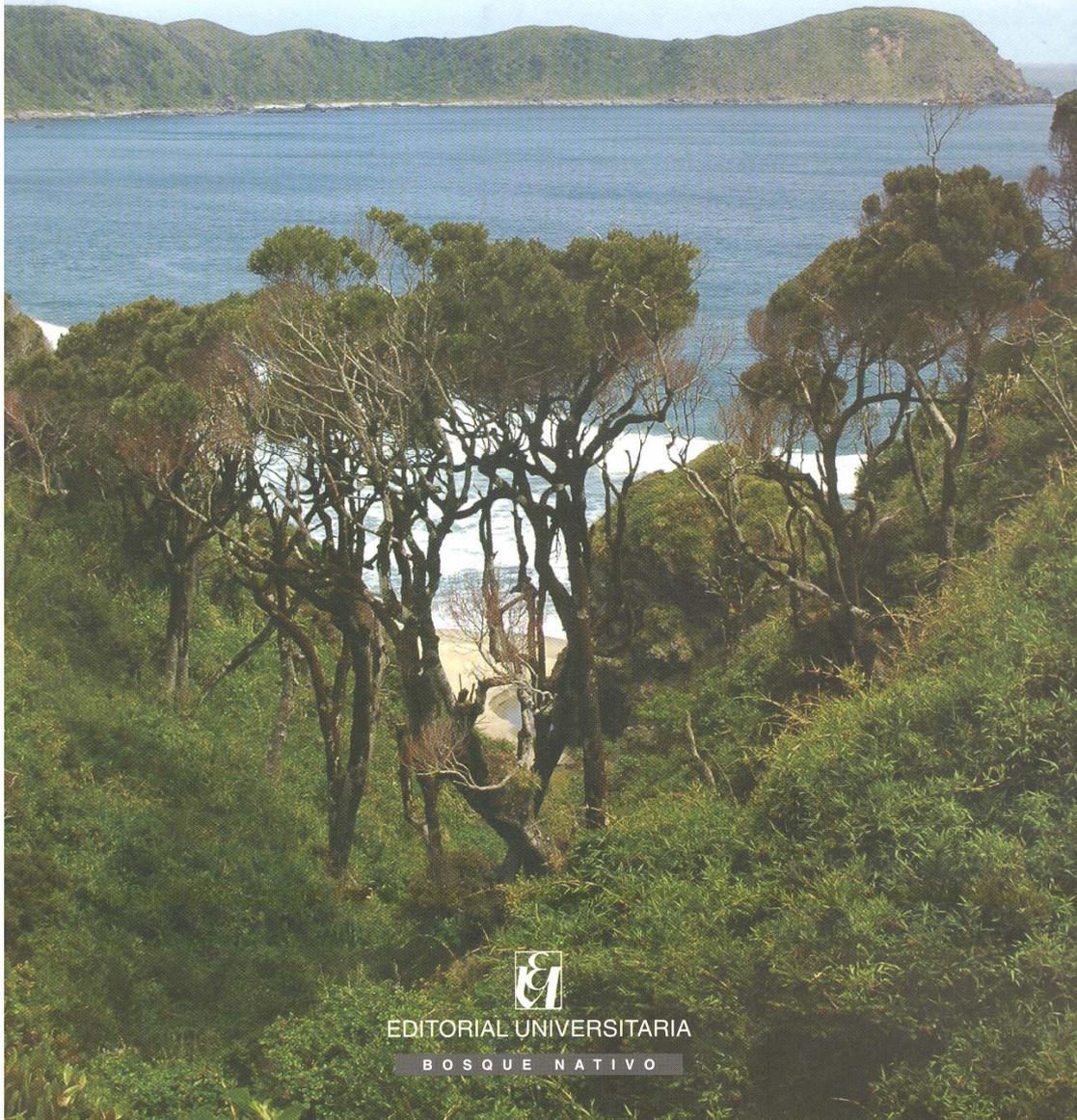


CECILIA SMITH-RAMÍREZ • JUAN J. ARMESTO • CLAUDIO VALDOVINOS

Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile



EDITORIAL UNIVERSITARIA

BOSQUE NATIVO

© 2005, CECILIA SMITH-RAMIREZ, JUAN J. ARMESTO
Inscripción N° 146.510, Santiago de Chile.

Derechos de edición reservados para todos los países por
© EDITORIAL UNIVERSITARIA, S.A.
María Luisa Santander 0447, Santiago de Chile.

editor@universitaria.cl

Ninguna parte de este libro, incluido el diseño de la portada,
puede ser reproducida, transmitida o almacenada, sea por
procedimientos mecánicos, ópticos, químicos o
electrónicos, incluidas las fotocopias,
sin permiso escrito del editor.

ISBN 956-11-1777-0

Texto compuesto en tipografía *Berling 11/13*

Se terminó de imprimir esta
PRIMERA EDICIÓN,
de 1.000 ejemplares,
en los talleres de Imprenta Slesianos S.A.
General Gana 1486, Santiago de Chile,
en mayo de 2005.

FOTOGRAFÍA DE PORTADA
Pablo Necochea

www.universitaria.cl

IMPRESO EN CHILE / PRINTED IN CHILE

37. Ecología del paisaje rural de la isla de Chiloé: diversidad de especies de aves en fragmentos de bosques nativos

Ecology of the countryside of Chiloé Island: avian species diversity in native forest fragments

JUAN J. ARMESTO, MARY F. WILLSON, IVÁN DÍAZ Y SHARON REID

Abstract

*The conservation of biodiversity in the Chilean Coastal Range and the lowlands of south-central Chile will depend greatly on the semi-natural matrix that surrounds a small number of tiny and scattered parks and reserves. Knowledge of the ecology of organisms inhabiting the semi natural matrix is a priority for assessing regional biodiversity and preventing future species losses. We examine here four predictions about the diversity and behavior of songbirds in small (<30 ha) remnant fragments of temperate forests in an agricultural landscape of northern Chiloé Island (42° S). We use as a comparative reference (pre-fragmentation forest) the bird assemblage inhabiting a large (>150 ha) patch of continuous forest in the same area. The following predictions were tested: (1) bird species diversity should decline in forest fragments, with respect to pre-fragmentation forest; (2) less mobile species should be most affected by habitat disruption; (3) "barriers" to bird movement should depend on the nature of the semi-natural matrix and species behavior; and (4) "connectivity" among fragments should increase the chances for bird conservation in the semi-natural matrix. Bird species richness and abundance in nine small (1-30 ha) forest fragments taken together did not differ greatly from species diversity in pre-fragmentation forests. Many species had similar relative abundances, although *Elaenia albiceps* and *Turdus falklandii* were more common in fragmented forests. Less mobile understory species, particularly four Rhinocryptids with limited flying ranges, had lower relative abundances in forest fragments than in pre-fragmentation forest. Pastures are "barriers" preventing these species from crossing the semi-natural matrix. Finally, we show for another understory bird, *Sylviorthorhynchus desmursii*, that its mating probability decreased in fragments surrounded by pastures and increased in small (< 20 ha) fragments connected by corridors with dense shrub cover in the first vertical meter. Thus, shrub corridors, associated with riparian habitats, degraded forest, or fences, allow birds to move among fragments. The countryside of Chiloé Island supports high bird species diversity, but we cannot determine at this time whether there will be a decline in species richness in the near future.*

Introducción

La reducción y fragmentación de los hábitats silvestres es uno de los efectos más importantes del cambio global inducido por el impacto humano sobre el paisaje (Davies *et al.*, 2001; Vitousek *et al.*, 1997). Como consecuencia de este proceso, que se ha intensificado en décadas recientes, las especies de animales y plantas deberán sobrevivir en el futuro en un mosaico de hábitats silvestres remanentes, rodeados de extensos ambientes de origen antrópico (Sala *et al.*, 2000). Este es el caso de los bosques templados y tropicales, que han cedido terreno a vastas áreas de cultivos, praderas ganaderas, plantaciones forestales, carreteras y asentamientos humanos (Armesto *et al.*, 1996c; Laurance y Bierregaard, 1997). Así, grandes territorios boscosos que fueron continuos hace menos de un siglo han quedado reducidos a pequeños fragmentos de bosques dispersos en un paisaje no forestado, disgregando aquellas poblaciones de animales y plantas con baja capacidad de dispersión (*e.g.*, Sieving *et al.*, 1996; Bustamante y Castor, 1998).

La ecología del paisaje examina los patrones de distribución de las especies y procesos ecológicos en relación al mosaico de hábitats, de origen natural o antrópico, que caracterizan una región o territorio (Forman, 1997). El mosaico de hábitats puede incluir caminos, campos de cultivo, pampas, plantaciones, cercos arbolados, y fragmentos remanentes de la vegetación original, incluyendo reservas o áreas sometidas a diversas formas de manejo. Si nuestro interés se centra en un tipo particular de elemento del paisaje (*e.g.*, fragmentos de bosque nativo), el conjunto de hábitats no forestados constituyen la "matriz". La propuesta de este trabajo es que la probabilidad de sobrevivencia futura (o extinción) de una determinada especie en una región del planeta, depende en gran medida de su capacidad de persistir, es decir obtener alimento, sobrevivir y reproducirse, en paisajes dominados, en mayor o menor medida, por la actividad humana (Daily *et al.*, 2001; Vitousek *et al.*, 1997). Tomando como referencia las áreas silvestres protegidas, que tienen como principal finalidad la conservación, el ambiente antropogénico que las rodea se ha denominado también "matriz seminatural" (Feinsinger, 2001). Debido a que los sistemas de áreas protegidas a menudo presentan insuficiencias de representatividad y extensión (*e.g.*, Armesto *et al.*, 1992; 1998), la biodiversidad que puede sustentar la matriz seminatural es un buen indicador de las perspectivas de conservación de la biodiversidad regional. En este contexto, es necesario desarrollar modelos que integren la condición actual o futura del paisaje con el conocimiento de la biología de las especies, especialmente aquellas más escasas o susceptibles al cambio ambiental, con el fin de anticipar o mitigar pérdidas de biodiversidad.

Los mayores cambios en la superficie cubierta por bosques nativos en Chile se han producido durante la segunda mitad del siglo XIX y todo el siglo XX (Armesto *et al.*, 2001). Esta tendencia de pérdida regional de bosques es similar a la documentada a escala global y es paralela al aumento exponencial de la población humana en los últimos dos siglos. Esto sugiere que los principales motores del proceso de deforestación han sido la apertura de tierras para ocupación humana

pueden tener mayor o menor capacidad para moverse de uno a otro, afectando el flujo genético entre las poblaciones segregadas (Primack, 1995). Entre las posibles barreras al movimiento de los organismos por la matriz seminatural se encuentran los caminos, cercos, canales, etc. Los cambios en el paisaje pueden estar asociados, además, con alteraciones de la estructura de los fragmentos de bosque, debido a mortalidad de árboles asociada a perturbaciones por viento o efectos de borde (Laurance *et al.*, 1998), así como por efecto de explotación maderera de los fragmentos más accesibles. Entre los componentes estructurales de los fragmentos que pueden cambiar por efecto de la mortalidad y tala selectiva está la densidad de grandes árboles emergentes, troncos muertos en pie, y la estructura de diámetros de troncos en el rodal (Carmona *et al.*, 2002). De esta manera, un conjunto de fragmentos de bosques, inicialmente multietáneos y de alta complejidad estructural, pueden tender en el tiempo a tener estructuras coetáneas más homogéneas dependiendo de las prácticas de manejo.

Sobre la base de los efectos ecológicos de la fragmentación (Fig. 1), es posible proponer un número de predicciones específicas para el caso de los ensamblajes de aves en bosques fragmentados. Estas predicciones serán evaluadas en este trabajo con datos de censos de aves en fragmentos de bosques nativos en el norte de la isla de Chiloé (Foto 47, Cuadernillo 2). Usaremos las aves como sujeto de estudio por su facilidad de observación y su asociación con hábitats forestados. No obstante, el diseño de un paisaje compatible con la conservación de la biodiversidad requiere examinar estas predicciones para un conjunto más amplio de organismos, con distintas capacidades de dispersión y requerimientos de hábitats.

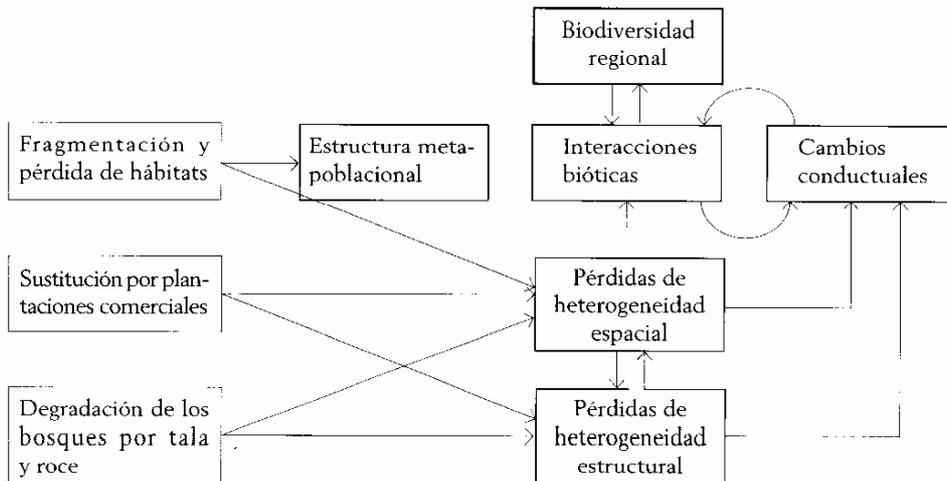


Figura 1. Principales tendencias de transformación del bosque nativo en Chile y sus consecuencias para la biodiversidad regional. En este trabajo se examinan predicciones relacionadas con efectos de la pérdida y fragmentación de hábitat del bosque nativo.

pueden tener mayor o menor capacidad para moverse de uno a otro, afectando el flujo genético entre las poblaciones segregadas (Primack, 1995). Entre las posibles barreras al movimiento de los organismos por la matriz seminatural se encuentran los caminos, cercos, canales, etc. Los cambios en el paisaje pueden estar asociados, además, con alteraciones de la estructura de los fragmentos de bosque, debido a mortalidad de árboles asociada a perturbaciones por viento o efectos de borde (Laurance *et al.*, 1998), así como por efecto de explotación maderera de los fragmentos más accesibles. Entre los componentes estructurales de los fragmentos que pueden cambiar por efecto de la mortalidad y tala selectiva está la densidad de grandes árboles emergentes, troncos muertos en pie, y la estructura de diámetros de troncos en el rodal (Carmona *et al.*, 2002). De esta manera, un conjunto de fragmentos de bosques, inicialmente multietáneos y de alta complejidad estructural, pueden tender en el tiempo a tener estructuras coetáneas más homogéneas dependiendo de las prácticas de manejo.

Sobre la base de los efectos ecológicos de la fragmentación (Fig. 1), es posible proponer un número de predicciones específicas para el caso de los ensambles de aves en bosques fragmentados. Estas predicciones serán evaluadas en este trabajo con datos de censos de aves en fragmentos de bosques nativos en el norte de la isla de Chiloé (Foto 47, Cuadernillo 2). Usaremos las aves como sujeto de estudio por su facilidad de observación y su asociación con hábitats forestados. No obstante, el diseño de un paisaje compatible con la conservación de la biodiversidad requiere examinar estas predicciones para un conjunto más amplio de organismos, con distintas capacidades de dispersión y requerimientos de hábitats.

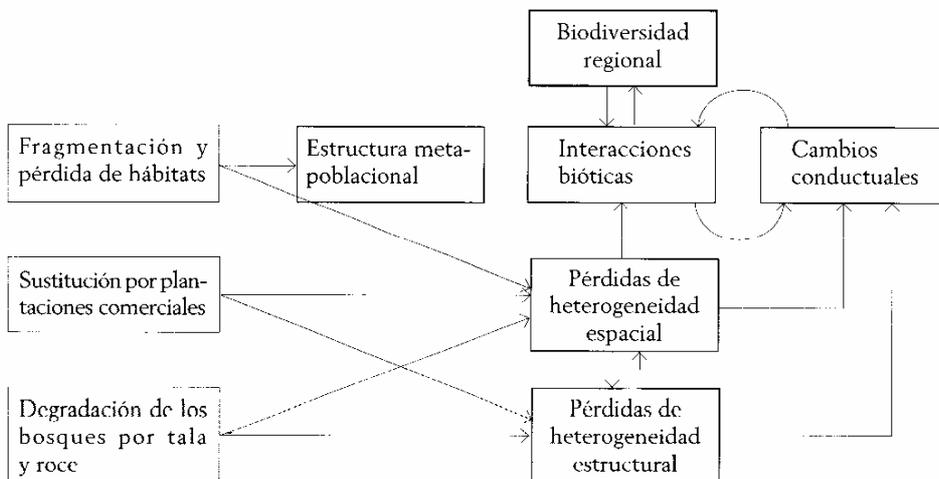


Figura 1. Principales tendencias de transformación del bosque nativo en Chile y sus consecuencias para la biodiversidad regional. En este trabajo se examinan predicciones relacionadas con efectos de la pérdida y fragmentación de hábitat del bosque nativo.

Predicción 1.

Dependiendo del tiempo transcurrido desde el inicio del proceso de fragmentación, esperamos que el mosaico de pequeños fragmentos de bosques dispersos en una matriz no forestada (*e.g.*, pradera), se diferencie en composición y número de especies respecto a un área de bosque continuo equivalente. Estas diferencias serán mayores mientras mayor sea el tiempo desde el inicio de la fragmentación. En la práctica, deberíamos esperar un menor número de especies en el paisaje fragmentado, debido a que las especies menos abundantes y aquellas con menor capacidad de migrar entre fragmentos podrían desaparecer (González *et al.*, 1998). En contraste, las especies raras tendrían más probabilidad de persistir en el bosque continuo, donde su tamaño poblacional efectivo sería mayor. Por otra parte, especies que utilizan hábitats (*e.g.*, márgenes de bosques) o recursos (*e.g.*, cultivos) que aumentan en frecuencia o extensión en el paisaje antropogénico, podrían incrementar su número poblacional.

Predicción 2.

Las especies menos móviles del ensamble de organismos asociados a los fragmentos de bosque serán más afectadas por la disrupción de la continuidad del hábitat y tenderían a decrecer en abundancia y, eventualmente, desaparecer de los fragmentos más pequeños por falta de inmigración.

Predicción 3.

La magnitud en que la matriz seminatural que rodea los fragmentos de bosque actúa como "barrera", limitando el desplazamiento de organismos, depende de la "calidad" (estructura) de la matriz antropogénica y de las conductas de las especies.

Predicción 4.

Mayor "conectividad" del paisaje fragmentado, es decir la presencia de "corredores" de hábitat que pueden facilitar el movimiento de organismos a través de la matriz antropogénica, reduciría la probabilidad de extinción de las especies menos móviles aumentando el tamaño efectivo de la población.

37.2. Área de estudio y métodos

Los datos que usaremos para evaluar estas predicciones provienen de estudios realizados en la última década en la zona norte de la isla de Chiloé, en un sector rural de baja altitud (50-100 m), en los alrededores de la Estación Biológica "Senda Darwin" (Fig. 2). La región se caracteriza por un clima húmedo todo el año con un promedio de precipitación anual de 2.000 mm, y temperaturas moderadas (media máxima de 16° y media mínima 5° C). Actualmente, el mosaico de hábitats incluye extensos pastizales (30% del área), áreas de bosques secundarios degradados y numerosos fragmentos de bosques primarios. Bosques templados siempreverdes cubrían originalmente toda la superficie de la isla, de costa a costa (Darwin, 1860). La superficie boscosa en la región

declinó significativamente a partir de la segunda mitad del siglo XIX, aunque la mayor parte de los bosques fueron eliminados mediante el uso de tala y fuego durante el siglo XX (Willson y Armesto, 1996), creándose así el mosaico de hábitats que prevalece actualmente. La mayoría de los fragmentos tienen formas generalmente alargadas, siguiendo pequeños esteros, con una superficie que varía entre pequeños “parches” de <1 ha y grandes áreas >500 ha. Debido a que la mayor parte de las propiedades en la zona son medianas y pequeñas (<100 ha), 97% de los fragmentos de bosque remanentes presentan magnitudes <40 ha. Los fragmentos se encuentran frecuentemente aislados unos de otros por extensiones de 100-200 m de praderas artificiales, por caminos y casas. Este paisaje rural es característico de la Depresión Intermedia de la región de Los Lagos y de las tierras bajas (<150 m de altitud), que son dominadas por una ganadería extensiva, persistiendo fragmentos de bosques nativos dispersos.

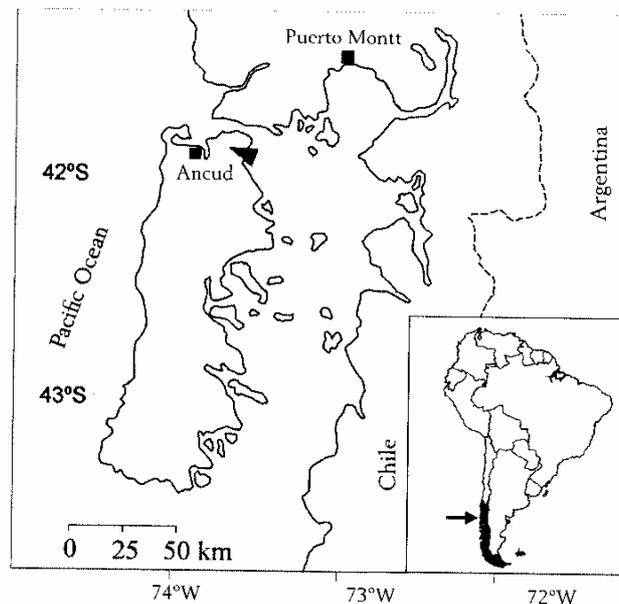


Figura 2. Área de estudio en el sector costero del norte de Chiloé y Estación Biológica “Senda Darwin” (flecha).

La avifauna regional fue registrada en los fragmentos de bosque mediante censos matutinos (07-09:00 am) a lo largo de transectos de longitud variable, con estaciones fijas de observación y escucha separadas por intervalos de >75 m. En algunos fragmentos de bosques los censos se realizaron todos los meses del año, en otros solamente durante los meses de primavera y verano (Willson *et al.*, 1994). Para las comparaciones entre sitios, las distribuciones de abundancias que presentamos se refieren exclusivamente a los meses de la estación reproductiva (octubre a enero). Los censos abarcaron fundamentalmente nueve fragmentos de bosques de 1-30 ha (Willson *et al.*, 1994) y un fragmento de bosque continuo de más de 150 ha. Para propósitos comparativos, se consideró que la abundancia y diversidad de especies en el fragmento de más de 150 ha se aproximaba a la composición y estructura de la comunidad de aves prefragmentación. Todos los bosques

muestreados tenían una composición florística característica de los bosques valdiviano y nordpatagónico (Veblen *et al.*, 1983), con una estructura multietánea y multiestratificada, y con un estrato arbóreo emergente (>25 m) constituido por grandes individuos de coihue (*Nothofagus nitida*, Nothofagaceae) y ulmo (*Eucryphia cordifolia*, Eucryphiaceae). El dosel superior (20-25 m) estaba dominado por *Drimys winteri* (Winteraceae), *Laureliopsis philippiana* (Monimiaceae) y varias especies de Mirtáceas (*Amomyrtus meli*, *Luma apiculata*). Algunos fragmentos presentaban un dosel mixto, con coníferas como *Podocarpus nubigena* y *Saxegothaea conspicua* (Podocarpaceae). En todos los fragmentos de bosques se encontraron numerosas especies de enredaderas y epifitas vasculares (*e.g.*, especies de las familias Bignoniaceas, Gesneriáceas, Philesiaceas). El sotobosque estaba dominado por una densa cobertura de bambú (*Chusquea* sp.), especialmente en sectores bajo claros del dosel en donde la cobertura de bambú alcanzaba 100%. Los arbustos (*Berberis* spp., *Baccharis* spp.) estaban restringidos a los márgenes de los fragmentos.

Consideramos un total de 44 especies de aves asociadas a los bosques templados, es decir aves que nidifican y se alimentan preferentemente en este hábitat, incluyendo paseriformes, picaflores y carpinteros. Las especies de aves acuáticas y rapaces que ocasionalmente se observan en hábitats forestados fueron excluidas del análisis (Rozzi *et al.*, 1996b). Algunas especies de aves tienen importancia ecológica en estos bosques como partícipes de relaciones mutualistas de polinización (Smith-Ramírez, 1993) y dispersión de semillas (Armesto *et al.*, 1996b). Estas especies mutualistas serán tratadas separadamente en el caso de algunas de las predicciones analizadas.

Para comparar la diversidad total o de grupos específicos de aves en el paisaje fragmentado con la diversidad y abundancia de las especies en un bosque continuo usamos una representación gráfica basada en las curvas abundancia-diversidad (Feinsinger, 2001). Estas curvas presentan la abundancia relativa de cada especie (basada en frecuencia de observación o escucha en puntos de muestreo) en orden desde la más abundante a la más escasa en un determinado hábitat. En este estudio comparativo, representamos en un mismo gráfico las abundancias de las mismas especies de aves en un bosque continuo contra el paisaje fragmentado. En estas gráficas, las diferencias en abundancia de las especies entre sitios se expresan en la desviación respecto a la relación 1:1, y las diferencias en composición de especies y diversidad total entre los dos ambientes comparados (Fig. 3) son indicadas por la presencia de especies con abundancia cero (en cualquier eje). La ventaja de esta representación es que permite comparar en un mismo gráfico las diferencias en diversidad y abundancia de especies.

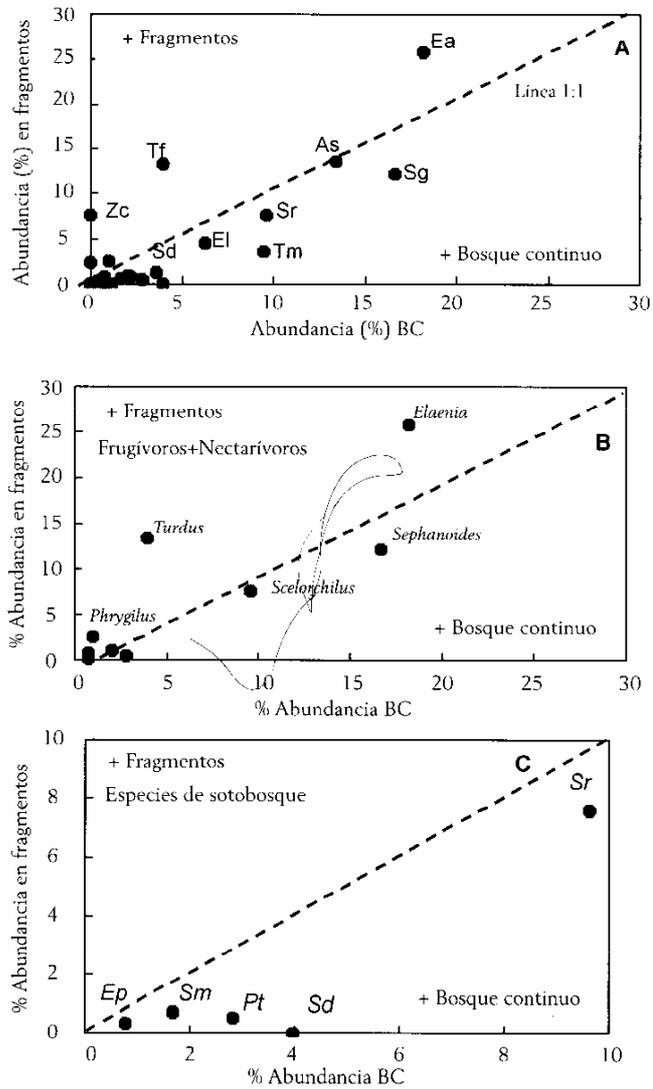


Figura 3. Diagramas de dispersión de las relaciones abundancia-diversidad de especies de aves en un conjunto de nueve fragmentos pequeños (1-30 ha) de bosques y en un gran parche de bosque continuo (>150 ha), tomado como referencia de la comunidad prefragmentación. Cada punto en el gráfico representa la abundancia relativa de una determinada especie en los fragmentos de bosque (eje Y) y en el bosque continuo (eje X). La línea representa una hipotética relación 1:1, en donde cada especie tiene la misma abundancia en los dos hábitat. (A) Todas las especies de aves, N = 44. (B) Aves frugívoras y nectarívoras solamente (categorías tróficas según Rozzi *et al.*, 1996b). (C) Aves del sotobosque solamente (abreviaturas corresponden al género y especie del Anexo 1).



37.4. Predicción 2: Abundancia de especies menos móviles

Las especies de Rinocriptidos, chucao, huet-huet (*Pteroptochos tarnii*, Foto 94, Cuadernillo 4), churrín de la Mocha (*Scytalopus magellanicus*) y churrín (*Eugralla paradoxa*) se encuentran asociadas al sotobosque en los bosques templados del sur de Chile. Estas especies presentan limitada capacidad de vuelo y no se desplazan en las áreas abiertas, como praderas o caminos (Sieving *et al.*, 1996; Willson *et al.*, 1994; Willson *et al.*, en este volumen). Otra especie limitada al sotobosque es el colilarga (*Sylviorthorhynchus desmursii*), que aunque con mayor capacidad voladora que los Rinocriptidos, también se muestra reluctantante a cruzar áreas abiertas >100 m (Díaz *et al.*, datos no publicados). Por esta razón, comparamos en forma separada las relaciones de abundancia de éstas en bosques fragmentados y BC (Fig. 3C). En este caso, todas las especies se ubicaron por debajo de la línea 1:1, es decir sus abundancias fueron menores en fragmentos de bosques en comparación al BC. Esta reducción de abundancia concuerda con la predicción que las especies de menor capacidad migratoria serían más afectadas por la fragmentación de los hábitats de bosque. Es posible que estos datos sugieran una tendencia poblacional de más largo plazo para las especies de sotobosque. Datos recientes indican que estas especies no son afectadas por mayor mortalidad en nidos en los paisajes fragmentados (Willson *et al.*, 2001), lo que sugiere que sus poblaciones decrecerían por una menor probabilidad de cruzamiento en fragmentos aislados por praderas (Díaz *et al.*, datos no publicados).

37.5. Predicción 3: Efecto barrera de las praderas

La familia Rhinocryptidae, incluye varias especies de aves endémicas de los bosques australes (Willson *et al.*; Díaz, en este volumen), el chucao, churrín de la mocha (*Eugralla paradoxa*), el churrín del sur (*Scytalopus magellanicus*) y el huet-huet (*Pteroptochos tarnii*). Los churrines son pequeños (<25 g) y difíciles de observar, mientras que el chucao (40 g) y el huet-huet (150 g) son aves más grandes y conspicuas. En Chiloé, todos ellos habitan el sotobosque denso de los fragmentos de bosques nativos, especialmente bajo matorrales de quila. Estas aves tienen limitado poder de vuelo, son muy territoriales y responden agresivamente al sonido de una grabación de su canto, generalmente avanzando hacia la fuente emisora (Sieving *et al.*, 1996). Mediante este método, Sieving, *et al.* (1996) comprobaron que ninguna de estas aves terrícolas salía de los márgenes de fragmentos de bosque hacia las praderas (Fig. 4), a pesar de ser estimulados mediante grabaciones de su canto. Sin embargo, más de un 80% de los individuos de las cuatro especies estimulados mediante grabaciones se adentraron en zonas adyacentes de matorral denso (80-100% de cobertura). Los individuos se desplazaron distancias >20 m en este hábitat sin problemas (Sieving *et al.*, 1996).

Este estudio demuestra que las praderas abiertas (sin cobertura para las aves) representan "barreras" importantes para el desplazamiento de estas aves terrícolas,

limitando su movimiento en la matriz seminatural. Este efecto no fue equivalente para todas las especies (Fig. 4). Mientras que <30% de los chucaos, huet-huet y churrín de la Mocha se aventuraron en áreas de matorral abierto, estos hábitats no limitaron el movimiento del churrín (Fig. 4). Esta diferencia está relacionada probablemente con diferencias conductuales (Sieving *et al.*, 1996). El churrín tiene la mayor distribución geográfica y ocupa mayor variedad de hábitats entre las cuatro especies estudiadas, no solamente anida en bosques densos, sino también en matorrales, márgenes de bosques, y pilas de detritus leñoso (Sieving *et al.*, 1996). Esta versatilidad lo haría menos sensible a la fragmentación del paisaje boscoso, en contraste con sus tres parientes cercanos.

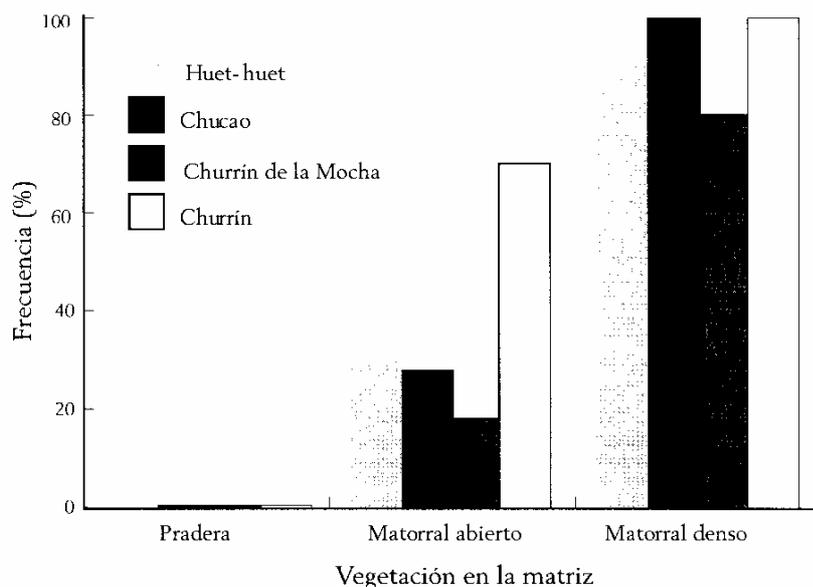


Figura 4. Porcentaje de individuos (n=129, todas las especies en conjunto) que salieron del fragmento de bosque y se adentraron en hábitats de pradera ganadera (sin cobertura arbustiva), en matorral arbustivo ralo, y en matorral arbustivo denso (80-100% cobertura). Datos de Sieving *et al.* (1996).

37.6. Predicción 4: Conectividad y tamaño poblacional efectivo

La "conectividad" de la matriz seminatural depende de la medida en que el ambiente antropogénico que rodea los fragmentos de bosque facilita o inhibe el desplazamiento de las especies de interés. La conectividad del paisaje en algunas zonas de Chile centro-sur disminuye en la medida en que las praderas aumentan en extensión y los fragmentos de bosque se reducen en área (Willson *et al.*, en este volumen), disminuyendo así el tamaño poblacional efectivo de las especies menos móviles.

Las praderas son también barreras para el desplazamiento del colilarga, otra pequeña ave territorial de limitada capacidad de vuelo que habita en el sotobosque de los bosques australes (Sieving *et al.*, 1996). Esta especie requiere de lugares

con cobertura densa en el sotobosque (<2 m de alto) para moverse (Díaz, *et al.*, en prensa). El tamaño efectivo de las poblaciones de colilarga y la capacidad de los individuos para encontrar pareja dependen del tipo de hábitat que rodea los fragmentos. En fragmentos pequeños (<20 ha) rodeados de pradera, las aves tienen menor posibilidad de apareamiento, debido a que no pueden moverse a otros fragmentos en busca de parejas. El 80% de los individuos carecía de parejas en fragmentos de bosque rodeados de pradera (Fig. 5), en contraste con bosques continuos (fragmento >100 ha) y fragmentos conectados entre sí por sectores de matorral denso (Fig. 5). En la práctica, el tamaño poblacional efectivo del colilarga en fragmentos conectados por hábitat de matorral es similar al de los fragmentos grandes debido a que la matriz no restringe el tránsito de individuos entre fragmentos. Resultados similares han sido obtenidos al analizar la probabilidad de apareamiento de los Rhinocriptidos en fragmentos de bosques de Chiloé (Sieving *et al.*, 2000). Para todas estas especies, la conectividad entre fragmentos de bosque es crítica para su reproducción y sobrevivencia.

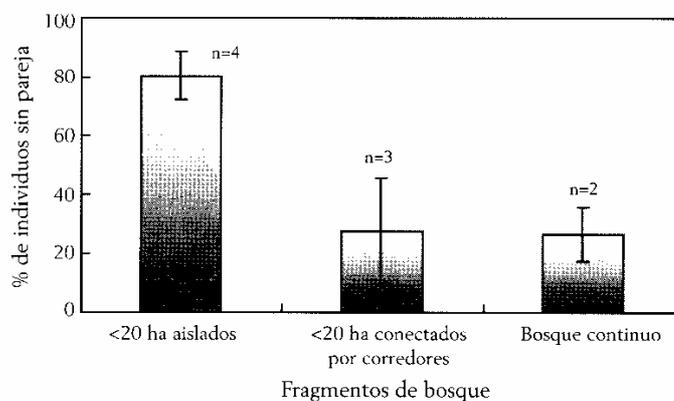


Figura 5. Porcentaje de individuos de colilarga (*Sylvioorthorhynchus desmursii*) que permanecen sin pareja durante una estación reproductiva en: a) fragmentos de bosque pequeños (<20 ha), aislados (rodeados de pradera), b) fragmentos pequeños conectados por corredores de vegetación arbustiva densa, y c) en un gran parche de bosque continuo (>150 ha) en el norte de Chiloé (redibujado de Díaz *et al.*, datos no publicados).

37.7. Discusión y conclusiones

Un porcentaje significativo de la biodiversidad de aves (y otros grupos de plantas y animales) en la región templada de Chile habita en la matriz seminatural, es decir fuera de los ambientes protegidos al interior de Parques y Reservas (Armesto *et al.*, 1998). Esta situación es más notable en la Depresión Intermedia y en la Cordillera de la Costa, en donde las áreas protegidas son pequeñas y muy alejadas entre sí. En estos casos, la matriz seminatural (Feinsinger, 2001) tiene gran relevancia para la conservación de la biodiversidad y funciones ecosistémicas a escala regional.

En este trabajo evaluamos si la matriz seminatural del norte de la isla de Chiloé puede complementar la función de los parques en la conservación de la avifauna asociada a los bosques nativos. De acuerdo a nuestros censos, los fragmentos de bosques en el paisaje rural de Chiloé sustentan en conjunto una diversidad de aves equivalente a la que se encontraría en bosques continuos, tomando como referencia la composición de la avifauna en un fragmento >150 ha en la misma zona de estudio (Fig. 3). Es decir, la diversidad de aves en los fragmentos de bosque <30 ha, no es diferente a la de los bosques continuos. Este resultado, sin embargo, no quiere decir que estas especies de aves puedan mantener sus poblaciones indefinidamente en el mosaico de pequeños fragmentos de bosque. Aunque hemos constatado su presencia actual en el paisaje seminatural, no tenemos certidumbre sobre las tendencias poblacionales en el mediano y largo plazo. Si tomamos como referencia, nuevamente, el orden de abundancias de las aves en el BC (>150 ha), que representaría la comunidad prefragmentación, se podría deducir de los datos (Fig. 3) que algunas especies estarían aumentando y otras disminuyendo su abundancia en los fragmentos. En particular, los datos sugieren que especies como el fio-fio y el zorzal tienden a aumentar su abundancia relativa en bosques fragmentados, es decir serían favorecidas por la transformación del paisaje. Una especie, el chincol, sólo se encontró presente en los fragmentos de bosque (Fig. 3A). Aunque los datos no permiten una conclusión definitiva, es muy sugerente que sólo estos tres casos sugieren un posible aumento de la población en el ambiente fragmentado. Para las restantes especies, los datos sugieren que no habría diferencias, o que sus abundancias habrían decrecido en los fragmentos de bosques, especialmente en el caso de los Rhinocriptidos, donde existe evidencia experimental de su limitada capacidad de desplazarse entre fragmentos (Sieving *et al.*, 1996).

La situación debería ser aclarada mediante estudios poblacionales de largo plazo de las especies que presentan mayores diferencias entre los dos ambientes comparados. En la zona templada del hemisferio norte se ha documentado mediante censos poblacionales anuales que muchas especies de aves migratorias asociadas al bosque han declinado en abundancia durante las últimas décadas, posiblemente como consecuencia de la pérdida de hábitats, tanto en regiones templadas como tropicales (Wilcove, 1985). Otros efectos negativos sobre el tamaño poblacional de las aves han sido atribuidos a la depredación de nidos en los márgenes de los fragmentos de bosques (Robinson *et al.*, 1995; Wilcove, 1985). En bosques fragmentados del norte de Chiloé, la depredación es un factor de mortalidad importante para las especies con nidos abiertos ubicados en la vegetación de margen de bosque (*e.g.*, picaflor, fio-fio), pero no para especies que anidan en cavidades, como los Rhinocriptidos (Willson *et al.*, 2001). En consecuencia, para estas últimas, el aislamiento de las poblaciones parece ser el factor limitante para su persistencia en el paisaje rural.

Los datos que presentamos aquí sobre el colilarga (Fig. 5) y los resultados de varios años de estudio de éxito reproductivo en las especies de Rhinocriptidos (Sieving *et al.*, 2000), sugieren que la conectividad entre fragmentos de bosque mediante corredores de hábitat pueden reducir en gran medida las consecuencias

negativas de la fragmentación sobre el tamaño poblacional y la diversidad de aves (Willson *et al.*, en este volumen). Sieving *et al.* (2000) y Díaz *et al.* (en prensa) recomiendan que los corredores deberían tener 2-3 m de ancho mínimo y abundante vegetación arbustiva. Los pequeños fragmentos de bosque conectados por corredores podrían ser análogos a un bosque con una superficie equivalente a la suma de las pequeñas áreas conectadas. Los individuos que habitan los fragmentos conectados constituirían una "metapoblación" (Hanski y Gilpin, 1997).

Una conclusión destacada es la importancia que adquieren en paisajes fragmentados, como los que predominan en la Depresión Intermedia y en la Cordillera de la Costa, los ambientes de bajo valor productivo que pueden ser utilizados por las especies silvestres para trasladarse de un fragmento de bosque a otro. En esta categoría destacan ciertos elementos del paisaje, tales como corredores ribereños, áreas de matorral secundario y "cortinas" o cercos cortaviento con vegetación arbustiva acompañante (Willson *et al.*, en este volumen). Los bosques secundarios frecuentemente son degradados mediante uso de fuego, o transformados en plantaciones de especies exóticas. Por esta razón, destacamos aquí su importancia para la conservación regional de la biodiversidad. En amplias zonas de la Cordillera de la Costa dominadas por plantaciones forestales, los ambientes ribereños que mantienen vegetación nativa constituyen vías de tránsito y hábitat de residencia de aves que no habitan en las plantaciones (Estades y Temple, 1999).

Aunque la diversidad de especies en la matriz seminatural del norte de Chiloé no difiere significativamente de la diversidad estimada prefragmentación (Fig. 3), es importante notar que el proceso de fragmentación en Chiloé es más reciente que en regiones ubicadas más al norte en sectores costeros, o en la Depresión Intermedia. La extinción de especies en paisajes fragmentados es un proceso gradual (Tilman *et al.*, 1994), por lo que muchas áreas de Chile se encuentran en situación crítica (Bustamante y Castor, 1998), a menos que futuros planes públicos o privados consideren el diseño de un paisaje antropogénico "amigable" con la diversidad.

Agradecimientos

Nuestros estudios han sido financiados por Cátedra Presidencial en Ciencias (JJA), Proyecto Núcleo Milenio P99-103 FICM, por National Geographic Society, USA (MFW), y por FONDECYT-FONDAP 1501-0001. Esta es una contribución al programa de investigación de la Estación Biológica Senda Darwin, Chiloé.

Anexo 1.

Especies de aves presentes en bosques fragmentados (1-30 ha, Willson *et al.*, 1994) y en un fragmento de 150 ha (bosque prefragmentación, Diaz *et al.*, datos no publicados). Hábitos de alimentación: fr= frugívoro; pol= polinizador; i= insectívoro; g= granívoro; o= omnívoro.

Familia	Especie	Hábito alimentación	Bosque prefragmentación		Fragmentos	
			N	%	N	%
Fringillidae	<i>Phrygilus patagonicus</i>	fr/pol	8	1,0	2,14	3,0
Trochilidae	<i>Sephanoides sephanioides</i>	pol	130	16,7	8,45	11,9
Columbidae	<i>Columba araucana</i>	fr	6	0,8	0,14	0,2
Muscicapidae	<i>Turdus falcklandii</i>	fr	31	4,0	10,03	14,2
Picidae	<i>Colaptes pitius</i>	i/fr	6	0,8	0,29	0,4
Rhinocryptidae	<i>Pterotochus tarnii</i>	i/fr	22	2,8	0	0,0
Rhinocryptidae	<i>Scerchilus rubecula</i>	i/fr	75	9,6	5,62	7,9
Tyrannidae	<i>Xalmis pyrope</i>	fr	6	0,8	0,69	1,0
Emberizidae	<i>Curaeus curaeus</i>	fr/pol	16	2,1	0,76	1,1
Tyrannidae	<i>Elaenia albiceps</i>	fr/pol	142	18,2	15,71	22,2
Fringillidae	<i>Sicalis luteiventris</i>	g	0	0	0	0
Psittacidae	<i>Enicognathus leptorhynchus</i>	g	49	6,3	3,78	5,3
Fringillidae	<i>Carduelis barbatus</i>	g	0	0,0	0,64	0,9
Furnariidae	<i>Aphrastura spinicauda</i>	i	105	13,5	10,08	14,2
Furnariidae	<i>Pygarrachus albogularis</i>	i	17	2,2	0,28	0,4
Furnariidae	<i>Sylvioorthorhynchus desmurstii</i>	i	31	4,0	0	0
Hirundinidae	<i>Tachycineta meyeni</i>	i	74	9,5	2,15	3,0
Picidae	<i>Campephilus magellanicus</i>	i	3	0,4	0,29	0,4
Picidae	<i>Picoides lignarius</i>	i	3	0,4	0	0,0
Rhinocryptidae	<i>Eugralla paradoxa</i>	i	6	0,8	0	0,0
Rhinocryptidae	<i>Scytalopus magellanicus</i>	i	13	1,7	0,29	0,4
Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	i	0	0,0	1,94	2,7
Tyrannidae	<i>Anairetes parulus</i>	i	28	3,6	1	1,4
Tyrannidae	<i>Colarhamphus parvirostris</i>	i	9	1,2	0	0
Emberizidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	o	0	0,0	6,48	9,2
Total			780	100,0	70,76	100,0

N= Número de individuos registrados en censos / %= Abundancia relativa