



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS



FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES Y CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA
MAGÍSTER EN ÁREAS SILVESTRES Y CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA

**SIMULACIÓN DEL EFECTO DE DIFERENTES ESQUEMAS DE COSECHA DE
PLANTACIONES DE *Pinus radiata* EN LA CONECTIVIDAD BIOLÓGICA EN
CHILE CENTRAL**

Tesis para optar al título de Ingeniero en Recursos Naturales Renovables y grado
de Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

MARÍA PAZ ACUÑA RUZ

SANTIAGO DE CHILE

2010

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES Y CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA
MAGÍSTER EN ÁREAS SILVESTRES Y CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA

**SIMULACIÓN DEL EFECTO DE DIFERENTES ESQUEMAS DE COSECHA DE
PLANTACIONES DE *Pinus radiata* EN LA CONECTIVIDAD BIOLÓGICA EN
CHILE CENTRAL**

Tesis para optar al título de Ingeniero en Recursos Naturales Renovables y grado de Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

MARÍA PAZ ACUÑA RUZ

	Calificaciones (Memoria de título)	Calificaciones (Tesis de Grado)
Director de Tesis		
Sr. Cristian Estades M. Ingeniero Forestal, PhD	7.0	A
Profesores Evaluadores/Consejeros		
Audrey Grez V. Licenciada en Biología, MSc	7.0	A
Horacio Bown I. Ingeniero Forestal, PhD.	7.0	A

A mi hija, Emilia.....

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mis padres por su apoyo incondicional, cariño y valentía para luchar por un mundo mejor. Gracias a mis hermanos y primos por ser compañeros de ruta. Gracias a mis tíos y abuelos, especialmente a Patricia Lawrence.

A mis compañeros del GEP y LEVS por la colaboración, amistad y alegría, en especial a María Angélica Vukasovic, Andrea Contreras, Benito González, Martín Escobar y Nélida Villaseñor.

Agradezco a Cristián Estades por su dedicación, creatividad y tenacidad como profesor guía, a quien respeto profundamente y quien ha incentivado mi gran admiración por la biodiversidad, entre otras disciplinas.

Gracias a Jaime Hernández por enseñarme dedicación, paciencia y perseverancia en lo que uno hace. Además, es quien ha contribuido en gran medida en mi formación como investigador.

Finalmente quiero agradecer a los proyectos FIA-PI-C-2003-1-F-51 y Fondecyt 1080463 que financiaron este trabajo.

ÍNDICE

ÍNDICE	ii
LISTA DE FIGURAS	iii
LISTA DE CUADROS	v
RESUMEN	vi
SUMMARY	vii
INTRODUCCIÓN.....	1
MATERIALES Y MÉTODOS	6
RESULTADOS	22
DISCUSIÓN	37
REFERENCIAS.....	48
APÉNDICE I	56
APÉNDICE II	57
APÉNDICE III	59

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación geográfica del predio Guanaco de la División Forestal MASISA S.A.

Figura 2. Sistema de cosecha. (A) Escenario 1, área cosechada es igual a 1 parche de 130 ha en el año x. (B) Escenario 2, área de cosecha es igual a 10 parches de 13 ha en el año x.

Figura 3. Posición inicial del individuo y sus ocho vecinos más próximos.

Figura 4. Diseño del experimento aplicado en terreno. El tratamiento A, la parcela estaba completamente rodeada de matriz (área cosechada), y en los casos B y C, la parcela estaba unida por fajas de pino de 10 y 40 m respectivamente. El tratamiento D era el testigo el cual estaba rodeado por plantación de pino adulto sin cosechar.

Figura 5. Tasa de captura en el borde de vegetación nativa de los individuos de *A. longipilis* liberados en las parcelas de 40 x 40 m.

Figura 6. Diagrama de costo-conectividad entre las modificaciones de manejo.

Figura 7. Muestra la diferencia entre el patrón de movimiento de BASE (A) y HIGHDISP (B).

Figura 8. Resumen de los paisajes generados a partir del paisaje actual.

Figura 9. Escenario seleccionado de la simulación a la inversa tipo MOP para extraer los valores a utilizar en el modelo del objetivo específico 1.

Figura 10. Índice de conectividad para el escenario 1 (parche cosechado de 130 ha) y escenario 2 (10 parches cosechados de 13 ha) por especie.

Figura 11. Índice de conectividad de cada especie para el escenario real (escenario 0) y los escenarios con corredores en todas sus versiones.

Figura 12. Curva Costo-Conectividad. A. *Abrothrix longipilis*. B. *Scytalopus fuscus*. C. *Pterotochos castaneus*.

Figura 13. Efecto del tamaño individual de cosecha en el tiempo de persistencia de la especie BASE, en seis versiones (“perceptiva” vs “ciega”, y tres niveles de tasa de muerte inducida por el paisaje TMP). Existió un tiempo de simulación máxima de 125 temporadas.

Figura 14. Efecto de la duración del hábitat y tamaño individual de cosecha en el tiempo de persistencia de la especie BASE, en seis versiones (“perceptiva” vs “ciega”, y tres niveles de tasa de muerte inducida por el paisaje TMP). (A) Duración de hábitat= 2 años. (B) Duración de hábitat= 8 años.

Figura 15. Efecto del tamaño individual de cosecha en el tiempo de persistencia de la especie BASE en un escenario estático (*i.e.* Edad de los rodales están fijos en el comienzo del período de simulación).

Figura 16. Efecto del tamaño individual de cosecha en el tiempo de persistencia para las especies (A) SLOW, (B) HIGHDISP, (C) SEXUAL (en sus seis versiones).

Figura 17. Modelo teórico a las respuestas de persistencia de la metapoblación en un sistema donde el tamaño de parche esta correlacionado positivamente con el aislamiento de parche. (A) Especie genérica. La conectividad es máxima cuando los parches están en el menor tamaño posible y declina cuando el tamaño de parche aumenta. La función de persistencia corresponde a la línea gris, la cual es representada como el producto de las dos variables, mostrando su máximo en los tamaños de cosecha intermedia. (B) Una especie con baja capacidad de dispersión es representada por una reducción en su conectividad máxima en parches de tamaño pequeño (*i.e.* sedentarismo) y una reducción en la pendiente en la relación de tamaño cosechas-conectividad. La función de persistencia muestra una forma similar pero con valores más bajos. (C) La especie con la mayor capacidad de dispersión es representada con un aumento en la mínima conectividad en cosechas grandes y la función de persistencia con un máximo mayor donde se desplaza hacia la derecha. Las líneas punteadas grises de los gráficos B y C representan la tendencia de las relaciones del gráfico A.

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Resumen de parámetros para una especie BASE.

RESUMEN

La tala rasa es una técnica de cosecha forestal la cual ha sido ampliamente usada en plantaciones forestales de Chile central. Actualmente, existe una gran preocupación acerca de sus efectos sobre el medio ambiente. El objetivo de este estudio fue simular dos ejemplos de esquemas de manejo forestal con tala rasa en combinación con Modelos de Simulación Basados en Individuos Espacialmente Explícitos (MSBIEE). En el primer caso se ilustró el efecto de la tala rasa sobre especies de sucesión tardía en un paisaje real de Chile central y algunas modificaciones del mismo (tamaño de parches y ancho de corredores), y como estas modificaciones podrían traducirse en cambios en la conectividad biológica. En el segundo caso, la modelación se realizó sobre paisajes ficticios, y se estudió la persistencia de poblaciones que viven en los hábitats efímeros generados por tala rasa sobre ellos. En primer lugar, los resultados mostraron la relación de la conectividad biológica versus el costo de implementar medidas adicionales en el manejo. Esta relación siguió la forma general de la curva la cual se asemejó al mejor de los escenarios posibles, donde la relación costo-beneficio aumentó en forma proporcional a la inversión. Esto sugiere que cambios relativamente pequeños en la configuración espacial de las plantaciones podrían tener un impacto significativo en las tasas de movimiento de animales en el paisaje. En el segundo caso se encontró que cuando las especies percibieron los atributos de su entorno, el tiempo de persistencia fue mayor en los tamaños intermedios de cosecha. Además, los resultados sugieren que áreas de cosecha de gran tamaño pueden ser incompatibles con la conservación de muchos vertebrados de sucesión temprana que presentan capacidad limitada de dispersión, a menos que medidas adicionales de manejo, tales como el uso de corredores o la configuración espacial de las áreas cosechadas, sean adoptadas para superar la falta de conectividad.

Palabras claves: áreas cosechadas, tamaño del parche, hábitat efímero, persistencia de la metapoblación, Modelo de Simulación Basado en Individuos Espacialmente-explicito (MSBIEE).

SUMMARY

Clearcutting is a forest harvesting technique which has been widely used in forest plantations in central Chile. Currently, there is a great concern about their effects on the environment. The objective of this study was to simulate two examples of clearcutting schemes in managed plantation systems through Individual-Based-Spatially-Explicit Model (IBSEM). The two cases account for the loss of vegetation caused by clearcutting, but the first one deals with its negative effects on a real landscape, with modifications in size of patches and corridors widths, how they can results in connectivity changes for forest species, and how they can be use to estimate the costs and benefit, as biological connectivity, in forest management system. The second example was done on a simulated landscape which several different structures, to describe the persistence of early successional populations living in ephemeral habitats such as juveniles stands. Firstly, the results show the relationship between biological connectivity and the cost of implementing it thorough out additional measures in the management system. This relation follow the shape of a curve which is very similar to the best possible scenario, where the cost - benefit increased in direct proportion to amount of the investment suggesting that relatively small changes in the spatial configuration could have a significant impact on the animal movement rates in the landscape. In the second case it was found that where species perceived attributes of nearby neighborhood, the total persistence time was higher in intermediate size harvest stands. Also, the results suggest that large clearcuts patches may be incompatible with conservation of many early-successional vertebrates that have limited dispersal capacity, unless additional conservation measures, such as the use of corridors or special spatial arrangement of clearcuts, are used to overcome the lack of connectivity.

Keywords: Clearcutting, patch size, ephemeral habitat, metapopulation persistence, Individual-based Spatially-explicit Population Model (MSBIEE).

INTRODUCCIÓN

La demanda de productos de la industria forestal ha incrementado por décadas, y seguirá aumentando en todo el mundo (FAO, 1999; Hartley, 2002). Las plantaciones forestales constituyen sólo el 3,5% del total de áreas de bosque, unas 140 millones de ha; sin embargo, sus áreas son cada vez mayores aumentando entre 2 y 3 millones de hectáreas anualmente (Brockhoff *et al.*, 2008). En Chile, las plantaciones superan las dos millones de hectáreas, siendo *Pinus radiata* la especie con mayor participación llegando a un 74% del total (INFOR, 2001) y la de mayor importancia económica para el sector forestal (Clapp, 2001).

Un aspecto del manejo forestal de las plantaciones de coníferas, con importantes implicancias ecológicas, es el uso de la tala rasa¹ como técnica de cosecha. Actualmente, esta técnica ha sido objeto de un fuerte debate público (Kimmins 1997, Potvin *et al.*, 1999; Bliss, 2000), ya que existe una gran preocupación acerca de sus efectos sobre el medio ambiente, por ejemplo, sobre el ciclo de nutrientes (Prescott, 1997), en la erosión (Iroume *et al.*, 2006), sobre el hábitat para la vida silvestre (Mannan y Meslow, 1984) y en la promoción de especies invasoras (Selmants y Knight, 2003). Por otra parte, se constata una percepción negativa de la estética generada por la tala rasa a nivel público (Murray y Nelson, 2005; Ribe, 2006). En Chile existe una tasa de cosecha de más de 62.000 ha año⁻¹, y no existen límites legales en el tamaño máximo de las unidades de intervención continua o en los criterios mínimos a cumplir para la corta de rodales adyacentes a otras zonas cosechadas (Gayoso, 2009). Sin embargo, algunas empresas forestales certificadas han reducido la superficie continua máxima de tala rasa, siguiendo los estándares de CERTFOR (Fundación Chile, <http://www.certforchile.cl>) y bajo el esquema de FSC (Forest Stewardship Council).

¹ Tala rasa: la práctica silvicultural más comúnmente usada en plantaciones, así como también un método de cosecha forestal, la cual está asociada a actividades de establecimiento, cuidado y cosecha de cultivos forestales (Kimmins 1997). Rodal en el cual todos los arboles son removidos en una operación (Dictionary of Forestry, <http://www.dictionaryofforestry.org/>).

Las plantaciones manejadas intensivamente tienen un efecto significativo en la conservación de la biodiversidad (Gepp, 1976; Betts *et al.*, 2005; Hayes *et al.*, 2005). La presencia de especies de flora y fauna nativa en estas áreas está fuertemente relacionada con la configuración espacial, el tamaño individual del área de cosecha, los tipos de mosaicos de parches cosechados y historias del manejo (*i.e.* régimen de raleo, edad de los rodales, remanentes de vegetación nativa, etc.) (Franklin y Forman, 1987; Gustafson y Crow, 1994; Lindenmayer y Hobbs, 2004). Algunas variables poblacionales, tales como el número de individuos, la abundancia, las tasas de mortalidad y reproducción, y la dispersión también se ven afectadas por las medidas de manejo que se apliquen. Si las plantaciones son manejadas correctamente podrían ser una clara oportunidad de conservación para especies de vida silvestre (Moore y Allen, 1999; Hartley, 2002). Entender los patrones altamente dinámicos producidos por la explotación a tala rasa en las plantaciones forestales requiere comprender con precisión las interacciones espaciales entre poblaciones animales que viven en los fragmentos de bosques nativos, las que viven en las plantaciones de pino, las que comparten ambos tipos de ambiente (Estades, 2006) y las que viven en ambientes abiertos.

Este trabajo aborda, en primer lugar, el efecto que tienen los diferentes esquemas de cosecha a tala rasa sobre las poblaciones de vida silvestre, su hábitat, y su conectividad biológica, y en segundo lugar, el efecto en la persistencia de las especies que viven en los ambientes efímeros generados por la tala rasa (especies de sucesión temprana). Por lo tanto, esta tesis muestra dos caras de la misma moneda, como la tala rasa genera efectos negativos en la conectividad biológica por pérdida de hábitat, y al mismo tiempo, como crea nuevos espacios de hábitat que van cambiando en el paisaje y lo hacen más heterogéneo.

En Chile central, las plantaciones funcionan como mosaicos heterogéneos de rodales de diferentes edades y sotobosques con bastante vegetación nativa (Vergara y Simonetti, 2003; Estades y Escobar, 2005). A pesar de su constante dinámica e intervención, estudios recientes (Gill, 1995; Estades y Temple, 1999; Grez *et al.*, 2000; Escobar *et al.*, 2004; Tomasevic, 2004; Escobar *et al.*, 2005; Saavedra y Simonetti, 2005; Vergara y Simonetti, 2006; Vukasovic *et al.*, 2006) indican que estos sistemas forestales albergan un número importante de especies de flora y fauna. Esto también ha sido demostrado en estudios realizados en otros países, en los cuales se indica que las

plantaciones forestales pueden proveer de hábitats adecuados para especies nativas de diferentes taxones (Geldenhuys, 1997; Humphrey *et al.*, 2000; Brockerhoff *et al.*, 2003; Maunder *et al.*, 2005). Lo anterior permite suponer que estas áreas ya no son tan hostiles como se pensaba (Simonetti, 2006), y son capaces de formar un hábitat continuo que permite el movimiento de muchos organismos (Fisher y Lindenmayer, 2006). Además, podrían jugar un rol fundamental en la conservación de la biodiversidad, particularmente en áreas donde el bosque nativo se está perdiendo o fragmentando (Berndt *et al.*, 2008).

Las especies que responden negativamente a la cosecha están generalmente asociadas a hábitat de bosques maduros (*i.e.* Hansen *et al.*, 1995; Canterbury *et al.*, 2000; Drapeau *et al.*, 2000). Por ejemplo, bosques estructuralmente más complejos o rodales maduros proporcionan mejor hábitat para especies de sucesión tardía que rodales jóvenes, debido a su mayor heterogeneidad espacial y vertical, contienen más hábitat para nidificación, más recursos de forrajeo, y mayores capas de sustrato en el suelo del bosque (Brockerhoff, 2008; Vanderwel, 2009). Se ha propuesto que el intercalamiento de rodales de diferentes edades en el paisaje podría aumentar la biodiversidad (Lindenmayer y Hobbs, 2004). De la misma forma, mantener corredores y pequeños parches de bosque en el área de cosecha, proporcionaría hábitat para otras especies y aumentaría el movimiento entre los parches (Franklin y Forman, 1987). Constantine *et al.* (2004) establecen que corredores de 100 m de ancho en plantaciones de pino adultas podrían mantener pequeños mamíferos característicos de hábitat de sucesión tardía (*i.e.* Musarañas y *Ochrotomys nuttalli*), y a la vez mantener el hábitat de especies de sucesión temprana. De esta forma, en una plantación ordenada, en la cual cada año se cosecha una superficie dada H , se podrían plantear las siguientes dos preguntas: i) ¿existen diferencias en la conectividad de especies de sucesión-tardía si la cosecha se realiza en un sólo parche de tamaño H o en muchos parches pequeños que en total suman H ?, y ii) ¿si se dejan algunos corredores de pino no cosechado, aumentaría la conectividad para estas especies?.

Las plantaciones forestales representan un importante hábitat para muchas especies de áreas abiertas. Una implicancia intuitiva de estos mosaicos cambiantes es que, en algún momento, se empeoran las condiciones del hábitat, y los individuos que utilizan estos parches tendrán que trasladarse a otros de hábitat adecuado. Por lo tanto, la capacidad de dispersión puede desempeñar un papel importante en la persistencia de

este tipo de especies en el paisaje (Travis y Dytham, 1999). En algunas regiones de Europa sistemas de plantaciones de la misma edad son importantes reservorios de especies de aves de sucesión-temprana (Paquet *et al.*, 2006; Du Bus de Warnaffe y Deconchat, 2008) y de conservación para artrópodos (Brockerhoff *et al.*, 2008). En el Este de Estados Unidos, muchas especies silvestres que habitan en praderas o matorrales encuentran un hábitat valioso en las áreas cosechadas (DeGraaf *et al.*, 1992; DeGraaf y Yamasaki, 2003).

En un estudio efectuado por Allen *et al.* (1996), la condición de la vegetación en los primeros 5 años de establecimiento de la plantación provee hábitat para asociaciones de especies de aves de sucesión temprana (*i.e.* *Spizella pusilla*, *Passerina cyanea*). En el centro-sur de Chile, Estades y Temple (1999) encontraron que la abundancia de aves como *Curaeus curaeus* y *Sturnella loyca*, dependía significativamente de la proporción de campos agrícolas y áreas abiertas que rodeaban a fragmentos inmersos en plantaciones de pino. Sin embargo, el efecto del tamaño de áreas de cosecha individuales en el desempeño de las especies de sucesión temprana no está aún bien estudiado (Pawson *et al.*, 2006). Paralelamente, en una plantación ordenada, en la cual cada año se cosecha una superficie dada H , se podría plantear la siguiente pregunta: ¿existen diferencias en la persistencia de especies de sucesión-temprana si el área de cosecha está compuesta por un sólo parche de tamaño H por muchos parches pequeños que en total suman H ?

Modelación de los efectos de la cosecha forestal

Los Modelos de Simulación Basados en Individuos Espacialmente Explícitos (MSBIEE) están siendo crecientemente usados en problemas de biología de la conservación (Dunning *et al.*, 1995) y en ecología de poblaciones (Nachman, 1987; Fahrig, 1991; Perry y Gonzáles-Yujar, 1993; Dytham, 1995; Wilson 1998). Esta es una herramienta que describe las dinámicas poblacionales a través de una serie de reglas aplicadas a cada individuo (Wiens *et al.*, 1993), estas reglas son extraídas directamente de estudios empíricos de la especie, siendo ordenadas en una estructura lógica y jerárquica que representa la relación de los individuos con el espacio y los elementos del paisaje (Tischendorf y Fahrig, 2000; Wiegand *et al.*, 2004). La mayoría de los MSBIEE se construyen en base a dos componentes, modelos de movimiento animal y una serie de imágenes digitalizadas que describen aspectos del paisaje en el cual los individuos se

mueven (Dunning *et al.*, 1995). Estos modelos pretenden superar las dificultades asociadas a la experimentación a escala del paisaje representando el paisaje como una grilla espacial en donde cada celda de la grilla es un hábitat o un no-hábitat. Usando estos modelos y principios de fuente-sumidero se puede asumir que los animales seleccionan los parches más adecuados de todos los disponibles en un paisaje (Farina, 2000).

En este trabajo, se simularon esquemas de manejo forestal con tala rasa en combinación con MSBIEE de dos formas distintas y complementarias. En el primer caso se ilustró el efecto de la tala rasa sobre especies de sucesión tardía en un paisaje real de Chile y algunas modificaciones del mismo. En el segundo caso, la modelación se realizó sobre paisajes ficticios, y se estudió la persistencia de poblaciones que viven en hábitat efímeros generados por tala rasa sobre ellos. Los objetivos específicos asociados a ambos casos son:

1. Desarrollar un modelo de simulación espacialmente explícito basado en individuos para simular los cambios en la conectividad de un predio forestal sometido a diferentes esquemas de manejo con el fin de estimar una curva de costo – beneficio (conectividad biológica).
2. Construir un modelo de distribución de hábitat, generado por el esquema de tala rasa, para describir la persistencia de poblaciones que viven en hábitat efímeros como son las plantaciones de pino juveniles.

MATERIALES Y MÉTODOS

Objetivo específico 1

Área de estudio

El estudio replicó el sistema forestal existente en el predio Guanaco de la División Forestal MASISA S.A. ubicado en la zona centro-sur de Chile (36° 12' Sur, 72° 38' Oeste), área costera de las comunas de Quirihue y Cobquecura, provincia del Ñuble, Región del Bio-Bio (Figura 1). El predio Guanaco comprende 4.386 ha y se encuentra a 66 km suroeste de Cauquenes. La vegetación dominante corresponde a plantaciones exóticas de *Pinus radiata*, acompañadas por pequeños remanentes de bosque nativo donde es posible encontrar individuos de hualo (*Nothofagus glauca*) y roble (*Nothofagus obliqua*) que coexisten con especies endémicas que se encuentran en peligro de extinción como el queule (*Gomortega keule*), ruil (*Nothofagus alessandrii*) y pitao (*Pitavia punctata*) (San Martín y Donoso, 1996). En las zonas costeras, esta formación aloja las últimas expresiones de fauna del bosque valdiviano, tales como *Pudu pudu*, *Dromiciops gliroides* e *Irenomys tarsalis* (Acosta, 2001; Saavedra y Simonetti, 2000; Saavedra y Simonetti, 2001).

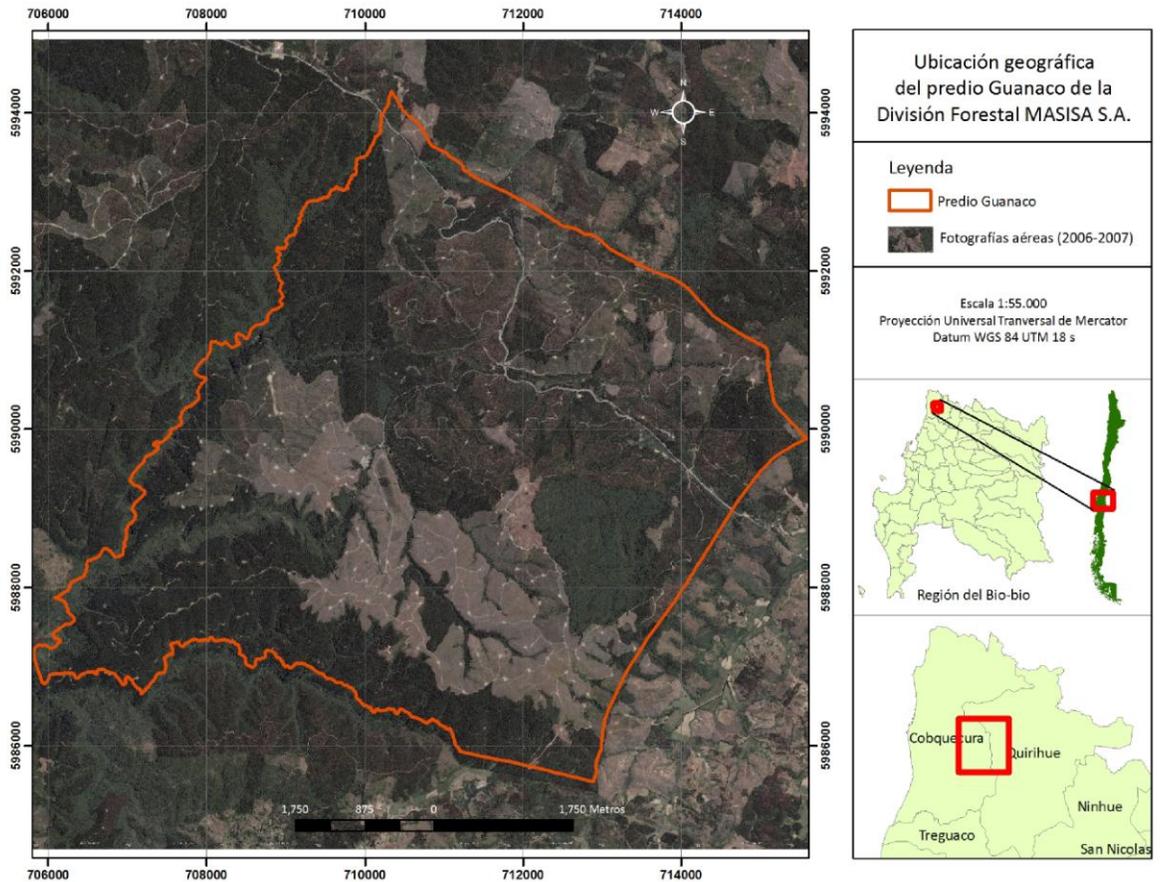


Figura 1. Ubicación geográfica del predio Guanaco de la División Forestal MASISA S.A.

Descripción de las especies seleccionadas

Se seleccionaron tres especies que prefieren ambientes de bosque densos y sotobosque para el presente objetivo, un roedor (*Abrothrix longipilis*), y dos aves (*Scytalopus fuscus*, *Pterotochos castaneus*). Las dos especies de la familia Rhinocriptidae seleccionadas corresponden a un grupo de aves terrestres, las cuales son consideradas de menor plasticidad de movimiento que el roedor (FIA, 2007), ya que son especies que vuelan poco, y su abundancia esta positivamente relacionada con la densidad del sotobosque (Estades, 1997; Reid *et al.*, 2004; Díaz *et al.*, 2005), incluso en las plantaciones de pino (Estades y Temple, 1999; Estades y Escobar, 2005; Vergara y Simonetti, 2006). En un experimento desarrollado por el proyecto “Manejo de la conectividad biológica en predios forestales dominados por plantaciones de Pino” (FIA, 2007), encontraron para este grupo de aves ausencia de individuos en áreas cosechadas,

hecho que indicaría el impacto que ocasiona para estas aves un bajo grado de conectividad. Por lo tanto, son las especies más sensibles a las modificaciones del paisaje asociadas al manejo forestal.

El ratón de pelo largo (*A. longipilis*), es una de las principales especies que componen el ensamble de pequeños mamíferos de bosque y plantaciones adultas del centro-sur de Chile (Kelt, 2000; Muñoz-Pedreros, 2000; Saavedra, 2003), siendo la especie de micromamíferos que presenta mayor asociación a la cobertura boscosa y mayor abundancia en plantaciones de pino adultas (FIA, 2007).

El churrín (*S. fuscus*) es un ave terrestre la cual habita cerca de fuentes de agua y terrenos húmedos, en bosques y quebradas. Vuela sólo distancia cortas (González y Martínez, 2004). En un estudio realizado por Tomasevic y Estadés (2008) esta especie fue la que ingresó con mayor frecuencia a las plantaciones de pino desde un remanente nativo, seguida de *Pterotochos tarnii* (una especie hermana de *P. castaneus*) y *E. paradoxa* en último lugar.

El hued-hued castaño (*P. castaneus*) es un ave de coloración oscura, con la corona, superciliar, cuello, pecho y abdomen de color castaño. Habita en bosques densos y húmedos, sotobosques, quilantares desde el nivel del mar hasta los 1.800 msnm. Vuela poco (González y Martínez, 2004). Tomasevic y Estadés (2008) sugieren que esta especie es muy sensible a la edad de los rodales y esta forzada a buscar hábitats con un dosel relativamente más cerrado debido a su tamaño (150 g, 24 cm), para protegerse de depredadores.

Por lo tanto se asumieron diferentes capacidades de ingresar a zonas cosechadas, una especie de alta capacidad (*A. longipilis*), una media (*S. fuscus*) y una baja (*P. castaneus*).

Descripción de los geodatos

Para la construcción de los paisajes requeridos por el modelo de simulación se utilizó geoinformación digital en formatos vectoriales y ráster. Las coberturas de uso de suelo, hidrografía, altitud, red vial y quebradas a escala 1:15.000 fueron facilitadas por la División Forestal de MASISA S.A., como también fotografías aéreas (2006-2007) del

predio Guanaco. La información de curvas de nivel fue obtenida a partir de los datos de elevación disponibles en el sitio web del proyecto SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) de la NASA, que posee modelos digitales de elevación de 90 metros de resolución espacial. La geoinformación y el modelo de simulación fueron desarrollados utilizando los programas Visual Basic 6.0 ®, ArcGis 9.2 ®, Erdas IMAGINE ® e Idrisi ANDES ®.

Para alimentar el modelo de simulación se utilizaron datos de experimentos de 3 años de movimiento de *A. longipilis*, *P. castaneus* y *S. fuscus* del proyecto “Manejo de la conectividad biológica en predios forestales dominados por plantaciones de pino”, desarrollado entre la Universidad de Chile y la División Forestal de MASISA S.A.

Paisajes utilizados en las simulaciones

Para la obtención del paisaje en formato digital del predio Guanaco se ordenó la geoinformación, la cual fue trabajada en un sistema de información geográfico. Para los archivos vectoriales se geoprocesaron las coberturas correspondientes a uso de suelo, hidrografía, redes viales y se reclasificó cada polígono, simplificando su geometría (*Dissolve*). Las fotografías aéreas digitales (2006-2007) fueron rectificadas y georeferenciadas al Datum WGS 84, UTM 18 Sur, para obtener un mosaico actualizado del predio Guanaco. Finalmente, se realizó una fotointerpretación del mosaico y se generaron 4 clases de coberturas de suelo del paisaje actual, áreas sin cobertura vegetal, bosque nativo y quebradas, plantación juvenil y adulta (plantación de *P. radiata* de 6 a 25 años de edad), y áreas de borde (zona de seis metros desde el límite de bosque nativo, quebradas y plantaciones hacia su interior).

A partir del paisaje actual, se construyeron cinco escenarios de paisajes hipotéticos, los cuales debieran ser factibles económicamente. Cada escenario presentó una modificación en la configuración espacial de las áreas cosechadas en plantaciones de pino, considerando una rotación² de 25 años. El bosque nativo y las quebradas no se

² Rotación: Período de años requerido para que un bosque se establezca, desarrolle y alcance un nivel de crecimiento determinado, nivel en el cual se hace su aprovechamiento (Dictionary of Forestry, <http://www.dictionaryofforestry.org/>).

modificaron. Todos los escenarios fueron dinámicos, creando así distintas configuraciones de cosechas en los 25 años de rotación.

Escenario 0: Paisaje actual. Debido a que la explotación de este predio está integrada con otros de propiedad de la empresa, las cosechas no son realizadas todos los años sino que se concentra en pocos períodos de tiempo, dejando largos años las plantaciones sin actividades mayores.

Escenario 1: El sistema de cosecha de este escenario fue más ordenado, donde todos los años se cosechó $1/25$ del total de la plantación en un sólo parche por año (Figura 2, A). En este caso, de 3.235 ha de plantación de pino que contiene el predio, se cosechó un parche de 130 ha al año.

Escenario 2: El sistema de cosecha de este escenario fue parecido al anterior, con la diferencia de que todos los años se cosechó $1/25$ del total de la plantación en diez parches de menores dimensiones (Figura 2, B). Así, de 3.235 ha de plantación de pino, se cosecharon anualmente diez parches de 13 ha al año.

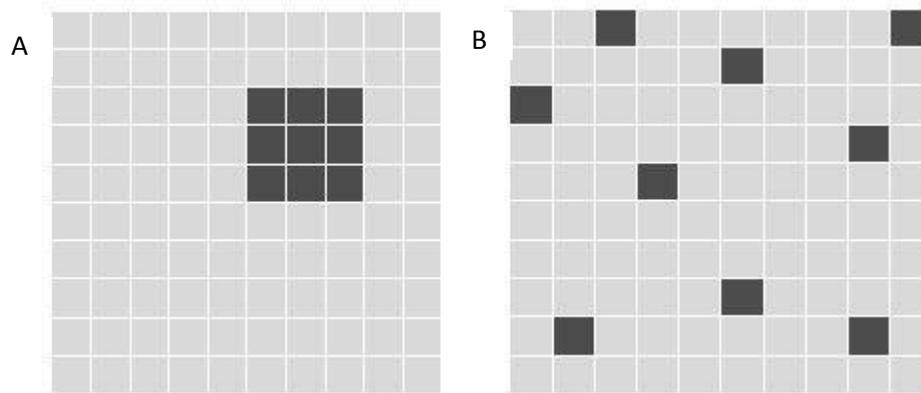


Figura 2. Sistema de cosecha. (A) Escenario 1, área cosechada (negro) es igual a 1 parche de 130 ha en el año x. (B) Escenario 2, área cosechada (negro) es igual a 10 parches de 13 ha en el año x.

Escenario 3: Basado en el paisaje actual del predio, este escenario incluyó el establecimiento de corredores constituidos por fajas de 40 m de ancho de pinos que no fueron cortados y diferentes largos. Los corredores se establecieron en áreas que no entorpecieran las operaciones de cosecha forestal.

Escenario 4: Igual al escenario 3, pero con corredores de 10 m de ancho y diferentes largos.

Escenario 5: Corresponde al predio sin cosechar, donde todas las plantaciones de pino son adultas. Este escenario es el tratamiento control, que debiera tener la mayor conectividad para las especies utilizadas.

Para los escenarios 3 y 4 se realizaron dos versiones, una con 20 corredores y otra con 40 corredores.

Los cinco escenarios fueron transformados desde un formato vectorial (*shapefiles*) a formato *raster* (*ascii*) para que la información fuera leída en un algoritmo simple y así integrarlos a un modelo de simulación. Se utilizaron celdas de 5x5 m, las que deberían ser adecuadas para captar los patrones de movimiento de las especies seleccionadas. Los archivos *raster* fueron organizados en una matriz compuesta de 1746 filas y 1953 columnas, las cuales dan un total de 3.409.938 celdas (píxeles).

El modelo

Para el primer objetivo de esta tesis se desarrolló un modelo espacialmente explícito basado en individuos que incluyó parámetros que daban cuenta de la estructura del paisaje (número y tamaño de parches cosechados, ancho de corredores), como también parámetros que regulan los atributos de los individuos de las tres especies seleccionadas (movimiento, probabilidad de paso de un tipo de vegetación a otro, cambios en el comportamiento en la presencia de borde e información indirecta sobre mortalidad relativa).

Modelación del movimiento

El algoritmo de movimiento se construyó considerando los principios de un *random walk*, o paseo aleatorio (Bergman, 2000). Se trabajó generando una propuesta de movimiento (uno de los ocho píxeles vecinos) y se evaluó la probabilidad de ejecutar dicho movimiento según las características de la celda de origen y la celda destino (ver figura 3).

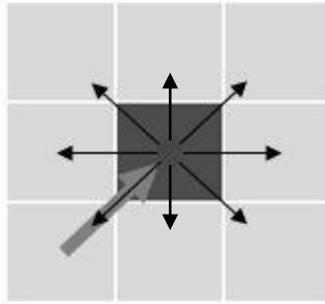


Figura 3. Posición inicial del individuo y sus ocho vecinos más próximos

Parametrización (Modelación Orientada a Patrones) del objetivo específico 1

El objetivo del enfoque de simulación a la inversa, como los modelos orientados a patrones (MOP), es hacer que los modelos ecológicos sean más rigurosos y precisos (Burnham y Yerson, 2002). Se basan en que múltiples patrones que se han observado en sistemas reales sean usados sistemáticamente para optimizar la complejidad de los modelos y reducir su incertidumbre (Grimm *et al.*, 2005). Estos patrones contienen información codificada de la organización interna de un sistema, por lo que el propósito de esta técnica es decodificar esa información, por ejemplo, usando sistemáticamente los patrones observados en campo para revelar información sobre procesos y valores de los parámetros (Wiegand *et al.*, 2003).

Se llevó a cabo una modelación tipo MOP con datos empíricos de *A. longipilis*, para ajustar las variables que afectaron el patrón de movimiento. Las variables para las cuales se obtuvo valores predichos con esta técnica fueron: i) la probabilidad de paso de un tipo de hábitat a otro, ii) cambios en la velocidad de movimiento ante la presencia de bordes, y iii) probabilidad de mortalidad relativa en todos los hábitats. El tipo de hábitat se definió en función del tipo de vegetación, nativo y exótico, y de la edad de estos últimos.

Para simular el MOP, se utilizaron los mismos atributos contenidos en un experimento de campo de tres tratamientos (A, B, C) desarrollados por FIA (2007), en el cual se evaluaron la eficacia de uso de corredores biológicos con fajas de pino de dos anchos (10 m y 40 m), donde en cada tratamiento se dejó una parcela cuadrada de 40 x40 m en una plantación de pino adulto a una distancia de 100 m de un área de bosque nativo (ver figura 4).

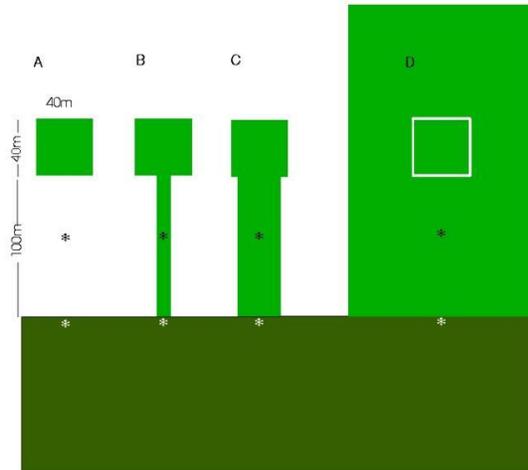


Figura 4. Diseño del experimento aplicado en terreno. El tratamiento A, la parcela estaba completamente rodeada de matriz (área cosechada), y en los casos B y C, la parcela estaba unida por fajas de pino de 10 y 40 m respectivamente. El tratamiento D era el testigo el cual estaba rodeado por plantación de pino adulto sin cosechar.

A partir del experimento de campo se pudieron obtener datos de tasas de movimiento de *A. longipilis*, obtenido a partir de la liberación de un alto número de individuos en las parcelas de 40 x 40 m los cuales se vieron forzados a dispersarse, lo cual permitió evaluar el uso de los corredores. Para poder detectar el movimiento de los individuos hacia la vegetación nativa, se calculó la tasa de captura (figura 5) la cual muestra que la especie tuvo una canalización del movimiento principalmente por el corredor más angosto (10 m).

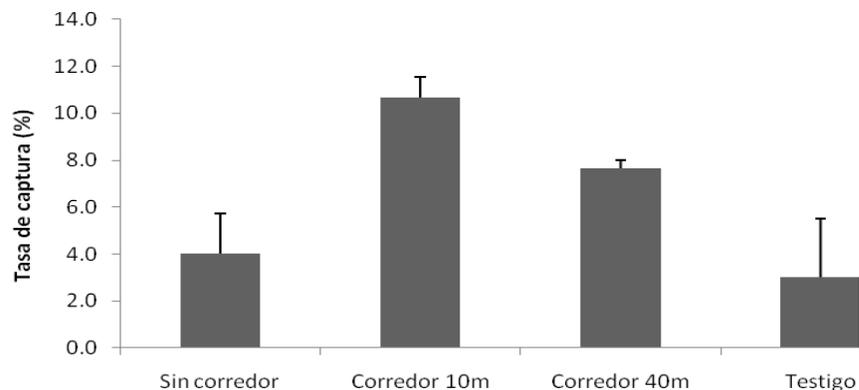


Figura 5. Tasa de captura en el borde de vegetación nativa de los individuos de *A. longipilis* liberados en las parcelas de 40 x 40 m.

Se simularon 1.000 réplicas del modelo MOP para reproducir la tasa de captura (figura 5) de 10.000 individuos con el fin de evaluar las diferentes probabilidades de que un individuo se mantuviera en un corredor versus diferentes probabilidades de fricción del borde hacia el interior del corredor. Finalmente, se obtuvieron los parámetros que mejor explicaron los patrones de movimientos obtenidos en el campo (figura 5) para así poder integrarlos en la modelación asociada al objetivo 1.

Simulación

En cada escenario, las simulaciones se desarrollaron para una rotación completa de la plantación, para así analizar los cambios de la conectividad en el tiempo. En los distintos escenarios se asumió que la vegetación nativa no se intervino, sino que las diferencias entre ellos dependieron solamente de las distintas estrategias de manejo de la plantación.

Para cada escenario se definió “conectividad” como la proporción de 1.000 individuos que salen desde puntos aleatorios en fragmentos de bosque y que debieran llegar a alguno de los 50 puntos “meta” definidos arbitrariamente en diferentes fragmentos de bosque. Cada individuo puede dar 1.000.000 de pasos como máximo. Se realizaron 20.000 repeticiones por escenario y de esta manera se definieron áreas con poca o mucha conectividad además de un promedio para el predio completo.

Los parámetros básicos de MSBIEE para el primer objetivo se muestran en el apéndice I. Los resultados se registraron en un archivo de salida con la información sobre el estado de movimiento de individuos, aquellos que llegaron con éxito desde un punto de inicio de vegetación nativa hasta otro de vegetación nativa y que lograron más de 1.000 metros sin morir (índice de conectividad). También se registró la localización exacta de llegada de los individuos y las estructuras del paisaje elegidas.

Curva costo-beneficio

Para estimar la curva costo-beneficio (costo-conectividad), se evaluó para cada escenario el costo económico (USMM\$) que su aplicación implicaría, permitiendo la generación de diagramas como los esbozados en la figura 6. Los costos promedios para

cada escenario se obtuvieron a partir de la ganancia que generaría cada escenario al año, restándole al ingreso por cosecha, el costo de la cosecha y el costo de la construcción y mantención de los caminos al año (ver apéndice III). Así se calculó el promedio de los costos con una rotación de 25 años. Las principales diferencias entre los costos de los diferentes escenarios estuvieron basadas en el costo de oportunidad de la madera en pie dejada en los corredores y en la construcción y mantención de los caminos. No se tomó en cuenta el costo del transporte fuera del predio, por ser igual para todos los escenarios.

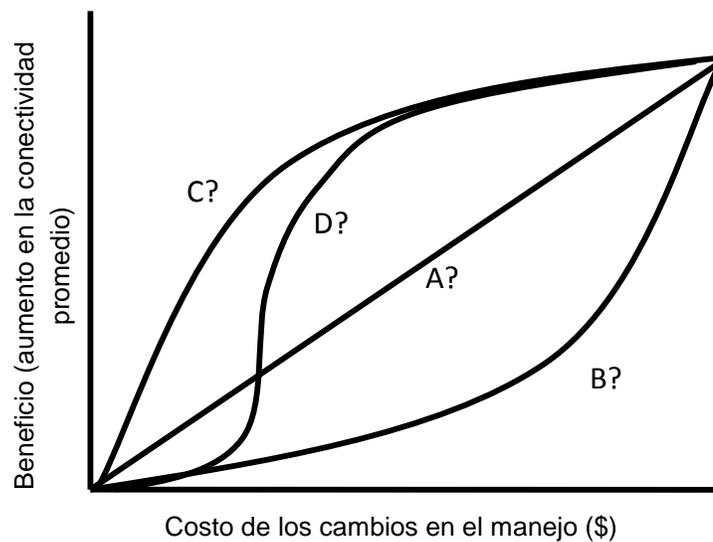


Figura 6. Diagrama de costo-beneficio entre las modificaciones de manejo y la conectividad.

Por lo tanto, fue importante conocer de que manera respondió la variable de interés (conectividad) de forma de saber si, por ejemplo, es necesario hacer grandes inversiones para obtener un beneficio significativo (casos A o B, figura 6) o por el contrario, si pequeños cambios en el esquema de manejo pueden producir beneficios importantes (casos C o D, figura 6). Esta aproximación conceptual es fundamental para el desarrollo de un manejo adaptativo de los bosques y puede resultar muy útil para iniciativas como Certfor que pretende desarrollar un Estándar Nacional de Certificación de Manejo Forestal Sustentable para Plantaciones de *Pino radiata* y para el mismo FSC.

Objetivo Específico 2

En este modelo la población se modeló como una metapoblación (Hanski, 1998), en la que la reproducción se desarrolla en los sitios cosechados, los que son posteriormente abandonados cuando las condiciones ambientales cambian por el desarrollo de la plantación.

Descripción del Modelo

El modelo consideró un paisaje dinámico de 80x80 píxeles con plantaciones de diferentes edades y una población de una especie genérica. El tamaño de 1 pixel debiera ser adecuado para mantener al menos un individuo de la población (ámbito de hogar). Su dinámica se estructuró por el crecimiento de las plantaciones y las áreas cosechadas, en donde esta última ocurrió a una escala temporal (años). La ocurrencia de una cosecha implica que la edad de los parches vuelve a 0 para comenzar a crecer a medida que transcurren los años. Se definió un tiempo de rotación de 25 años/temporadas y, por tanto, cada temporada contuvo $80 \times 80 / 25 = 256$ píxeles “cosechados”.

En cada corrida del experimento, la edad inicial de los rodales fue asignada al azar, con la única restricción de que cada clase de edad debió tener la extensión de 256 píxeles. El modelo no incluyó ninguna consideración de optimización en la disposición espacial de plantaciones cosechadas (por ejemplo, ver Baskent y Keles, 2005).

Se simuló una población de una especie animal de sucesión temprana, donde sólo los rodales jóvenes fueron considerados hábitat.

Se definió una especie “base” (BASE) con parámetros definidos para que la población persista en un hábitat continuo. Modificando los valores asignados a los parámetros base se definieron tres especies adicionales: de movimiento lento, de alta dispersión, y de reproducción sexual (efecto Allee³).

³ Fenómeno biológico caracterizado por una correlación positiva entre la densidad de la población y la tasa de crecimiento per cápita en pequeñas poblaciones (Allee, 1931).

El hábitat óptimo para la especie BASE se limitó a rodales de 1 a 4 años de edad, el hábitat marginal se consideró en rodales de 5 a 16 años de edad, mientras que mayores de 16 años fueron considerados no hábitat. La población, para cada especie, se creó en una matriz a través de la cual se conoce la ubicación de los individuos en cualquier paso diario dado; los movimientos ocurren dentro de una temporada, mientras que los cambios en el número y ubicación de individuos entre años son debido a los nacimientos y las muertes. Otras variables son descritas en la sección de “Diseño de experimentos”.

Modelación del Movimiento

Los individuos se movieron a través del paisaje en una escala temporal diaria, donde una temporada tuvo 100 días. Este valor fue considerado arbitrariamente y debiera representar 1 año de las especies simuladas.

El patrón de movimiento para la especie BASE fue “random walk” o paseo aleatorio (Bergman, 2000). En primer lugar, los individuos evaluaron una probabilidad de salir de la celda actual y se comparó el valor con un número aleatorio. Las probabilidades diarias de dejar una celda de un no hábitat, una celda de un hábitat marginal o una celda de un hábitat fueron, 100, 50 y 0,1%, respectivamente. Esta Probabilidad de Movimiento relacionada al Hábitat (PMH) produjo una tendencia de los individuos a permanecer en sus hábitats y abandonar las celdas de los hábitats menos adecuados. Además, se incorporó una Probabilidad de Movimiento Denso-dependiente (PMDD), que fue proporcional al número de individuos presentes en la celda. Para la especie BASE esta probabilidad fue igual al número de individuos en la celda dividido por 3.

Por último, la probabilidad de salir de una celda fue la suma de PMH y PMDD. Debido a que este valor podría ser mayor a 1, se acotó a este valor máximo.

Se simularon dos “versiones” de la especie:

- a. Una versión “ciega” la cual no discriminó entre los tipos de hábitat al definir un paso de movimiento. Eso significa que una vez que el algoritmo determinó que el

individuo dejaría una celda, lo realizó en una dirección completamente al azar, sin evaluar la calidad de la celda elegida.

- b. Por el contrario, una versión “perceptiva” discrimina entre tipos de hábitat de sus celdas vecinas y tendió a evitar el movimiento en hábitats marginales y en no-hábitats. Esto significa que, cuando el individuo está en una celda de hábitat, y el algoritmo ha determinado que el individuo dejaría esa celda, la probabilidad de pasar a una celda de hábitat marginal o de no-hábitat era sólo el 10% (de lo contrario optó por otra celda y ejecutó un nuevo número al azar). En este último caso, la probabilidad de pasar a una nueva celda de hábitat fue del 100%. Por otro lado, la probabilidad de pasar de una celda de baja calidad a otra celda de baja calidad fue del 50% de la de moverse a una celda de hábitat (si está presente entre sus vecinos).

A fin de evitar efectos de borde se simuló un paisaje toroidal (*i.e.*, individuos que dejan el “borde” derecho del paisaje aparecen en el lado izquierdo).

Modelación de la Reproducción

Los individuos se reprodujeron al principio de la temporada. Todos los individuos de la especie BASE fueron asexuales. En primer lugar, se evaluó individualmente la probabilidad de reproducirse en un hábitat específico (50%, 5% y 0%, para el hábitat, el hábitat marginal y no-hábitat, respectivamente). Si tenía éxito en reproducirse entonces nacían dos crías. Los nuevos individuos se localizaron en la misma celda que el individuo madre.

Modelación de la Mortalidad

Los individuos presentaron tres fuentes diferentes de la mortalidad:

- a. Tasa de Mortalidad Constante (TMC). Diariamente los individuos tenían una probabilidad de morir del 0,2%.
- b. Tasa de Mortalidad inducida por el Paisaje (TMP). La tasa de mortalidad dependió del tipo de hábitat en que estuviera el individuo presente. Para la especie BASE había una probabilidad adicional de muerte en el hábitat marginal y no-habitat (0,4 y 4%, respectivamente). La TMP en las celdas de hábitat fue de 0.

- c. Tasa de Mortalidad Denso-dependiente (TMDD). Individuos presentaron diferentes tasas de mortalidad diaria en función de la cantidad de congéneres presentes en el mismo píxel. El valor utilizado para la especie BASE fue igual al número de sus congéneres en la celda dividido por 5000.

El cuadro 1 muestra un resumen de los parámetros para la especie BASE.

Cuadro 1. Resumen de los parámetros para la especie BASE.

	No-hábitat	Hábitat-marginal	Hábitat
Movimiento			
Temporada diaria	100 días		
Probabilidad de Movimiento relacionada al Hábitat (PMH)	100%	50%	0,1%
Probabilidad de Movimiento Denso-dependiente (PMDD)	Número de individuos en la celda/3		
Probabilidad de salir de una celda	PMH+PMDD		
Reproducción			
Probabilidad de reproducirse en un hábitat	0%	5%	50%
Mortalidad			
Tasa de Mortalidad Constante (TMC)	0,2%	0,2%	0,2%
Tasa de Mortalidad inducida por el Paisaje (TMP)	4%	0,4%	-
Tasa de Mortalidad Denso-dependiente (TMDD)	Número de congéneres en la celda / 5000		

Diseño de Experimentos

Los experimentos se realizaron tomando en cuenta dos factores: el tamaño de área cosechada y el tipo de especie. Se simularon cinco tamaños diferentes de áreas cosechadas/rodales (1x1, 2x2, 4x4, 8x8 y 16x16 píxeles). Un píxel se consideró suficiente para mantener, al menos, un individuo.

Para modelos simples como el expuesto, explorar todas las combinaciones posibles de valores de los parámetros no es factible. Por esta razón se simularon diferentes tipos de especies, como síndromes, tratando de reflejar comportamientos cualitativamente distintos (Fahrig, 1998; Wimberly, 2006). Los párrafos siguientes describen las diferentes especies experimentadas además de la *BASE*.

Movimiento Lento (SLOW). Difiere de la especie BASE en que la probabilidad relacionada al paisaje de dejar una celda fue reducida en un 10% del valor original. Además, el denominador en la fórmula de PMDD fue aumentado de 3 a 5.

Alta Dispersión (HIGHDISP). Esta especie se movió dos celdas por paso de tiempo (a diferencia de la especie BASE que se movió sólo una). En segundo lugar, tuvo un ángulo de giro restringido resultando en trayectorias más rectas. Para ello, cada individuo “recordaba” la dirección del movimiento anterior y utiliza esa información para restringir el movimiento siguiente. La Figura 7 muestra la diferencia entre el patrón de movimiento de BASE (A) y HIGHDISP (B).

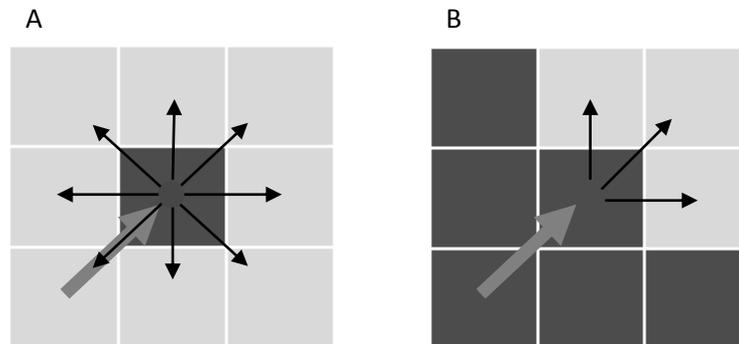


Figura 7. Muestra la diferencia entre el patrón de movimiento de BASE (A) y HIGHDISP (B). Flecha gris representa la dirección de movimiento pasada (memoria). Flechas negras muestra los posibles movimientos futuros.

Reproducción Sexual (SEXUAL). Esta especie difiere de la BASE sólo en que para poder reproducirse, requiere la presencia de al menos un congénere en las celdas vecinas. Debido a que se mantuvo TMDD, existió una declinación en el *fitness* de los individuos en densidades más altas lo que refleja un efecto *Allee*.

Efecto de la duración de la rotación

Investigaciones anteriores sugieren que la tasa de rotación del hábitat es un parámetro fundamental en nuestro modelo, por lo tanto, se redujo la duración de los parches de hábitat en un 50% (2 años) y se aumentó en un 100% (8 años) (por ejemplo, Wilcox *et al.*, 2006). Además, se consideró un caso estático en la que los parches no cambiaron sus atributos durante toda la simulación (basado en el caso de duración de

hábitat de 4 años). Se realizó este experimento sólo para la especie BASE con todas sus variantes. También se llevó a cabo un análisis de sensibilidad sobre TMP para todas las especies, simulando adicionalmente un 50% y 200% del valor BASE.

Todas las simulaciones se iniciaron con 1.000 individuos distribuidos al azar en el paisaje. Todos los escenarios se replicaron 100 veces. La simulación completó un total de cinco rotaciones de 25 años de la plantación. Por lo tanto, hubo un máximo de 125 años en la persistencia de una metapoblación dada. Para cada escenario se registró el número de años antes de su extinción.

RESULTADOS

Objetivo Específico 1

Definición de los Paisajes

La figura 8 muestra un resumen de los 5 escenarios generados a partir de la situación actual (escenario 0), la diferencia entre ellos fue una modificación en la configuración espacial y tamaño de las áreas cosechadas y la presencia de corredores de diferentes anchos. Todos presentaron presencia de borde y sus áreas cosechadas fueron rotando cada 25 años.

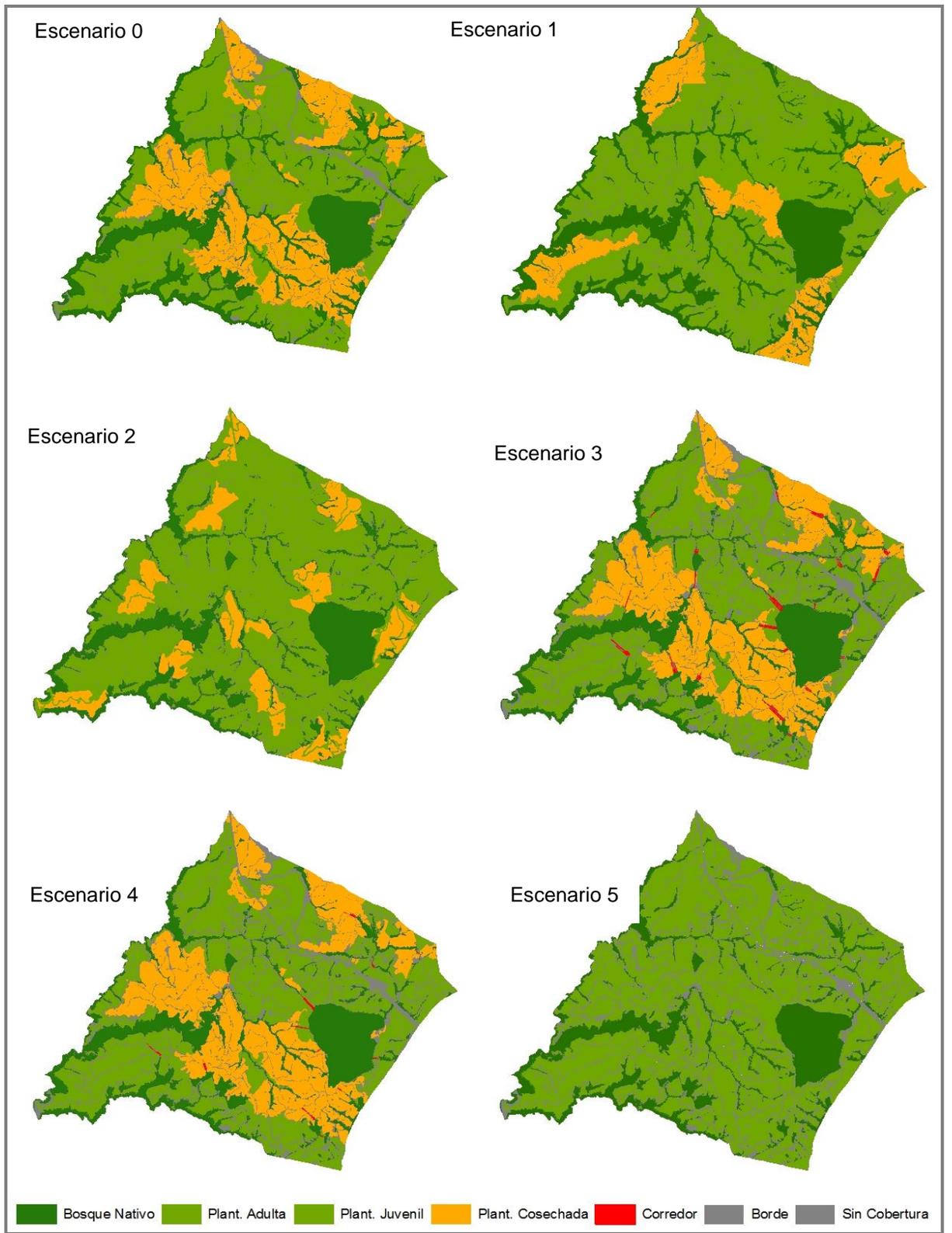


Figura 8. Resumen de los paisajes generados a partir del paisaje actual.

Parametrización para modelación del objetivo específico 1

La figura 9 muestra el resultado que mejor se ajustó al patrón de movimiento de *A. longipilis* (escenario real, figura 5), y fue seleccionado entre 16 escenarios resultantes de la simulación a la inversa tipo MOP (ver Apéndice II). Los valores finalmente extraídos fueron del 10% para el patrón que reguló el movimiento de los animales de pasar de un tipo de hábitat a otro, de un 10% de aumento para los patrones de cambios de comportamiento en la presencia de bordes, y de un 2% para la mortalidad (Apéndice II).

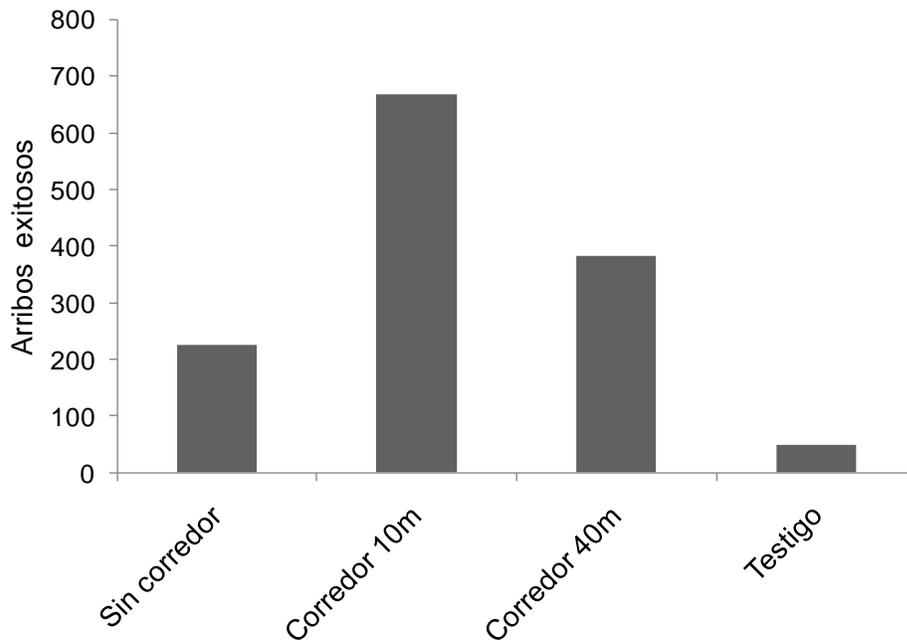


Figura 9. Escenario seleccionado de la simulación a la inversa tipo MOP para extraer los valores a utilizar en el objetivo específico 1.

Para las especies *P. castaneus* y *S. fuscus* no fue posible realizar la simulación a la inversa tipo MOP, debido a la escasa información obtenida en terreno la cual no fue suficiente para parametrizar el modelo, ya que según Wiegand (2003) debe existir un mínimo de datos para poder hacerlo. Sin embargo, se obtuvieron valores potenciales de movimiento con lo observado empíricamente (FIA, 2007), en donde se demuestra que estas dos especies de aves terrestres presentaron una capacidad casi nula para salir de un corredor hacia un área abierta. No obstante, en un estudio realizado por Tomasevic y Estades (2008) sugieren que *S. fuscus* puede dejar el bosque nativo y moverse por la matriz de pino más que *P. castaneus*. Por lo tanto, los valores designados para los

patrones que regularon el movimiento de pasar de un tipo de vegetación a otro fueron de un 5% para *S. fuscus* y 1% para *P. castaneus*. Para los patrones de cambio de comportamiento en la presencia de borde se utilizó el mismo valor (10%) resultado de *A. longipilis* para ambas especies.

El modelo para el objetivo 1

Los resultados proyectaron los índices de conectividad para los 1.000 individuos de cada especie, replicada 20.000 veces. Este índice midió la distancia promedio de individuos que salía desde puntos aleatorios en fragmentos de bosque y que llegó a alguno de los 50 puntos “meta” a menos de 1 km de distancia. La figura 10 muestra la diferencia de índices de conectividad entre el escenario 1 (parche cosechado de 130 ha) y escenario 2 (10 parches cosechados de 13 ha) por especie, siendo *P. castaneus* la especie que logró obtener el valor más alto de conectividad en el escenario 1 y el más bajo en el escenario 2. Por otra parte, *S. fuscus* obtuvo el valor más alto de conectividad entre las 3 especies en el escenario 2, y el valor más bajo en el escenario 1. Finalmente, *A. longipilis* obtuvo los valores intermedios de conectividad para ambos escenarios (ver detalles en el apéndice III).

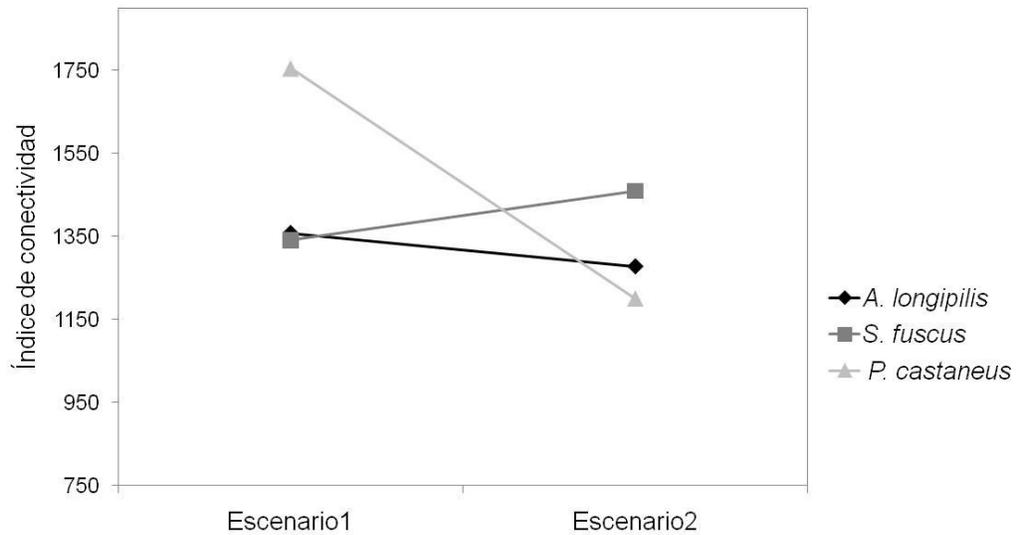


Figura 10. Índice de conectividad para el escenario 1 (parche cosechado de 130 ha) y escenario 2 (10 parches cosechados de 13 ha) por especie.

Los índices de conectividad para las tres especies simuladas en el escenario 3 (corredores 40 ancho), el escenario 4 (corredores 10 ancho) y el escenario 0 (actual) fueron más bajos que los escenarios 1 y 2 (apéndice III). Sin embargo, comparando estos tres escenarios se obtuvo que ambas versiones del escenario 3 (20 y 40 corredores) mostraron los valores más altos de conectividad para las 3 especies (ver figura 11 y apéndice III). Nuevamente *P. castaneus* presentó el mayor índice de conectividad, pero en este caso para el escenarios 3 con 20 corredores (figura 11). El valor más bajo de conectividad promedio lo obtuvo *A. longipilis* en el Escenario 4 con 20 corredores (figura 11).

El escenario 5 (testigo) no se incluyó en las figuras 10 y 11, ya que posee los valores más altos de conectividad, debido a que todo el predio se encuentra sin cosechar.

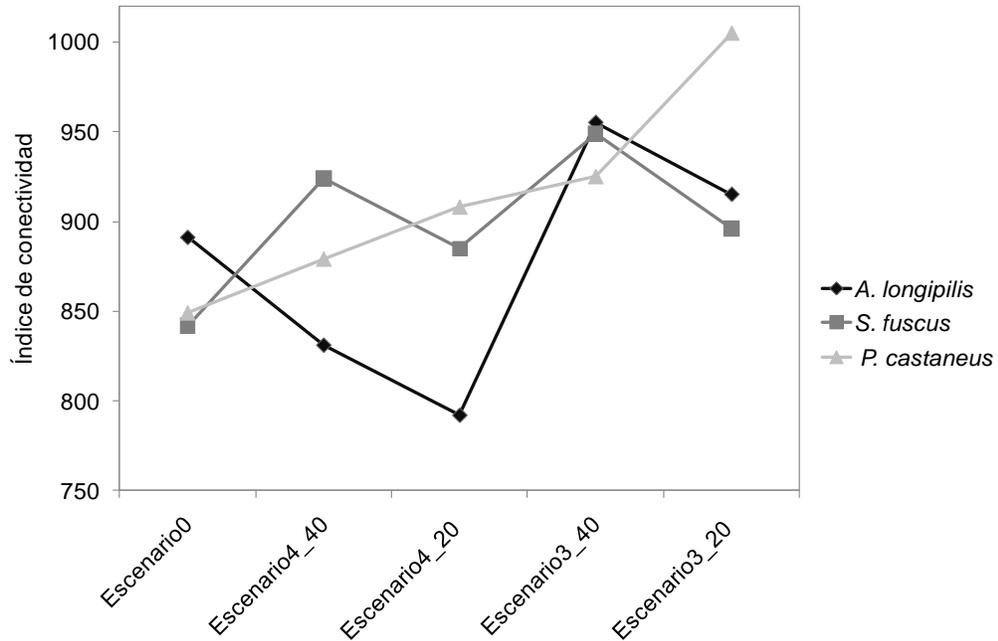


Figura 11. Índice de conectividad de cada especie para el escenario real (escenario 0) y los escenarios con corredores en todas sus versiones (escenario 3_40=40 corredores 40 m, escenario 3_20=20 corredores 40 m, escenario 4_40=40 corredores 10 m y escenario 4_20=20 corredores 10 m).

Curva costo-beneficio

El mayor costo adicional (US MM\$) para las tres especies evaluadas estuvo representado por el escenario 5, en el cual el predio no se explotó, esto se observa en la figura 12 (A, B, C). Este escenario fue además el que produjo mayor beneficio en términos de aumento de la conectividad ya que prácticamente todo el predio (con la excepción de los caminos principales) estuvo cubierto por bosques.

El establecimiento de 20 y 40 corredores de 10 y 40 m para todas las especies (Escenario 3 y 4, figura 12) fue mucho menos costoso que los otros escenarios con áreas de cosecha de 13 y 130 ha (Escenario 2 y 1 respectivamente, figura 12), y su efecto sobre la conectividad también fue menor. Sin embargo, la forma de la curva general en las tres especies evaluadas (ver figura 12, A-B-C) indica que las modificaciones realizadas tienen un efecto que se asemeja al mejor de los escenarios posibles (el escenario C de la figura 4), donde inicialmente los cambios en conectividad biológica son proporcionalmente

mayores que los incrementos en costos (una alta pendiente), situación que empieza a cambiar cuando la inversión es mayor.

Los detalles de los costos en US MM\$ por escenario propuesto y los índices de conectividad por especie se muestran con mayor detalle en el apéndice III. Es importante destacar que no se incluyeron en los gráficos las barras de error debido a su pequeño tamaño, esto se debe a la baja variabilidad y el gran número de muestras (n=20.000).

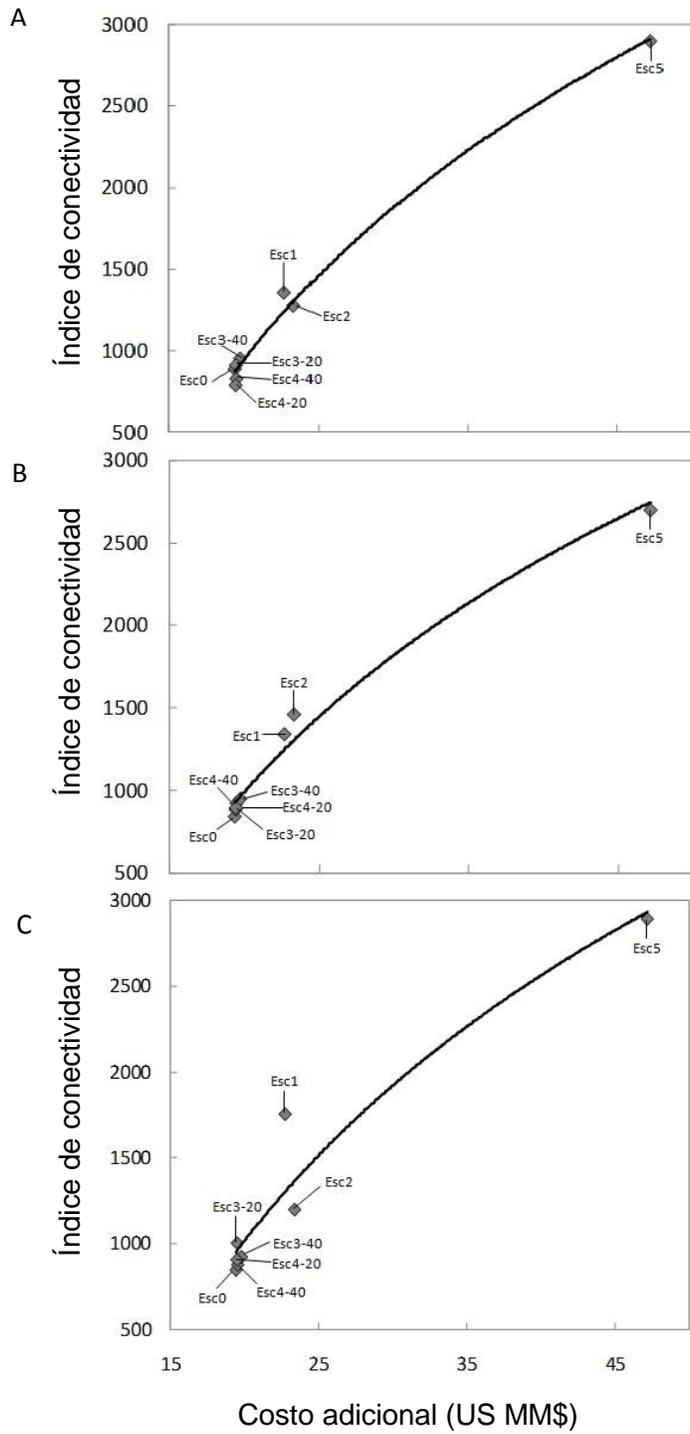


Figura 12. Curva Costo-Beneficio (conectividad) para las tres especies evaluadas (A: *A. longipilis*, B: *S. fuscus*, C: *P. castaneus*). Escenario 0=Actual, Escenario 1=1 parche cosechado de 130 ha, Escenario 2= 10 parches cosechados 13 ha, Escenario 3=corredores 40 m (20 y 40 corredores), Escenario 4=corredores 10 m (20 y 40 corredores), Escenario 5=predio sin cosechar.

Objetivo Específico 2

Especie BASE

La figura 13 muestra la relación entre el tamaño del área de cosecha y la persistencia de la población para la especie de BASE. Todos los puntos están representados por el promedio de persistencia y el intervalo de confianza de 95%. No obstante, en muchos casos la barra de error no es visible por su pequeño tamaño, esto se debe a la baja variabilidad y el gran número de muestras (n=100). Existió un claro efecto de TMP en la persistencia en el tiempo, en los casos con una mayor mortalidad se observa un menor tiempo de persistencia, tanto para la especie ciega como perceptiva (líneas negras, figura 13).

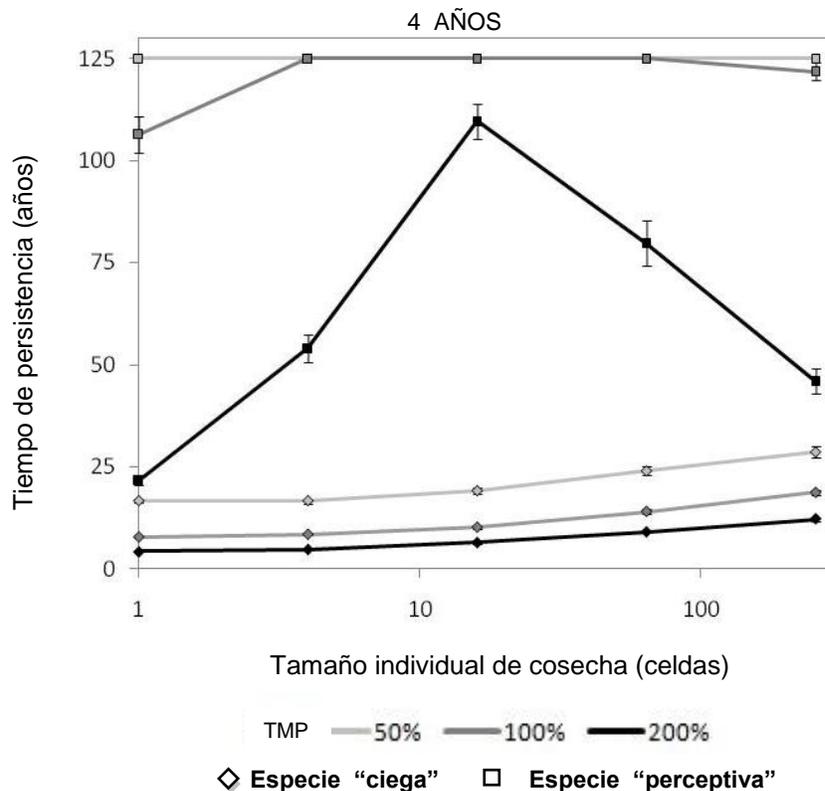


Figura 13. Efecto del tamaño individual de cosecha en el tiempo de persistencia de la especie BASE (duración de hábitat 4 años), en seis versiones ("perceptiva" vs "ciega", y tres niveles de tasa de muerte inducida por el paisaje TMP). Existió un tiempo de simulación máxima de 125 temporadas.

El tiempo de supervivencia promedio fue sustancialmente mayor para las versiones “perceptivas” que para las “ciegas” (Figura 13). Sin embargo, la diferencia más significativa entre estos dos tipos de especies es que el tiempo de persistencia de la especie “ciega” aumentó monótonamente con el tamaño cosecha, mientras que para la especie “perceptiva” los valores fueron más altos en los tamaños intermedios de cosecha. Esta tendencia no fue detectada con los valores base de un 50% en TMP, ya que la población persistió por lo menos 125 años en todos los escenarios.

Efecto de la duración del hábitat

La Figura 14 compara el comportamiento de la especie BASE para los escenarios donde el hábitat duró (A) 2 años y (B) 8 años. La Figura 13 representa un caso intermedio (4 años) entre la Figura 14A y 14B.

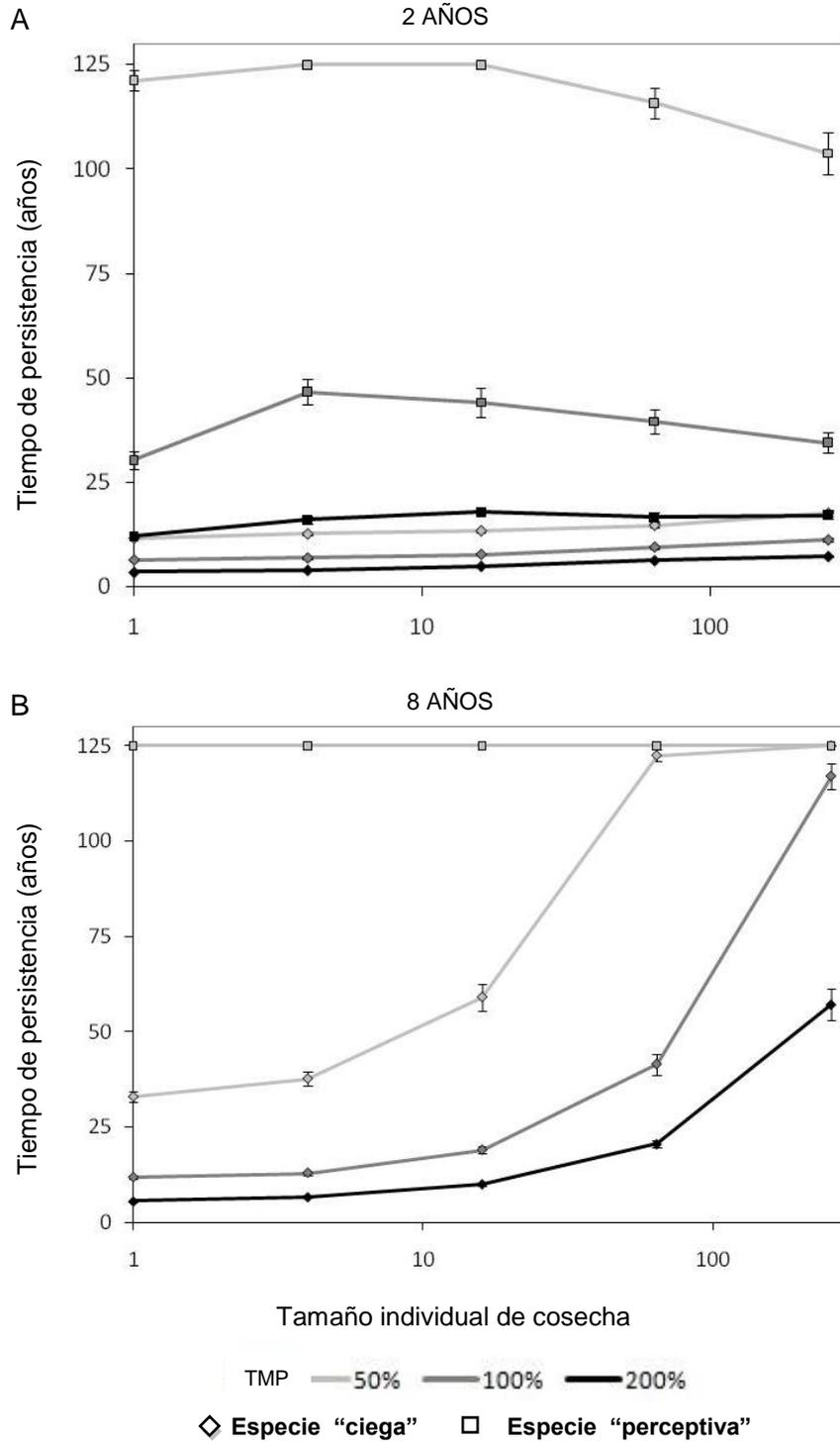


Figura 14. Efecto de la duración del hábitat y tamaño individual de cosecha en el tiempo de persistencia de la especie BASE, en seis versiones ("perceptiva" vs "ciega", y tres niveles de tasa de muerte inducida por el paisaje TMP). (A) Duración de hábitat= 2 años. (B) Duración de hábitat= 8 años.

El tiempo de persistencia aumentó consistentemente con la duración del hábitat. En el caso de las especies “ciegas”, este efecto fue más significativo cuando fueron usados tamaños grandes de cosechas. Para las especies “perceptivas”, este patrón no se mostró debido a que ambos escenarios alcanzaron el periodo máximo de simulación (125 años). Pero con 2 años de duración, la especie preceptiva con un TMP de 50% bajo su tiempo de persistencia en tamaños grandes de cosecha, no así en la de duración de hábitat de 8 años.

Sistema dinámico vs estático

La figura 15 muestra el tiempo de persistencia para la versión estática de la especie BASE. La especie “ciega” del escenario estático produjo tiempos de persistencia significativamente mayor que su contraparte dinámica (figura 13), específicamente en mayores áreas de cosecha y TMP. Por el contrario, la especie perceptiva no se pudo comparar ya que en todos los casos el tiempo de simulación llegó al máximo (125 años).

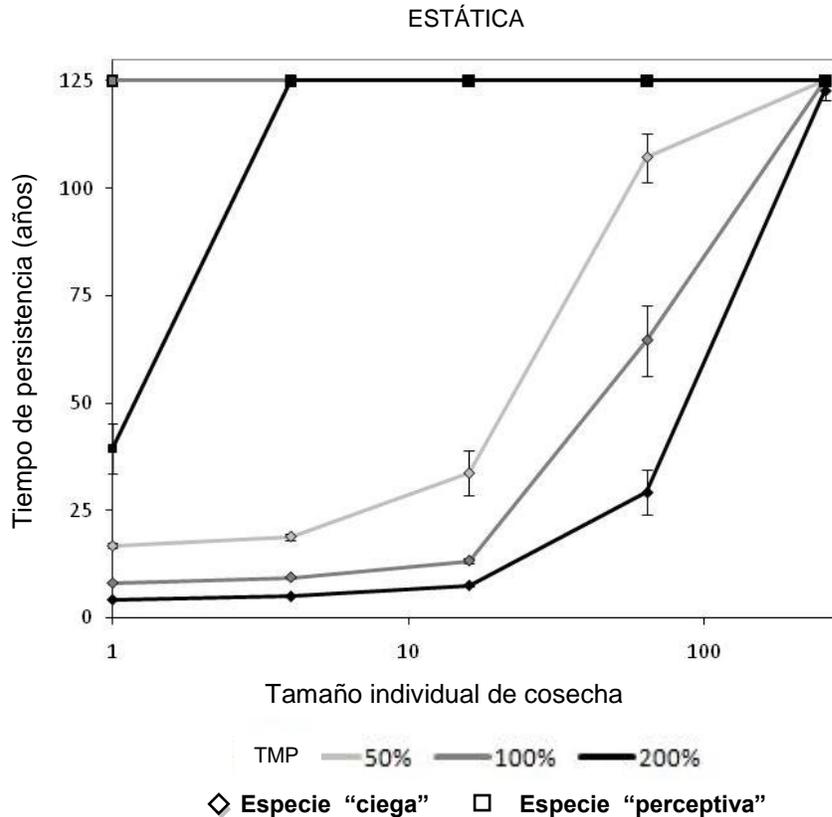


Figura 15. Efecto del tamaño individual de cosecha en el tiempo de persistencia de la especie BASE en un escenario estático (ie. Edad de los rodales están fijos en el comienzo del período de simulación).

Otras especies

La Figura 16 muestra la relación entre el tamaño de cosecha y el tiempo de persistencia para (A) SLOW, (B) HIGHDISP y (C) SEXUAL. La especie SLOW tuvo un comportamiento cualitativamente similar al de la BASE (Figura 13), pero con un nivel menor de persistencia en todos los casos. La única excepción se observó en el valor más bajo de TMP, en la versión "perceptiva", donde las especies SLOW y BASE alcanzaron el máximo de 125 años.

La versión "ciega" de HIGHDISP (Figura 16B) tuvo un tiempo de persistencia más bajo en relación a la especie BASE. Del mismo modo, la versión "perceptiva" también mostró valores bajos en el tiempo de persistencia, pero en los tamaños de cosecha

intermedios (4 y 16 celdas). En el resto de los casos esta especie incrementó los tiempos de persistencia en relación a la BASE, pero esta vez, el valor máximo ocurrió en los mayores tamaños de cosecha (sólo perceptible para el caso mayor de TMP).

Por último, SEXUAL (Figura 16C) mostró una tendencia similar a SLOW, básicamente redujo el tiempo de persistencia en todas las versiones comparadas con la BASE.

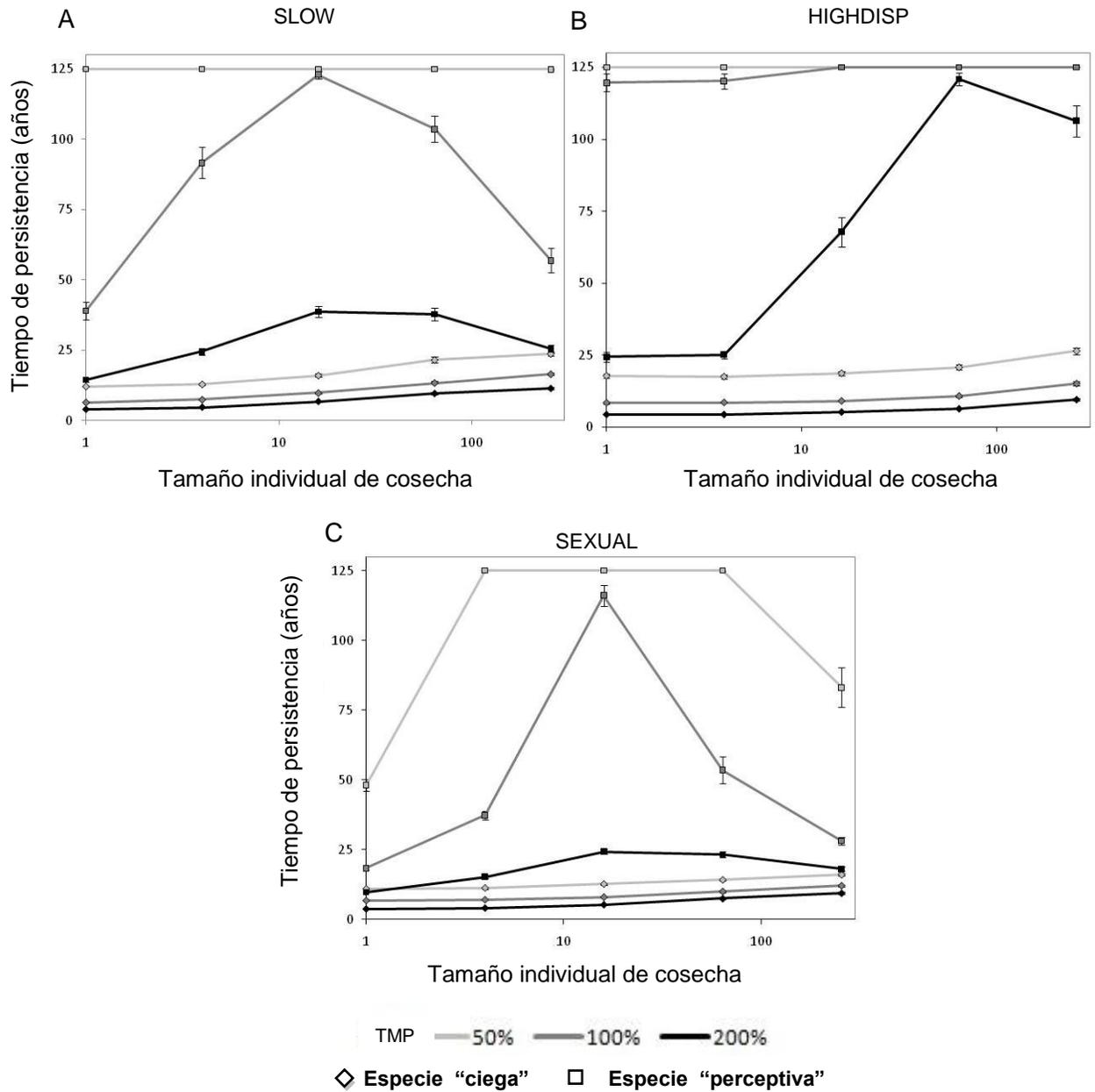


Figura 16. Efecto del tamaño de cosecha en el tiempo de persistencia para las especies (A) SLOW, (B) HIGHDISP, (C) SEXUAL (en sus seis versiones).

DISCUSIÓN

Los resultados de ambas simulaciones desarrolladas en esta tesis demuestran que cambios en los patrones temporales y espaciales de los esquemas de tala rasa en plantaciones forestales influyen en la conservación de especies de vida silvestre, tanto de sucesión tardía como temprana. Numerosos autores (Lindenmayer y Hobbs, 2004) han observado diferencias en la biota de las plantaciones en diferentes edades, por lo que mantener el paisaje como un mosaico de rodales heterogéneos incrementa el valor para la conservación de la vida silvestre en plantaciones manejadas intensivamente (Gepp, 1976, Lindenmayer y Franklin, 2002). También se pudo evidenciar que la diversidad, el tamaño, y arreglo espacial de parches de hábitat es importante para algunos taxones (Debinski *et al.*, 2001) y que mantener corredores de plantación no cosechada aumenta la diversidad de hábitat y sirve para la mantención de especies que son características de sucesiones tardías, y al mismo tiempo mantiene el hábitat de especies de sucesión temprana (Constantine *et al.*, 2004).

Los resultados obtenidos para el primer objetivo mostraron que la relación beneficio-costos aumentó en forma proporcional a la inversión en los primeros niveles de intervención (Figura 12) para las tres especies simuladas, lo que indica que efectivamente puede ser rentable aplicar estas medidas en el futuro. Sin embargo, puesto que la conectividad biológica y en particular la importancia de los corredores en la sobrevivencia de las poblaciones animales está actualmente en debate (Beier y Noss 1998, Lindenmayer *et al.*, 2008), no es posible establecer el grado de intervención necesaria (e.g. cuántos corredores) para un caso determinado en forma precisa.

Comparando los resultados entre las tres especies evaluadas, *P. castaneus* mantuvo el mayor nivel de conectividad en el escenario donde se cosechó un solo parche de 130 ha (escenario 1), y los menores valores en el escenario actual (escenario 0) y el escenario con 40 corredores de 10 m de ancho (escenario 4_40). Para esta especie la existencia de corredores en el modelo no fue importante, ya que en el escenario con 40 corredores de 10 m de ancho fue la que menor conectividad tuvo, al contrario, cuando no

hubieron corredores o muy pocos tuvo mayor conectividad. Esto concuerda con lo reportado en la literatura, ya que esta especie no cruza hacia plantaciones con sotobosque escasamente desarrollado (Vergara y Simonetti, 2006; Tomasevic y Estades, 2008), por lo tanto si se pretende aplicar medidas de conservación para esta especie, sería adecuado cosechar pocos parches. *Scytalopus fuscus* obtuvo el valor más alto de conectividad entre las tres especies en el escenario 2, opuesto a lo encontrado para *P. castaneus*. En cuanto al uso de los corredores, *S. fuscus* tuvo mayor conectividad cuando se instalaron corredores angostos. Finalmente, *A. longipilis* obtuvo valores intermedios de conectividad en cualquier tamaño de cosecha, los valores más bajos con corredores angostos y los más altos con corredores anchos.

El tamaño de cosecha a usar debe ser adecuado para proveer las necesidades de la biota de interés, particularmente de organismos asociados a condiciones de interior de bosques (Thompson y Angelstam, 1999). Es necesario conocer la historia de vida de las especies para la planificación de corredores. Una de las propiedades de la conectividad biológica es su carácter especie-específica y paisaje-específica, y para propósitos de conservación se debe hablar de conectividad funcional, y no sólo de estructural (Noss y Daly, 2006).

Análogamente, basado en un modelo de simulación similar al utilizado en el segundo objetivo de este trabajo, Fahrig (1998) concluyó que la estructura espacial del hábitat tiene un efecto insignificante sobre la persistencia de poblaciones en hábitat efímeros. Esta conclusión está en claro desacuerdo con los resultados de este estudio, en el cual gran parte de los casos simulados mostraron un efecto positivo del tamaño del parche cosechado sobre la persistencia, efecto también reportado por Hanski (1994 y 1998). También mostraron un claro patrón no-monotónico donde parches de tamaño intermedio produjeron un mayor tiempo de persistencia de la metapoblación. Es posible que parte de la explicación de esta discordancia esté relacionada con las suposiciones sobre el destino de la población local que habita un parche que desaparece.

Los estudios que han abordado la persistencia de metapoblaciones en hábitats efímeros se han basado principalmente en especies de sucesión-tardía, es decir, el hábitat se mantiene hasta que una perturbación los destruye. Además, en algunos de estos modelos (Fahrig, 1992; Wimberly, 2006), los individuos presentes en un parche

mueren durante la perturbación del mismo, lo cual es probablemente el caso de la mayoría de los organismos sésiles y de especies no resistentes a los mecanismos específicos que causan dicha perturbación. La existencia de una importante mortalidad inducida por la perturbación reduciría el tamaño de la metapoblación, lo cual podría hacer más difícil detectar los eventuales efectos de la configuración espacial de los hábitats. Por el contrario, el hábitat de una especie de sucesión temprana es reemplazado gradualmente por un tipo de vegetación que va creciendo, dando probablemente tiempo suficiente a los individuos para abandonar el área.

A pesar de que en el modelo del objetivo 2 el cambio de hábitat hacia la condición de hábitat marginal fue abrupto, no hubo mortalidad causada directamente por este cambio, lo que permite a los individuos “escapar” de las zonas que han perdido la calidad del hábitat óptimo. La capacidad de los individuos de abandonar un hábitat recientemente marginal puede causar la desaparición temporal de los parches como hábitat adecuado, transformándolo en una fuente colonizadora, debido a que todos los individuos se ven obligados a abandonar el área (Keeling y Gilligan, 2000). A diferencia de lo anterior, en los parches estables sólo una parte de los individuos (generalmente juveniles) participan en la dispersión.

Otro aspecto en el que los supuestos básicos del modelo han tenido una fuerte influencia en los patrones observados, fue el algoritmo de movimiento *per se*. La única diferencia entre la versión “ciega” y la “perceptiva” fue que esta última tuvo un cierto control sobre la dirección a tomar en cada paso, ya que “decide” el movimiento a realizar. Sin embargo, esa diferencia produjo respuestas diferentes, en calidad y cantidad, sobre los patrones espaciales del hábitat. La persistencia de la especie “ciega” fue sustancialmente menor que el de la especie “perceptiva”, probablemente porque muchos individuos fueron “arrojados” al azar sobre la matriz hostil, muchos de los cuales se localizaron cerca de los bordes de los parches, aumentando su mortalidad. Este patrón de movimiento ciego también puede explicar el efecto positivo observado en el tamaño de áreas de cosechas sobre la persistencia, ya que, debido a la mayor relación de área de borde, más individuos fueron “accidentalmente” perdidos en la matriz cuando los parches eran más pequeños.

Las especies “perceptivas” se mostraron más dispuestas a mantener poblaciones en pequeños parches debido a su tendencia a evitar el movimiento hacia hábitats inadecuados. De todas maneras, existió limitación al movimiento impuesto por la probabilidad de movimiento denso-dependiente (PMDD). Estas diferencias destacan la importancia de los supuestos básicos de comportamiento asumidos, como los rangos de percepción de los individuos en los patrones observados (Heinz *et al.*, 2007; Pe’er y Kramer-Schadt, 2008).

En muchos escenarios, la población de la especie “perceptiva” permaneció durante todo el período de simulación (125 años). En el resto de los casos, el tiempo de persistencia fue mayor en los tamaños intermedios de cosecha, de acuerdo con la predicción basada en la existencia de una compensación de intercambio entre los efectos del área y de aislamiento.

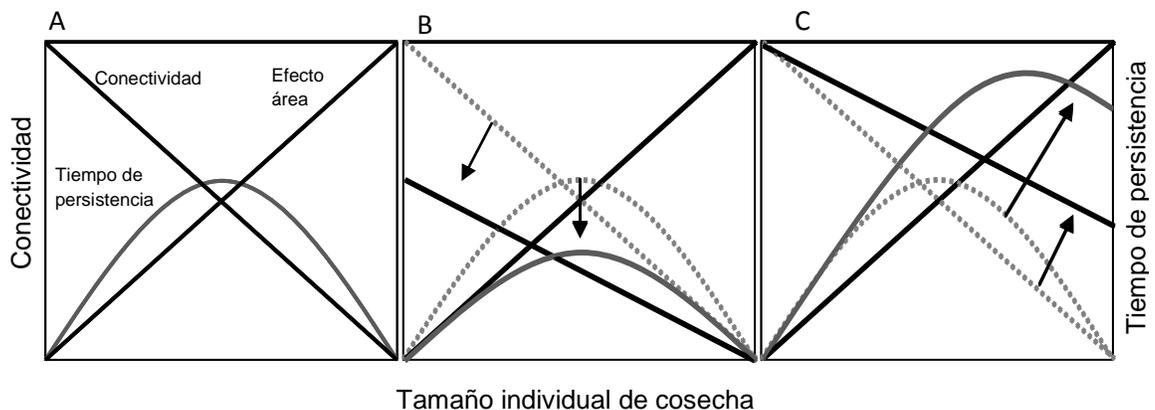


Figura 17. Modelo teórico a las respuestas de persistencia de la metapoblación en un sistema donde el tamaño de parche esta correlacionado positivamente con el aislamiento de parche. (A) Especie genérica, la conectividad es máxima cuando los parches están en el menor tamaño posible y declina cuando el tamaño de parche aumenta. La función de persistencia corresponde a la línea gris, la cual es representada como el producto de las dos variables, mostrando su máximo en los tamaños de cosecha intermedia. (B) Una especie con baja capacidad de dispersión es representada por una reducción en su conectividad máxima en parches de tamaño pequeño (*i.e.* sedentarismo) y una reducción en la pendiente en la relación de tamaño cosechas-conectividad. La función de persistencia muestra una forma similar pero con valores más bajos. (C) La especie con la mayor capacidad de dispersión es representada con un aumento en la mínima conectividad en cosechas grandes y la función de persistencia con un máximo mayor donde se desplaza hacia la

derecha. Las líneas punteadas grises de los gráficos B y C representan la tendencia de las relaciones del gráfico A.

Es importante destacar que las predicciones son válidas sólo en los paisajes donde existe una relación negativa entre el tamaño de los parches cosechados y la distancia entre los mismos (Figura 17), lo que probablemente no es el caso de la mayoría de hábitat de áreas abiertas naturales y artificiales, donde hay una tendencia para los parches pequeños a estar más aislados (Eichel y Fartmann, 2008; Bauerfeind *et al.*, 2009). En los sistemas de origen artificial, este tipo de patrón es probablemente el resultado de un proceso de fragmentación avanzado.

Los resultados mostraron que hubo un efecto positivo total de la vida útil de los parches de hábitat sobre la persistencia de la población de especies de sucesión temprana, lo cual concuerda con resultados de estudios anteriores (Boughton y Malvadkar, 2002; Wilcox *et al.*, 2006). Debido al tiempo fijo de la rotación, las especies pudieron utilizar un mayor rango de edades de las plantaciones, pero en la práctica tienen acceso a más hábitat, aumentando así el tamaño y la persistencia de la población (Fahrig, 1992).

Con altas tasas de mortalidad debido al paisaje (TMP) y con tamaños pequeños de área de cosecha, la persistencia de la especie “perceptiva” fue menor en el escenario estático (Figura 15) que en el escenario dinámico de 8 años (Figura 14B). Este patrón está de acuerdo con los resultados obtenidos por Wimberly (2006), que llegó a la conclusión que los paisajes dinámicos pueden ser más favorables que los sistemas estáticos, proporcionando conexiones temporales para especies que no pueden cruzar parches de matriz, mejorando así la persistencia. En este estudio, esta tendencia se observó para tamaños pequeños de cosecha y cuando la mortalidad en celdas de hábitat fue el más alto. De hecho, Wimberly (2006) también observó un efecto más pronunciado cuando los disturbios eran pequeños, que es cuando las conexiones temporales son más propensas a tener un efecto positivo. Por otra parte, una alta TMP en nuestro modelo básicamente significa que los individuos tenían dificultades para atravesar parches de matriz, nuevamente de acuerdo con Wimberly (2006).

Además de las diferencias observadas entre los individuos “ciegos” y “perceptivos”, las diferentes especies probadas en nuestros experimentos variaron su respuesta con los cambios en los mosaicos del paisaje, lo cual concuerda con las conclusiones de Wimberly (2006). Rasgos de una mayor mortalidad (SLOW: movimiento lento a través de ambientes hostiles) o establecimiento limitado (SEXUAL: una menor probabilidad de reproducción), disminuyó el tiempo de persistencia total de la metapoblación.

Una alta movilidad (HIGHDISP) permite a los individuos moverse más rápido a través del paisaje, reduciendo así la mortalidad inducida debido al paisaje y los efectos de aislamiento parcial. El mismo efecto fue reportado por Wimberly (2006), quién concluye que las especies altamente móviles son menos sensibles a la dinámica del paisaje en cantidades moderadas a altas de hábitat. Por el contrario, especies de movimiento lento tuvieron más dificultades de reubicación después de la desaparición de su hábitat, si esto ocurre en parches grandes (más aislados).

En el modelo del objetivo 2 no se consideraron variaciones para el tamaño de parche en un escenario dado. Esto último podría tener un impacto en el comportamiento del mismo porque la heterogeneidad de tamaño entre parches probablemente reduce la persistencia de la metapoblación, debido al efecto sumidero de parches pequeños (Theodorou *et al.*, 2009). Sin embargo, la asignación aleatoria de los años iniciales a los parches en el paisaje, ocasionó que a veces dos o más parches adyacentes tuviesen la misma clase de edad, creándose rodales más grandes, generando alguna variabilidad en tamaño de los parches de hábitat (Figura 2).

Implicancias de manejo

Aunque la función principal de las plantaciones forestales es la producción de madera y fibra, su rol como hábitat para la biodiversidad es cada vez más reconocido (Brockhoff *et al.*, 2008). Debido a las grandes extensiones cubiertas de plantaciones forestales en todo el mundo, las consecuencias que diferentes técnicas de manejo puedan tener sobre conservación de biodiversidad son significativas, siendo la tala rasa uno de los más controvertidos (Pawson *et al.*, 2006). Un objetivo importante de las plantaciones forestales modernas debiera ser minimizar los efectos negativos y aumentar

los beneficios potenciales de la tala rasa, incluyendo un rol de conservación para especies silvestres de sucesión temprana amenazadas (Paquet *et al.*, 2006).

De los resultados de este proyecto se derivan nuevas interrogantes que deberían ser investigadas como materia de futuros proyectos. En este contexto, sería importante indagar si hay un ancho de corredor que sea económicamente óptimo. Corredores angostos son más baratos por el menor costo de oportunidad de dejar menos madera en pie por algunos años, pero el costo de explotarlos posteriormente puede ser muy alto ($\$/M^3$) debido a que los costos fijos (*i.e.* Preparación de caminos, canchas, etc.) tendrían un efecto muy significativo si la cantidad de madera cosechada es poca. Por el contrario, corredores más anchos pueden ser más caros inicialmente pero menos costosos de explotar ($\$/M^3$) en el futuro, por las mismas razones anteriores. Además, un fenómeno similar se espera que ocurra con la plantación después de la cosecha del corredor.

Puesto que el manejo de la conectividad biológica es considerado de forma creciente como un elemento fundamental de la gestión ambiental moderna en las plantaciones de pino, las empresas necesitan contar con opciones económicamente factibles para abordar el problema. Existen problemas asociados con la relación costo-beneficio de corredores para la vida silvestre comparadas con otras estrategias de conservación (Lindenmayer y Franklin, 2002), ya que estos dependen de diversos factores, incluyendo el taxón en cuestión y la intensidad total de manejo dentro del paisaje.

Lo que sí es posible establecer es que, en condiciones para las cuales los problemas de falta de conectividad sean evidentes, el uso de corredores compuestos por fajas de plantaciones de pino puede ser una alternativa eficaz para mitigar impactos negativos durante la cosecha. Un ejemplo de lo anterior puede ser la utilización de estos corredores para conectar quebradas naturales que queden separadas por distancias medianas (e.g. 100 – 200 m).

Durante la explotación, muchas veces los árboles son volteados en dirección de la pendiente como medida de seguridad. Esta situación hace que, en el borde de las quebradas muchos pinos caigan sobre la vegetación nativa dañándola y acelerando la invasión por pinos al distribuir las semillas. Para permitir que las quebradas con

vegetación nativa cumplan su importante rol en las plantaciones de pino es necesario desarrollar técnicas de cosecha que minimicen este efecto.

Tal cual como se exploró inicialmente en algunos de los escenarios simulados, no sólo el establecimiento de “corredores biológicos” puede incidir en el aumento de la conectividad biológica de un predio sino que la configuración espacial de las áreas de cosecha (*i.e.* El tamaño de los parches) puede tener un impacto muy importante. Este es un ámbito muy amplio de investigación en el que se debe poner atención.

Definir el tamaño individual de cosecha usualmente implica un acuerdo entre limitaciones económicas y ambientales (Boston y Bettinger, 2001). Nuestros modelos realizaron predicciones que pueden integrarse en aquellos análisis. Primero, grandes tamaños de cosecha debieran ser más beneficiosos para especies de sucesión temprana con capacidad limitada de activar movimientos directos (es decir, aquellos representados adecuadamente por un movimiento “random walk”, Fahrig, 1998). Segundo, para especies que pueden buscar su hábitat adecuado, el tiempo de supervivencia máxima es logrado en tamaño de cosecha intermedia, en especies de alta dispersión alcanzan su máximo tiempo de supervivencia en grades áreas de cosecha. Por lo tanto, cosechas grandes podrían ser incompatibles con la conservación de especies de sucesión temprana que tengan capacidad de dispersión limitada, a menos que se realicen medidas de conservación adicionales para superar la falta de conectividad.

Ha sido demostrado que el uso de corredores incrementa efectivamente el movimiento de diferentes especies entre parches cosechados en paisajes forestales (Haddad *et al.*, 2003). Algunas estructuras como cortafuegos y madera apilada podrían rediseñarse para estos propósitos.

En desacuerdo con el protocolo de asignación aleatoria de los rodales, los encargados del manejo forestal podrían utilizar diferentes técnicas de optimización en orden de incrementar la conectividad total en el paisaje (Hof y Bevers, 1998). Modificando los límites de rodales adyacentes o agrupados (Baskent y Keles, 2005), las áreas cosechadas podrían configurarse de modo de maximizar las conexiones temporales entre parches de hábitat efímeros.

Encontrado los requerimientos de especies con diferentes formas de vida y rasgos de comportamiento con producciones forestales eficientes es un tema complicado. En este escenario, los modelos de simulación basados en individuos espacialmente explícitos es una técnica costo - efectiva que conduce un importante esfuerzo inicial en acciones de conservación para poblaciones y comunidades de vida silvestre que habitan en o cerca de plantaciones forestales.

CONCLUSIONES

- La forma de la curva general en las tres especies evaluadas en el primer objetivo indica que las modificaciones realizadas tienen un efecto que se asemeja al mejor de los escenarios posibles (el escenario C planteado en la propuesta inicial), mostrando que la relación beneficio/costo (esto es, conectividad biológica / costo de implementar las medidas adicionales) aumentó en forma proporcional a la inversión.
- En el segundo objetivo, la especie BASE presentó un menor tiempo de persistencia en los casos con mayor mortalidad. El tiempo de supervivencia promedio fue sustancialmente mayor para las versiones “perceptivas” que para las “ciegas”. El tiempo de persistencia de las especies “ciega” aumentó monótonamente con el tamaño de cosecha, mientras que para la especie “perceptiva” los valores fueron más altos en los tamaños intermedios de cosecha. En casi todos los casos el tiempo de persistencia aumentó claramente con la duración del hábitat.
- SLOW tuvo un comportamiento similar al de la BASE, pero con un nivel general menor de persistencia en todos los casos. La versión “perceptiva” de HIGHDISP aumentó su tiempo de persistencia en relación con la BASE, pero los valores máximos se produjeron sólo en tamaños de cosecha más altos. Por último, SEXUAL, redujo el tiempo de persistencia en todas las versiones comparadas con la BASE.
- Los modelos realizados permiten efectuar predicciones en la definición del tamaño individual de cosecha para llegar acuerdos económicos y ambientales en las empresas forestales.
- Para las especies capaces de identificar su hábitat (perceptivas), el tiempo de supervivencia máxima fue logrado a un tamaño de cosecha intermedia, en cambio

para especies con alta capacidad de dispersión, el tiempo máximo de supervivencia fue logrado en áreas grandes de cosecha.

- Los tamaños grandes de cosechas podrían ser incompatibles con la conservación de especies de sucesión tardía y temprana que tengan capacidad de dispersión limitada, a menos que se realicen medidas de conservación adicionales.

REFERENCIAS

- Acosta, G.A. 2001. Tesis de Magister en Cs. Biológicas mención Ecología. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.
- Allee, W. C. 1931. *Animal Aggregations. A study in General Sociology*. University of Chicago Press, Chicago.
- Allen, A.W., Bernal, Y.K., y Moulton, R.J. 1996. Pine plantations and wildlife in the southeastern United States: an assessment of impacts and opportunities: U.S. Department of the Interior, National Biological Service, Information and Technology Report 3, 32 pp.
- Baskent, E.Z. y Keles, S. 2005. Spatial forest planning: A review. *Ecological Modelling* 188: 145-173.
- Bauerfeind, S.S., Theisen, A. y Fisher, K. 2009. Patch occupancy in the endangered butterfly *Lycaena helle* in a fragmented landscape: effects of habitat quality, patch size and isolation. *Journal of Insect Conservation* 13: 271-277.
- Beier, P. y Noss, R. F. 1998. Do habitat corridors provide connectivity?. *Conservation Biology* 12: 1241-1252.
- Bergman, C. M., Schaefer, J.A. y Luttich, S.N. 2000. Caribou movement as a correlated random walk. *Oecologia* 123: 364-374.
- Berndt, L.A., Brockerhoff, E.G., Jactel, H. 2008. Relevance of exotic pine plantations as a surrogate habitat for ground beetles (Carabidae) where native forest is rare. *Biodiversity and Conservation* 17: 1171–1185.
- Betts, M., Diamond, A.W., Forbes, G. J., Frego, K., Loo, J. A., Matson, B., Roberts, M. R., Villard, M., Wissink, R. y Wuest, L. 2005. Plantations y biodiversity: A comment on the debate in New Brunswick. *The Forestry Chronicle* 81: 265-269.
- Bliss, J.C. 2000. Public Perceptions of Clearcutting. *Journal of Forestry* 98: 4-9.
- Boston, K. y P. Bettinger. 2001. The economic impact of green-up constraints in the southeastern United States. *Forest Ecology and Management* 145: 191-202.
- Boughton, D. y Malvadkar, U. 2002. Extinction risk in successional landscapes subject to catastrophic disturbances. *Conservation Ecology* 6: 1-24.

- Brockerhoff, E. G., Ecroyd, C. E., Leckie, A. C., Kimberley, M. O. 2003. Diversity and succession of adventive and indigenous vascular understory plants in *Pinus radiata* plantation forests in New Zealand. *Forest Ecology and Management* 185: 307-326.
- Brockerhoff, E.G., Jactel, H., Parrotta, J.A., Quine, C.P. y Sayer, J. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation* 17: 925-951.
- Burnham, K. P. y Yerson, D. R. 2002. *Model Selection y Inference, a Practical Information-Theoretic Approach*. Springer, New York. 448pp.
- Canterbury, G.E., Martin, T.E., Petit, D.R., Petit, L.J. y Bradford, D.F. 2000. Bird communities and habitat as ecological indicators of forest condition in regional monitoring. *Conservation Biology* 14: 544-558.
- Clapp, R. 2001. Tree Farming y Forest Conservation in Chile: Do Replacement Forests Leave Any Originals Behind?. *Society y Natural Resources* 14: 341-356.
- Constantine, N.L., Campbell, T.A., Baughman, W.M., Harrington, T.B., Chapman, B.R., y Miller, K.V. 2004. Effects of clearcutting with corridor retention on abundance, richness, and diversity of small mammals in the Coastal Plain of South Carolina, USA. *Forest Ecology and Management* 202: 293-300
- Debinski, D.M., Ray, C. y Saveraid, E.H. 2001. Species diversity and the scale of the landscape mosaic: do scales of movement and patch size affect diversity?. *Biological Conservation* 98:179-190.
- DeGraaf, R.M. y Yamasaki, M. 2003. Options for managing early-successional forest and shrubland bird habitats in the northeastern United States. *Forest Ecology and Management* 185: 179-191.
- DeGraaf, R.M., Yamasaki, M., Leak, W.B. y Lanier, J.W. 1992. New England wildlife: management of forested habitats. US Forest Service General Technical Report NE-144.
- Díaz, I.A., Armesto, J.J., Reid, S., Sieving, K.E. y Willson, M.F. 2005. Linking forest structure and composition: avian diversity in successional forests of Chiloé Island, Chile. *Biological Conservation* 123: 91-10.
- Drapeau, P., Leduc, A., Giroux, J.F., Savard, J.P.L., Bergeron, Y. y Vickery, W.L. 2000. Landscape-scale disturbance and changes in bird communities of boreal mixed-wood forests. *Ecological Monographs* 70: 423-444
- Du Bus de Warnaffe, G. y Deconcha, M. 2008. Impact of four silvicultural systems on birds in the Belgian Ardenne: implications for biodiversity in plantation forests. *Biodiversity and Conservation* 17:1041-1055.

- Dunning, J.B., Stewart, D.J., Danielson, B.J., Noon, B.R., Root, T.L., Lamberson, R.H. y Stevens, E.E. 1995. Spatially explicit population models: current forms y future uses. *Ecological Applications* 5: 3-11.
- Dytham, C. 1995. The effect of habitat destruction pattern on species persistence: A cellular model. *Oikos* 74:340-344.
- Eichel, S. y Fartmann, T. 2008. Management of calcareous grasslands for Nikerl's fritillary (*Melitaea adiate*) has to consider habitat requirements of the immature stages, isolation, and patch area. *Journal of Insect Conservation* 12: 677-688.
- Escobar, M. A. H., Vukasovic, M. A., Uribe, S.V., Venegas, A. M., Ugalde, G. 2005. Registro de tres especies de anuros en plantaciones forestales de *Pinus radiata* D. Don, en Chile central. *Noticiario mensual Museo Historia Natural (Chile)* 356: 8-10.
- Escobar, M. A. H., Páez, M., Vukasovic, M. A. y Estades, C. F. 2004. Nidificación del migrador austral *Elaenia albiceps* en remanentes de bosque maulino y plantaciones de *Pinus radiata* en Chile central. *Boletín Chileno de ornitología* 10:33-36.
- Estades, C.F. 1997. Bird-habitat relationships in a vegetational gradient in the Andes of central Chile. *Condor* 99: 719-727
- Estades, C. F. y Escobar, M. A. H. 2005. Los ecosistemas de las plantaciones de pino de la cordillera de la costa. En: Smith-Ramírez, C., J. J. Armesto y C. Valdovinos (Eds.) "Historia, Biodiversidad y Ecología de los bosques costeros de Chile". Editorial Universitaria. Santiago. 708pp.
- Estades, C. F. y Temple S. 1999. Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications*. 9: 573-585.
- Estades, C.F. 2006. Comunidades de aves en un mosaico de bosques naturales y artificiales. En: Grez, A.A., J.A. Simonetti y R.O. Bustamante (Eds.). *Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas*. Editorial Universitaria. Santiago. 69-81pp.
- Fahrig, L. 1991. Simulation methods for developing general landscape-level hypotheses of single species dynamics. 417-442 pp. En: Turner, M.G. y R.H. Gardner (eds.). *Quantitative methods in landscape ecology*. Springer Verlag, New York.
- Fahrig, L. 1992. Relative importance of spatial and temporal scales in a patchy environment. *Theoretical Population Biology* 41:300-314.
- Fahrig, L. 1998. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival?. *Ecological Modelling* 105:273-292.
- FAO. 2007. *The State of the World's Forests*. [ftp.fao.org/docrep/fao/009](ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/009). FAO, Rome, Italy.

- Farina, A. 2000. *Landscape Ecology in Action*. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht (The Netherlands) Kluwer Academic. 317pp.
- FIA. 2007. Informe Final Proyecto "Manejo de la conectividad biológica en predios dominados por plantaciones de pino". Santiago, Chile.
- Fisher J. y Lindenmayer, D.B. 2006. Beyond fragmentation: the continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes. *Oikos* 112:473-480.
- Franklin, J.F. y Forman, R.T.T. 1987. Creating landscape patterns by forest cutting: Ecological consequences and principles. *Landscape Ecology* 1:5-18.
- Gayoso, J. 2009. Tala Rasa: una razón para mejores prácticas. En: Donoso, H., J. Pablo (eds). *Tala rasa: Implicaciones y desafíos*. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral. 58-73 pp.
- Geldenhuys, C.J. 1997. Native forest regeneration in pine and eucalypt plantations in Northern Province, South Africa. *Forest Ecology and Management* 99:101-115.
- Gepp, B. C. 1976. Birds species distribution y habitat diversity in an exotic forest in South Australia. *Australian Forestry*. 39: 269-287.
- Gill, F.B. 1995. *Ornithology*, 2nd ed. W.H. Freeman y Company, New York.
- González, G. y Martínez, D. 2004. *Las aves de Chile nueva guía de campo*. Primera Ediciones del Naturalista, Santiago de Chile. 620 pp.
- Grez, A. A., Moreno, P. y Elgueta, M. 2000. Coleópteros (Insecta: Coleoptera) epigeos asociados al bosque Maulino y plantaciones de pino aladañas. *Revista Chilena de Entomología* 29: 8-18.
- Grimm, V., Revilla, E., Berger, U., Jeltsch, F., Mooij, W., Railsback, S. F., Thulke, H., Weiner, J., Wiegand, T. y DeAngelis, D. L. 2005 Pattern-oriented modeling of agent-based complex Systems: lessons from ecology. *Science* 311: 987-991.
- Gustafson, E.J., y Crow, T.R. 1994. Modelling the effects of forest harvesting on landscape structure and the spatial distribution of cowbird parasitism. *Landscape Ecology* 9: 237-248.
- Haddad, N.M., Bowne, D.R., Cunningham, A., Danielson, B., Levey, D., Sargent, S. y Spira, T. 2003. Corridor use by diverse taxa. *Ecology* 84: 609-615.
- Hansen, A.J. 1995. Bird habitat relationships in natural and managed forests in the West Cascades of Oregon. *Ecological Applications* 5: 555-569.
- Hanski, I. 1994. Patch-occupancy dynamics in fragmented landscapes. *Trends in Ecology and Evolution* 9:131-135.

- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396: 41-49.
- Hartley, M.J. 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *Forest Ecology and Management* 155: 81-95.
- Hayes, J., Schoenholtz, S. H., Hartley, M. J., Murphy, G., Powers, R., Berg, D. y Radosevich, S. R. 2005. Environmental Consequences of Intensively Managed Forest Plantations in the Pacific Northwest. *Journal of Forestry* 103: 83-87.
- Heinz, S.K., C. Wissel, L. Conradt, y K. Frank. 2007. Integrating individual movement into dispersal functions. *Journal of Theoretical Biology* 245: 601-609.
- Hof, J., y Bevers, M. 1998. Spatial optimization for managed ecosystems. Columbia University Press, New York.
- Humphrey, J.W., Newton, A.C., Pearce, A.J. y Holden, E. 2000. The importance of conifer plantations in northern Britain as a habitat for native fungi. *Biological Conservation* 96: 241-252.
- INFOR. 2001. Estadísticas Forestales 2001. Boletín Estadístico N°79. Santiago.
- Iroumé, A., Mayen, O. y Huber, A. 2006. Runoff and peak flow responses to timber harvest and forest age in southern Chile. *Hydrological Processes* 20:37-50.
- Keeling, M.J. y Gilligan, C.A. 2000. Metapopulation dynamics of bubonic plague. *Nature* 407: 903-906.
- Kelt, D. 2000. Small mammal communities in rainforest fragments in Central Southern Chile. *Biological Conservation* 92: 345-358.
- Kimmins, H. 1997. Clearcutting: Ecosystem destruction or environmentally sound timber harvesting? Capítulo 6 en: *Balancing Act - Environmental Issues in Forestry*. Second edition. UBC Press, Vancouver, British Columbia.
- Lindenmayer, D., Hobbs, R.J., Montague-Drake, R., Alexandra, J., Bennett, A., Burgman, M., Cale, P., Calhoun, A., Cramer, V., Cullen, P., Driscoll, D., Fahrig, L., Fischer, J., Franklin, J., Haila, Y., Hunter, M., Gibbons, P., Lake, S., Luck, G., MacGregor, C., McIntyre, S., Nally, R.M., Manning, A., Miller, J., Mooney, H., Noss, R., Possingham, H., Saunders, D., Schmiegelow, F., Scott, M., Simberloff, D., Sisk, T., Tabor, G., Walker, B., Wiens, J., Woinarski, J. y Zavaleta, E. 2008. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology Letters* 11: 78-91.
- Lindenmayer, D.B. y Franklin, J.F. 2002. *Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive Multiscaled Approach*. Island Press, Washington.
- Lindenmayer, D.B. y Hobbs, R.J. 2004. Fauna conservation in Australian plantation forests - a review. *Biological Conservation* 119: 151-168.

- Mannan, R.W. y Meslow, E.C. 1984. Bird populations and vegetation characteristics in managed and old-growth forests, northeastern Oregon. *Journal of Wildlife Management* 48: 1219-1238.
- Maunder, C., Shaw, W. y Pierce, R. 2005. Indigenous biodiversity and land use—what do exotic plantation forests contribute? *New Zealand Journal of Forestry* 50: 20-26
- Moore, S.E. y Allen, H.L. 1999. Plantation forestry. En: *Managing biodiversity in forest ecosystems*. M.L. Hunter (editor). Cambridge University Press, Cambridge. 400-433pp.
- Muñoz-Pedreros, A. 2000. Orden Rodentia. En: Muñoz-Pedreros, A. y Yáñez, J. (Eds.). *Mamíferos de Chile*. Ediciones CEA, Valdivia, Chile. 73-126 pp.
- Murray S. y Nelson, P. 2005. *How the Public Perceives Forestry (and Why It Matters)*, University of Washington,
- Nachman, G. 1987, System analysis of arcarine predator-prey interactions. A stochastic simulation model of spatial processes. *Journal of Animal Ecology* 56: 247-265.
- Noss, R. y Daly, K. 2006. Incorporating connectivity into broad-scale conservation planning. En: Crooks, K. y Sanjayan, M.(eds) *Connectivity Conservation*. Cambridge. 730pp.
- Paquet, J.Y., Vandevyvre, X., Delahaye, L., y Rondeux, J. 2006. Bird assemblages in a mixed woodland-farmland landscape: The conservation value of silviculture-dependent open areas in plantation forest. *Forest Ecology and Management* 227: 59-70.
- Pawson, S.M., Brockerhoff, E.G., Norton, D.A., Didham, R.K., 2006. Clear-fell harvest impacts on biodiversity: past research and the search for harvest size thresholds. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 1035-1046.
- Pe'er, G. y Kramer-Schadt, S. 2008. Incorporating the perceptual range of animals into connectivity models. *Ecological Modelling* 213: 73-85.
- Perry, J. N. y Gonzales-Yujar, J.L. 1993. Dispersal in metapopulation neighbourhood model of an annual plant with a seedbank. *Journal of Ecology* 81: 453-463.
- Potvin, F., Courtois, R. y Bélanger, L. 1999. Short-term response of wildlife to clear-cutting in Quebec boreal forest: multiscale effects and management implications. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 1120-1127.
- Prescott, C.E. 1997. Effects of clearcutting and alternative silvicultural systems on rates of decomposition and nitrogen mineralization in a coastal montane coniferous forest. *Forest Ecology and Management* 95: 253-260.
- Reid, S., Díaz, I. A., Armesto, J. J. y Willson, M. F. 2004. Importance of native bamboo for understory birds in Chilean temperate forests. *Auk* 121: 515–525.

- Ribe, R. 2006. Perceptions of forestry alternatives in the US Pacific Northwest: information effects and acceptability distribution analysis. *Journal of Environmental Psychology* 26: 100-115.
- Saavedra, B. 2003. Disminución en tamaño poblacional y asimetría fluctuante en *Octodon bridgesi* (Rodentia), taxón especialista de hábitat. Tesis en Doctorado en Ciencias. Universidad de Chile. 101 pp.
- Saavedra, B. y J. A. Simonetti. 2000. A northern y threatened population of *Irenomys tarsalis* (Mammalia: Rodentia) from Central Chile. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 65: 243-245.
- Saavedra, B. y Simonetti, J. A. 2001. New records of *Dromiciops gliroides* (Microbiotheria: Microbiotheriidae) y *Geoxus valdivianus* (Rodentia: Muridae) in central Chile: Their implications for biogeography y conservation. *Mammalia* 65: 96-100.
- Saavedra, B. y Simonetti, J.A. 2005. Micromamíferos en fragmentos de bosque maulino y plantaciones de pino de alledaños. En: Smith-Ramírez, C., J.J. Armesto y C. Valdovinos (eds.) *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques de la Cordillera de la Costa*. Editorial Universitaria, Santiago. 532-536pp.
- San Martín, J. y Donoso, C. 1996. Estructura florística e impacto antrópico en el bosque maulino de Chile. 153-168pp. En: Armesto, J. J., C. Villagrán y M. T. K. Arroyo (eds.) *Ecología de los Bosques Nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- Selmants, P.C. y Knight, D.H. 2003. Understory plant species composition 30-50 years after clearcutting in southeastern Wyoming coniferous forests. *Forest Ecology and Management* 185: 275-289.
- Simonetti, J.A. 2006. Conservación de la biodiversidad en ambientes fragmentados: el caso del bosque maulino. En: Grez, A.A., J.A. Simonetti y R.O. Bustamante (eds.). *Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas*. Editorial Universitaria. Santiago. 215-231pp.
- Theodorou, K., Souan, H. y Couvet, D. 2009. Metapopulation persistence in fragmented landscapes: significant interactions between genetic and demographic processes. *Journal of Evolutionary Biology* 22:152-162.
- Thompson, I.D. y Angelstam, P. 1999. Special species. En: Hunter, M.L. (Ed.), *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge. 434-459 pp.
- Tischendorf L. y Fahrig L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90: 7-19.
- Tomasevic, J. 2004. Consumo de semillas de pino (*Pinus radiata*) por jilgueros (*Carduelos barbata*) en la zona de constitución, centro sur de Chile. *Boletín Chileno de ornitología* 10:18-20.

- Tomasevic, J. y Estades, C.F. 2008. Effects of the structure of pine plantations on their "softness" as barriers for ground-dwelling forest birds in south-central Chile. *Forest Ecology and Management* 255: 810-816.
- Tomasevic, J. y Estades, C.F. 2008. Effects of the structure of pine plantations on their "softness" as barriers for ground-dwelling forest birds in south-central Chile. *Forest Ecology and Management*. 255: 810-816.
- Travis J.M.J. y Dytham, C. 1999. Habitat persistence, habitat availability and the evolution of dispersal. *Proc. R. Soc. B.* 266: 723-728.
- Vanderwel, M.C., Mills, S.C. y Malcolm, J.R. 2009. Effects of partial harvesting on vertebrate species associated with late-successional forests in Ontario's boreal region. *Forestry Chronicle* 85, 91-104.
- Vergara, P.M. y Simonetti, J.A. 2003. Forest fragmentation and rhinocryptid nest predation in central Chile. *Acta Oecol.* 24: 285-288.
- Vergara, P.M. y Simonetti, J.A. 2006. Abundance and Movement of Understory Birds in a Maulino Forest Fragmented by Pine Plantations. *Biodiversity and Conservation* 15: 3937-3947.
- Vukasovic, M. A., Escobar, M.A.H., Tomasevic, J., y Estades, C.F. 2006. Nesting Record of Rufous-Legged Owl (*Strix rufipes* King) in Central Chile. *J. Raptor Res.* 40: 172-174.
- Wiegand, T., Revilla, E. y Knauer, F. 2004. Reducing uncertainty in spatially explicit population models. *Biodiversity and Conservation* 13:53-78
- Wiegand, T., Jeltsch, F., Hanski, I. y Grimm, V. 2003. Using pattern-oriented modeling for revealing hidden information: a key for reconciling ecological theory y application. *Oikos* 100: 209-222.
- Wiens, J.A., Stenseth, N.C., Van Horne, B. y Ims R.A. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos* 66: 369-380.
- Wilcox, C., Cairns, B. J. y Possingham, H. P. 2006. The role of habitat disturbance and recovery in metapopulation persistence. *Ecology* 87: 855-863.
- Wilson, H.B., Hassell, M.P. y Holt, R.D. 1998. Persistence y area effects in a stochastic tritrophic model. *Am. Naturalist.* 151:587-595.
- Wimberly, M.C. 2006. Species dynamics in disturbed landscapes: When does a shifting habitat mosaic enhance connectivity?. *Landscape Ecology* 21:35-46.

APÉNDICE I

Parámetros básicos del MEEBI del objetivo 1.

Parámetros	Función	Valor
Tamaño del paisaje	Acotar el tamaño de la matriz	3.409.938 celdas (1746 x 1953)
Tamaño de celda	Definir la escala a la cual los individuos perciben el paisaje	5 x 5 metros
Número de individuos	Determina el número de individuos arrojados al azar en el paisaje cuando el programa se inicia	1.000
Pasos	Unidad de tiempo (anual)	1.000.000
Repeticiones	Repeticiones por escenario	20.000
P_vegetacion	Probabilidad que presenta un individuo de pasar de un pixel de vegetación nativa a otro de área cosechada (<i>Al</i> , <i>Sf</i> y <i>Pc</i> respectivamente)	10%-5%- 1% Para <i>Al</i> , <i>Sf</i> y <i>Pc</i> respectivamente
P_borde	Probabilidad de movimiento de un individuo en la presencia de bordes	10%
Mortalidad relativa	Determina la probabilidad que un individuo muera en un área cosechada	2%

** *A. longipilis* (*Al*), *S. fuscus* (*Sf*) y *P. castaneus* (*Pc*). Los valores de probabilidad fueron obtenidos de la simulación a la inversa tipo MOP.

APÉNDICE II

El cuadro i y figura i muestran los 16 escenarios resultados de la simulación a la inversa tipo MOP, la cual se obtuvo aplicando diferentes probabilidades de movimiento de *A. longipilis* (probabilidad de que un individuo se mantenga en un corredor versus la fricción del borde hacia el interior). Los parámetros que mejor explicaron los patrones de movimiento obtenidos en el campo (figura 5) fueron los de de 90% (marcados en gris).

Cuadro i. Resultado de la simulación a la inversa tipo MOP en *A. longipilis*.

		Escenario	Probabilidad de fricción del borde hacia el interior			
			40%	60%	80%	90%
Probabilidad de un individuo de mantenerse en el corredor	50%	Sin corredor	518	563	553	419
		Corredor 10m	637	653	695	568
		Corredor 40m	1078	1071	859	403
		Testigo	1283	856	340	49
	70%	Sin corredor	460	531	514	408
		Corredor 10m	788	806	703	605
		Corredor 40m	1587	1488	1022	395
		Testigo	1283	856	340	49
	90%	Sin corredor	501	435	359	226
		Corredor 10m	1250	1140	965	668
		Corredor 40m	3124	2562	1352	382
		Testigo	1283	856	340	49
	95%	Sin corredor	394	344	234	144
		Corredor 10m	1770	1508	1143	709
		Corredor 40m	3975	3074	1522	356
		Testigo	1283	856	340	49

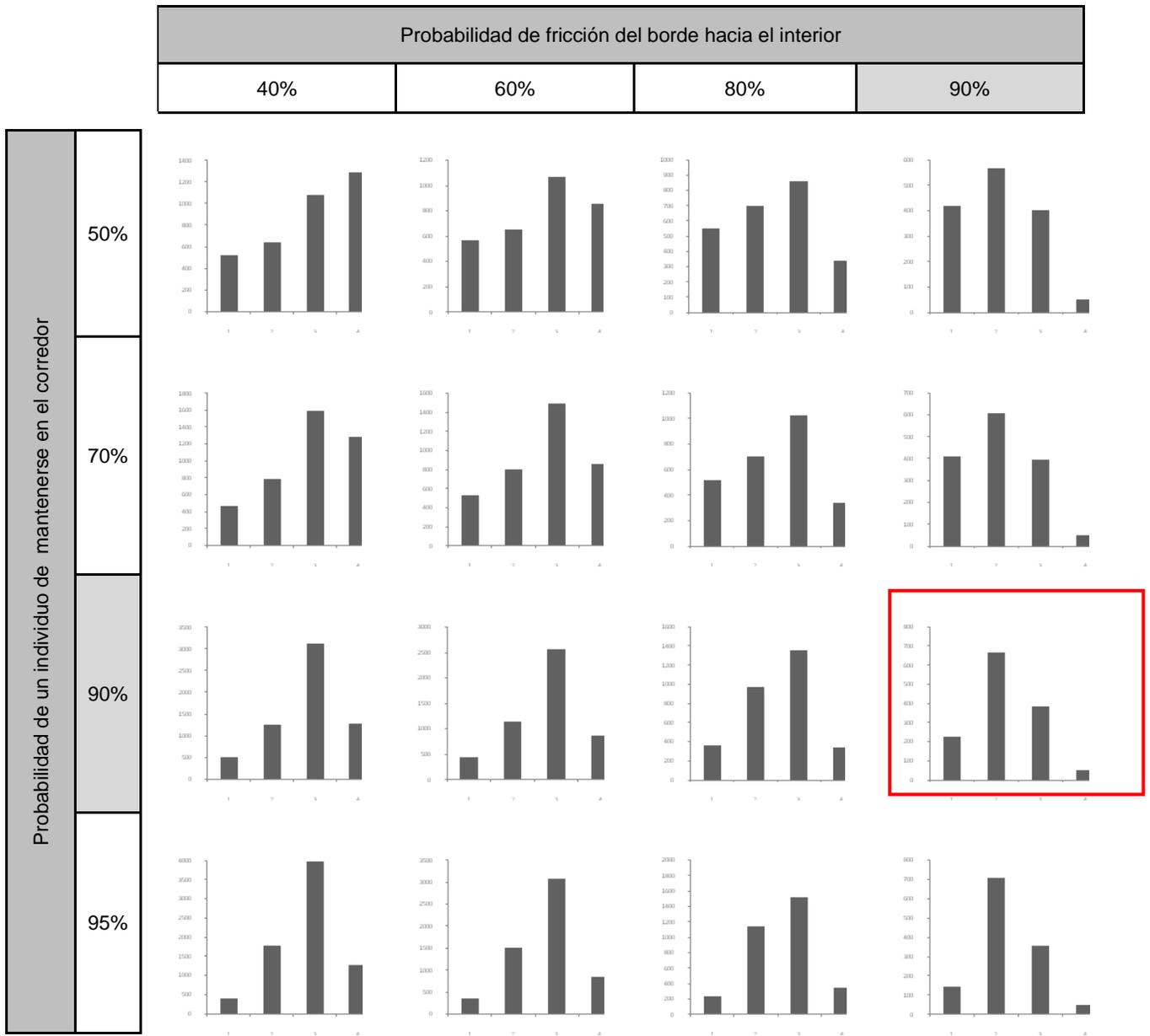


Figura i. Escenarios obtenidos con diferentes probabilidades de que un individuo se mantenga en un corredor versus la fricción del borde hacia el interior. En rojo se muestra la figura de los parámetros que mejor explicaron los patrones de movimiento obtenidos en el campo (figura 5).

APÉNDICE III

Costos en US MM\$ por escenario propuesto y especie utilizada.

Escenarios	US MM\$*	Índice de conectividad		
		<i>A. longipilis</i>	<i>S. fuscus</i>	<i>P. castaneus</i>
Escenario 0	19,3732205	891	842	849
Escenario 1	22,6889517	1358	1341	1755
Escenario 2	23,3302812	1278	1460	1200
Escenario 3 (40 corredores)	19,7361478	955	949	925
Escenario 3(20 corredores)	19,4555684	915	896	1005
Escenario 4 (20 corredores)	19,4358897	792	885	908
Escenario 4 (40 corredores)	19,4869306	831	924	879
Escenario 5	47,1819	2897	2698	2890

*Los valores en dólares fueron obtenidos por Manuel Toral académico de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de Chile y por Patrick Almizry de la empresa Faenas Forestales Ltda.

Se obtuvieron las ganancias de todas las rotaciones de cada escenario a partir del ingreso de la cosecha (rendimiento ajustado x el precio de la madera) menos el total de la cosecha (plantación cosechada x rendimiento ajustado x tala rasa) y de los caminos (ripios y tierra). A todas las ganancias por rotación se les descontó utilizando una tasa de descuento para obtener así el costo adicional (US MM\$) por escenario.

Rendimiento ajustado (m ³ /ha)	336,6
Tasa descuento	10
Tala rasa (US\$/m ³)	5,714
Mantenimiento de caminos (US\$/m ³)	147,3
Construcción caminos de tierra (US\$/Km)	4761,904
Construcción caminos de ripio (US\$/Km)	14000
Precio madera US\$/m ³	70