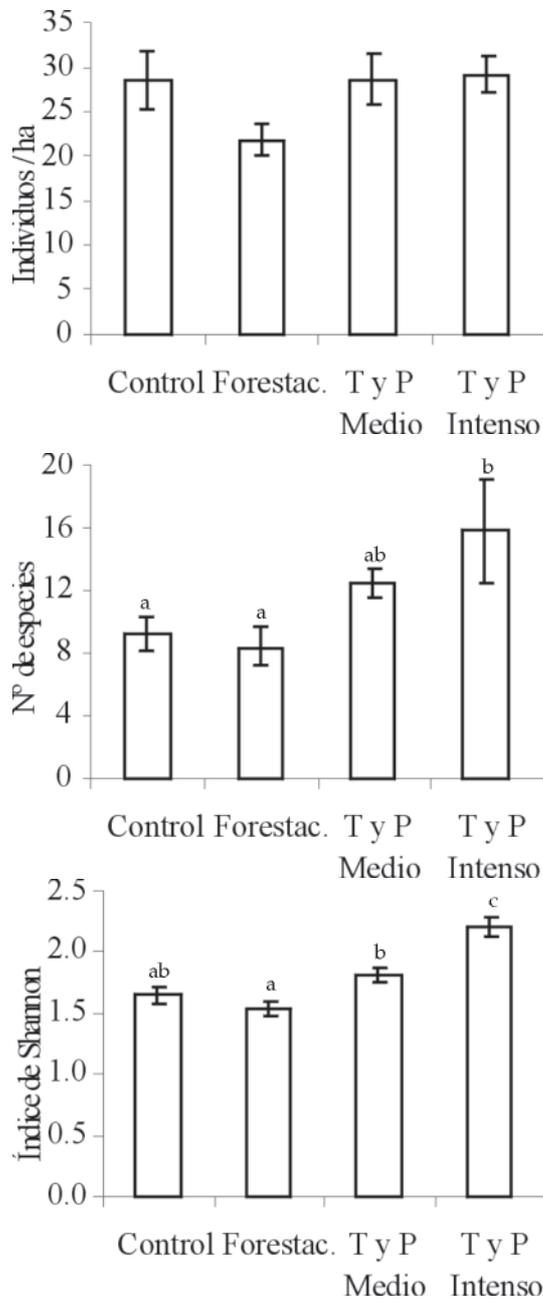
Ver nombres comunes en el Apéndice.

los bosques andino-patagónicos. La especie más abundante y frecuente fue *Elaenia albiceps*, seguida por *Aphrastura spinicauda*, *Scelorchilus rubecula* y *Troglodytes aedon* (Tabla 2).

No se encontraron diferencias significativas en la densidad total de aves entre los grupos de bosques y matorrales agrupados según los distintos tipos de disturbios ( $F_{3,28} = 1.306$ ;  $p = 0.292$ ; Figura 1), pero si se encontraron diferencias respecto a la riqueza y la diversidad de especies ( $F_{3,28} = 4.788$ ,  $p = 0.008$  y  $F_{3,28} = 10.497$ ,  $p < 0.000$ , respectivamente). Estas dos variables presentaron tendencias simila-

res presentando los mayores valores en los ambientes con tala y pastoreo intensos, los cuales fueron significativamente mayores que los de la vegetación control y las forestaciones (Tukey, riqueza:  $p < 0.04$  y  $0.019$  respectivamente; diversidad:  $p < 0.001$  y  $0.000$  respectivamente). En el caso de la diversidad las forestaciones presentaron también valores significativamente menores que los sitios con tala y pastoreo medio (Tukey,  $p < 0.014$ ), y por otro lado, los sitios con tala y pastoreo medio fueron significativamente menos diversos que aquellos con tala y pastoreo intenso (Tukey,  $p < 0.019$ ) (Figura 1).

## Composición de las comunidades de aves



**Figura 1.** Densidades totales (arriba), Riqueza (medio) y Diversidad de especies (abajo) de aves en los distintos tipos de vegetación agrupados según el disturbio al que están sometidos. La misma letra sobre las barras indica que los valores no son significativamente diferentes (Tukey,  $\alpha < 0.05$ ). T y P: tala y pastoreo.

**Figure 1.** Total densities (above), Richness (middle) and species diversity (below) of birds in the different vegetation types grouped according to their disturbances. Same letters above the bars indicates that values are not significantly different (Tukey,  $\alpha < 0.05$ ). T y P: wood extraction and grazing.

Según el CCA, el 41.9% de la variación en la distribución de las especies entre sitios puede ser explicada mediante las variables ambientales estimadas. La variación total explicada por este modelo fue significativa (Test de permutación de Monte Carlo,  $p < 0.001$ ). Un 64.5 % de la variación explicada corresponde al eje 1, mientras que un 15.2 % es explicado por el eje 2. Las variables que más aportaron al eje 1 fueron la transitabilidad ( $r = 0.892$ ) y la cobertura herbácea ( $r = 0.674$ ), en un sentido, y la cobertura arbórea ( $r = -0.605$ ) en sentido contrario. El eje 2 fue explicado principalmente por el *dap* promedio ( $r = 0.455$ ) en un sentido, y la cobertura arbustiva ( $r = -0.349$ ) y la cobertura arbórea ( $r = -0.277$ ) en sentido contrario. La altitud de los sitios resultó ser poco relevante.

En el diagrama de ordenación (Figura 2), se puede apreciar que los sitios se separan en dos grandes grupos, aquellos de matorral abierto, y el resto. Dentro de este último grupo los sitios se encuentran mezclados entre el si, y no se aprecia ningún patrón de agrupación especial. Con respecto a las especies de aves también se separan en dos grupos. Por un lado se ubican las especies asociadas a ambientes abiertos (i.e., *T. caudatus*, *V. chilensis*, *M. chilensis*), relacionadas con valores altos de transitabilidad y cobertura herbácea, y por el otro las especies más características del bosque (i.e. *S. rubecula*, *A. spinicauda*, *P. tarnii*), asociadas a coberturas arbóreas y arbustivas mayores y a árboles de mayor diámetro.

Con respecto al ANOSIM, los índices de similitud coinciden con el patrón observado en el CCA. En la tabla 3 se puede observar que los mayores valores de distancia (R) los presentó el matorral abierto, mostrando una comunidad de aves muy diferente a la del resto de los tipos de vegetación, siendo significativa esta diferencia con el bosque de ñire semiabierto, el bosque mixto semiabierto, el bosque mixto cerrado y el oregonal. Por otro lado, la composición de las comunidades de aves del bosque de ñire cerrado y el bosque de ñire semiabierto también resultaron ser significativamente diferentes (Tabla 3). El resto de los tipos de vegetación, en cambio, presentaron valores de R mucho menores entre si, mostrando ser relativamente similares en su composición de especies.

**Tabla 3.** Resultados del análisis de similaridad (ANOSIM) entre las comunidades de aves de los distintos tipos de vegetación (MA: matorral abierto, MÑS: matorral de ñire semiabierto, BÑS: bosque de ñire semiabierto, BÑC: bosque de ñire cerrado, BMS: bosque mixto semiabierto, BMC: bosque mixto cerrado, ORE: oregonal, PIN: pinar). El valor R refleja el grado de separación de los ensambles basado en su composición de especies.

**Table 3.** Results of the analysis of similarity (ANOSIM) between bird communities of the different types of vegetation (MA: Opened scrub, MÑS: Semiopened ñire scrub, BÑS: Semiopened ñire forest, BÑC: Closed ñire forest, BMS: Semiopened mixed forest, BMC: Closed mixed forest, ORE: Douglas-fir plantation, PIN: Pine plantation). R value reflects the degree of separation of the assemblages based in their species composition.

MA	
MÑS R 0.815	
p 0.099	MÑS
BÑS R 0.826 -0.564	
p 0.017	0.580 BÑS
BÑC R 0.926 -0.037 0.549	
p 0.099	0.600 0.036 BÑC
BMS R 0.759 -0.370 -0.019 0.278	
p 0.026	0.945 0.509 0.205 BMS
BMC R 0.969 -0.198 0.192 0.333 -0.052	
p 0.011	0.834 0.082 0.061 0.580 BMC
ORE R 0.856 -0.200 0.120 0.385 0.144 0.211	
p 0.018	0.839 0.233 0.107 0.222 0.086 ORE
PIN R 0.778 -0.037 0.097 0.407 -0.111 0.321 -0.087	
p 0.098	0.592 0.313 0.297 0.775 0.060 0.610

#### *Especies claves e importantes para la conservación*

Todas las especies previamente descritas como claves para los procesos de los bosques andino-patagónicos (Aizen et al, 1999) fueron registradas en este estudio. *E. albiceps* estuvo presente en todos los sitios, y no se correlacionó con ninguna las variables de la vegetación medidas. *A. spinicauda* también estuvo presente en todos los sitios y mostró una correlación positiva significativa con el *dap* promedio de los árboles ( $r_s = 0.359$ ,  $p < 0.047$ ). *S. rubecula*

presentó las mayores densidades en los bosques cerrados y estuvo ausente en el matorral abierto. Mostró una correlación positiva significativa con la cobertura arbustiva ( $r_s = 0.601$ ,  $p < 0.000$ ), y negativa con la transitabilidad de los sitios ( $r_s = -0.736$ ,  $p < 0.000$ ). *P. tarnii* fue observada en todos los tipos de vegetación excepto el matorral abierto y el pinar y estuvo correlacionada negativamente con la transitabilidad ( $r_s = -0.362$ ,  $p < 0.045$ ). *C. magellanicus* fue registrada únicamente en dos sitios, en bosques de ñire cerrado y semiabierto, por lo que no se analizó estadísticamente su relación con las variables de la vegetación. Por último, *S. sephanooides* fue observada únicamente en un sitio pero fuera del período de relevamiento.

De las especies con mayor importancia de conservación para el Parque Nacional Nahuel Huapi (Grigera et al. 1996), en este estudio fueron registradas *C. magellanicus* (ver arriba) y *Sylviorthorhynchus desmursii*, observada únicamente en dos sitios: uno de bosque mixto y uno de pinar (por ello no se analizó estadísticamente su relación con las variables de la vegetación).

## DISCUSIÓN

Las modificaciones de la vegetación dadas por los disturbios antrópicos a los que están sometidos los bosques y matorrales de la cuenca del río Foyel influyeron en distintas medidas sobre las comunidades de aves que en ellos habitan. Los tipos de vegetación estudiados mostraron diferencias de riqueza, diversidad y composición de especies de aves, pero no de densidad total. Probablemente esto se debe a que las especies más abundantes en el área (en general) son las que se ven menos afectadas por los disturbios, mientras que aquellas más especialistas, que difirieron entre ambientes, son de baja densidad y aportan poco a las densidades totales de cada sitio.

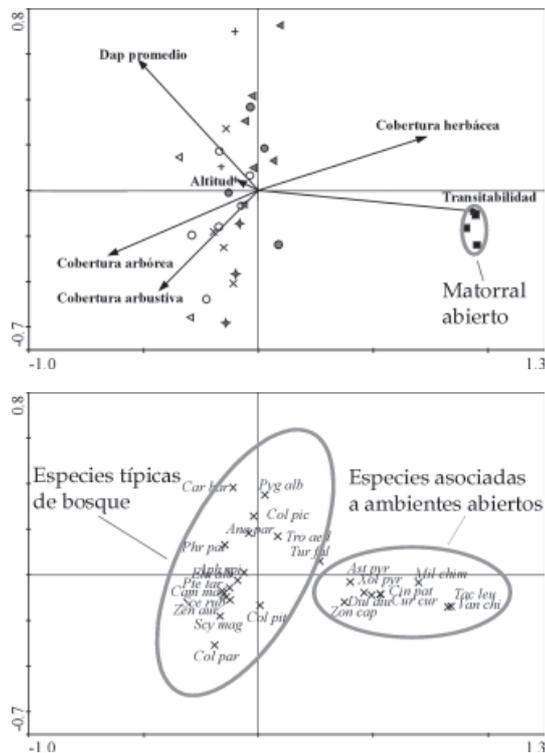
La apertura de la vegetación por tala y pastoreo llevó a un aumento de la riqueza y diversidad de aves de los bosques y matorrales de ñire, siendo máximas en los ambientes más disturbados. Este aumento se debe principalmente a que los matorrales abiertos representan un nuevo tipo de hábitat, donde la comuni-

dad típica de los bosques es parcialmente reemplazada por una nueva más rica, compuesta por especies típicas de ambientes más abiertos (i.e., ecotono bosque/estepa). Este es un patrón común en los sistemas patagónicos, donde diversos autores han encontrado una mayor riqueza de aves en ambientes más abiertos como la estepa que en los bosques (Vuilleumier 1972; Ralph 1985; Christie et al. 2004). Por otro lado, los matorrales abiertos no presentan algunas especies características del bosque, particularmente aquellas que requieren de determinadas estructuras para sobrevivir, como un sotobosque denso (e.g., *S. rubecula*), lo cual coincide con los resultados obtenidos por Willson et al. (1994) en bosques templados de Chile. Si bien estos ambientes altamente degradados actualmente no ocupan grandes superficies en la cuenca del río Foyel, la alta presión de pastoreo y tala que sufren muchos de estos ambientes, podría generar la expansión de las áreas abiertas, y llevar a la fragmentación de las poblaciones de algunas especies dependientes del bosque.

Los bosques y matorrales con una presión de pastoreo media, en cambio, resultaron ser ambientes en los que se sumaron algunas especies ecotonales, aumentando la riqueza (Figura 1), pero manteniendo las especies características de los bosques poco disturbados, presentando una composición de especies similar a estos, tal como se vio en el ANOSIM. Esto estaría indicando que si la intensidad de la tala y pastoreo no es muy intensa, no se generarían modificaciones importantes sobre las comunidades típicas de estos bosques y matorrales.

Las plantaciones de coníferas exóticas no generaron cambios severos en las comunidades de aves respecto a los bosques nativos no perturbados, mostrando valores de densidad riqueza y diversidad de aves dentro de los rangos normales, y presentando las especies de aves dominantes de los bosques y matorrales del área.

Si bien en muchas otras regiones del mundo se ha encontrado una disminución de la riqueza de aves al reemplazar el bosque nativo por plantaciones de coníferas exóticas (Driscoll 1977; Leberton & Pont 1987; Carlson 1986; Gjerde & Saetersdal 1997; Estades 1994; Paritsis 2002), los resultados obtenidos en este



**Figura 2.** Diagramas de ordenamiento del análisis correspondencia canónica de los datos de especies/variables ambientales en los sitios estudiados. Arriba: Variables ambientales (flechas) y Sitios (Matorral abierto (■), Matorral de ñire semiabierto (◊), Bosque de ñire semiabierto (◄), Bosque de ñire cerrado (◄), Bosque mixto semiabierto (◐), Bosque mixto cerrado (◐), Oregonal (x), Pinar (+)). Abajo: Especies, indicadas mediante las tres primeras letras del género y de la especie (ver Tabla 1).

**Figure 2.** Ordination plot from canonical correspondence analysis of the species/environment data in the studied sites. Above: Environmental variables (rows) and Sites (Opened scrub (■), Semiopened ñire scrub (◊), Semiopened ñire forest (◄), Closed ñire forest (◄), Semiopened mixed forest (◐), Closed mixed forest (◐), Douglas-fir plantation (x), Pine plantation (+)). Below: Species, indicated with the three first letters of the genus and the species (see Table 1).

trabajo concuerdan con algunos otros trabajos en los que no se encontraron diferencias (Clout & Gaze 1984; Estades & Temple 1999; Vergara & Simonetti 2004; González-Gómez et al. 2006). Esta variedad de resultados sugiere que no es posible generalizar el efecto del reemplazo de la vegetación nativa por forestaciones sobre

las comunidades de aves, y probablemente la respuesta de las comunidades dependa de características propias de cada plantación (como las prácticas de manejo, su estructura y composición; Rymer 1981) y de factores que se relacionan con su ubicación en una escala mayor (e.g., tipo de vegetación adyacente y tamaño de los parches remanentes de vegetación nativa; Díaz et al. 1998; Estades & Temple 1999; Carnus et al. 2006). En este sentido, hay que tener en cuenta que las plantaciones estudiadas son de extensiones relativamente pequeñas y, en su mayoría, con vegetación nativa en el estrato arbustivo, lo cual favorece la presencia de las aves que frecuentan las áreas circundantes (Estades & Temple 1999).

Con respecto a las especies consideradas clave para los procesos de los bosques andino-patagónicos, los insectívoros de follaje (*E. albiceps* y *A. spinicauda*) fueron frecuentes y abundantes en la mayoría de los tipos de vegetación, si bien presentaron menores densidades en el matorral abierto, viéndose levemente afectados por la eliminación del estrato arbóreo, especialmente *A. spinicauda* quien mostró estar asociada a los bosques de mayor *dap* promedio. Los insectívoros de suelo (*S. rubecula* y *P. tarnii*) mostraron una asociación negativa de su abundancia con la apertura de la vegetación generada por la tala y el pastoreo intenso, siendo más frecuentes en ambientes con altas coberturas arbustivas. Los ambientes abiertos, por lo tanto, podrían estar representando una barrera para estas especies, como fue encontrado en bosques fragmentados en el sur de Chile (Willson et al. 1994; Sieving et al. 1996; Castellón & Sieving 2006). *C. magellanicus*, la especie insectívora de madera, fue registrada únicamente en algunos bosques de ñire. Su baja abundancia no permite determinar si está restringido a estos bosques o si también utiliza los otros tipos de vegetación. *S. sephanoides*, por su parte, también fue muy poco abundante, por lo que con los datos tomados en este trabajo resulta imposible determinar si está siendo afectado por los disturbios estudiados.

Los resultados obtenidos indican que la tala y el pastoreo intenso de los bosques de ñire genera impactos negativos sobre sus comunidades de aves, mientras que cuando las intensidades son menores los impactos disminu-

yen. Por lo tanto, para mitigar los efectos negativos de estas actividades sobre las aves que dependen del bosque, la extracción de madera y el pastoreo deberían ser regulados para permitir la regeneración de estos bosques y la presencia de un sotobosque relativamente denso. En lo que respecta a las plantaciones, si bien los resultados indican que su impacto sobre las comunidades de aves es bajo, se obtuvo que ciertas variables como la presencia de sotobosque nativo, resultaron ser importantes para la presencia de algunas especies de aves. Por lo tanto, consideramos de gran importancia mantener el estrato arbustivo nativo, para lo cual también es necesario que la densidad de los árboles no sea muy alta, de manera de disminuir la cobertura del dosel y permitir la entrada de luz a los estratos inferiores (Estades & Temple 1999; Vergara & Simonetti 2004).

## CONCLUSIONES

Los mayores impactos sobre las comunidades de aves de los ñirantales estudiados se dan en los sitios bajo intensas presiones de tala y pastoreo, mientras que cuando la presión es media o baja, o cuando la vegetación es reemplazada por forestaciones, la comunidad de aves no muestra grandes cambios.

Los resultados obtenidos sugieren que la composición de las comunidades de aves está determinada principalmente por la estructura de la vegetación y no por su composición florística, dado que se encontraron mayores modificaciones con la apertura de la vegetación de los bosques por tala y pastoreo que con el reemplazo del bosque por uno artificial dominado por coníferas exóticas.

Este trabajo permite tener un panorama general del impacto de los distintos usos antrópicos de los bosques de ñire, sobre la estructura de las comunidades de aves. Sería importante que futuros trabajos definan de objetivos precisos de manejo de estos bosques, en los que se tengan en cuenta análisis integrados a diferentes escalas espaciales, de manera de obtener un diseño que permita un aprovechamiento de los bosques que sea rentable y a la vez sustentable ecológica y socialmente.

## AGRADECIMIENTOS

A C. Úbeda, por sus aportes a este trabajo. A M. de Urquiza y N. Baccalá, por el asesoramiento en los análisis estadísticos. A C. Peyrou, por su ayuda en el campo. A José Reque, por sus comentarios sobre este manuscrito, y a los dos árbitros anónimos que realizaron valiosos comentarios para mejorar este manuscrito. El presente trabajo fue financiado por el INTA, a través del proyecto regional "Productividad y efectos ambientales en firantales: plantaciones con Pino oregón y sistemas silvopastoriles" de la EEA Bariloche.

## BIBLIOGRAFÍA

- AIZEN, M; N BONINO; J CORLEY; C CHEHÉBAR; H GONDA; ET AL. 1999. Empleo de Criterios e Indicadores en el Manejo Forestal Sustentable: Biodiversidad. Parte II: La aplicación a los bosques Andino Patagónicos. *Actas Segundas Jornadas Iberoamericanas sobre Diversidad Biológica*, San Luis, Argentina.
- APLET, G; N JOHNSON; J OLSON & V ALARIC SAMPLE. 1993. *Defining sustainable forestry*. The Island Press.
- BARROS, VR; VH CORDON; CL MOYANO; RJ MÉNDEZ; JC FORQUERA & O PIZZIO. 1983. *Cartas de Precipitación de la zona oeste de las Provincias de Río Negro y Neuquén: Primera contribución*. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Buenos Aires, Argentina.
- TER BRAAK, CJF. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, **67**:1167-1179.
- CABRERA, A. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Ed. ACME S.A.C.I. Buenos Aires. 85 pp.
- CARLSON, A. 1986. A Comparison of Birds Inhabiting Pine Plantation and Indigenous Forest Patches in a Tropical Mountain Area. *Biological Conservation*, **35**:195-204.
- CARNUS, JM; J PARROTTA; EG BROCKERHOFF; M ARBEZ; H JACTEL; ET AL. 2006. Planted Forests and Biodiversity. *Journal of Forestry*, **104**:65-77.
- CASTELLÓN, TD. & KE SIEVING. 2006. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biology*, **20**:135-145.
- CHAO, A. 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics*, **11**:265-270.
- CHRISTIE, MI, EJ RAMILO & MD BETTINELLI. 2004. *Aves del Noroeste Patagónico: Atlas y Guía*. L.O.L.A. Buenos Aires. 328 pp.
- CLOUT, MN & PD GAZE. 1984. Effects of Plantation Forestry on Birds in New Zealand. *Journal of Applied Ecology*, **21**:795-815.
- DÍAZ, M; R CARBONELL; T SANTOS & JL TELLERÍA. 1998. Breeding bird communities in pine plantations of the Spanish plateau: biogeography, landscape and vegetation effects. *Journal of Applied Ecology*, **35**:562.
- DRISCOLL, PV. 1977. Comparison of Bird Counts from Pine Forests and Indigenous Vegetation. *Aust. Wildl. Res.*, **4**:281-288.
- DYTHAM, C. 2003. *Choosing and Using Statistics: A Biologist's Guide*. Blackwell. U. K.
- ESTADES CF. 1994. Impacto de la sustitución del bosque natural por plantaciones de *Pinus radiata* sobre una comunidad de aves en la Octava Región de Chile. *Boletín Chileno de Ornitología*, **1**:8-14.
- ESTADES, CF & S TEMPLE. 1999. Deciduous-Forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications*, **9**:573-585.
- GJERDE, I & M SAETERSDAL. 1997. Effects on avian diversity of introduced Spruce *Picea* spp. plantations in the native pine *Pinus sylvestris* forests of western Norway. *Biological Conservation*, **79**:241-250.
- GONZÁLEZ-GÓMEZ, PL; CF ESTADES & JA SIMONETTI. 2006. Strengthened insectivory in a temperate fragmented forest. *Oecologia*, **148**:137-143.
- GRIGERA, D; C ÚBEDA & A RECA. 1996. Estado de Conservación de las aves del Parque y Reserva Nacional Nahuel Huapi. *Hornero*, **14**:1-13.
- HAMMER, O; DAT HARPER; PD RYAN. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontol. Electron*, **4**:1-9.
- IUCN 2006. 2006 IUCN Red List of Threatened Species. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).
- LACLAU, P. 1997. Los Ecosistemas Forestales y el Hombre en el Sur de Chile y Argentina. *Fundación Vida Silvestre Argentina*. Boletín Técnico N° 34.
- LEBERTON, P & B PONT. 1987. Avifaune et altérations forestières. *Acta Oecologica*, **8**:227-235.
- LINDENMAYER, D.B.; J.F. FRANKLIN Y J. FISCHER. 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation*, **131**: 433-445.
- MAGURRAN, AE. 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton University Press, New Jersey.
- MANACORDA, M Y G BONVISSUTO. 2001. Uso

- silvopastoril de ñire (*Nothofagus antarctica*) en Río Negro, Patagonia Argentina. *Revista Forestal Centroamericana* **35**:41-44.
- MILLER, K.R. 1996. Conserving Biodiversity in Managed Landscapes. in: Szaro, R.C. y D. Johnson. *Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice*. Oxford University Press, New York.
- NAROSKY, T & M BABARKSAS. 2000. *Aves de la Patagonia: Guía para su reconocimiento*. Vázquez Mazzini Editores, Bs. As., Argentina. 127 pp.
- NOSS, R. y A.Y. COOPERRIDER. 1994. *Saving nature's legacy: Projecting and restoring biodiversity*. Defenders of Wildlife and Island Press, Washington.
- PARITSIS, J. 2002. *Efectos de las Plantaciones de Coníferas Exóticas sobre el Ensamble de Plantas Vasculares, Coleópteros Epigeos y Aves del Bosque de Nothofagus dombeyi*. Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas. Centro Regional Universitario Bariloche, Universidad Nacional del Comahue, Argentina.
- RALPH, C.J. 1985. Habitat Association Patterns of Forest and Steppe Birds of Northern Patagonia, Argentina. *The Condor*, **87**: 471-483.
- REYNOLDS, R.T.; J.M. SCOTT & R.A. NUSSBAUM. 1980. A variable circular-plot for estimating bird numbers. *Condor*, **82**:309-313.
- RUSCH, V.; M. SARASOLA & T. SCHLICHTER. 2005. Indicadores de Biodiversidad en Bosques de *Nothofagus*. *IDIA XII*, **8**:8-14.
- RYMER, L. 1981. Pine Plantations in Australia as Habitat for Native Animals. *Environmental Conservation*, **8**:95-96.
- SANTOS, T., J.L. TELLERÍA & R. CARBONELL. 2002. Bird conservation in fragmented Mediterranean forests of Spain: effects of geographical location, habitat and landscape degradation. *Biological Conservation*, **105**:113-125.
- SCHLICHTER, T., LACLAU P. 1998. Ecotono estepa-bosque y plantaciones en la Patagonia norte. *Ecología Austral*, **8**:285-296.
- SIEVING, K.E.; M.F. WILLSON & T.L. DE SANTO. 1996. Habitat barriers to movement of understory birds in South-temperate rainforest. *Auk*, **113**:944-949.
- SOKAL, R.R. & R.OHLF, F.J. 1981. *Biometry*. Freeman. San Francisco, USA. 815 pp.
- THOMAS, L.; J.L. LAAKE; S. STRINDBERG; F.F.C. MARQUES; S.T. AUCKLAND; ET AL. 2003. *Distance 4.1. Release 1. Research Unit for Wildlife Population Assessment*, University of St. Andrews, UK. <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>.
- ÚBEDA, C. & D. GRIGERA. 1995. *Recalificación del estado de Conservación de la Fauna Silvestre Argentina. Región Patagónica*. Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente Humano. Consejo Asesor Regional Patagónico de la Fauna Silvestre. Buenos Aires, Argentina. 94 pp.
- VERGARA, P.M. & J.A. SIMONETTI. 2004. Avian responses to fragmentation of the Maulino Forest in central Chile. *Oryx*, **38**:383-388.
- VUILLEUMIER, F. 1972. Bird species diversity in Patagonia (Temperate South America). *The American Naturalist*, **106**:266-271.
- WILLIS, B. 1914. *El norte de la Patagonia*. Comisión de Estudios Hidrológicos, Ministerio de Obras Públicas. EUDEBA. Buenos Aires, Argentina. 500 pp.
- WILLSON, M.F.; T. DE SANTO; C. SABAG & J.J. ARMESTO. 1994. Avian Communities of Fragmented South-Tempered Rainforests in Chile. *Conservation Biology*, **8**:508-520.

**Apéndice.** Lista alfabética de las aves registradas en este estudio y sus nombres comunes.

**Appendix.** Alphabetical list of the recorded birds and their common names.

Especie	Nombre común	Especie	Nombre común
<i>Theristicus melanopis</i>	bandurria austral	<i>Scelorchilus rubecula</i>	chucaco
<i>Milvago chimango</i>	chimango	<i>Scytalopus magellanicus</i>	churrín andino
<i>Vanellus chilensis</i>	tero	<i>Xolmis pyrope</i>	diucón
<i>Columba picazuro</i>	paloma picazuró	<i>Lessonia rufa</i>	sobrepuesto común
<i>Zenaida auriculata</i>	torcaza	<i>Hymenops perspicillata</i>	pico de plata
<i>Sephanoides sephanoides</i>	picaflor rubí	<i>Anairetes parulus</i>	cachudito pico negro
<i>Caprimulgus longirostris</i>	atajacaminos	<i>Elaenia albiceps</i>	fiofío
<i>Campephilus magellanicus</i>	carpintero patagónico	<i>Colorhamphus parvirostris</i>	peutrén
<i>Colaptes pitius</i>	pitio	<i>Tachycineta leucopyga</i>	golondrina patagónica
<i>Geositta cunicularia</i>	caminera común	<i>Troglodytes aedon</i>	ratona común
<i>Upucerthia dumetaria</i>	bandurrita común	<i>Turdus falcklandii</i>	zorzal patagónico
<i>Cinclodes patagonicus</i>	remolinera araucana	<i>Phrygilus patagonicus</i>	comesebo patagónico
<i>Sylviorthorhynchus desmursii</i>	colilarga	<i>Diuca diuca</i>	diuca
<i>Aphrastura spinicauda</i>	rayadito	<i>Zonotrichia capensis</i>	chingolo
<i>Asthenes pyrrholeuca</i>	canastero coludo	<i>Carduelis barbata</i>	cabecita negra austral
<i>Pygarrhichas albogularis</i>	picolezna	<i>Sturnella loyca</i>	loica común
<i>Pteroptochos tarnii</i>	huet-huet	<i>Curaeus curaeus</i>	tordo patagónico