*Boletín Chileno de Ornitología* 1:8-14
Unión de Ornitólogos de Chile 1994

# IMPACTO DE LA SUSTITUCION DEL BOSQUE NATURAL POR PLANTACIONES DE *Pinus radiata* SOBRE UNA COMUNIDAD DE AVES EN LA OCTAVA REGION DE CHILE.

CRISTIÁN F. ESTADES
Universidad de Chile. Dpto. de Manejo de Recursos Forestales, Casilla 9206 Santiago.

RESUMEN.

Mediante conteos puntuales, se llevó a cabo el estudio de una comunidad de aves de bosque en la Octava Región de Chile, durante el período no reproductivo. Se evaluaron además las comunidades de las formaciones vegetales artificiales más importantes de la zona. Se observó una notoria disminución de la diversidad de aves en los sistemas de bosque artificial de pino radiata y en las zonas de praderas. Un 47,6% de las aves observadas en el bosque natural no se encontró en el bosque artificial. En las plantaciones se apreció un aumento relativo en algunas especies insectívoras, y una disminución en especies granívoras. Estos cambios en composición, riqueza y diversidad se deberían a la modificación en la oferta trófica y de la estructura de la vegetación producto del manejo del bosque.

ABSTRACT.

Using point counts, a forest bird community was studied in the Eighth Region of Chile, during the nonbreeding season. Also the most important artificial vegetation bird communities of the zone were assesed. It was observed a notorius decrease of the bird diversity in the radiata pine artificial forests and in the praires. A 47.6% of the birds seen at the native forest couldn't be found at the artificial forest. At the plantations, it was noted a relative increase in some insectivorous species, and a decrease in granivorous species. These changes in composition, richness and diversity could be due to the modification of the food availability and the vegetation structure caused by the forest management.

PALABRAS CLAVE.

Aves de bosque, comunidades, plantaciones forestales, impacto ambiental.

## INTRODUCCION.

La notable declinación de las formaciones forestales nativas de la región centro-sur de Chile, debida a la explotación maderera y a la tala para la habilitación de terrenos para la agricultura, constituye el factor principal de retroceso de las especies de aves de bosque en el país (Rottmann y López-Calleja 1992). Por otra parte, el auge de la industria forestal, basada principalmente en el cultivo del pino radiata representa actualmente el principal agente de modificación de hábitat para estas aves, existiendo cerca de 1.500.000 ha de plantaciones de esta especie y tasas de forestación superiores a las 100.000 ha por año (Instituto Forestal 1992). Si bien es cierto que parte importante de las plantaciones se lleva a cabo en terrenos denudados, es creciente la sustitución de bosque nativo sin interés maderero por bosques artificiales subsidiados por el Decreto Ley 701 (Codeff 1992).

No obstante lo extendido de las plantaciones de pino radiata, el efecto de la forestación artificial sobre las comunidades de fauna nativa ha sido escasamente documentado en el país. Trabajos como los de Saiz y Salazar (1981), en coleópteros epígeos; de Muñoz y Murúa (1989), en micromamíferos; y de Schlatter y Murúa (1992),

en mamíferos y aves, representan algunos de los escasos intentos por evaluar las consecuencias ecológicas de la instalación de bosques exóticos sobre las comunidades animales.

Comúnmente, a la simplificación de la flora y la vegetación producida por el ordenamiento silvícola se asocia una pérdida de nichos para las aves de bosque, con una consiguiente reducción de la diversidad de especies en las comunidades remanentes, y una simplificación de las cadenas tróficas (Yorke 1984, Daniels et al 1990). No obstante lo anterior, existen ejemplos que manifiestan una tendencia distinta de la expresada aquí (Bull 1981), por lo que resulta necesario hacer las evaluaciones pertinentes en cada caso particular.

Con el fin de contribuir a una superación parcial del desconocimiento del efecto que tiene sobre las comunidades de aves la sustitución del bosque nativo por plantaciones artificiales de pino radiata, se llevó a cabo el trabajo que se expone a continuación.

## AREA DE ESTUDIO.

El estudio se desarrolló en la cuenca del río Cayucupil, 3 km al suroriente del pueblo de Cañete (37°45' lat. S 73°24' long. W), Provincia de Arauco, Octava Región administrativa de Chile.

Según Gajardo (1992), la zona analizada pertenece a la Región Ecológica del Bosque Caducifolio, Sub-región del Bosque Caducifolio del Llano, caracterizada originalmente por la presencia de comunidades arbóreas de roble (*Nothofagus obliqua*) - lingue (*Persea lingue*) en las laderas orientales de la Cordillera de la Costa, y roble (*N. obliqua*) - laurel (*Laurelia sempervirens*) en lomajes de origen morrénico.

Actualmente, parte importante de los terrenos en pendiente del área de estudio se encuentra cubierta con plantaciones de pino radiata (*Pinus radiata*), las cuales comenzaron a establecerse a finales de la década de los 60 (Forestal Mininco, com pers.). Por otra parte, la casi totalidad de las zonas planas se encuentran habilitadas para la ganadería o para el cultivo de papas y cereales. Además existen algunos bosques dispersos de eucalyptus (*Eucalyptus globulus*) y de acacio (*Acacia melanoxylon*).

A la situación anterior se suma la extensiva naturalización de arbustos exóticos muy agresivos como *Teline monspessulana*, *Rubus ulmifolius*, *Sarothamnus scoparius*, y *Ulex europaeus*, que hacen del área de estudio un sistema en extremo artificializado.

## METODOS.

Mediante fotointerpretación se definieron 14 formaciones vegetales en el área de estudio de entre las cuales se seleccionaron las 4 principales, las que en conjunto representaban el 77,7% de la superficie total (Se utilizaron fotografías escala 1:30.000 en blanco y negro, de Marzo de 1992). Estas formaciones corresponden a (Figura N°1):

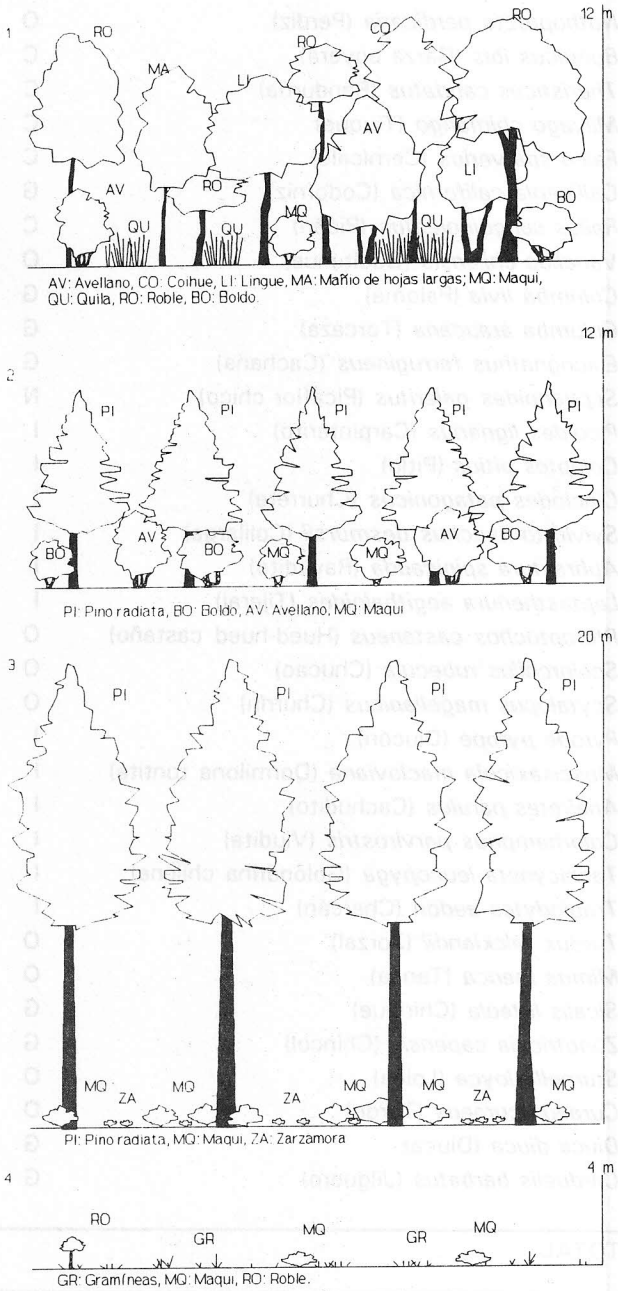


Figura N°1. Perfil teórico de las formaciones vegetales analizadas: 1. Bosque Nativo; 2. Plantación juvenil de pino; 3. Plantación adulta de pino, 4. Praderas y zonas de cultivos.

Tabla N°1. Importancia de las distintas especies de aves en cada formación vegetal, representada por su frecuencia relativa (%) de observación dentro de la muestra realizada.

| Especie | Dieta* | Importancia relativa (%) de la especie en la formación vegetal | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | Bosque Nativo | Pino Juvenil | Pino Adulto | Praderas y cultivos |
| *Nothoprocta perdicaria* (Perdiz) | O | --- | --- | 4,76 | --- |
| *Bubulcus ibis* (Garza boyera) | C | --- | --- | --- | 0,44 |
| *Theristicus caudatus* (Bandurria) | C | --- | --- | --- | 2,22 |
| *Milvago chimango* (Tiuque) | C | 0,76 | --- | --- | 7,11 |
| *Falco sparverius* (Cernícalo) | C | 0,76 | --- | --- | --- |
| *Callipepla californica* (Codorniz) | G | --- | --- | --- | 0,67 |
| *Rallus sanguinolentus* (Pidén) | C | --- | --- | --- | 0,67 |
| *Vanellus chilensis* (Queltehue) | O | --- | --- | --- | 31,33 |
| *Columba livia* (Paloma) | G | --- | --- | --- | 0,67 |
| *Columba araucana* (Torcaza) | G | 0,76 | --- | --- | --- |
| *Enicognathus ferrugineus* (Cachaña) | G | 11,45 | --- | --- | --- |
| *Sephanoides galeritus* (Picaflor chico) | N | 2,29 | 13,64 | --- | --- |
| *Picoides lignarius* (Carpinterito) | I | 1,53 | 4,55 | --- | --- |
| *Colaptes pitius* (Pitío) | I | 0,76 | --- | --- | --- |
| *Cinclodes patagonicus* (Churrete) | I | --- | --- | --- | 0,44 |
| *Sylviortorhynchus desmursii* (Colilarga) | I | 2,29 | 4,55 | 4,76 | --- |
| *Aphrastura spinicauda* (Rayadito) | I | 5,34 | 9,09 | 9,52 | --- |
| *Leptasthenura aegithaloides* (Tijeral) | I | --- | 4,55 | --- | --- |
| *Pteroptochos castaneus* (Hued-hued castaño) | O | 2,29 | --- | --- | --- |
| *Scelorchilus rubecula* (Chucao) | O | 6,87 | 9,09 | 4,76 | --- |
| *Scytalopus magellanicus* (Churrín) | O | --- | 4,55 | 9,52 | --- |
| *Pyrope pyrope* (Diucón) | I | 0,76 | 4,55 | --- | 2,00 |
| *Muscisaxicola macloviana* (Dormilona tontita) | I | --- | --- | --- | 11,33 |
| *Anairetes parulus* (Cachudito) | I | 3,05 | 27,27 | 19,05 | --- |
| *Colorhamphus parvirostris* (Viudita) | I | 1,53 | 4,55 | 9,52 | --- |
| *Tachicyneta leucopyga* (Golondrina chilena) | I | --- | --- | --- | 0,22 |
| *Troglodytes aedon* (Chercán) | I | 2,29 | 9,09 | --- | 0,22 |
| *Turdus falcklandii* (Zorzal) | O | 6,11 | 4,55 | --- | 10,67 |
| *Mimus thenca* (Tenca) | O | 0,76 | --- | --- | 1,33 |
| *Sicalis luteola* (Chirihue) | G | --- | --- | --- | 6,67 |
| *Zonotrichia capensis* (Chincol) | G | 0,76 | --- | --- | 0,44 |
| *Sturnella loyca* (Loica) | O | --- | --- | --- | 3,56 |
| *Curaeus curaeus* (Tordo) | O | 25,19 | --- | 38,10 | 14,44 |
| *Diuca diuca* (Diuca) | G | 0,76 | --- | --- | 2,00 |
| *Carduelis barbatus* (Jilguero) | G | 23,66 | --- | --- | 3,56 |
| TOTAL | | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 |

* C: Carnívoros; G: Granívoros; I: Insectívoros; N: Nectarívoros y O: Omnívoros. Johnson (1967), M.V. López-Calleja (com pers.) y J. Rottmann (com pers).

1. Bosque Nativo (distintos grados de conservación), 2. Bosque de pino juvenil (menos de 12 años, promedio aproximado: 8 años), 3. Bosque de pino adulto (más de 12 años, promedio aproximado: 20 años), y 4. Praderas y cultivos.

Entre fines de Mayo y principios de Junio de 1993 (período no reproductivo), se realizaron 80 conteos puntuales para estimar la composición de la comunidad de aves (Bibby et al 1992). Los puntos de muestreo fueron distribuidos entre las cuatro formaciones vegetales seleccionadas según sus superficies relativas. Se utilizaron estaciones de conteo de radio fijo (50 m), y un período de observación de 4 minutos por estación. Sólo se contabilizaron las especies que fueron observadas en contacto directo con la vegetación o el suelo del área comprendida en la estación.

Para la comparación de la diversidad de especies de aves entre formaciones se calculó el índice de diversidad H' de Shannon-Weaver (MacArthur y MacArthur, 1961) dado por la función:

$$H' = -\sum_{i=1}^{s} p_i \ln(p_i)$$

donde $S$ = número de especies, y
$p_i$ = frecuencia relativa de la especie $i$ en la comunidad.

Para evitar el efecto distorsionador del distinto tamaño de la muestra entre formaciones vegetales diferentes, se realizó un total de 15 submuestreos aleatorios de grupos de 5 observaciones, sobre los cuales se calculó el índice H'. Finalmente se utilizó el H' medio de todos los submuestreos como descriptor de cada comunidad. Similar operación se llevó a cabo con el número de especies.

Para la determinación de diferencias significativas entre comunidades se realizó la prueba T de comparación de medias (Steel y Torrie 1988). Los nombres comunes y científicos utilizados son los propuestos por Araya (1985).

## RESULTADOS.

Se contabilizó un total de 35 especies de aves en el área de estudio (Tabla N°1), más dos especies observadas fuera de la muestra: el jote (*Coragyps atratus*) y el chuncho (*Glaucidium nanum*).

Se observa en la Tabla N°1 una clara diferencia entre la comunidad de aves del bosque nativo (considerada como la comunidad original), y las pertenecientes a los ambientes modificados. Un total de 10(47,6%) de las 21 especies presentes en el bosque natural no fueron observadas en el bosque artificial.

La figura N°2 muestra la composición de las comunidades analizadas en función de los principales gremios tróficos.

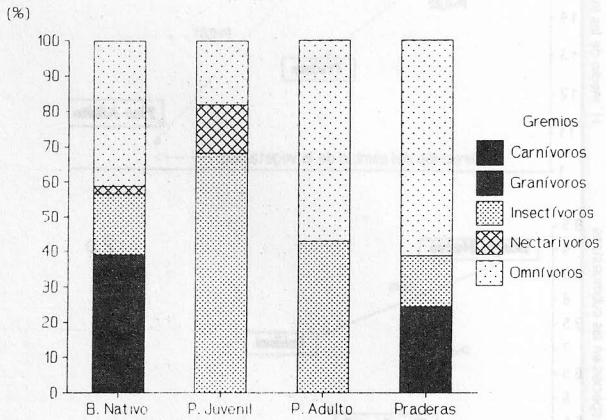


Figura N°2. Composición de las comunidades analizadas en función de los gremios tróficos principales.

La transformación del bosque a pradera y campos de cultivos, implica además de la pérdida de algunas especies, la llegada de otras, características de ambientes abiertos como *Vanellus chilensis*, *Theristicus caudatus* y *Bubulcus ibis*.

La figura N°3 muestra los cambios sufridos por la comunidad original, en términos de pérdida de diversidad, al sustituirse el bosque natural por alguna de las dos alternativas analizadas.

Se observa que no existen diferencias significativas entre el H' medido en la submuestra en el bosque nativo, y en el del bosque de pino juvenil, debido a una relativa "equidad" entre las especies de ésta última formación vegetal, ya que analizado el número medio de especies en la submuestra, el del bosque de pino es significativamente menor que el del bosque natural. La situación inversa se da con las praderas, donde el número de especies no presenta diferencias significativas con el bosque natural, pero sí el índice H', debido a la alta frecuencia relativa de algunas especies como el queltehue, que representa por sí sólo el 31,3% de la comunidad. Finalmente, bajo ambos aspectos, el bosque de pino adulto resulta significativamente menos diverso, que la situación original.

## DISCUSION.

Los datos obtenidos demuestran que la sustitución del tipo de bosque analizado por

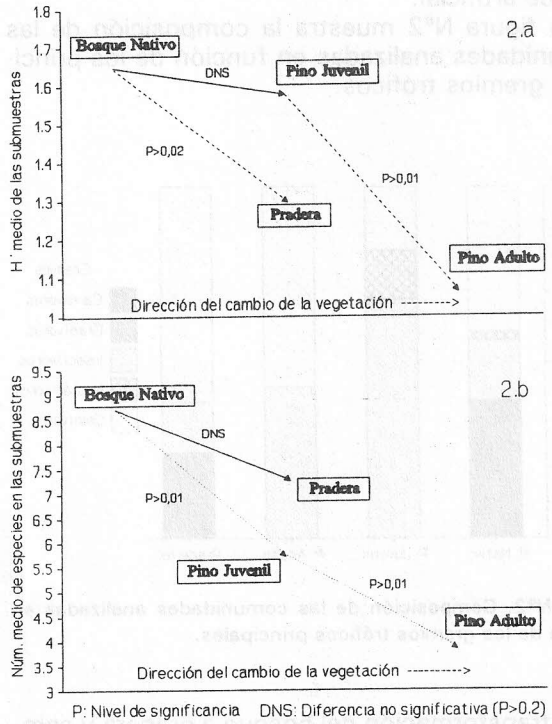


Figura N°3. Diversidad media de aves por formación vegetal y por sub-muestra, expresada por el índice H' (2.a) y por el número de especies (2.b).

plantaciones de pino radiata tiene un efecto negativo considerable sobre la diversidad de especies de aves. De igual forma existe una modificación importante de la composición a nivel trófico desapareciendo en el bosque artificial los granívoros, y aumentando en importancia los insectívoros y omnívoros.

La importancia de la estructura y diversidad de la vegetación en la calidad del hábitat para las aves de bosque ha sido reconocida durante décadas (MacArthur y MacArthur 1961, Niemi y Pfannmuller 1979 y Mills y Dunning 1991). En este sentido la transformación del hábitat original mediante la deforestación y la implantación de vegetación boscosa exótica y uniforme impone una serie de importantes restricciones a la comunidad de aves.

La creación de bosques monoespecíficos redunda, en la mayor parte de los casos, en una disminución evidente de la riqueza de la avifauna original, independientemente del tipo de especie arbórea utilizada. Así, se han reportado resultados similares en bosques de teca (*Tectona*) y de eucalyptus (*Eucalyptus*) (Daniels et al 1990), en plantaciones de caucho (*Hevea*) (Yorke 1984), o bosques de pino (*Pinus*) (Bull 1981, Clout 1984, Clout y Gaze 1984, Petit et al 1992, Schlatter y Murúa 1992). La explicación de este fenómeno puede ser abordada desde varios puntos de vista.

En primer lugar, la concentración de gran parte de la fitomasa en una sola especie reduciría la diversidad de recursos tróficos para las aves, a la vez que aumentaría la variabilidad estacional de la oferta de alimento. Así, existiría una cantidad importante de alimento en determinadas épocas del año, dependiendo de la fenología de la especie, mientras que el resto de los meses la disponibilidad sería muy baja. Por el contrario, en un bosque multiespecífico, la oferta alimentaria tendería a regularizarse en el tiempo por el desfase fenológico en las distintas especies vegetales. Lamentablemente las evidencias para sustentar esta hipótesis son muy escasas debido a la "relegación" que han sufrido los estudios florísticos en el ecología de comunidades de aves (Wiens 1989: 134). Al respecto Morrison (1992) destaca que la mantención de una alta diversidad vegetal, aún en bosques monoestratificados tiene una incidencia positiva en la diversidad de aves.

En el caso de las plantaciones de especies exóticas se sumaría el hecho de que, las potencialidades alimenticias del árbol pudieran no ser aprovechadas por las aves. Esta situación podría deberse a que las aves no estuvieran capacitadas para ello, como ocurriría en el caso de los conos del pino radiata que dificultan notablemente el consumo de las semillas por parte de las aves nativas, probablemente no adaptadas físicamente para abrirlos, o que no han "aprendido" aún a usar el nuevo recurso.

La microfauna asociada al bosque, y que sirve de sustento a las aves insectívoras, manifiesta también una reducción de la diversidad de especies en las plantaciones exóticas (Saiz y Salazar 1981), con lo que se reduce la pirámide trófica. El florecimiento de ciertas plagas de insectos en los monocultivos forestales favorece la estacionalidad de la oferta de alimento para las aves insectívoras, dificultando la estabilidad de la comunidad a lo largo del año.

La modificación de la estructura de la vegetación en las plantaciones, caracterizada generalmente por una simplificación en la disposición vertical del follaje, se traduce en una reducción de los nichos potenciales y en una selección diferencial entre distintos gremios tróficos. Así, la reducción del sotobosque debido a los tratamientos silviculturales, tiende a disminuir la presencia de aves frugívoras y nectarívoras (Clout 1984), y de los granívoros terrestres.

Las implicancias del tipo de manejo de las plantaciones sobre el fenómeno anterior son evi-

dentes. En efecto, Bull (1981), Clout (1984) y Clout y Gaze (1984) describen en plantaciones de pino radiata en Nueva Zelandia un aumento de la diversidad de aves a medida que el bosque crece, explicando esta tendencia por el aumento del sotobosque nativo en plantaciones maduras. El comportamiento opuesto observado en este estudio, puede encontrar su explicación en dos aspectos del manejo del bosque. En primer lugar está el tratamiento de la vegetación nativa al momento de la plantación, el que en el caso chileno resultó evidentemente insuficiente, observándose una alta competencia de los pinos con renuevos de avellano (*Gevuina avellana*), de roble (*Nothofagus obliqua*), de boldo (*Peumus boldus*) y de quila (*Chusquea quila*) en los primeros años. Por otra parte, el uso de densidades altas durante toda la rotación, sumado a la gran proporción de bosques sin manejo destinados a la industria de celulosa, produce una reducción paulatina de la luminosidad bajo el dosel a medida que los árboles crecen, eliminándose el sotobosque con el tiempo. Esta tendencia se hace inversa al realizar limpiezas profundas de la vegetación nativa en el sitio de plantación y manteniendo una densidad baja de árboles, como es la tendencia neozelandeza, lo que permite la entrada de mayor cantidad de luz y el establecimiento de un sotobosque proveniente de semillas, con lo que éste tiende a aumentar hacia el final de la rotación del bosque.

Finalmente, las labores propias del manejo de las plantaciones, como las podas y los raleos, y la circulación constante de maquinarias y personas, constituyen factores de perturbación los que, sin duda, tienden a la disminución de la calidad del hábitat para la aves.

La gran importancia que tienen para la economía nacional las plantaciones forestales se traduce también en un gran impacto ecológico que recién comienza a ser analizado. Todas las proyecciones indican que la transformación de terrenos con vegetación nativa en plantaciones con especies exóticas es un fenómeno con tendencia creciente en el país, por lo que el conocimiento de los efectos de tales modificaciones sobre la fauna y flora naturales, tanto a nivel local como regional, es una tarea ineludible como base para el manejo armónico de la industria forestal.

AGRADECIMIENTOS.

El autor desea agradecer al Sr. Marcelo Miranda por su colaboración en la toma de datos en terreno.

LITERATURA CITADA.

ARAYA, B. 1985. Lista patrón de las aves chilenas. Publicaciones Ocasionales N°3. Instituto de Oceanología. U. de Valparaíso.

BIBBY, C.J.; N.D. BURGESS Y D.A. HILL. 1992. Bird Census Techniques. Academic Press. London.

BULL, P. 1981. The consequence for the wildlife of expanding New Zealand forest industry. New Zealand Journal of Forestry 26(2):210-231.

CLOUT, M.N. 1984. Improving exotic forests for native birds. New Zealand Journal of Forestry 29(2):193-200.

CLOUT, M.N. Y P.D. GAZE. 1984. Effects of plantations forestry on birds in New Zealand. Journal of Applied Ecology 21:795-815.

CODEFF. 1992. El futuro del bosque nativo chileno: un desafío de hoy. Serie Documentos. Santiago.

DANIELS, R.J.; M. HEDGE Y M. GADGIL. 1990. Birds of the man-made ecosystems: the plantations. Proceedings of the Indian Academy of Sciences, Animal Sciences. 99(1):79-89. Abstract.

GAJARDO, R. 1992. La vegetación natural de Chile. Proposición de un sistema de clasificación y representación de la distribución geográfica. Universidad de Chile, Dpto. de Silvicultura. Santiago.

INSTITUTO FORESTAL. 1992. El Sector Forestal en Chile. Logros y desafíos. Santiago.

JOHNSON, A.W. 1967. The birds of Chile and adjacent regions of Argentina, Bolivia and Perú. Platt. Buenos Aires.

MACARTHUR, R.H. Y J.W. MACARTHUR. 1961. On bird species diversity. Ecology 42: 594-598.

MILLS, G.S.; J.B. DUNNING Y J.M. BATES. 1991. The relationship between breeding bird density and vegetation volume. Wilson Bulletin 103:468-479.

MORRISON, M.L. 1992. Bird abundance in forests managed for timber and wildlife resources. Biological Conservation 60:127-134.

MUÑOZ, A. Y R. MURÚA. 1989. Efectos de refores-

tación con Pinus radiata sobre la diversidad y abundancia de los micromamíferos en un agroecosistema de Chile Central. Turrialba 39(2): 143-150.

NIEMI, G.J. Y L. PFANNMULLER. 1979. Avian communities: approaches to describing their associations. p. 154-178. en Management of Northcentral and Northeastern forests for nongame birds. General Technical Report NC 51. US Forest Service.

PETIT, D.R.; L.J. PETIT Y K.G. SMITH. 1992. Habitat associations of migratory birds overwintering in Belize, Central America. p 247-256 en Ecology and conservation of neotropical migrant landbirds, eds. Hagan, J.M. y D.W. Johnston. Smithsonian.

ROTTMANN, J. Y M.V. LÓPEZ-CALLEJA. 1992. Estrategia nacional de conservación de aves. UNORCH/SAG. Serie Técnica N°1. Diproren.

SAIZ, F. Y A. SALAZAR. 1981. Efecto selectivo de las plantaciones de Pinus radiata sobre la entomofauna de biomas nativos: I Coleópteros epígeos. Anales Museo Historia Natural Valparaíso 14: 155-173.

SCHLATTER, R.P. Y R. MURÚA. 1992. Control biológico de plagas forestales. Bosque artificial y biodiversidad. Ambiente y Desarrollo 8(1):66-70.

STEEL, R.G.D. Y J.H. TORRIE. 1988. Bioestadística: principios y procedimientos. 2ª Ed. McGraw-Hill.

WIENS, J.A. 1989. The ecology of bird communities. V.1. Foundations and patterns. Cambridge Studies in Ecology. Cambridge University Press.

YORKE, C.D. 1984. Avian community in two modified Malaysian habitats. Biological Conservation 29(4): 345-362.