

**Estructura y regeneración bajo distintas propuestas de manejo de bosques de
Nothofagus pumilio (Poepp. et. Endl.) Krasser en Tierra del Fuego, Argentina**



Ing. Ftal. Juan Manuel Cellini

Trabajo de Tesis para optar al título de Doctor en Ciencias Naturales

Director: Dr. Marcelo Daniel Barrera

Co-Director: Dr. Guillermo José Martínez Pastur

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y MUSEO

LA PLATA, ARGENTINA

-2010-



A Lara, Lena y Lu ♥

ÍNDICE GENERAL

Agradecimientos	6
Resumen.....	7
Abstract	8
Introducción	9
Objetivo general de la Tesis.....	15
Estructura de esta Tesis	15
Área de estudio	15
Sitios de estudio	16
CAPÍTULO 1: ESTRUCTURA Y DINÁMICA FORESTAL	19
INTRODUCCIÓN	19
Hipótesis.....	21
Objetivos	21
MATERIALES Y MÉTODOS	21
Micro-clima en los sitios de estudio.....	21
Estructura forestal	23
Estabilidad estructural de la retención agregada	25
Estabilidad estructural de la retención dispersa.....	25
Estabilidad estructural de la retención variable	26
Utilización de fotografías hemisféricas para caracterizar el canopeo.....	27
Análisis estadístico	28
RESULTADOS	28
Micro-clima Ea. Los Cerros y Ea. San Justo.....	28
Estructura del bosque sin intervención.....	31
Estabilidad estructural	32
Utilización de fotografías hemisféricas para caracterizar el canopeo.....	45
DISCUSIÓN	46
CONCLUSIÓN	51
CAPÍTULO 2: PRODUCCIÓN DE SEMILLAS	53
INTRODUCCIÓN	53
Hipótesis.....	54
Objetivo general	54
Objetivos específicos.....	54
MATERIALES Y MÉTODOS	54

Área y sitios de estudio	54
Producción de semillas	55
Análisis de viabilidad de semillas	56
Peso y tamaño de semillas.....	57
Dispersión de semillas	57
Análisis estadístico	59
RESULTADOS	59
Producción de semillas	59
Modelo de producción de semillas	63
Análisis de viabilidad de las semillas	64
Peso y tamaño de semillas.....	67
Dispersión de semillas	70
DISCUSIÓN	76
CONCLUSIÓN	80
CAPÍTULO 3: REGENERACIÓN	82
INTRODUCCIÓN	82
Hipótesis.....	83
Objetivos	83
MATERIALES Y MÉTODOS	84
RESULTADOS	87
Instalación	87
Modelo de instalación.....	102
Modelo de supervivencia	103
Crecimiento en altura	105
Clima	106
DISCUSIÓN	111
CONCLUSIÓN	116
CAPÍTULO 4: MANEJO FORESTAL	118
INTRODUCCIÓN	118
Objetivo general	119
Objetivos específicos.....	119
MATERIALES Y MÉTODOS	119
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	121
Comportamiento de la regeneración en un método de RD	121
Comportamiento de la regeneración en un método de RV	124
RECOMENDACIONES DE MANEJO	132

CONCLUSIÓN	136
CAPÍTULO 5: CONCLUSIONES	137
Bibliografía.....	139
Anexo mapas	155

Agradecimientos

Durante estos años son muchas las personas e instituciones que han participado en este trabajo, a quienes quiero expresar mi gratitud por el apoyo y la confianza que me han prestado de forma desinteresada, muy especialmente a mis directores, Marcelo Daniel Barrera y Guillermo José Martínez Pastur por su confianza en mí, sus contribuciones y su plena colaboración en el desarrollo de este trabajo, a Boris Gastón Díaz, por su ayuda en el relevamiento de campo, sus respuestas a mis continuas preguntas e incentivo constante para finalizar este trabajo. A María Vanessa Lencinas, por su atención y sus continuos consejos, a Gustavo Gabriel Archuby y Enrique Daniel Merle por sus siempre acertadas opiniones y comentarios sobre el trabajo en marcha, a Julio Ignacio Cotti Alegre, Neli Romano Armada y Julián Cellini por las observaciones al manuscrito final y la ayuda en los gráficos, a Mónica Adriana Murace, Sarah Lilian Burns, Guillermina Leticia Massaccesi, Ignacio Alfredo Mundo, Marcelo Fabián Arturi, Pablo Luis Peri, Stella Maris Rivera, Mercedes Villareal, Jorge Frangi, Claudio Roig, Julio Arce, Verónica Piriz Carrillo, Sabrina Vaccaro, Victoria Skrt, Gabriela Staffieri, Paula Ferrere, Carlos Raúl Spagarino, Douglas Sharpe, Francisco Fucaraccio, Cristian Goldman, Guillermina Dalla Salda, Cecilia Fernández, Guillermo Deferrari, Gregorio Martínez Pastur, Lucrecia Martínez Pastur, Gabriela Staffieri, Esteban Solé, Esteban Moresco, Dámaris Rodríguez, Rosana Sottini, Ramiro Vicente, Mariana Boyeras, Jorge Giunchi, Facundo Bertolami, María Fernanda Alcobé, Fabián Jaras, Emilce Andrea Gallo, Emiliano Walter, Marcelo Brouver, Isabel María Gamondés Moyano, Lucas Larralde, Yanina Mariotinni, Germán Becerro, Ignacio Capiel, Ezequiel Fernández Tschieder, Florencia González Otarán, Juan Pablo Renzi, Jorge Bozzi, Carolina Isabel Llavallol, Rosana Solán, Sandra Rossi, Enrique Murtua Konstantidinis, Paula Falaschi, Daniela Campanella, Gabriel Zalazar, Horacio Ivancich, Rosina Soler Esteban, Joaquín Córdoba, Eleonora Bassino, Ayelén Celeste Martínez, Luciana Salomón y Ricardo Fabián Vukasovič por su cooperación, apoyo y toma de datos a campo, a Luis Alberto Giussani por sus oportunas observaciones que siempre han hecho surgir nuevas preguntas, reflexiones e ideas, y a Luciana Salomón por su compañía y por su continuo apoyo y ayuda.

Resumen

La regeneración es un proceso dinámico basado en la incorporación de nuevos individuos a medida que otros desaparecen como resultado de la mortalidad natural. Sus fases comprenden la producción de semillas, la dispersión y la germinación. *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser es considerada una especie de tolerancia media, ya que la regeneración presenta una tolerancia a la luz, no puede reproducirse ni sobrevivir por largos períodos bajo una alta cobertura y por sus habilidades de colonización. La disminución de la cobertura forestal, tras el aprovechamiento en bosques productivos sin intervención, produce una modificación significativa de las características micro-climáticas, que repercuten en la producción de semillas, la instalación de la regeneración y el crecimiento en altura. Este trabajo de Tesis evalúa la relación entre diferentes coberturas forestales remanentes luego de la intervención de bosques de *N. pumilio* y la producción de semilla y dinámica de la regeneración en Tierra del Fuego, Argentina. Los métodos utilizados fueron los de retención dispersa (remanente de 30 m².ha⁻¹ de área basal en árboles dominantes uniformemente distribuidos) y retención variable (porciones remanentes de cubierta forestal luego del aprovechamiento rodeada por árboles dominantes uniformemente distribuidos). El objetivo general de esta tesis fue simular la producción de semilla, la incorporación, la supervivencia y el crecimiento en altura en dos métodos de regeneración para determinar su factibilidad. La estabilidad de la estructura forestal post aprovechamiento se encuentra relacionada con los vientos dominantes de la región, donde los volteos se produjeron principalmente en el primer año posterior a la corta en árboles con daños por aprovechamiento y en bordes de agregados que no presentaron protección dada por árboles remanentes en forma dispersa. La producción de las semillas es variable entre las distintas coberturas estudiadas, encontrándose marcadas variaciones anuales. Respecto de las zonas con coberturas inferiores al 30%, la cantidad de semillas encontradas fue muy baja, correspondiendo sobre todo a semillas vanas (más livianas) y no viables. La dispersión de semillas es en forma asimétrica debido a la distribución de los vientos en el período de máxima dispersión, siendo más abundante en el sentido opuesto al viento dominante. La distancia de dispersión calculada en este estudio sugiere un amplio rango de espaciamiento entre árboles para el aporte de semillas, siendo necesario para aportar un número significativo de semillas la ocurrencia de un pico en la producción de semillas. La regeneración post cosecha de *N. pumilio* reaccionó favorablemente a la apertura del dosel. La incorporación de nuevas plántulas estuvo relacionada con la disponibilidad de semillas, la viabilidad de las mismas, la cobertura forestal y las condiciones climáticas. La densidad de renovales encontrada en todos los tratamientos sobrepasa ampliamente la cantidad mínima para perpetuar el bosque. Las coberturas forestales comprendidas entre los 30 y 70% tienen la ventaja de proveer de árboles semilleros y adecuada protección para las plántulas que se están instalando, mientras que

coberturas entre 35 y 45% optimizan el crecimiento en altura de renovales de edades avanzadas. Los distintos gradientes de cobertura observados para los distintos métodos influyen en la respuesta de la regeneración, donde ambos sistemas presentan una dinámica de la regeneración suficiente para regenerar el bosque. Es importante mantener la estructura forestal remanente al aplicar un método de regeneración para la protección de la regeneración y para el aporte de semillas hasta el establecimiento de la regeneración.

Abstract

Regeneration is a dynamic process based on the recruitment of new individuals while others disappear as a result of natural mortality. Its phases include seed production, dispersal and germination. *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser is considered a semitolerant species since regeneration has a tolerance to light, cannot reproduce or survive for long periods under high cover and its colonization abilities. The decrease in forest cover after harvesting productive forests without intervention produces a significant change in micro-climatic characteristics, which impact on seed production, installation of regeneration and growth in height. This thesis evaluates the relationship between different forest covers remaining after the intervention of *N. pumilio* forests and seed production and regeneration dynamics in Tierra del Fuego, Argentina. The methods used were dispersed retention (remnants of 30 m².ha⁻¹ of basal area in dominant trees uniformly distributed) and variable retention (forest cover remnants after harvesting surrounded by dominant trees uniformly distributed). The overall objective of this thesis was to simulate seed production, recruitment, survival and height growth in two regeneration methods to determine its feasibility. The stability of post harvesting forest structure is related to the prevailing winds in the region, where the turn downs were produced mainly in the first year after felling of trees damaged by harvesting and in edges of aggregates which showed no protection given by remaining trees in a dispersed way. Seed production varies among the different covers studied, finding remarkable annual variations. With regard to areas with coverage below 30% of the amount of seeds found was very low, corresponding mostly to empty seeds (lighter) and not viable. Seed dispersal is asymmetric due to the distribution of winds in the period of maximum dispersion, being more abundant in the direction of prevailing winds. The dispersal distance calculated in this study suggests a wide range of tree spacing for the supply of seeds, being necessary to provide a significant number of seeds the occurrence of a peak in seed production. The post harvest regeneration of *N. pumilio* reacted favorably to the opening of the canopy. The recruitment of new seedlings was related to seed availability, their viability, the forest cover and climatic conditions. The density of seedlings found in all treatments greatly exceeds the minimum amount to perpetuate the forest. Forest covers between 30 and 70% have the advantage of having tree

nurseries and adequate protection for the seedlings that are being installed, while coverage between 35 and 45% optimize height growth of seedlings of advanced ages. The different gradients of cover observed for the different methods influence the response of regeneration, where both systems have their regeneration dynamics sufficient to regenerate the forest. It is important to maintain the remaining forest structure by applying a method of regeneration for the protection of regeneration and supply of seeds until the establishment of regeneration.

Título abreviado:

Estructura y regeneración en distintas propuestas de manejo en bosques de *Nothofagus pumilio*

Introducción

Los árboles del género *Nothofagus* son los componentes dominantes de los bosques templado-fríos de Argentina y Chile, desde los 33° hasta los 56° S (Donoso, 1975; Veblen *et al.*, 1996), estando representados por 11 taxa (Polyméris, 1993). La Isla Grande de Tierra del Fuego posee el 31% de su superficie cubierta por bosques de *Nothofagus* (Collado, 2001). *Nothofagus pumilio* (Poepp. *et* Endl.) Krasser ("lenga") es una especie con un rango de distribución en la Argentina desde el paralelo 36° 41' hasta el 54° 53' (UMSEF, 2002). En Tierra del Fuego se extiende desde el nivel del mar hasta los 600 - 700 m s.n.m. (Barrera *et al.*, 2000; Cuevas, 2002), siendo en ésta región donde alcanza su mejor desarrollo constituyendo la masa forestal de mayor importancia económica en superficie y volumen (Martínez Pastur y Fernández, 1994; Garib, 1996). La lenga es considerada como una especie de tolerancia media, ya que no es tolerante a la luz al no poder reproducirse ni sobrevivir por largos períodos bajo una alta cobertura y no es intolerante a la luz debido a que su óptimo fotosintético se encuentra en coberturas intermedias (Gutiérrez, 1994; Martínez Pastur *et al.*, 2007a). En Tierra del Fuego llega a alcanzar 30 m de altura y 170 cm a un diámetro normal a los 130 cm (DAP).

La dinámica de *Nothofagus pumilio* se caracteriza por presentar una multietaneidad formada por bosquetes coetáneos (Rebertus y Veblen, 1993), donde la caída de los árboles produce claros permitiendo el establecimiento de la regeneración (Uriarte y Groose, 1991). Pueden observarse rodales con 3 o 4 estratos, correspondiendo cada uno a una generación de árboles con edades y estados de desarrollo similar. En las áreas menos favorables y especialmente en sectores cercanos al límite altitudinal, la estructura se simplifica, presentando bosques constituidos por bosquetes con uno o dos estratos, cada uno con edades y estados de desarrollo similar (Schmidt y Urzúa, 1982). La ocupación de ese espacio por la regeneración natural hace que los individuos

compitan entre si hasta alcanzar la altura dominante. Las fases de desarrollo son etapas del ciclo de desarrollo natural del bosque de lenga de duración variable (Schmidt y Urzúa, 1982), las cuales se asocian a rangos de edades determinados y a estructuras particulares (Foto 1.). Estas etapas comienzan con la de crecimiento óptimo inicial, caracterizada por poseer una corteza lisa a lo largo del tronco, luego el crecimiento óptimo final donde la corteza comienza a resquebrajarse. En la fase de envejecimiento la corteza se encuentra agrietada y formando placas. La fase de desmoronamiento se caracteriza por desprendimiento de la corteza y hendiduras profundas a lo largo del tronco (Schmidt y Urzúa, 1982).

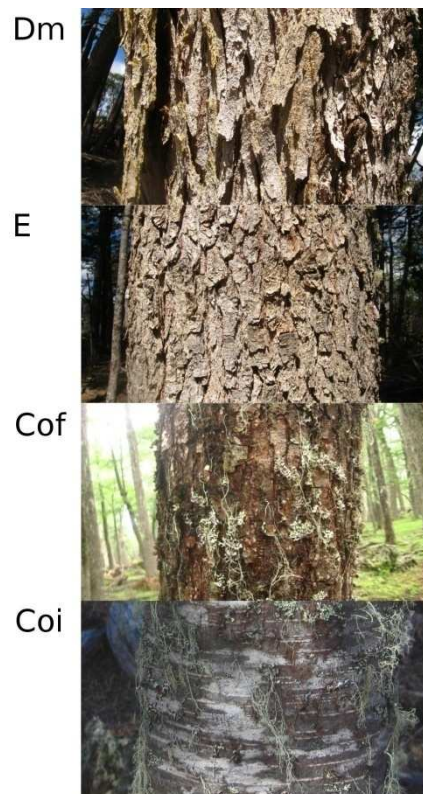


Foto 1. Fases de desarrollo para *N. pumilio* reflejadas en la corteza. Dm: Fase de desmoronamiento; E: Fase de Envejecimiento; Cof: Fase de Crecimiento óptimo final; Coi: Fase de crecimiento óptimo inicial.

La regeneración es un proceso dinámico basado en la incorporación de nuevos individuos a medida que otros desaparecen como resultado de la mortalidad natural y/o del aprovechamiento (Harper, 1977). Las etapas de este proceso comprenden la producción de semillas y el establecimiento, siendo esta última etapa dividida en dos fases: la dispersión y la germinación. En las especies leñosas, la regeneración implica transiciones entre estados (semillas, plántulas, renovales y adultos) que implican pérdidas en potencial reproductivo debidas a la acción de factores abióticos y bióticos, cuyo efecto combinado determina el número de nuevos individuos adultos (Jordano y Herrera, 1995). Los bosques de las zonas templadas se caracterizan por una

diversidad comparativamente baja de especies arbóreas, siendo frecuentemente dominados por una sola especie (Walter, 1985; Armesto *et al.*, 1995). Así, la dinámica de la regeneración de estas especies condiciona los procesos a nivel de ecosistema y los organismos que dependen de ellos (Jones *et al.*, 1994). Es por esto que la falta de regeneración en las poblaciones de estas especies puede tener consecuencias muy significativas desde el punto de vista del mantenimiento de su capacidad productiva y de la conservación de los ecosistemas forestales y la diversidad biológica asociada (Armesto *et al.*, 1995; Díaz *et al.*, 1997; McPherson, 1997; Perry, 1998; Costello *et al.*, 2000).

La producción de semillas determina el comienzo del éxito de la regeneración, siendo éste un proceso que depende de la especie, el clima y la latitud y longitud (Rodríguez y Rodríguez, 1990). *N. pumilio* posee ciclos periódicos (6-8 años) de gran producción de semilla (8-12 millones de semillas.ha⁻¹), siendo 1996 un año donde se registró un pico en la producción con 40 millones de semillas por hectárea (Schmidt *et al.*, 1996; Cuevas, 2002).

Dentro de los bosques puros de *N. pumilio* es posible encontrar un banco de renovales en el sotobosque que será el primero en liberarse al producirse una apertura del dosel debido a disturbios naturales o al realizarse una intervención silvícola (Skrt *et al.*, 1997; Cuevas y Arroyo, 1999; Martínez Pastur *et al.*, 1999a). Las plántulas de lenga presentan una elevada mortalidad temprana por competencia por luz y/o humedad. A pesar de la fuerte mortalidad temprana, las plántulas que sobreviven se instalan exitosamente a lo largo del bosque, aún en los rodales con muy baja cobertura.

En general *N. pumilio* no presenta problemas de regeneración pudiendo encontrarse una gran cantidad de renuevos bajo el dosel del bosque. La relación con diferentes variables ambientales y con la aplicación métodos de manejo ha sido estudiada en el área norte de su distribución. Es posible citar trabajos que la relacionan con la temperatura y la humedad del suelo y la intensidad lumínica (Rusch, 1992), la radiación (Loguercio, 1995), la cobertura y la exposición (Rechene, 1995) y la respuesta luego de aplicar el método de manejo de selección en grupos (López Bernal, *et al.* 2003) donde se utiliza la apertura y ampliación de claros. Rusch (1992) considera que las altas temperaturas de los suelos no son un factor limitante para la regeneración, mientras que la humedad del suelo es el factor más crítico, especialmente en grandes claros. Asimismo, Heinemann *et al.* (2000) en Patagonia norte demostraron que la regeneración en los claros está determinada por la disponibilidad de agua. Loguercio (1995) estudió la regeneración natural de la lenga con relación a diferentes condiciones de radiación, quien observó una alta correlación entre el crecimiento y el incremento con la radiación relativa. Asimismo, las edades de las plántulas mostraron comportamientos variables, aquellas menores de 9 años presentaron un crecimiento muy bajo, no registrándose respuesta significativa a los aumentos de luz. Rechene (1995) indica que la exposición es un factor determinante en la instalación de la regeneración,

siendo la exposición sur la de mayor cantidad de renovales en comparación con la norte y este. López Bernal *et al.* (2003) observaron que la regeneración de lenga ha sido capaz de instalarse satisfactoriamente en claros de una superficie entre 100 m² y 400 m². Sin embargo, Fajardo y de Graaf (2004) para bosques de Chile, en el norte de la distribución de la lenga, no encontraron relación entre la regeneración y el tamaño del claro. Los autores atribuyen dicha falta de relación a la edad del claro y especialmente a la edad de la regeneración que aparece en los claros. Se puede citar en la zona de dispersión de *N. pumilio* (Tabla 1.) la existencia de una gran variabilidad en la densidad de plántulas, cuyos valores extremos son de 0,004 a 0,167 mill pl.ha⁻¹ en la provincia de Chubut para el año 1992 y llegando a valores de 2,4 a 3,4 mill pl.ha⁻¹ en Tierra del Fuego en el año 1999. Los datos citados corresponden a bosques sin incluir los bosques achaparrados de altura o *krumholz*.

Tabla 1. Densidad de plántulas (mill pl.ha⁻¹) de bosques de *Nothofagus pumilio* en el extremo sur de su distribución.

Región	Densidad plántulas	Fuente
Skyring - XII Región – Chile	0,191 mill pl.ha ⁻¹	Schmidt y Urzúa, 1982
Monte Alto - XII Región – Chile	0,546 mill pl.ha ⁻¹	Schmidt y Urzúa, 1982
Huemules Sur – Chubut, Argentina	0,340 mill pl.ha ⁻¹	Schmaltz, 1992
Chubut, Argentina	0,004-0,167 mill pl.ha ⁻¹	Bava y Puig, 1992
XII Región – Chile	1,933 mill pl.ha ⁻¹	González, 1995
XI Región – Chile	0,194 mill pl.ha ⁻¹	Ferrando, 1994
San Justo - Tierra del Fuego, Argentina	2,440-3,390 mill pl.ha ⁻¹	Martínez Pastur <i>et al.</i> , 1999a

Dezzotti *et al.* (2003) estudiaron el establecimiento de tres especies de *Nothofagus* en claros, donde se observó 0,097 mill pl.ha⁻¹ (68% *N. dombeyi* (Mirb.) Oerst., 20% *N. obliqua* (Mirb.) Oerst. y 12% *N. nervosa* (Phil.) Dim. *et* Mil.) mostrando una abundancia y composición independientes de la forma y tamaño de los claros, y de la abundancia relativa de árboles adultos que conformaban el rodal y el límite de los claros.

Los bosques de *Nothofagus* en la Patagonia pueden ser aprovechados, regenerados y manejados según múltiples propuestas (Schmidt y Urzúa, 1982; Martínez Pastur *et al.*, 2000; Cellini *et al.*, 2003; Gea *et al.*, 2004; Bava y López Bernal, 2005). Sin embargo, gran parte de ellas se han basado únicamente en criterios económicos y de estructura forestal. Uno de los métodos de regeneración más difundidos es la corta de protección propuesta para la lenga por Schmidt y Urzúa (1982), pero que en la Argentina se aplica incompletamente. Este método prioriza los valores económicos de producción por sobre el impacto en la diversidad de flora y fauna (Pulido *et*

al., 2000; Deferrari *et al.*, 2001; Spagarino *et al.*, 2001; Martínez Pastur *et al.*, 2002; 2009; Ducid *et al.*, 2005). La corta de protección representa una intervención progresiva del bosque a lo largo de su ciclo, implicando una corta de regeneración que abre el dosel, la realización de una corta final, y la aplicación de tratamientos intermedios (Figura 1.).

Antes de la corta de regeneración el bosque presenta un dosel cerrado, con pocos individuos sobremaduros de grandes dimensiones. La corta deja $30 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ de área basal (AB), con una distancia máxima entre árboles de 12 m uniformemente distribuidos. Los árboles seleccionados remanentes deben ser dominantes o codominantes, con amplias copas, buenos productores de semillas y resistentes al volteo por el viento. Luego la regeneración crece formando una población densa que cierra el dosel aplicándose en ese momento la corta de los individuos remanentes (corta final). Posteriormente, a medida que crece el rodal, se van aplicando los tratamientos intermedios (podas y raleos) hasta la aplicación de la corta de regeneración.

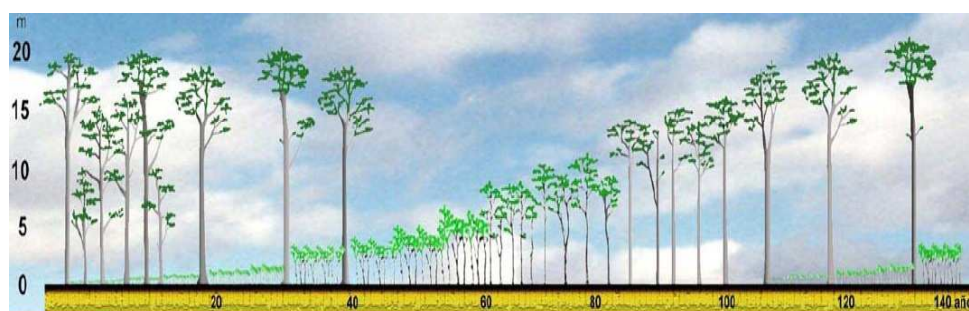


Figura 1. Ciclo de manejo por cortas de protección (Schmidt y Urzúa, 1982).

En Argentina no se realiza la corta final en el método de corta de protección, siendo equivalente al método de retención dispersa (RD). La retención dispersa incorpora árboles remanentes que sobreviven por más de un turno, aplicando al resto de los árboles tratamientos de raleos, podas y una corta final.

Asimismo, se han propuesto otros métodos de regeneración que incorporan distintos grados de retención de los árboles remanentes, que permanecen por más de un turno forestal (Franklin y Forman, 1987; Franklin, 1993). El método de regeneración de retención agregada (RA), por ejemplo, consiste en dejar una porción remanente de la cubierta forestal luego del aprovechamiento, formando manchones o islas de distintas formas y tamaños. El objetivo principal de la RA es mantener la biodiversidad del bosque dentro de niveles aceptables, evitando la pérdida de especies y asegurando una eficiente recuperación del ecosistema después de la cosecha. La propuesta para Tierra del Fuego (Martínez Pastur y Lencinas, 2005; Martínez Pastur *et al.*, 2009) incluye dejar un 30% del bosque productivo en forma de islas circulares de 60 m de diámetro (uno por hectárea) resguardando las características bióticas y abióticas del bosque puro (retención agregada). El método que intenta alcanzar un equilibrio entre parámetros económicos y

ecológicos, es una combinación entre RD y RA denominado retención variable (RV) que ya se aplica en forma extensiva en muchos sectores de Tierra del Fuego (Vukasovič *et al.*, 2004; Martínez Pastur y Lencinas, 2005; Vergara y Schlatter, 2006; Martínez Pastur *et al.*, 2007b; Lencinas *et al.*, 2007, 2008). Este método, además de la realización de la retención agregada, incluye una RD de 10-15 m².ha⁻¹ en forma de árboles dispersos en los sectores intermedios. El criterio de mayor importancia para seleccionar los árboles que quedan en pie es de orden biológico (árboles dominantes de amplia copa para protección y producción de semilla, árboles perchas, muy viejos, secos, o con huecos para la nidificación de varias especies de aves). Un aspecto secundario es de orden visual, ya que reduce la apariencia desagradable de vastas áreas sometidas a un aprovechamiento. En la zona de producción del sistema planteado se utiliza una producción basada en raleos, podas y una corta final.

El viento ejerce en la estabilidad de la estructura forestal un importante papel, al voltear una parte de los individuos de un rodal (Martin y Ogden, 2005). Esta estabilidad se ve afectada por factores abióticos como la posición topográfica (Peterson, 2000), las condiciones edáficas (Everham y Brokaw, 1996), los disturbios históricos (Prior, 1959) y factores bióticos entre los que se encuentran la altura del árbol (Everham y Brokaw, 1996; Webb, 1999) y la sanidad (Conway, 1959). La estabilidad de las retenciones post aprovechamiento son de suma importancia para el correcto funcionamiento de cada método de regeneración empleado.

Las tareas de aprovechamiento forestal afectan significativamente la regeneración preinstalada por daño mecánico y modificaciones del ambiente, ya que al procesar y arrastrar los rollizos se producen notables alteraciones y daños en las plántulas, el suelo y el sotobosque (Vatasan, 1983; Schmidt *et al.*, 1992). Entre un 42% (Martínez Pastur *et al.*, 1999a) y un 65% (González, 1995) de las plántulas son destruidas durante el aprovechamiento. Es por ello que es necesario conocer si las pérdidas que se producen son significativas y estudiar la dinámica de la regeneración luego del aprovechamiento, para evaluar si la cantidad y calidad de los renuevos sobrevivientes son suficientes para una correcta regeneración del rodal. Asimismo, la incidencia de las prácticas forestales suele alterar los parámetros de los que depende la regeneración (Perry, 1998). La disminución de la cobertura forestal, tras el aprovechamiento en bosques productivos sin intervención (BSI), produce una modificación significativa de las características microclimáticas, con cambios en las condiciones bióticas que condicionan la instalación de la regeneración (Barik *et al.*, 1996; Buckley *et al.*, 1998; Caldentey *et al.*, 1998; Otero *et al.*, 1998). La manipulación de la cobertura forestal en los distintos métodos de regeneración se realiza para favorecer o desalentar la regeneración en distintas etapas del manejo, estas manipulaciones emulan el tipo y la magnitud de un disturbio natural para obtener el mismo resultado (Schmidt, 1997).

Objetivo general de la Tesis

Estudiar procesos ecológicos relacionados con la regeneración (la producción y viabilidad de semillas, emergencia, crecimiento y mortalidad de plántulas) y la caída de árboles por acción del viento, en relación con variaciones estructurales provocadas por diferentes métodos de regeneración.

Estructura de esta Tesis

Esta Tesis presenta una primera parte donde se introduce al lector sobre el marco conceptual, sobre las características de los bosques, su manejo, el área y sitios estudiados. Luego la tesis se organiza en 5 capítulos. El capítulo 1 describe la estructura original del bosque sin intervención y analiza la estabilidad estructural post cosecha y micro-clima en un bosque aprovechado. El capítulo 2 analiza la producción de semillas, su viabilidad, peso, tamaño y dispersión. En el capítulo 3 trata sobre la regeneración, donde se desarrollan modelos matemáticos de instalación, supervivencia y crecimiento en altura. En el capítulo 4 se aplican los resultados de la tesis en dos situaciones de manejo forestal, donde se evalúa el comportamiento de la regeneración en dos métodos de regeneración. Las conclusiones de la Tesis se detallan en el capítulo 5.

Área de estudio

Se trabajó en dos bosques de 50 ha de *Nothofagus pumilio*, ubicados uno en la Ea. San Justo (54° 06' S, 68° 37' O) y otro en la Ea. Los Cerros (54° 21' S, 67° 51' O), en el departamento de Río Grande (Tierra del Fuego, Argentina). Se trabajó con parcelas de muestreo ya instaladas en los dos bosques de estudio, ubicadas en forma aleatoria dentro del bosque de *N. pumilio*. El bosque es utilizado principalmente por las empresas forestales para la extracción de madera. Los tipos forestales encontrados en estas zonas de estudio corresponden a los bosques de *Nothofagus pumilio* y *Nothofagus antarctica* (G. Forster) Oersted. *N. pumilio* ocupa la zona central de los bosques, rodeados en su periferia por bosques de *N. antarctica*, que limitan con el pastizal y las turberas (Martínez Pastur *et al.*, 2009).

El clima de esta zona se caracteriza por veranos cortos y fríos e inviernos largos con abundantes nevadas. Las temperaturas medias mensuales varían entre -3 °C a 9 °C con temperaturas bajo 0 °C durante tres meses del año, siendo el período de crecimiento no superior a los 150 días. Por otra parte, las lluvias promedio no superan los 400 a 500 mm.año⁻¹.

Los suelos en los bosques de *N. pumilio* en patagonia sur presentan gran lixiviación y acidez, con un horizonte orgánico del tipo mor (pH 4,5 – 5,5) en un perfil del suelo con varios horizontes (Bravo *et al.*, 2002). El perfil se encuentra constituido por: un O generado por el aporte de hojarasca forestal; un A con un alto contenido de materia orgánica y bajo porcentaje de saturación en bases y un horizonte E y un B formado en un proceso de podzolización (Bh o Bhs) que ocupan gran parte del perfil. Estos suelos se desarrollan sobre un C o un 2C de mayor granulometría y diferente mineralogía que el C suprayacente. Estos suelos forestales se originaron a partir de sedimentos de rocas metamórficas de origen glacial y geológicamente recientes.

Sitios de estudio

En la estancia San Justo para enero de 2001, se realizó una caracterización estructural forestal mediante una grilla de parcelas cada 50 m a lo largo de todo el bosque donde se determinó la biometría básica: área basal, volumen, altura dominante, especie dominante y fase del bosque. Las determinaciones de área basal se efectuaron utilizando el método del radio variable o de Bitterlich (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974). El volumen total con corteza a punta fina de 5 cm se calculó utilizando las metodologías de Peri *et al.*, (1997), la altura dominante se midió por medio de un hipsómetro láser, definida como la altura total promedio de los 60 árboles más altos por hectárea. Las fases del bosque se determinaron de acuerdo a Schmidt y Urzúa (1982). Estos datos se volcaron en un Sistema de Información Geográfica para analizar los gradientes de sitios y poder analizar la distribución espacial de los rodales antes de las intervenciones forestales. Basados en los resultados se subdividió el bosque en 4 tratamientos (Figura 2. y 3.):

1. Método de regeneración de Retención agregada (RA) que deja un agregado de bosque sin intervención de 30 m de radio por hectárea, aprovechando todos los individuos entre agregados;
2. Método de regeneración de Retención dispersa (RD) que deja un dosel remanente de 30 m².ha⁻¹ de área basal en individuos homogéneamente distribuidos en toda la superficie del rodal;
3. Método de regeneración de Retención Variable (RV): una combinación de retención dispersa y agregada que deja un agregado de retención por hectárea (30 m de radio) y 15 m².ha⁻¹ de área basal en forma dispersa; y
4. Un bosque sin intervención (BSI).

Se delimitaron las superficies, se realizaron las marcaciones de acuerdo a los métodos de regeneración propuestos y se realizaron las tareas de corte y arrastre.

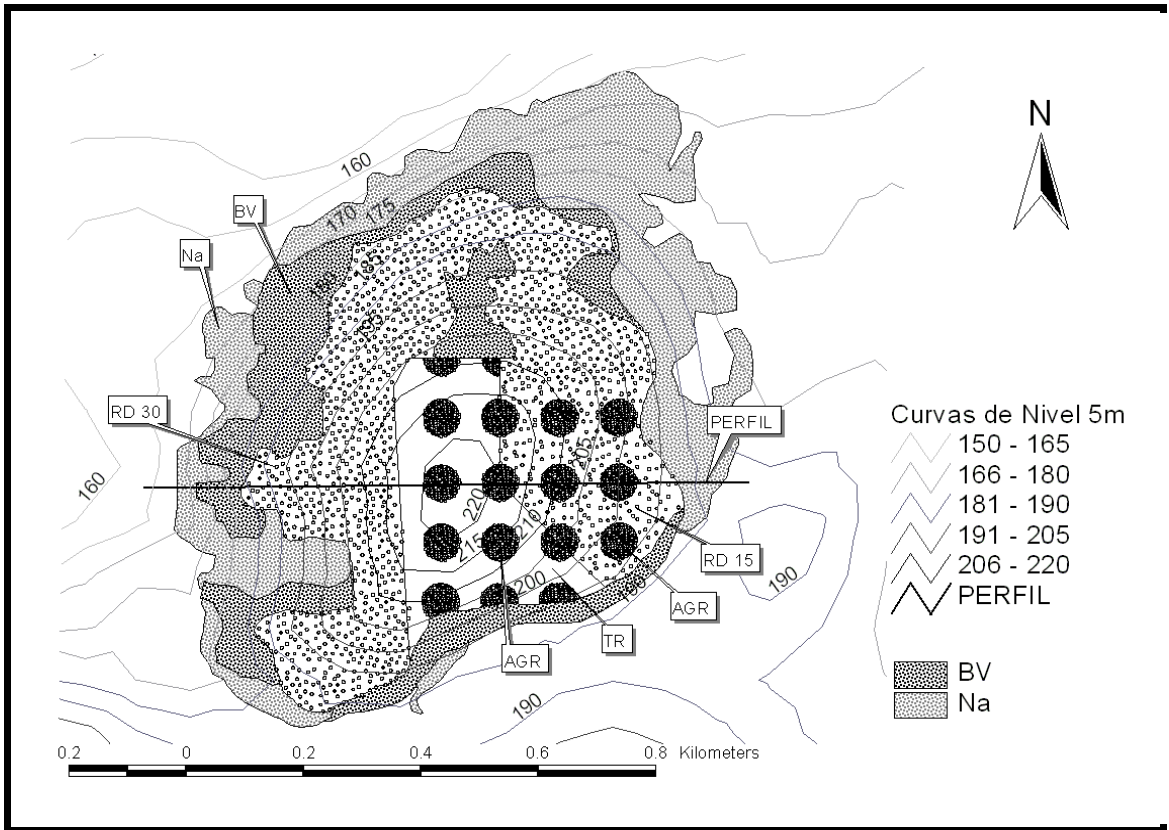


Figura 2. Representación del rodal de estudio y ubicación de los tratamientos. Curvas de nivel con equidistancia 5 metros. Na: bosque de *Nothofagus antarctica*, BV: bosque puro sin intervenir de *Nothofagus pumilio*, RD 30: tratamiento de retención dispersa con densidad de 30 m².ha⁻¹, RD 15: tratamiento de retención dispersa con densidad de 15 m².ha⁻¹, TR: tala rasa, AGR: agregado de retención, PERFIL: ubicación del corte de la Figura 3. El tratamiento que comprende TR y AGR es la retención agregada (RA), El tratamiento que comprende RD 15 y AGR es la retención variable (RV).

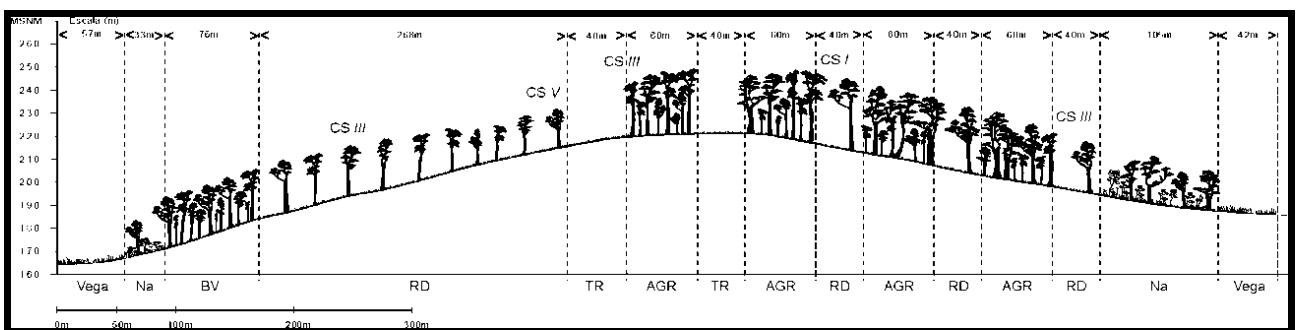


Figura 3. Perfil esquemático (oeste – este) del rodal de estudio, donde se observan los tratamientos ensayados. Na: bosque de *Nothofagus antarctica*, BV: bosque puro de *Nothofagus pumilio*, RD: tratamiento de retención dispersa, TR: tala rasa, AGR: agregado de retención, CS: calidad de sitio. El tratamiento que comprende TR y AGR es la retención agregada (RA). El tratamiento que comprende RD y AGR es la retención variable (RV).

En la Ea. Los Cerros el método de regeneración empleado fue la RV (un agregado de retención por hectárea de 30 m de radio rodeado de 15 m².ha⁻¹ de área basal en forma dispersa). A partir del año 2004 se comenzaron las tareas de aprovechamiento forestal que se continúan hasta el presente, con un promedio de 100 hectáreas anuales cosechadas.

CAPÍTULO 1: ESTRUCTURA Y DINÁMICA FORESTAL

INTRODUCCIÓN

La estructura del bosque es consecuencia de la regeneración pasada y la dinámica de las interacciones entre árboles de un rodal (Ogden *et al.*, 1996). Un factor importante en la modificación de la estructura de los bosques es el manejo forestal (Daniel *et al.*, 1982). En bosques de *N. pumilio*, las propuestas de aprovechamiento producen cambios en la estructura forestal (Martínez Pastur *et al.*, 2000). En Tierra del Fuego se encuentra ampliamente utilizado el método de regeneración de retención dispersa (RD), que deja en forma homogénea luego del aprovechamiento una matriz de árboles dominantes o codominantes de amplias copas que sobreviven por más de un turno forestal. Asimismo, se emplea también el método de regeneración de retención variable (RV), consistiendo en una combinación de retención dispersa (15 m².ha⁻¹ de área basal en forma dispersa) y agregada (un agregado de retención por hectárea de 30 m de radio).

Spagarino *et al.* (2001) encontraron que la diversidad y abundancia de insectos varían significativamente con la aplicación de una RD, mientras que Deferrari *et al.* (2001) observaron cambios en la diversidad y abundancia de aves a lo largo de las distintas etapas de manejo forestal para este método de regeneración. Asimismo, (Caldentey *et al.*, 2001) observó que la aplicación de una RD tiene efectos inmediatos y a corto plazo, reduciendo la caída de hojarasca y el retorno potencial de nutrientes y además estimularía una alta tasa de descomposición debida a los cambios microambientales inducidos. Otros autores han encontrado cambios en la riqueza y biomasa de las especies del sotobosque (Martínez Pastur *et al.*, 2002; 2008). Además, se reportaron impactos debido al aprovechamiento forestal en la producción de hojarasca (Moretto *et al.*, 2005), diferencias en la diversidad de hongos en el filoplano comparando estos con los bosques sin manejo de *N. pumilio* (Ducid *et al.*, 2005), riqueza y diversidad de aves (Lencinas *et al.*, 2009) y en las comunidades de musgos (Lencinas *et al.*, 2008).

Las modificaciones de la estructura del bosque debidas a la aplicación del manejo forestal determina la estabilidad del dosel de protección en algunos métodos de regeneración. El viento es un factor muy importante en esta dinámica, ya que produce importantes daños a velocidades altas (45 a 85 km.h⁻¹) (Cendoya Hernández y Muñoz Saez, 2002). El daño producido por el viento fluctúa entre la rotura de ramas, hasta el volteo de árboles, dependiendo de las características anatómicas de las especies, de las condiciones hídricas del suelo, (ya que si el árbol resiste la acción del viento sin quebrarse, puede ser desarraigado dependiendo del tipo de suelo donde

esté) y el tipo de raíces que desarrollen (raíces extendidas y poco profundas en suelos superficiales con mal drenaje influyen en el volteo) (Donoso, 1981; Troncoso Morán, 2004; Niemeyer Mac – Niven, 2005) y prácticas silvícolas (Muñoz, 2000).

Durante la etapa de regeneración de un bosque manejado es necesario mantener por un determinado tiempo un dosel productor de semillas, siendo la estabilidad de los árboles un factor importante para obtener una regeneración adecuada (Donoso, 1981). Asimismo, la intensidad de un raleo influye directamente en la capacidad del viento para causar daños, ya que en un rodal denso existe una resistencia al viento dada por el apoyo entre los árboles o efecto de bloque. Sin embargo, un árbol luego de su liberación mediante un raleo puede mejorar la resistencia al viento al reaccionar aumentando el crecimiento en diámetro del fuste, pero mientras ocurre esta adaptación, el árbol está expuesto a la acción del viento dependiendo de la densidad original del bosque, el diámetro de los ejemplares y la intensidad de la intervención (Vita, 1996). En los bosques de *Nothofagus pumilio* el principal factor ambiental que determina su estabilidad es el viento, siendo necesaria en bosques juveniles la protección de árboles remanentes. Los bosques desarrollados en sectores donde el viento incide con frecuencia, desarrollan un sistema radicular más amplio (Chandler, 1968; Wardle, 1984) y una forma resistente al volteo (Wardle, 1984; Jane, 1986). Uriarte y Grosse (1991) señalan que el viento afecta en forma negativa los procesos fisiológicos y mecánicos, por su poder secante, reduciendo el crecimiento al elevar la tasa de respiración y transpiración, disminuyendo la tasa de fotosíntesis.

Los aprovechamientos forestales modifican la estructura forestal del bosque sin intervención (BSI), a través de la reducción de la densidad y con la consiguiente reducción del área basal y volumen. Dependiendo del método de regeneración empleado esta reducción es del 60% en individuos y 54% del área basal original (Martínez Pastur *et al.*, 2000). El dosel remanente en la RD consiste en una distribución homogénea de árboles semilleros con un área basal de 30 m².ha⁻¹, para la estimulación del crecimiento de la regeneración (Martínez Pastur *et al.*, 2007a). Cada método de regeneración genera distintas coberturas e índices de área foliar debido a la extracción de árboles, siendo posible analizar estas medidas de cobertura determinando para cada método los valores de cobertura remanente. La estimación de parámetros de cobertura mediante mediciones directas puede resultar difícil y demandar mucho tiempo (Hutchison y Matt, 1977). La utilización de fotografías hemisféricas (Anderson, 1964; 1971; Chazdon y Field, 1987) representa un mecanismo rápido y preciso para desarrollar estudios de esta naturaleza (Roxburgh y Kelly, 1995). El uso de fotografías hemisféricas se encuentra generalizado y mediante técnicas informáticas se han desarrollado programas para obtener los parámetros de radiación y de cobertura. Para ello es posible calcular estos índices por medio del programa Gap Light Analyzer (Frazer *et al.*, 1999).

La modificación de la estructura forestal impacta en las condiciones microclimáticas del bosque, produciendo un aumento de la temperatura del suelo (Caldentey *et al.*, 1998; Otero *et al.*, 1998), una mayor precipitación efectiva (Mormeneo *et al.*, 2004), y una mayor intensidad lumínica y una disminución en la humedad relativa en sectores aprovechados (Mormeneo *et al.*, 2003).

Por lo tanto, resulta interesante analizar los cambios de estructura forestal y su estabilidad así como las variables micro-climáticas en bosques de *N. pumilio* luego de la aplicación de diferentes métodos de regeneración.

Hipótesis

Los agregados en una RV son más estables debido a la reducción de la velocidad del viento dada por la RD.

Objetivos

Describir estructuralmente los BSI a través del diámetro, el área basal y el volumen.

Analizar la estabilidad del dosel remanente en bosques luego de la aplicación de los distintos métodos de regeneración ensayados.

Analizar la cobertura forestal e índice de área foliar en BSI y en bosques luego de la aplicación de los métodos de regeneración de RD, retención agregada (RA), y con un tratamiento intermedio, retención variable (RV).

Analizar las características micro-climáticas (temperatura y precipitación) en los bosques con y sin intervención.

MATERIALES Y MÉTODOS

Micro-clima en los sitios de estudio

Para describir microclimáticamente los sitios de estudio se midieron la temperatura, humedad relativa y precipitación en bosques de *N. pumilio* utilizándose para ello estaciones meteorológicas en los métodos de regeneración de RD y en el BSI en las dos estancias estudiadas.

En la Ea. San Justo, el BSI (Foto 1.1.) posee un área basal de 65-75 m².ha⁻¹, una densidad de 400-600 ind.ha⁻¹, 40-45 cm de diámetro normal a 1,30 m de altura (DAP) promedio y 680-780 m³.ha⁻¹ de volumen total con corteza (VTCC).



Foto 1.1. Bosque sin intervención de *N. pumilio*.

Durante la aplicación de la RD (Foto 1.2.) se extrajo el 50% del área basal, dejando el 40% de la cobertura original, quedando los árboles remanentes homogéneamente distribuidos en el área bajo manejo.



Foto 1.2. Bosque de *N. pumilio* intervenido mediante el método de retención dispersa.

Dentro de cada uno de los rodales de la Ea. San Justo se instaló una estación meteorológica del tipo Davis Instruments. Cada estación registró la temperatura del aire (2 m sobre el nivel del suelo), la humedad relativa del aire; la dirección y velocidad del viento ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$; a 2 m de altura) y la precipitación (pluvial y nival). El intervalo entre mediciones consecutivas fue de 60 minutos, en un período entre marzo de 2002 a enero de 2005. Asimismo se registraron datos micro-climáticos de dos rodales: un bosque sin intervención y el componente de RD del método de RV (Foto 1.3.), ubicados en la estancia Los Cerros utilizando las mismas estaciones meteorológicas durante el período marzo de 2005 a julio de 2006. Las características estructurales de los rodales donde se instalaron las estaciones fueron: área basal de $60\text{-}70 \text{ m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$, densidad de $400\text{-}650 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$, DAP

de 45-55 cm y un VTCC de 650-750 m³.ha⁻¹, mientras que el componente de RD presentó un área basal de 20-40 m².ha⁻¹, una densidad de 200-325 ind.ha⁻¹, un DAP promedio de 60-70 cm y un VTCC de 350-550 m³.ha⁻¹. Los datos obtenidos fueron comparados con los datos climáticos de las estaciones meteorológicas de Ushuaia y Río Grande para el período relevado, ya que al ser obtenidos en diferentes períodos, no son comparables entre sí.



Foto 1.3. Bosque de *N. pumilio* intervenido mediante el método de RV.

Estructura forestal

Para caracterizar la estructura del BSI se instalaron un total de 284 parcelas de radio variable (Clutter *et al.*, 1983; Bitterlich, 1984) en una superficie de 306,37 ha de bosques de *N. pumilio* en Ea. Los Cerros (54° 21' S, 67° 51' O), donde se instalaron los ensayos del presente capítulo. La caracterización del BSI fue realizada para describir la variación espacial del bosque de *N. pumilio*. El conocimiento de estas variaciones permite conocer la distribución de la estructura después de la realización de las tareas de aprovechamiento para relacionarlas con los estudios de estabilidad. Los tipos forestales encontrados en la zona de estudio corresponden a los bosques de *N. pumilio* y *N. antarctica*. *N. pumilio* ocupa la zona central de los bosques, mientras que *N. antarctica* se encuentra en la periferia, limitando con el pastizal y las turberas (Martínez Pastur *et al.*, 2009). El punto de inicio de la matriz generada se seleccionó al azar para evitar estimaciones sesgadas en el muestreo sistemático. Se caracterizó la estructura del bosque a nivel de rodal a través de la biometría forestal básica: DAP, área basal (AB), altura dominante, clase social (CS) (suprimido, intermedio, codominante y dominante), fase de crecimiento del árbol (crecimiento óptimo inicial, crecimiento óptimo final, envejecimiento, desmoronamiento) de acuerdo a la clasificación propuesta por Schmidt y Urzúa (1982). Estos datos permitieron calcular posteriormente la densidad y la clase de sitio en cada rodal estudiado. Los datos de inventario se volcaron en un Sistema de Información Geográfica (SIG) para analizar los gradientes de sitios y poder analizar la distribución espacial de

los rodales. Se utilizaron recortes de imágenes de alta resolución de la zona del inventario (Imágenes Quickbird) tomadas en el año 2003 para poder individualizar distintas unidades de vegetación. Se generó la cartografía temática mediante un SIG utilizando el programa ARCVIEW 2.1 (ESRI, 1998) en el Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC – CONICET).

El diámetro promedio de un rodal es utilizado comúnmente con otras variables, para extraer conclusiones y efectuar comparaciones sobre estructura, cobrando mayor importancia en rodales coetáneos donde caracteriza la distribución diamétrica del mismo (Prodan *et al.*, 1997). El AB se define como el área correspondiente a una sección transversal del fuste al DAP y a nivel de rodal es la sumatoria de éstas secciones en una hectárea y es utilizada para definir el grado de ocupación de un sitio (Prodan *et al.*, 1997). Para su determinación se utilizó el método del radio variable por medio de conteo angular utilizando un dendrómetro de factor $K = 6$ (Clutter *et al.*, 1983; Bitterlich, 1984).

Se determinó la altura dominante utilizando la altura total (HT) promedio de los 60 árboles más altos por hectárea mediante clinómetro y distanciómetro láser. Ésta fue utilizada para la determinación de la calidad de sitio según la propuesta de Martínez Pastur *et al.* (1997). La calidad de sitio es la capacidad de un área determinada para el crecimiento de los árboles en respuesta a la totalidad de condiciones ambientales existentes en ese lugar (Prodan *et al.*, 1997). De acuerdo a la metodología seguida, el Índice de Sitio para la lenga se expresó como la altura que poseía el rodal a una edad base de 60 años (IS_{60}). Para caracterizar los rodales y para la aplicación del sitio en otros modelos biométricos, se utilizó la clasificación de sitios (Tabla 1.1.) basada en Martínez Pastur *et al.* (1997) que utiliza la altura dominante del rodal estimada a partir de las alturas medidas en cada parcela. El sustento para no medir la edad al aplicar la ecuación para determinar la calidad de sitio siguiendo dicho modelo, es que en los rodales en fase de envejecimiento los mismos ya han alcanzado la altura total y el crecimiento en altura es muy poco significativo.

HD	CS
>27,5	I
> 24 ≤ 27,5	II
> 20,5 ≤ 24	III
> 17 ≤ 20,5	IV
< 17	V

Tabla 1.1. Rango de altura para Clase de Sitio (según Martínez Pastur *et al.*, 1997). HD: Altura dominante en m, CS: Calidad de sitio.

Las fases de desarrollo son etapas del ciclo natural del bosque de lenga (Schmidt y Urzúa, 1982), las cuales se encuentran asociadas a rangos de edades determinados. La fase de desarrollo se estimó a través de la observación de las características morfológicas de la corteza (Foto 1.), en

COI: Crecimiento óptimo inicial, COF: Crecimiento óptimo final, COF-E: Fase intermedia entre Crecimiento óptimo final y Envejecimiento, E-COF: Fase intermedia entre Envejecimiento y Crecimiento óptimo final, E: Envejecimiento, E-D: Fase intermedia entre Envejecimiento y Desmoronamiento, D: Desmoronamiento.

Para determinar las características de la vegetación de la zona de estudio, se dividió la superficie mediante interpretación visual en pantalla de los distintos tipos homogéneos de coberturas de vegetación. El criterio de separación utilizado para determinar las unidades fue en base a diferencias de tonos y texturas. Se realizó la digitalización utilizando una escala de 1:3000, que permite una aproximación de 150 m². El uso de esta escala posibilitó utilizar la información así obtenida para aumentar el detalle de análisis a nivel de estructura y realizar cartografía con buen grado de precisión. La clasificación se realizó en base al tipo de uso y/o alteraciones (o disturbios), lo que permitió separar las coberturas en: a) Bosque de *N. pumilio*, b) Bosque de *N. antarctica*, c) Pastizal, d) Turbera, e) Volteo de viento, f) Impacto antrópico (camino, corrales, infraestructura) y g) Castoreras.

Estabilidad estructural de la retención agregada

Se trabajó en un bosque (Rodal 4) de 50 ha de *N. pumilio* de la Ea. San Justo (54°06' S, 68°37' O) en el departamento de Río Grande (Tierra del Fuego, Argentina). En el año 2001 se realizó una corta experimental donde se aprovechó el bosque utilizando el método de RA, que deja un sector de bosque sin intervención de 30 m de radio por hectárea y en otro sector de bosque se aplicó una RV, donde además de la RA incluye 15 m².ha⁻¹ de área basal en forma dispersa.

La cuantificación de la estabilidad estructural de los agregados de retención se llevó a cabo durante siete años (desde el 2002 al 2008) midiéndose todos los árboles volteados por acción del viento dentro de los agregados. Se determinó en cada uno el DAP, HT, la estimación de la CS, la fase de crecimiento según Schmidt y Urzúa (1982), la ubicación de la base del árbol dentro del agregado (Interior: tercio interior del agregado a 17,3 m del centro; Medio: tercio medio del agregado 17,3 m a 24,5 m del centro; Exterior: tercio exterior del agregado 24,5 m a 30 m del centro), el azimut de caída, a que método de regeneración pertenecía (RA o RV), y la calidad de sitio del agregado. Con estos datos se calcularon los valores de AB y VTCC. El VTCC se refiere al volumen del fuste y de las ramas hasta un diámetro de 5 cm con corteza, estimándose mediante las metodologías y ecuaciones de Martínez Pastur (2005).

Estabilidad estructural de la retención dispersa

Para caracterizar la dinámica de la estructura forestal al aplicar el método de RD se trabajó en un bosque puro de *N. pumilio* (Rodal 13) en la Ea San Justo - Tierra del Fuego (54° 06' S, 68° 37' O) de clase de sitio III (Martínez Pastur *et al.*, 1997). Los ensayos se llevaron a cabo en una superficie de 2 ha donde se realizaron parcelas contiguas de 40 x 50 m. En cada una de ellas se caracterizó la estructura anterior a la intervención del bosque por medio de la altura dominante (60 árboles más altos por hectárea), área basal, diámetro cuadrático medio (DCM), número de árboles por hectárea, número de renovales por hectárea (1 a 10 cm DCM), clase social (dominante, codominante, intermedio o suprimido) y fase de crecimiento de los individuos de acuerdo a Schmidt y Urzúa (1982) (crecimiento óptimo inicial, crecimiento óptimo final, envejecimiento o desmoronamiento).

Al realizar la marcación de los árboles de la cubierta protectora se dejó el 40% del área basal original quedando 24,4 m².ha⁻¹ de dosel remanente (Cellini *et al.*, 1998) con un distanciamiento máximo entre árboles de 9 m. Los árboles seleccionados debían tener buen porte, copa amplia, baja relación de HT/DCM, ser dominantes y con el menor volumen aserrable posible. En el año 1997 se realizó la corta donde se extrajeron los árboles faenados. En los años 2001 y 2005 se realizaron inventarios donde se cuantificó la estabilidad del dosel mediante la mensura del DAP de los árboles en pie.

Estabilidad estructural de la retención variable

Para caracterizar la dinámica de la estructura forestal luego de la aplicación de la RV se analizó un tercer sitio. Se realizó un muestreo en un bosque de *N. pumilio* en la Ea. Los Cerros (54° 21' S, 67° 51' O) donde el aserradero Kareken utiliza este método de regeneración para aprovechar los bosques. Se seleccionaron al azar 6 agregados en cada uno de los tranzones aprovechados en los años 2004, 2005 y 2006. En cada uno de éstos se analizaron los árboles caídos por el viento, mensurando el DAP, HT, CS, la fase de crecimiento según Schmidt y Urzúa (1982), la ubicación de la base del árbol dentro del agregado (Interior: tercio interior del agregado a 17,3 m del centro; Medio: tercio medio del agregado 17,3 m a 24,5 m del centro; Exterior: tercio exterior del agregado 24,5 m a 30 m del centro), el azimut de caída, y la calidad de sitio. Se determinó el AB y VTCC. Para caracterizar el bosque donde se realizó la retención dispersa, se ubicó desde el centro del agregado con rumbo aleatorio y a partir del borde del mismo, una parcela rectangular de 50 x 10 m donde se caracterizaron los árboles volteados por viento y los individuos remanentes mediante DAP, HT, CS, la fase de crecimiento y azimut de caída. Asimismo se midieron los tocones de los árboles removidos por las tareas forestales mediante la determinación del DAB (diámetro normal en la base).

Se determinó la densidad (ind.ha^{-1}), DAP, AB ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$), HT de los individuos volteados (m), VTCC ($\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$) y volumen maderable sin corteza (VMSC, $\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$). Para la determinación del DAP en los individuos cosechados, se utilizó el modelo utilizando el DAB desarrollado por Gea *et al.* (2003). La estimación de las alturas de aquellos árboles que no fueron posibles de medir en el campo (desprendimiento de copa o aprovechados) se determinaron mediante la función desarrollada por Martínez Pastur (2005). El VTCC y el VMSC se estimaron utilizando los modelos ajustados por Martínez Pastur (2005).

Utilización de fotografías hemisféricas para caracterizar el canopeo

Para caracterizar el canopeo mediante el porcentaje de cobertura e índice de área foliar relativo (IAF) (Stenberg *et al.*, 1994), se utilizaron fotografías hemisféricas tomadas durante el año 2007. Las fotografías fueron tomadas en distintos bosques intervenidos de la Ea. San Justo y Los Cerros. En la Ea. San Justo se trabajó en el Rodal 13 que fue intervenido en el año 1997 mediante un método de retención dispersa. En el Rodal 4 de la Ea. San Justo se tomaron las siguientes fotografías:

En el caso de la RD y BSI se tomaron 4 fotografías por tratamiento ubicadas en una matriz cuadrada de 10 x 10 m con orientación N – S en el centro de cada método de regeneración. En los métodos de regeneración RA y RV, las fotografías (4 por tratamiento) se tomaron a lo largo de una transecta a los 0 m (coincidiendo esta posición con el centro de un agregado), a los 30 m (borde del agregado), a los 40 m (por fuera del agregado pero en sus cercanías) y a los 50 m (fuera del agregado y a la mayor distancia de él), a fin de cubrir un gradiente de influencia de la retención agregada (Figura 1.1.)

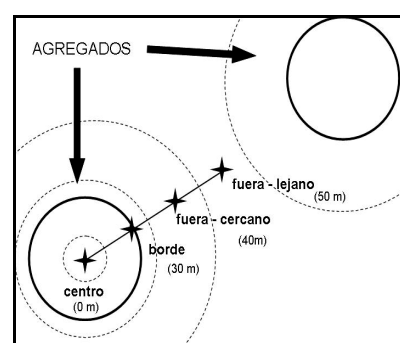


Figura 1.1. Localización de las tomas de fotografías hemisféricas en los métodos con retención agregada (RA) y retención variable (RV).

En la estancia Los Cerros se tomaron 6 fotografías ubicadas en forma aleatoria mediante el sistema de coordenadas polares, por cada uno de los 3 bosques sin intervención estudiados.

Asimismo, en la zona donde se realizó el método de regeneración de RV (Vukasovič *et al.*, 2004) se tomaron las fotografías en 3 tranzones (aprovechamientos forestales realizados en los años 2004, 2005 y 2006) en los distintos componentes del método de regeneración de RV, en el centro del agregado, en el borde y en el componente de retención dispersa, en el punto más alejado de los agregados. Se realizaron 6 repeticiones por cada tranzón analizado. Las fotografías hemisféricas se obtuvieron siguiendo la metodología de Roxburgh y Kelly (1995), quienes indican que las fotografías deben ser tomadas en días nublados, tomadas a la mañana temprano o al atardecer ya que favorecen el contraste del canopeo. Las fotografías se tomaron con un lente ojo de pescado Sigma 8 mm montado sobre una cámara digital Nikon 35 mm. Mediante la utilización del software Gap Light Analyzer v 2.0. (GLA 2.0) (Robison y McCarthy, 1999; Frazer *et al.*, 2001) se calcularon los parámetros de cobertura e IAF. El software define a la cobertura como el porcentaje de cielo que se encuentra ocupado por el canopeo, esta medida se toma de la fotografía hemisférica solamente, y no tiene en cuenta la influencia de la topografía circundante (Frazer *et al.*, 1999). El software obtiene un IAF, que se refiere al comprendido entre los ángulos 0° a 60° del cenit (Stenberg *et al.*, 1994).

Análisis estadístico

Los valores promedios de las variables estructurales fue comparados mediante un análisis de la varianza (ANOVA) ($\alpha = 0,05$). En aquellos casos en que las variables no cumplían con los supuestos de normalidad y homocedasticidad del ANOVA (constante de Bartlett $< 0,05$), se aplicó el Test de Kruskal-Wallis (K-W). Para los análisis en donde se realizaron mediciones repetidas a lo largo de un período de tiempo (mediciones anuales de parcelas permanentes) se utilizó el ANOVA con medidas repetidas y test de Tukey ($p < 0,05$) para separar las medias. Para los análisis de frecuencia de volteos de viento en relación a la clase social se utilizó el test de χ^2 .

RESULTADOS

Micro-clima Ea. Los Cerros y Ea. San Justo

Ea. Los Cerros

La temperatura media observada en la Ea. Los Cerros fue similar en los componentes de BSI y RD, mientras que se observaron diferencias en la precipitación, con un aumento en la RD en comparación con el BSI.

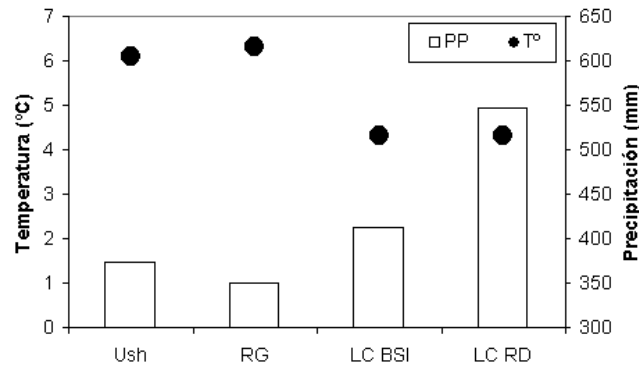


Figura 1.2. Temperatura media mensual y precipitaciones en el período marzo de 2005 a julio de 2006. Donde: T°: temperatura media mensual en °C, PP: precipitación anual en mm, RG: Estación meteorológica Río Grande, Ush: Estación meteorológica Ushuaia, LC: Estación meteorológica Los Cerros, BSI: Bosque sin intervención, RD: retención dispersa.

La temperatura y la precipitación de marzo de 2005 a julio de 2006 fueron similares para las localidades de Río Grande (RG) y Ushuaia (Ush), mientras que en Los Cerros se registró una temperatura 2 °C menor (Figura 1.2.).

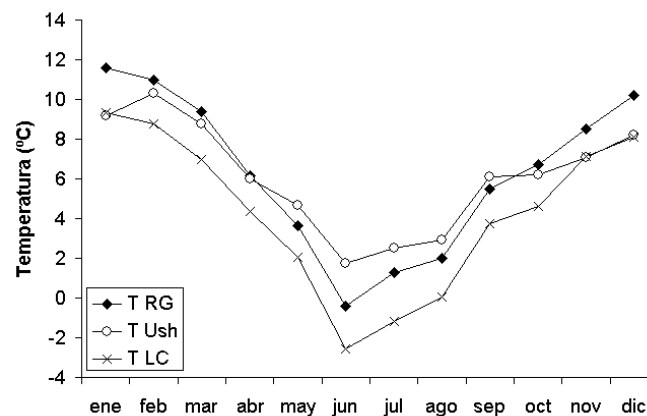


Figura 1.3. Comparación de la temperatura media mensual en el período marzo de 2005 a julio de 2006 para Ushuaia, Río Grande y Los Cerros. T: temperatura media mensual en °C, RG: Estación meteorológica Río Grande, Ush: Estación meteorológica Ushuaia, LC: Estación meteorológica Los Cerros

Las temperaturas medias mensuales (Figura 1.3.) se caracterizan en las estaciones evaluadas por tener un verano corto y frío, e inviernos largos. La temperatura media mensual varió entre -3 °C a 12 °C con temperaturas medias negativas. Las temperaturas relevadas en la Ea. Los Cerros fueron menores a las encontradas en las restantes localidades evaluadas, con una amplitud similar a la encontrada en RG. Con respecto a la precipitación mensual, la estación de RG presentó un patrón con poca amplitud, más marcado en la estación de Ush debido a la presencia de una mayor precipitación nival en los meses invernales.

Ea. San Justo

Los datos de SJ (Figura 1.4.) para el BSI y la RD mostraron una mayor heterogeneidad mensual que en las estaciones de RG y Ush. Se observa en este período una mayor precipitación en Ush que en el anterior período (marzo de 2005 a julio de 2006). En el BSI la temperatura resultó ser menor a la observada en Ush y similar a la observada en LC con 4,5 °C en promedio. Las precipitaciones observadas tanto para el BSI como la RD mostraron valores superiores a la Ea. Los Cerros, pero dentro del BSI valores inferiores a los registrados en Ush. Con respecto a la temperatura mensual (Figura 1.5.) se observa un patrón similar a lo ocurrido en el período evaluado en LC, con un clima más benigno en Ush y las temperaturas inferiores en LC.

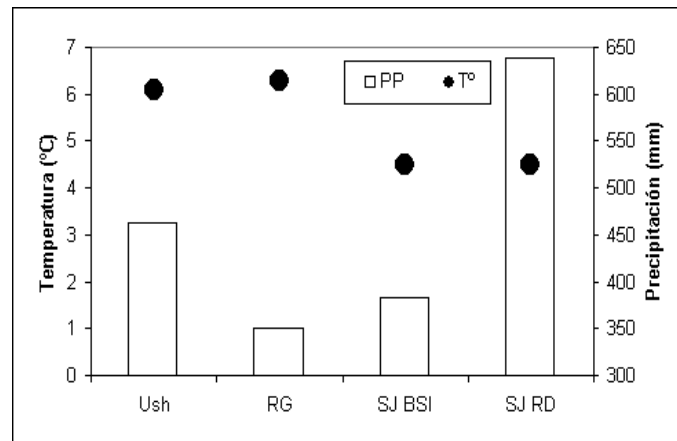


Figura 1.4. Temperatura media mensual y precipitaciones en el período marzo de 2002 a enero de 2005. Donde: T°: temperatura media mensual en °C (punto), PP: precipitación anual en mm (barra), RG: Estación meteorológica Río Grande, Ush: Estación meteorológica Ushuaia, SJ: Estación meteorológica San Justo, BSI: Bosque sin intervención, RD: retención dispersa.

En el BSI de la Ea. San Justo se observó una menor precipitación que en Ush excepto en los meses de septiembre y octubre, mientras que la precipitación en la RD presentó mayores niveles que Ush en 10 meses a lo largo del año. Las diferencias de precipitación son homogéneas durante todo el año, siendo la precipitación de la RD un 58,8% de la registrada en el BSI.

Teniendo en cuenta las comparaciones realizadas para las diferentes localidades y los dos sitios de estudio se observa que tanto la Ea. San Justo como la Ea. Los Cerros presentan similares valores de temperatura media anual, y un patrón mensual que responde a la misma tendencia. Con respecto a las precipitaciones, el método de RD presenta una marcada diferencia con el BSI en la Ea. San Justo, mientras el promedio de la precipitación para ambos sitios fue similar.

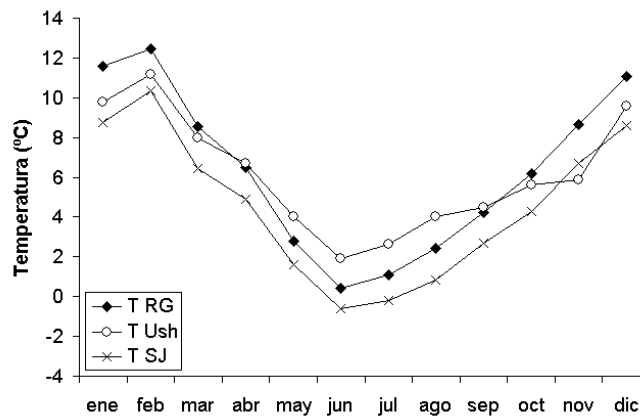


Figura 1.5. Temperatura media mensual en el período marzo de 2002 a enero de 2005 para Ushuaia, Río Grande y San Justo. T: temperatura media mensual en °C, RG: Estación meteorológica Río Grande, Ush: Estación meteorológica Ushuaia, SJ: Estación meteorológica San Justo.

Estructura del bosque sin intervención

Unidades de vegetación

El análisis de la superficie estudiada (736,9 ha) comenzó con la descripción de las unidades de vegetación en el bosque, dando así que la unidad de vegetación de mayor superficie observada en el inventario y en la interpretación de la imagen satelital fue *N. pumilio*, ocupando un 41,6% del total (Mapa I – Anexo Mapas). Se observa que los bosques de esta especie se desarrollan en las partes altas de lomadas, mientras que en las zonas deprimidas están caracterizadas por pastizales (34,9% de la superficie total) y turbales (2% de la superficie total). Asimismo en las zonas intermedias entre el bosque de *N. pumilio* y las zonas bajas con pastizales y turbales se encuentra el bosque de *N. antarctica* con 163,6 ha. Dentro de las zonas intermedias entre el pastizal y el bosque se observaron 8 castoreras con una superficie de 15,2 ha (2,1% de la superficie total). Asimismo se observaron 3 sectores del bosque de *N. pumilio* con microvolteos de viento (1 ha en total).

En el mapa de calidad de sitio realizado (Mapa II – Anexo Mapas) se observa que la calidad de sitio I se encuentra poco representada en el rodal de estudio, con un 0,6% de la superficie de bosque de *N. pumilio*. La calidad de sitio más representada es la III, con un 53,2%, mientras que la calidad de sitio IV presentó el segundo valor en importancia (28,5%). Un 15,9% de los bosques de *N. pumilio* estudiados correspondieron a la calidad de sitio II. Los resultados del inventario de los rodales de *N. pumilio* se encuentran detallados en la Tabla 1.2.

Sitio	DAP	AB	N
I	45,7	33,0	220,4
II	52,6	43,1	267,4
III	52,4	45,0	318,9
IV	50,7	42,7	329,9
V	55,9	39,5	293,2
P KW	0,4574	0,7515	0,8531

Tabla 1.2. Características estructurales de los rodales inventariados discriminadas por clase de sitio (según Martínez Pastur *et al.*, 1997). SITIO: Calidad de sitio, DAP: diámetro normal a 1,3 m en cm, AB: área basal $m^2 \cdot ha^{-1}$, N: densidad en árboles por hectárea. P KW: P-valor del Contraste de Kruskal-Wallis.

El diámetro promedio fue similar en todas las calidades de sitio estudiadas. El AB presentó valores promedios de $33 m^2 \cdot ha^{-1}$ para el Sitio I hasta $45,0 m^2 \cdot ha^{-1}$ en su valor más elevado en el Sitio III. Se observó una elevada variabilidad interna del AB en los distintos sitios. La densidad no fue significativamente diferente entre los sitios, alcanzando valores extremos en la calidad de sitio I con $220,4 ind \cdot ha^{-1}$ y en la calidad de sitio IV de $329,9 ind \cdot ha^{-1}$. La fase de desarrollo predominante en la mayoría de los sitios fue la de E, que se extiende de los 120 a los 250 años (35,1% del total) y la fase intermedia entre envejecimiento y desmoronamiento, con árboles de 250 a 300 años (37,9% del total) (Mapa III – Anexo Mapas). Asimismo se observaron algunos rodales en fases juveniles menores a 120 años (COF – 2,4%; COF E – 15,2% y E COF – 8,4%). Se observaron pocos rodales en fase de D, sólo el 1,1% del total.

Estabilidad estructural

Método de RA y RV – Caso San Justo Rodal 4

No se observaron diferencias significativas en la densidad, el AB y el VTCC de los árboles volteados de acuerdo al método de regeneración empleado (Tabla 1.3.). Sin embargo, se pueden apreciar tendencias donde en la RV fueron menores los parámetros analizados.

Los árboles remanentes de la RD en el método de RV podrían actuar disminuyendo la distancia donde el viento no se interpone con obstáculos, con la consiguiente disminución en la velocidad del viento. La densidad, el AB y el VTCC volteados para cada año analizado para las dos propuestas de manejo estudiadas se presentan en las Figuras 1.6., 1.7. y 1.8. En la RV se observa una tendencia a disminuir el número de árboles volteados, el AB y el VTCC a medida que aumenta el tiempo, comenzando con valores de 4 árboles por agregado para el año 2002, tendencia que disminuye en los años 2005 al 2008 donde cayeron menos de un árbol por agregado. Para el

método de regeneración de RA, se observan diferencias significativas en el número de árboles volteados en el primer año luego de la corta en contraste con los años siguientes. El volteo no presentó diferencias en los efectos entre sujetos (tratamiento RA y RV; $F = 1,82$; $p = 0,1934$), ni en la interacción (tratamientos x años $F = 1,67$; $p = 0,1349$), mientras que en los efectos intra sujetos se observaron diferencias entre los años ($F = 7,14$; $p < 0,0001$).

Sistema	N (ind.ha ⁻¹)	AB (m ² .ha ⁻¹)	VTCC (m ³ .ha ⁻¹)
RV	9,2 ± 5,3 a	1,49 ± 1,10 a	17,92 ± 14,48 a
RA	18,5 ± 4,3 a	3,54 ± 0,90 a	44,04 ± 11,82 a
P KW	0,4866	0,6712	0,7870

Tabla 1.3. Densidad, área basal y volumen total con corteza volteados por el viento discriminados por los métodos de regeneración de RA y RV. RA: Método de regeneración de retención agregada, RV: Método de regeneración de retención variable. P KW P-valor del Contraste de Kruskal-Wallis. Letras diferentes en una columna indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Kruskal-Wallis.

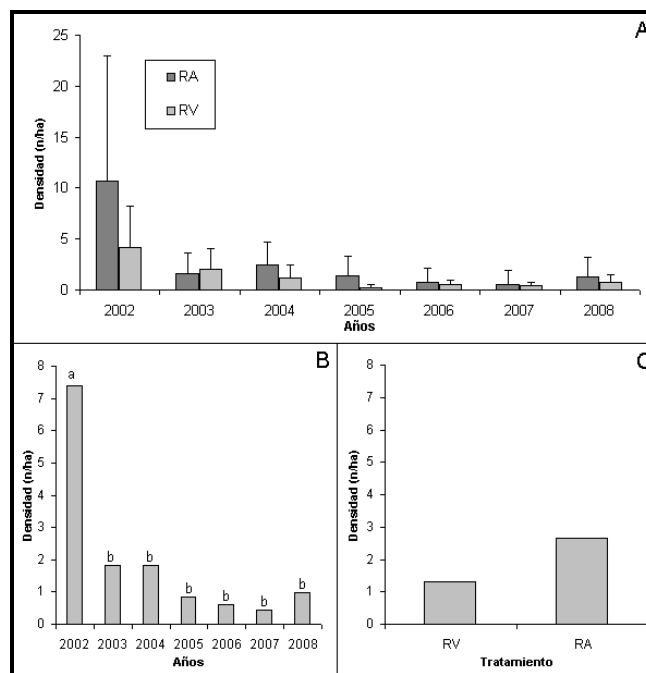


Figura 1.6. A) Densidad promedio (n.ha⁻¹) ± desvío estándar volteada por el viento para los métodos de regeneración de RA y RV en 7 años de estudio, B) promedios anuales. C) promedios por tratamiento. RA: Método de regeneración de retención agregada, RV: Método de regeneración de retención variable, letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

El AB volteada (Figura 1.7.) no presentó diferencias en los efectos entre sujetos (tratamiento RA y RV $F = 2,09$; $p = 0,1652$), ni en la interacción (tratamientos x años; $F = 1,46$; $p = 0,1976$), mientras que en los efectos intra sujetos (años entre 2002 y 2008) se observaron

diferencias ($F = 5,85$; $p < 0,0001$). En RA el primer año posterior a la corta, un 66% de los agregados sufrieron pérdidas por volteo, mientras que para RV, sólo un 30% presentaron volteos.

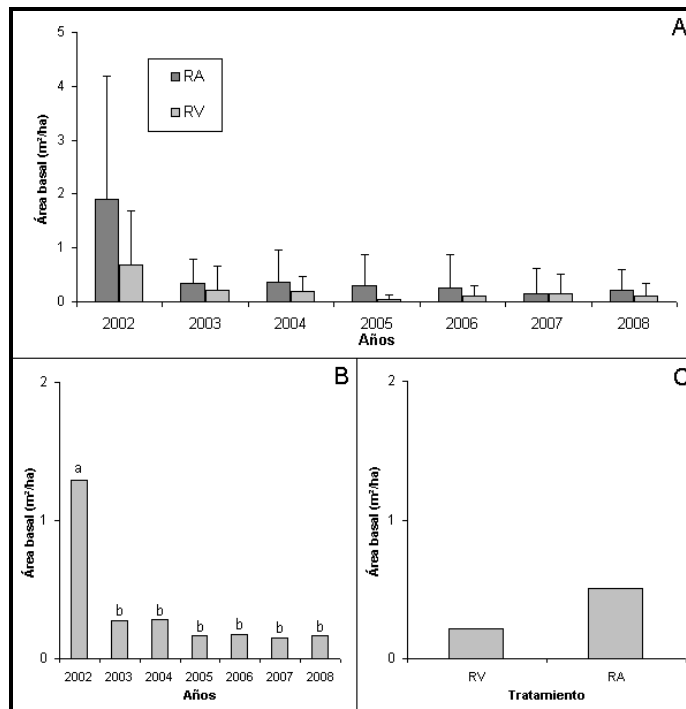


Figura 1.7. A) Área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$) \pm desvío estándar volteada por el viento para los métodos de regeneración de RA y RV en 7 años de estudio, B) promedios anuales. C) promedios por tratamiento. RA: Método de regeneración de retención agregada, RV: Método de regeneración de retención variable, letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

En el volumen volteado (Figura 1.8.) se observa la misma tendencia que en el número de árboles volteados y el AB, sin presentar diferencias en los efectos entre sujetos (tratamiento RA y RV; $F = 1,95$; $p = 0,1792$), ni en la interacción entre tratamientos x años ($F = 1,50$; $p = 0,1842$), mientras que en los efectos intra sujetos se observaron diferencias ($F = 5,23$; $p < 0,0001$). La estabilidad de los agregados de retención debe ser mantenida para asegurar la permanencia de los agregados en este método de regeneración.

En el método de RV, las direcciones de caída no fueron marcadamente en un cuadrante, esto se debería a una mayor protección de los agregados por la RD, haciendo que la dirección de los volteos esté determinada por otros factores. En el método de RA la dirección de caída fue marcadamente en dirección NEE, correspondiente con la dirección de los vientos dominantes (Figura 1.9.). La dirección de caída principal en el primer año después de aplicado el método de regeneración fue la NE, con un total de 95 árboles. Sin embargo para los siguientes años se mantuvo como dirección de caída principal el E, pero con una frecuencia menor que en el año 2002. En la RV los volteos presentaron una menor frecuencia que en la RA. En el primer año 33 árboles cayeron con dirección E, disminuyendo la frecuencia en los siguientes años.

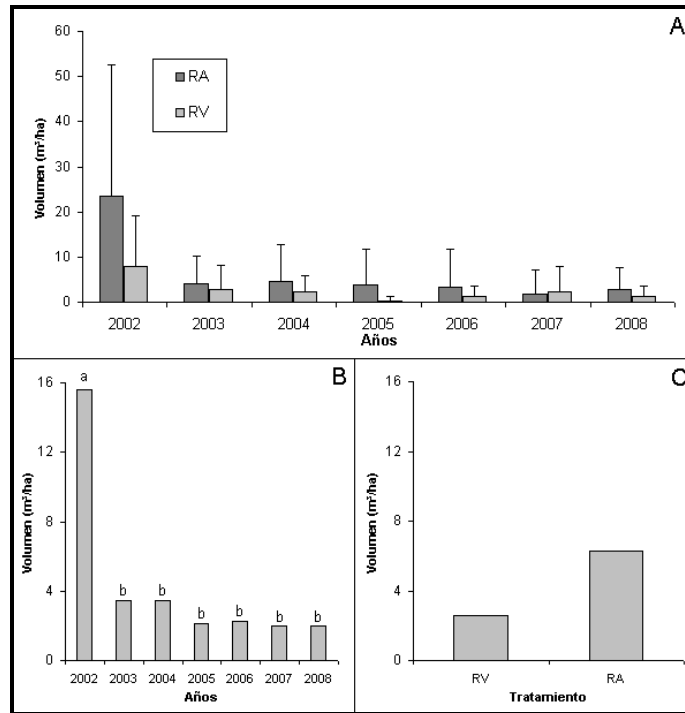


Figura 1.8. A) Volumen total con corteza (m³.ha⁻¹) promedio ± desvío estándar volteada por el viento para los métodos de regeneración de RA y RV en 7 años de estudio, B) promedios anuales. C) promedios por tratamiento. RA: Método de regeneración de retención agregada, RV: Método de regeneración de retención variable, letras diferentes indican diferencias significativas a p<0,05 según prueba de Tukey.

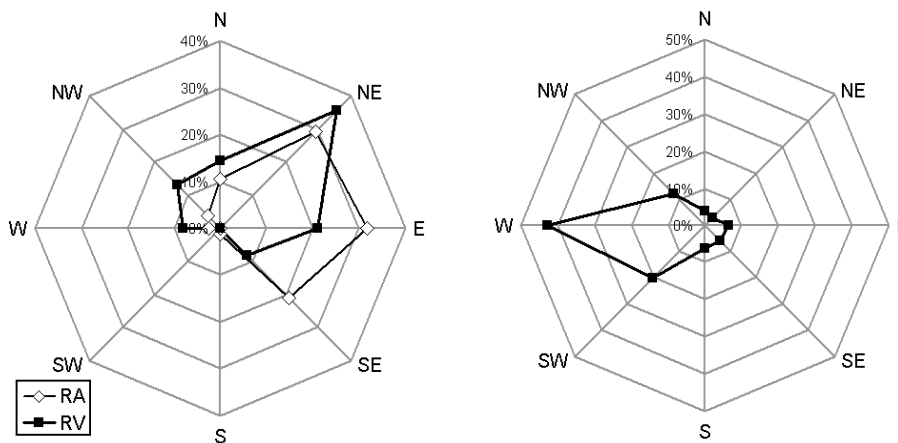


Figura 1.9. Porcentaje de volteos por viento para los métodos de regeneración de RA y RV discriminados por dirección de caída (izquierda). Frecuencia en porcentaje de la dirección del viento (derecha). RA: Método de regeneración de retención agregada, RV: Método de regeneración de retención variable.

En la Figura 1.10. se puede observar la intensidad del viento a lo largo del año en la Ea. San Justo. Para el BSI las velocidades promedio del viento fueron mínimas en los meses invernales con un mínimo de 0,25 m.s⁻¹ para el mes de junio, mientras que en octubre y los meses siguientes la

velocidad se incrementó hasta un máximo de $1,14 \text{ m.s}^{-1}$. Para la RD los valores generales de velocidad del viento fueron mayores, observándose velocidades bajas en invierno ($1,53 \text{ m.s}^{-1}$ en junio) y a partir del mes de septiembre velocidades de hasta $3,96 \text{ m.s}^{-1}$. En el componente de tala rasa del método de RA se observaron las mayores velocidades del viento, con un mínimo en invierno ($1,79 \text{ m.s}^{-1}$ en junio) y un pico de $4,48 \text{ m.s}^{-1}$ en enero. Asimismo se observaron diferencias con el pastizal, con valores $13,5 \text{ m.s}^{-1}$ y $29,42 \text{ m.s}^{-1}$ para el mes de junio (mínima) y diciembre (máxima). Las velocidades del viento sufren marcadas variaciones debido a la cobertura forestal y también presentan cambios significativos estacionales. El análisis de medidas repetidas presentó diferencias en los efectos entre sujetos, es decir los tratamientos BSI, RD, RA y V ($F = 1710,95$; $p < 0,0001$), en la interacción entre los tratamientos y los meses analizados ($F = 10,79$; $p < 0,0001$), y en los efectos intra sujetos donde se analizaron los meses ($F = 17,33$; $p < 0,0001$).

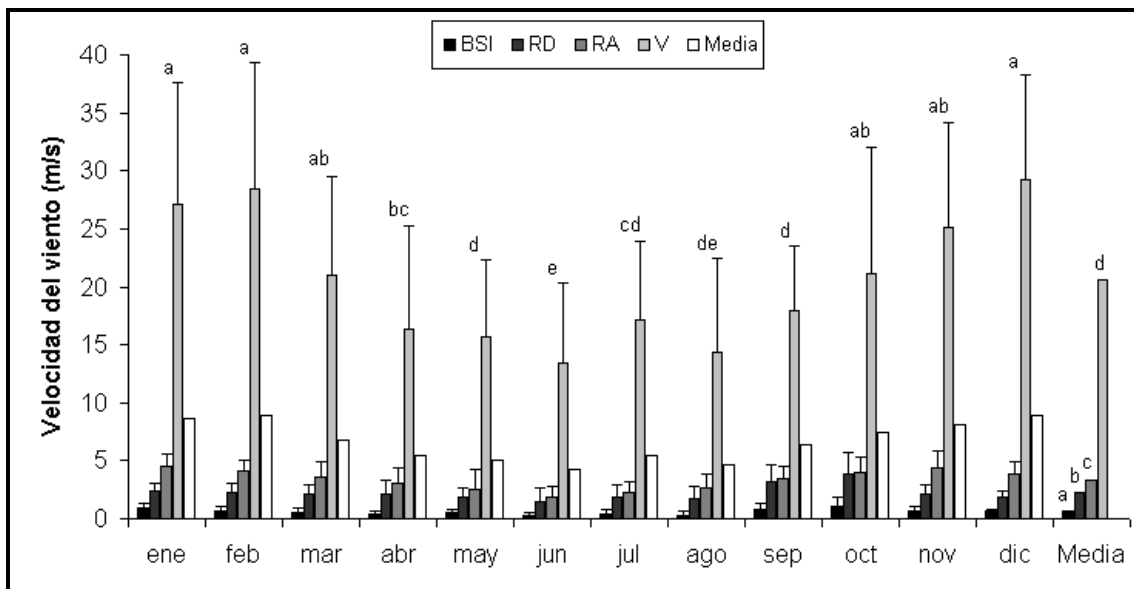


Figura 1.10. Velocidad del viento máxima media en distintos ambientes. Valores promedios en m.s^{-1} y su error estándar, BSI: bosque sin intervención, RD: retención dispersa, RA componente de tala rasa en el método de retención agregada, V: pastizal.

Se determinó la velocidad del viento máxima promedio a lo largo del año en el método de RD del Rodal 4 para la Ea. San Justo discriminando por la dirección del viento. La dirección predominante (Tabla 1.5.) fue del oeste, seguida por las direcciones noreste, este y noroeste principalmente. Esto tendría una marcada relación en el comportamiento global del viento en la región, con fuertes vientos recurrentes soplando en dirección oeste y en menor medida en dirección suroeste, mientras que las direcciones de viento este y noreste tienen una baja frecuencia.

Dirección	VV
N	1,45 ± 0,29
NE	2,63 ± 0,32
E	3,26 ± 0,19
SE	1,63 ± 0,14
S	1,73 ± 0,24
SW	2,37 ± 0,12
W	4,32 ± 0,05
NW	2,54 ± 0,10
P KW	< 0,0001

Tabla 1.5. Velocidad del viento máxima media discriminada por la dirección. Valores promedios en $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ y su error estándar, VV: velocidad del viento. P KW P-valor del Contraste de Kruskal-Wallis.

Con respecto a la ubicación en el agregado de los árboles volteados, se puede observar (Figura 1.11.) que los cuadrantes NW, W, SW y S son los más afectados. Estos cuadrantes son los que reciben los vientos de dirección oeste, siendo los más susceptibles de ser afectados.

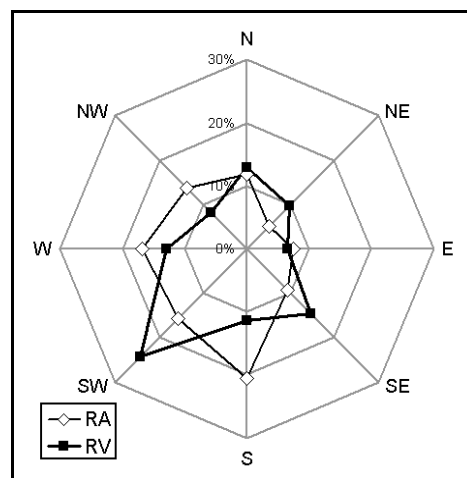


Figura 1.11. Porcentaje de volteos por viento para los métodos de regeneración de RA y RV discriminados por ubicación en el agregado. RA: Método de regeneración de retención agregada, RV: Método de regeneración de retención variable.

La estabilidad estructural anual difirió entre los métodos de regeneración evaluados. Para el AB volteada por el viento, el método de RV presentó una suave disminución y a partir del segundo año desde la aplicación de las cortas, el porcentaje del área basal se encuentra estable en un valor superior al 94,3% (Figura 1.12.). En el caso del método de RA, se observó una marcada disminución del AB original en el primer año (90,9%) y en los siguientes años una disminución paulatina hasta llegar al año 2008 con un 84,7% del área basal original. El análisis de medidas

repetidas para el área basal remanente no presentó diferencias en los efectos entre los métodos de regeneración evaluados ($F = 0,32$; $p = 0,5764$), ni en la interacción entre los tratamientos y los años ($F = 1,69$; $p = 0,1176$). En cambio, se observaron diferencias en los distintos años evaluados ($F = 4,97$; $p < 0,0001$).

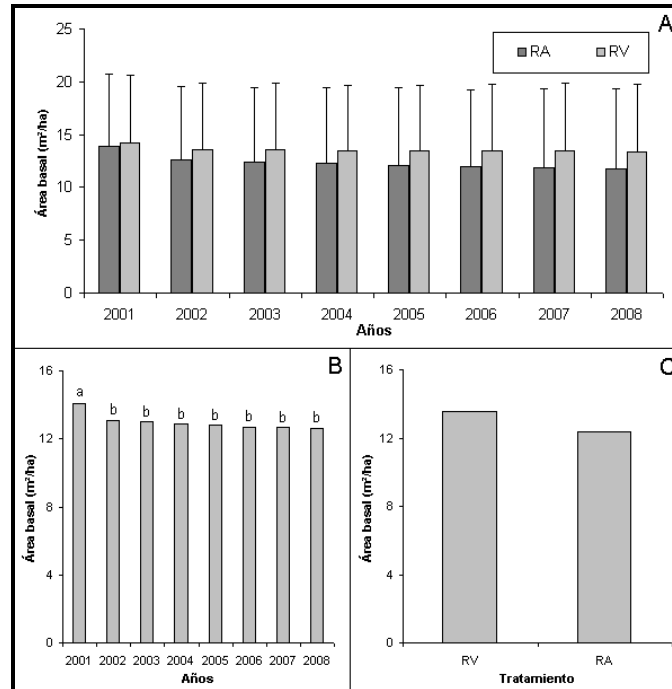


Figura 1.12. A) Área basal remanente ($m^2 \cdot ha^{-1}$) \pm desvío estándar para los métodos de regeneración de RA y RV en un período de tiempo de 8 años, B) promedios anuales. C) promedios por tratamiento. RA: Método de regeneración de retención agregada, RV: Método de regeneración de retención variable, letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

La estabilidad del agregado de retención teniendo en cuenta el VTCC original para los métodos de regeneración RA y RV se presenta en la Figura 1.13. Se observan diferencias más abruptas que en el análisis que tiene en cuenta el AB volteada. En el caso del VTCC la estabilidad en el método de RV se logró en el segundo año posterior a la aplicación de las cortas, mientras que el porcentaje del VTCC continuó disminuyendo en el método de RA. El análisis de medidas repetidas para el VTCC no presentaron diferencias en los distintos tratamientos ($F = 2,51$; $p = 0,1305$), mientras que en la interacción ($F = 2,83$; $p = 0,0090$), y en los diferentes años analizados ($F = 6,39$; $p < 0,0001$) se observan diferencias significativas. La interacción muestra que las diferencias entre tratamientos no fueron constantes en el tiempo, denotando que en algunos años podrían ser significativamente diferentes los tratamientos y en otros momentos no.

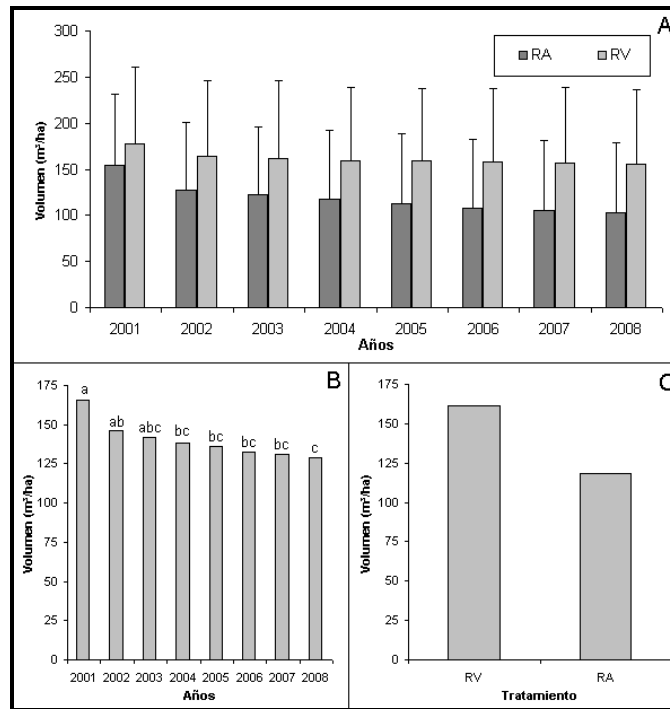


Figura 1.13. A) Volumen total con corteza remanente ($m^3 \cdot ha^{-1}$) \pm desvío estándar para los métodos de regeneración de RA y RV en un período de tiempo de 8 años, B) promedios anuales. C) promedios por tratamiento. RA: Método de regeneración de retención agregada, RV: Método de regeneración de retención variable, letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

La frecuencia de clases sociales de los árboles volteados se diferenció de la encontrada en el bosque sin intervención ($\chi^2 = 9,27$; $\alpha = 0,05$; 3 g. l.). Se observó que un menor número de árboles suprimidos fueron volteados, así como un mayor número de individuos de clase intermedia. Asimismo las clases sociales superiores (codominantes y dominantes) mantuvieron la frecuencia en comparación con el bosque no intervenido. Para las fases de crecimiento se encontraron diferencias ($\chi^2 = 20,44$; $\alpha = 0,05$), ya que se observaron un alto número de árboles volteados en fase COF y D y un bajo número de volteos en fase COI y E.

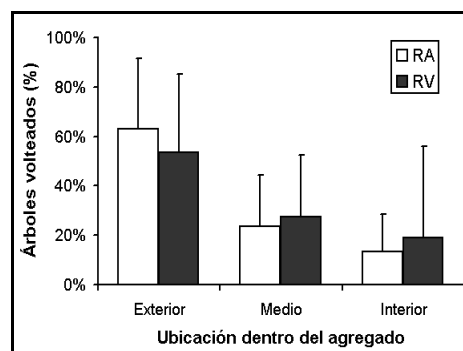


Figura 1.14. Promedio del número de volteos por viento por agregado en métodos de regeneración de RA y RV discriminado por su localización en el agregado RA: Método de regeneración de retención agregada, RV: Método de regeneración de retención variable. Barras de error indican desvío estándar.

Con respecto a la ubicación de los volteos dentro del agregado, se observa que los árboles ubicados en la periferia son los más susceptibles al volteo (Figura 1.14.).

Sitio	N (ind.ha ⁻¹)	AB (m ² .ha ⁻¹)	VTCC (m ³ .ha ⁻¹)
I	24,0	4,8	61,8
II	17,3	2,9	38,0
III	20,2	3,8	43,1
IV	8	1,6	17,3
V	2,2	0,3	2,4
P KW	0,0346	0,0249	0,0143

Tabla 1.6. Densidad, área basal y volumen total con corteza volteados por el viento para los métodos de regeneración de RA y RV discriminados por la calidad de sitio (según Martínez Pastur *et al.*, 1997). Sitio: Calidad de sitio (I a V). P KW P-valor del Contraste de Kruskal-Wallis.

La estabilidad estructural de los agregados se encuentra asociada con la calidad de sitio. En la Tabla 1.6. se observa una alta frecuencia de volteos en las calidades de sitio superiores. Para las calidades de sitio inferiores (IV y V) se observan valores muy bajos de N, AB y VTCC volteados.

Método de RD – Caso San Justo Rodal 13

Se observaron diferencias en el área basal remanente (Figura 1.15.) donde la disminución gradual fue muy marcada, con menos del 50% del AB de la RD en el año 8 ($p < 0,0001$, $F = 15,5$). Del 100% de los árboles al finalizar los cortes al año 1, se observaron a los 4 años el 69% y a los 8 años el 45% de los individuos.

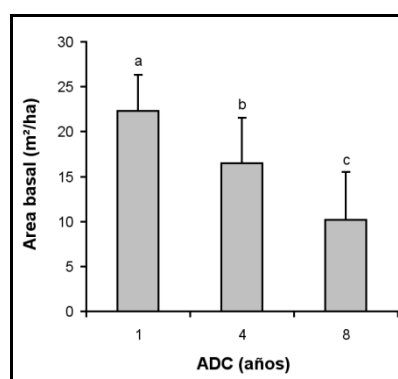


Figura 1.15. Reducción del área basal (m².ha⁻¹ ± desvío estándar) debido a volteos por el viento en 3 momentos después del aprovechamiento. ADC: años después de realizada la corta.

Entre HT y el DAP de los árboles volteados a los 4 años después de la aplicación de la RD se observó una relación de $0,46 \text{ HT.DAP}^{-1}$ mientras que los remanentes mostraron una relación menor, de $0,42 \text{ HT.DAP}^{-1}$ (KW P-valor = 0,0277; ANOVA: $F = 3,69$ $p = 0,0562$). A los 8 años, estas diferencias no fueron tan marcadas, con $0,44 \text{ HT.DAP}^{-1}$ para los caídos y $0,41 \text{ HT.DAP}^{-1}$ para los que resistieron a la fuerza del viento (KW P-valor = 0,1779; ANOVA: $F = 2,49$ $p = 0,1161$).

Los árboles dañados durante el aprovechamiento mostraron una marcada tendencia al volteo, principalmente a los 4 años después del aprovechamiento (4 años después de la aplicación de la RD: KW P-valor < 0,0001; 8 años después de la aplicación de la RD KW P-valor = 0,0496). El 52% de los árboles dañados fueron volteados 4 años después del aprovechamiento, mientras que 8 años después, el 65% de los dañados se cayó. Asimismo, el 19% de los árboles sin daños fue volteado a los 4 años de realizada la RD, mientras que el 50% se cayó a los 8 años. En el último muestreo, el dosel remanente estaba formado por un 73% de árboles sin daños producidos por el aprovechamiento. Utilizando los datos de ubicación de los árboles, se realizó un mapeo de la dinámica de la estabilidad estructural espacial de la retención dispersa (Figura 1.16.), el cual permitió observar una disminución gradual de la cobertura en forma homogénea, aunque también hay sectores sin presencia de árboles remanentes debido a la caída de árboles.

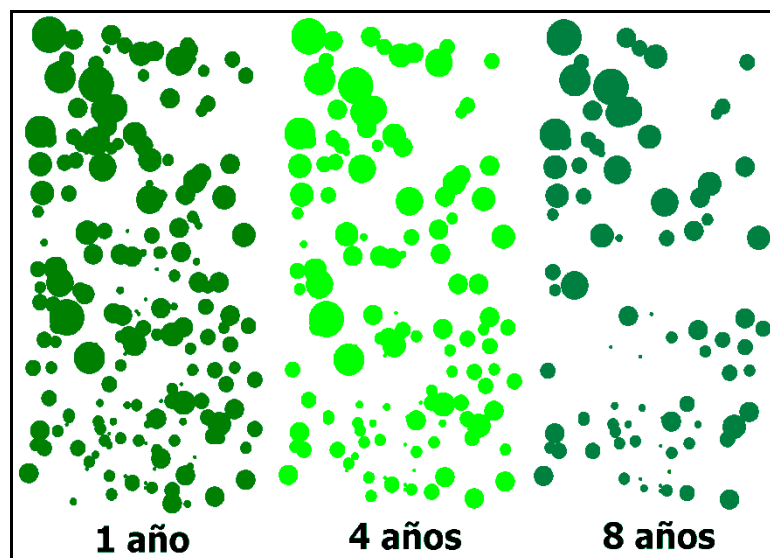


Figura 1.16. Estabilidad estructural espacial de la retención dispersa. Superficie de tratamiento: 2 ha; los círculos corresponden en escala a la superficie de copas. Se indican los años transcurridos después de efectuada la corta.

Método de RV – Caso Los Cerros

Los parámetros estructurales del bosque (Tabla 1.7.) no mostraron diferencias significativas al comparar la densidad, AB y VTCC para los diferentes tranzones en la RV y sus distintos

componentes RA y RD. Aproximadamente el 30% de la densidad, el AB y el VTCC se encuentra en la RA, ya que esta comprende un 30% de la superficie del método de RV. La estructura aprovechada en la RD (Tabla 1.8.) fue similar en los tres tranzones analizados, donde ninguna variable estructural analizada presentó diferencias significativas. Para la RV, la estructura remanente para los 3 tranzones analizados al finalizar la cosecha fue de 33,6; 37,5; y 31,2 m².ha⁻¹ para los tranzones 1, 2 y 3, mientras que considerando la zona de RD, el AB remanente fue de 13,0; 19,1 y 15,4 m².ha⁻¹ respectivamente.

		T1	T2	T3	F	P valor
RA	N	108,4 a	111,2 a	85,8 a	1,7	0,2188
	AB	20,6 a	18,4 a	15,8 a	1,5	0,2559
	VTCC	227,9 a	237,7 a	217,1 a	0,1	0,8929
RD	N	274,9 a	282,1 a	217,6 a	1,7	0,2188
	AB	45,6 a	50,3 a	45,2 a	0,2	0,8043
	VTCC	578,1 a	603,1 a	550,7 a	0,1	0,8929
RV	CS	2,17 a	2,75 a	2,58 a	1,7	0,2246
	N	383,3 a	393,3 a	303,3 a	1,7	0,2188
	DCM	44,9 a	43,6 a	48,6 a	0,6	0,5489
	AB	66,2 a	68,6 a	61,1 a	0,7	0,6878
	VTCC	806,0 a	840,8 a	767,8 a	0,1	0,8929

Tabla 1.7. Estructura forestal original en distintos componentes de la RV discriminada por tranzón.

N: densidad en ind.ha⁻¹; AB: área basal en m².ha⁻¹; VTCC: volumen total con corteza en m³.ha⁻¹; CS: clase de sitio; DCM: diámetro cuadrático medio en cm; RD: retención dispersa, RA: retención agregada, RV: retención variable, T: Tranzón (superficie de corta anual; 1= 2004; 2 = 2005; 3 = 2006); F: Test de Fisher; P valor: nivel de probabilidad.

	T1	T2	T3	F	P valor
N	191,2 a	179,3 a	169,7 a	0,14	0,8745
DCM	47,2 a	46,8 a	46,6 a	0,01	0,9888
AB	32,6 a	31,1 a	29,8 a	0,14	0,8700
VTCC	403,6 a	368,4 a	360,4 a	0,35	0,7116
VMSC	240,5 a	213,6 a	209,9 a	0,58	0,5740

Tabla 1.8. Estructura cosechada discriminada por tranzón. Donde N: densidad en ind.ha⁻¹; DAP: Diámetro a la altura del pecho en cm; AB: área basal en m².ha⁻¹; VTCC: volumen total con corteza en m³.ha⁻¹; VMSC: volumen total maderable sin corteza en m³.ha⁻¹; T: Tranzón (superficie de corta anual; 1= 2004; 2 = 2005; 3 = 2006); F: Test de Fisher; P valor: Nivel de probabilidad.

En la RA el tranzón 2 presentó los mayores valores de los parámetros estructurales volteados (Tabla 1.9.), mientras que en el tranzón 3 fue donde cayó la menor cantidad de árboles. En la zona de RD se observaron marcadas variaciones dentro de las parcelas en los tranzones estudiados. En el tranzón 1 una parcela no presentó árboles caídos, mientras que en el tranzón 2 se observaron en todas las parcelas árboles volteados por el viento. El tranzón 3 se caracterizó por presentar solo dos parcelas con árboles volteados. La densidad de individuos volteados en el tranzón 3 fue significativamente menor comparada con los tranzones 1 y 2. Los diámetros promedios, el área basal volteada, el VTCC y el VMSC no presentaron diferencias entre tranzones. Sin embargo hubo una tendencia que mostró menores valores en el tranzón 3 y mayores en el 2. Cuando se consideran la RV, la densidad de individuos volteados presenta diferencias significativas. En los tranzones 1 y 2 se observan valores de 51,3 a 56,3 árboles por hectárea mientras que en el Tranzón 3 el valor es significativamente menor con 13,5 ind.ha⁻¹. Se observa un patrón similar en el AB volteada y en el VTCC y VMSC sin encontrarse diferencias significativas.

		T1	T2	T3	F	P valor
RA	N	10,7 a	18,0 a	6,3 a	2,6	0,1071
	DCM	43,8 a	45,0 a	43,3 a	1,2	0,5410
	Ht	20,2 a	18,8 a	20,1 a	2,0	0,2645
	AB	2,0 a	3,0 a	1,2 a	2,2	0,1436
	VTCC	25,4 a	35,1 a	14,7 a	1,9	0,1823
	VMSC	15,0 a	20,4 a	8,3 a	2,0	0,1708
RD	N	40,6 b	38,3 b	7,2 a	5,1	0,0199
	DCM	39,5 a	43,9 a	44,2 a	0,2	0,9249
	Ht	19,8	18,7	15,9	--	--
	AB	4,9 a	8,7 a	1,5 a	4,8	0,0923
	VTCC	63,6 a	107,1 a	17,6 a	4,3	0,1138
	VMSC	39,6 a	56,2 a	9,7 a	4,7	0,0935
RV	N	51,3 b	56,3 b	13,5 a	7,3	0,0061
	AB	6,8 a	11,6 a	2,7 a	2,4	0,1251
	VTCC	89,0 a	142,2 a	32,4 a	3,5	0,1720
	VMSC	54,6 a	76,6 a	17,9 a	4,7	0,0970

Tabla 1.9. Estructura volteada por el viento discriminada por tranzón. Donde Tranzón: Superficie de corta anual; N: densidad en ind.ha⁻¹; DCM: Diámetro cuadrático medio en cm; AB: área basal en m².ha⁻¹; VTCC: volumen total con corteza en m³.ha⁻¹; VMSC: volumen total maderable sin corteza en m³.ha⁻¹; T: Tranzón (superficie de corta anual; 1= 2004; 2 = 2005; 3 = 2006); F: Test de Fisher; P valor: Nivel de probabilidad. Letras diferentes indican diferencias significativas (p>0,05)

Asimismo, se analizó la distribución de los volteos dentro de cada agregado, observando el número de volteos en relación a su ubicación (interior del agregado, medio y exterior). En todos los casos la cantidad de individuos volteados fue superior en el tercio externo que en los otros dos sectores, representando un 48,7%, 61,7% y 37,9% del área basal volteada total del agregado. Se observaron diferencias significativas entre la velocidad del viento máxima media (m.s^{-1}) para los diferentes sectores del tratamiento de RV y el BSI ($p < 0,0001$). La velocidad del viento cae drásticamente dentro del agregado presentando un valor promedio de $1,01 \pm 0,05 \text{ m.s}^{-1}$ en comparación con lo que ocurre en la RD ($2,02 \pm 0,06 \text{ m.s}^{-1}$), siendo este parámetro una de las causas del mayor grado de afectación del sector externo de la RA, y al observar la velocidad del viento en el BSI ($0,34 \pm 0,04 \text{ m.s}^{-1}$), se aprecia también que la velocidad del viento dentro del agregado es mucho más alta que la velocidad resistida en el BSI.

Mes	VV BSI	VV RA	VV RD
enero	$0,15 \pm 0,12$		
febrero	$0,36 \pm 0,13$	$1,14 \pm 0,19$	
marzo	$0,71 \pm 0,11$	$1,71 \pm 0,17$	
abril	$0,76 \pm 0,09$	$1,29 \pm 0,13$	$2,16 \pm 0,18$
mayo	$0,20 \pm 0,09$	$0,77 \pm 0,14$	$1,68 \pm 0,12$
junio	$0,19 \pm 0,12$	$0,36 \pm 0,17$	$1,97 \pm 0,13$
julio	$0,10 \pm 0,12$	$0,51 \pm 0,21$	$1,92 \pm 0,12$
agosto	$0,18 \pm 0,12$		$2,19 \pm 0,12$
septiembre	$0,37 \pm 0,12$		$2,37 \pm 0,14$
octubre	$0,35 \pm 0,12$		
noviembre	$0,16 \pm 0,12$		
diciembre	$0,25 \pm 0,12$		
P KW	$< 0,0001$	$< 0,0001$	$0,0057$

Tabla 1.10. Velocidad del viento máxima media mensual para la Ea. Los Cerros. Valores promedios en $\text{m.s}^{-1} \pm$ error estándar, VV: velocidad del viento, BSI: bosque sin intervención, RD: retención dispersa, RA retención agregada. P KW P-valor del Contraste de Kruskal-Wallis.

La velocidad del viento a lo largo del año en los distintos tratamientos evaluados (Tabla 1.10.) mostró diferencias significativas. Para el BSI las velocidades mínimas se relevaron en los meses invernales, con una mínima de $0,10 \text{ m.s}^{-1}$ para el mes de julio, mientras que en marzo y abril la velocidad se incrementa hasta $0,76 \text{ m.s}^{-1}$. Estos valores son similares a los encontrados en

la Ea. San Justo, solo que en este último sitio de muestreo los vientos máximos se tomaron para el mes de octubre. En la RA los valores aumentan, con un patrón similar a lo encontrado en el BSI de velocidades bajas en invierno y altas en marzo.

La estructura remanente para los distintos componentes del método de RV (Tabla 1.11.) no presenta diferencias significativas entre tranzones, tanto para la densidad de individuos, DAP ni AB.

		T1	T2	T3	F	P valor
RA	N	97,7 a	93,2 a	79,4 a	0,9	0,4341
	AB	18,5 a	15,4 a	14,6 a	1,1	0,3616
RD	N	43,0 a	64,6 a	40,6 a	0,8	0,4512
	DAP	48,3 a	37,5 a	59,7a	1,2	0,3400
	AB	8,1 a	10,4 a	13,9 a	0,6	0,5654
RV	N	140,8 a	157,8 a	119,9 a	1,1	0,3566
	AB	26,6 a	25,8 a	28,6 a	1,1	0,3123

Tabla 1.11. Estructura remanente discriminada por tranzón. Donde T: Superficie de corta anual; N: densidad en ind.ha⁻¹; DCM: Diámetro cuadrático medio en cm; AB: área basal en m².ha⁻¹; T: Tranzón (superficie de corta anual; 1= 2004; 2 = 2005; 3 = 2006); F: Test de Fisher; P valor: Nivel de probabilidad.

Utilización de fotografías hemisféricas para caracterizar el canopeo

Los diferentes niveles de retención analizados generaron distintas coberturas e IAF. Las coberturas observadas presentaron marcadas diferencias entre los distintos métodos de regeneración ensayados (Tabla 1.12.). Los BSI presentaron alto niveles de cobertura y IAF, con un desvío estándar bajo.

El análisis de la RD en el rodal 4 y rodal 13 de la Ea. San Justo presentó una reducción de la cobertura con bajos errores estándar en comparación con los tratamientos que presentan retención agregada en la misma. En las dos RD estudiadas, un bosque remanente de 30 m².ha⁻¹ presentó una cobertura de copas de 53,0% ± 2,6% (R4) y 52,1% ± 5,9% (R13) con un IAF entre 0,7 y 0,9. Los valores mínimos encontrados en RV de San Justo fueron en el componente de RD.

Tratamiento	Cobertura %	IAF
BSI SJ	84,4 ± 0,6	2,09 ± 0,11
BSI LC	86,4 ± 0,5	2,32 ± 0,08
RA	42,3 ± 14,8	0,91 ± 0,57
RD	53,0 ± 2,5	0,66 ± 0,12
RD13	52,1 ± 5,9	0,86 ± 0,29
RV	57,0 ± 9,8	1,08 ± 0,43
RV LC	54,7 ± 3,2	0,98 ± 0,14
P KW	< 0,0001	< 0,0001

Tabla 1.12. Coberturas observadas en porcentaje e IAF para los distintos métodos de regeneración ensayados. BSI: Bosque sin intervención, SJ: Ea. San Justo, LC: Ea. Los Cerros, RA: método de regeneración con retención agregada, RD: método de regeneración con retención dispersa, RV: método de regeneración con retención variable, cobertura de copas en porcentaje (Cobertura %), índice de área foliar efectiva (IAF), valor promedio ± desvío estándar. P KW P-valor del Contraste de Kruskal-Wallis.

DISCUSIÓN

Estabilidad estructural

El número de árboles caídos fue menor dentro de los agregados en una RV que en los agregados que no presentaban una RD en su entorno. Los cambios de la estructura forestal debido al aprovechamiento modificaron la tasa de caída de árboles. En los agregados, la mayoría de los volteos se produjo en concordancia con los vientos dominantes de la región, y en la periferia de los mismos. Los efectos del viento en los bosques son determinados por una compleja interacción entre factores bióticos y abióticos (Everham y Brokaw, 1996). Los principales factores abióticos son: la posición topográfica (Peterson, 2000), condiciones edáficas (Everham y Brokaw, 1996) y los disturbios históricos (Prior, 1959). Entre los bióticos podemos mencionar principalmente a la altura del árbol (Everham y Brokaw, 1996; Webb, 1999) y la sanidad (Conway, 1959). Los valores más altos de área basal volteada se observaron en el primer año después de la corta. Esto podría deberse a la existencia de individuos con poca estabilidad que dejan de tener la protección de árboles vecinos. Trabajos realizados en *Nothofagus* en Nueva Zelanda, indican que los árboles intermedios y suprimidos en el borde del bosque, expuestos luego de un disturbio tienen mayores posibilidades de ser afectados por daños por viento (Prior, 1959; Wardle, 1984; Jane, 1986). Asimismo, este efecto es temporario ya que estos árboles pueden desarrollar una forma resistente al volteo (Wardle, 1984; Jane, 1986) y desarrollar un sistema radicular más amplio (Chandler, 1968; Wardle, 1984). De esta forma, con el paso del tiempo se observa una disminución de los volteos en los bordes y volteos en el interior del bosque (Littlejohn, 1984;

Carter, 1989). En el sitio de estudio, los valores de área basal disminuyeron en los años posteriores, ya que durante el primer año los árboles menos resistentes al viento ya habían sido volteados, siendo esto coherente con lo expresado por Wardle (1984) y Jane (1986). RA presentó diferencias significativas en área basal y volumen volteado, siendo mayor en el primer año luego de la corta. Se puede observar que en el año 2002 el área basal volteada en RA es más del doble que la registrada en RV. Esta diferencia estaría dada por la protección adicional que aporta la retención agregada en el método de regeneración de RV, que produce una reducción en la velocidad del viento. Las velocidades de viento y su impacto en bosques de *Nothofagus* ha sido analizado en Nueva Zelanda por Thompson (1936) que registró una velocidad de viento promedio de $37,5 \text{ m.s}^{-1}$ la que generó daños severos en el bosque. Otros autores citan vientos con velocidades entre $31,7$ y $48,6 \text{ m.s}^{-1}$ (Conway, 1959; Revell y Ward, 1983 y Shaw, 1983) con los que se observaron árboles descalzados, y pérdida de volumen maderable en diferentes grados por rotura de troncos. El mayor daño observado en las tormentas de viento es debido a las ráfagas (picos de mayor velocidad), haciendo que la relación entre la velocidad promedio del viento en una tormenta y los daños no pueda establecerse en forma directa (Everham y Brokaw, 1996). Hsu (2002) para estudios marítimos determinó una relación de 1,3 entre las ráfagas y la velocidad promedio del viento, mientras que Burt y Mansfield (1988) determinaron un factor de 1,75 en una tormenta en el sur de Inglaterra. Revell y Ward (1983) citan factores de 1,4 y 1,5 en una tormenta que produjo daños en bosques de *Nothofagus*.

Existen referencias que indican que los árboles que presentan un declinamiento en la sanidad (Martin y Ogden, 2006), así como la presencia de pudrición en raíces (Everham y Brokaw, 1996; Peterson, 2000; Webb, 1999) son vulnerables al daño producido por vientos. Conway (1959) describió que muchos de los árboles descalzados por el viento presentaban su fuste hueco o con signos de decaimiento presentes en árboles en fase de desmoronamiento. Asimismo, Foster (1931) observó que árboles sobremaduros (de edad avanzada) de *Nothofagus fusca* (Hook.f.) Oerst. fueron descalzados en una tormenta.

En los dos métodos de regeneración ensayados, la mayoría de los volteos ocurrieron en los sectores de borde de los agregados y en menor medida en la parte media y central de los mismos (Figura 1.14.). Como se indicó con anterioridad, los árboles de clases sociales inferiores (intermedios y suprimidos) ubicados en el borde del bosque quedan expuestos luego de un disturbio presentando mayores posibilidades de ser afectados por el viento (Prior, 1959; Wardle, 1984; Jane, 1986). Los factores que inciden en la intensidad de los volteos de viento fueron estudiados por Díaz, B. (DB datos no publicados) en el rodal 18 de la Ea. San Justo. Se determinaron que las variables que mayor incidencia presentan en los volteos de viento son la intensidad de aprovechamiento en RD ($p < 0,0001$, $b = 0,7036$) y la calidad de sitio ($p < 0,0001$, $b = -0,7326$). Martin y Ogden (2006) sugieren que la topografía influencia la vulnerabilidad del árbol indirectamente por las modificaciones

en las tasas de crecimiento del árbol y la naturaleza del canopy. La velocidad del viento usualmente se acelera al pasar la cima de colinas y montañas, incrementando los niveles de turbulencia en la ladera barlovento (Finnigan y Brunet, 1995). Los bosques de *Nothofagus solandri* (Hook. f.) Oerst. que crecen en laderas expuestas a vientos dominantes y en las partes superiores de colinas son menos vulnerables a daños originados por viento con menores tasas de crecimiento formado por árboles de menor altura con ramas más pequeñas (Martin y Ogden, 2006). Esta descripción se ajusta a lo observado en las calidades de sitio inferiores en el R4, que se encuentran ubicadas en el sector de mayor altitud del rodal. En contraste, los árboles ubicados en la ladera opuesta a los vientos dominantes son más vulnerables, presentando una tasa de crecimiento mayor asociado a una menor densidad de la madera (Martin y Ogden, 2006). Estos árboles resultan ser de mayor tamaño y altura con una altura del canopy variable (Jane, 1986). En el estudio realizado en el R4 los agregados se encuentran situados en la ladera barlovento en donde se observó una mayor frecuencia de volteos. Luego de la aplicación de la RD realizada en 1997, la disminución de la densidad permitió una mayor penetración del viento en el interior del bosque y un posible ascenso de la napa freática Niemeyer Mac – Niven (2005). La estructura remanente estaba constituida básicamente por árboles en fase de envejecimiento y desmoronamiento (Cellini, *et al.*, 1998) por lo que su adaptación a las nuevas condiciones fue lenta. La medición de la estabilidad de la estructura remanente se realizó a los 4 y 8 años después del aprovechamiento forestal.

Troncoso Morán (2004) analizó la dinámica de la estructura forestal remanente en un bosque de *N. pumilio* donde se aplicó una RD aprovechando el 50% del AB del BSI. A los 4 años de realizada la RD observó una caída del 2,7% al 8,4% de los individuos del dosel de protección, manteniéndose en pie un 23,4% de árboles en fase de desmoronamiento, un 72,2% en envejecimiento y un 4,3% en fase de crecimiento, con una densidad de 165 ind.ha⁻¹ y un área basal de 23,1 m².ha⁻¹. Este autor encontró que el número de árboles caídos tiende a aumentar en la medida que mejora la calidad de sitio, ya que los árboles más altos presentan una mayor resistencia al viento (Jane, 1986; Martin y Ogden, 2005). Niemeyer Mac – Niven (2005) encontró valores similares a los descritos en este trabajo en un bosque de 9 años después del aprovechamiento, con un 53% de los árboles que se encontraban en el dosel de protección derribados por el viento. Asimismo, trabajó en un bosque de 52,6 m².ha⁻¹ de AB donde se aplicó una RD dejando como dosel remanente el 40% del AB (21,2 m².ha⁻¹). Este autor, además observó que la mayoría de los individuos volteados presentaban un DAP menor a 60 cm, ya que los individuos de las clases diamétricas superiores generalmente se encuentran en estado de desarrollo más avanzado, por lo que llevan un mayor tiempo expuestos al viento, determinando una mayor resistencia del sistema radicular, que le otorga una estabilidad al dosel de protección. Sin embargo, esta tendencia se rompe cuando los árboles son más viejos debido a problemas de pudrición central. Los resultados de este trabajo indican que la estabilidad discriminada por clase

social es menor en árboles en fase COF y D y una mayor estabilidad en fases COI y E. Esta baja estabilidad podría deberse a una alta relación altura – DAP en los individuos en fase COF y a problemas sanitarios en fases de desmoronamiento.

Niemeyer Mac – Niven (2005) observó que la intensidad del daño disminuye a medida que mejora la calidad del sitio. Esta tendencia no coincide con lo visto por Borie (2000), Garfias Miranda (2005) y Troncoso Moran (2004) y el análisis del presente estudio en agregados, lo que indica que en bosques intervenidos de *N. pumilio* y/o *N. betuloides* (Mirb.) Oerst., el daño por viento aumenta a medida que mejora la calidad de sitio, debido a la mayor altura que presentan los individuos. Niemeyer Mac – Niven (2005) menciona que la razón de esta discrepancia podría deberse a que en sitios de calidad regular el dosel de protección quedó compuesto principalmente por árboles de diámetros menores, siendo estos más susceptibles a ser derribados por el viento. Asimismo, en sitios de buena calidad el dosel de protección quedó compuesto por individuos de diámetros mayores, otorgando mayor estabilidad al bosque.

Con respecto a los daños debido a los vientos en los agregados, la mayoría de los volteos se produjo en el sector oeste, suroeste y sur para los 3 tranzones, mientras que la dirección de volteo de los árboles en la RV fue en dirección norte, noreste o este, en concordancia con los vientos dominantes de la región (Tuhkanen, 1992). Resultados similares de ubicación dentro de los agregados y dirección de volteo se encontraron en la Ea. San Justo.

Para la caracterización del canopeo mediante fotografías hemisféricas se observaron en el bosque sin intervención altos niveles de cobertura e IAF, con un desvío estándar bajo ya que los bosques analizados presentaban una ocupación completa. En particular la RA presenta situaciones muy disímiles ya que se observaron valores de 15,9% de cobertura y un valor de 0,02 para el IAF en la situación de menor cobertura y valores de 78,5% de cobertura y 2,41 de IAF dentro del agregado, presentando valores altos de error estándar. En los tratamientos de retención variable la ubicación del agregado de retención genera condiciones de canopeo donde es mayor la cobertura y el IAF, siendo menor que la encontrada en los bosques primarios sin intervención. Esta cobertura decrece paulatinamente a medida que se acerca a los bordes o se aleja de su influencia. Los distintos niveles de cobertura se encuentran relacionados con diferentes variables abióticas que impactan sobre la regeneración del bosque. Los BSI presentan altas coberturas que retienen un alto porcentaje de la lluvia (13-25% de intercepción y 15-50% de evapotranspiración), reduciendo la humedad del suelo y la disponibilidad de luz a nivel del suelo (Frangi y Richter, 1994; Caldentey *et al.*, 2005a; Martínez Pastur *et al.*, 2007a). En un bosque aprovechado se incrementa la radiación fotosintéticamente activa en 2,4 a 2,9 veces más que en bosque sin intervención, con una reducción del AB del 50% de la original (Caldentey *et al.*, 2005a; 2009). Sin embargo, la radiación, la temperatura y la velocidad del viento aumentan en los bosques aprovechados (Caldentey *et al.*, 2005b), causando un aumento en la evapotranspiración influyendo

en la dinámica de la regeneración. Los distintos grados de cobertura forestal debido al aprovechamiento sumados a la humedad del suelo influyen en la dinámica de la regeneración y el crecimiento (Lencinas *et al.*, 2007; Martínez Pastur *et al.*, 2007a). Asimismo, estas variaciones en la cobertura influyen en la radiación transmitida y en el contenido de humedad del suelo, influyendo en la producción de semillas (Martínez Pastur *et al.* 2008), la densidad, mortalidad y edad de las plántulas (Martínez Pastur *et al.* 1999a). Rusch (1992) indica que la excesiva apertura del dosel en el aprovechamiento forestal influye negativamente en la instalación de la regeneración, así como Rechene (1995), Bava (1998) y Heinemann *et al.* (2000) observaron que la lenga no puede regenerarse en situaciones de muy baja cobertura, por el efecto del desecamiento y la temperatura del suelo en bosques de *N. pumilio* de las provincias de Río Negro y Chubut. Sin embargo, *N. pumilio* es un árbol de temperamento semiheliófilo que se establece en gran número bajo una elevada cobertura, pero que requiere un aumento progresivo en la disponibilidad de luz para poder desarrollarse (Tortorelli, 1956, Mutarelli y Orfila 1971, Uriarte, 1987, Bava y Puig, 1992, Rusch, 1992, Loguercio, 1995, Rechene, 1995). Las necesidades lumínicas de la regeneración, en términos de porcentaje de cobertura proporcionada por el dosel del bosque, se estudiarán en los siguientes capítulos de esta tesis.

Micro-clima Ea. Los Cerros y Ea. San Justo

El aprovechamiento forestal modificó el micro-clima en los rodales estudiados, así como las precipitaciones medidas dentro del BSI son comparables a las de las localidades de Río Grande y Ushuaia, mientras que las medidas en la RD tendieron a ser mayores. La precipitación en la RD (547 mm anuales) es ligeramente mayor al descrito por Cuevas (2000) quien obtuvo mediciones entre 400 y 500 mm al año. Asimismo se observaron diferencias de la intercepción de las copas en el BSI en comparación con la RD, que en los meses de verano no llegan al suelo en el BSI y en los meses invernales esta diferencia es debida a la intercepción de las copas. Se observó que tanto en San Justo como Los Cerros presentaron características similares en cuanto a precipitación y temperatura, siendo la precipitación superior que en los centros poblados y la temperatura inferior. Estas similitudes entre los bosques ensayados dan la pauta para realizar análisis y modelos de regeneración en los siguientes capítulos de este trabajo en forma conjunta, ya que los sitios presentan características climáticas similares.

Estructura forestal

La estructura forestal del bosque sin intervención, en términos de densidad, área basal y volumen fue similar a la descrita por otros autores (Schmidt y Urzúa, 1982; Martínez Pastur *et al.*, 2000, 2009). La calidad de sitio es el factor que agrupa las distintas estructuras en los bosques de *N. pumilio* (Martínez Pastur *et al.*, 2000, 2009), observando tendencias en los datos presentados. Esta

diversidad de estructuras debidas a las diferentes calidades de sitio, y las diferentes fases de crecimiento asegura una diversidad de situaciones las cuales deben tener en cuenta para la distribución de las parcelas en posteriores estudios. Las diferencias estructurales encontradas en el sitio de estudio ponen de manifiesto la importancia de clasificar los rodales durante la realización de los inventarios. En general, los sitios con calidad de sitio I y II son excepcionales, y a diferencia de lo observado en este estudio, suelen presentarse en pocos lugares, tales como cañadones muy protegidos y de suelos profundos (Martínez Pastur *et al.*, 1997). Se observó que los bosques de peor calidad de sitio mostraron una tendencia a crecer en la exposición oeste en sectores de mayor pendiente de la zona de estudio y en las partes de mayor altitud, ya que los suelos son menos profundos y los vientos azotan constantemente. Las zonas periféricas pueden mostrar bajas calidades de sitio por una menor profundidad de suelo, mala disponibilidad de agua o por otros factores. En estos sectores se encuentran limitados por bosques de *N. antarctica*. Esta especie es tolerante a las inundaciones, ocupando áreas marginales (Gutiérrez y Sebastiá, 1985) con características adversas, ubicándose en los sectores inundables y bajos con suelos poco profundos.

La falta de diferencias significativas en el número de árboles por hectárea entre diferentes calidades de sitios, se podría deber a las diferencias encontradas en las fases de crecimiento, donde en los sitios de estudio se encontraron representadas un 25% de los bosques en fases menores a 120 años. Estos resultados son comparables con otros estudios realizados en bosques de lenga sin intervención (Schmidt y Urzúa, 1982; Martínez Pastur *et al.*, 2000; Gea *et al.*, 2004). La densidad se encuentra altamente correlacionada con la edad del rodal (Fernandez *et al.*, 1997), donde a medida que un bosque totalmente ocupado envejece, disminuye su densidad por el efecto del autorraleo. Veblen *et al.* (1996) determinaron que bosques de *Nothofagus* de similar edad y de la misma calidad de sitio presentan diferente densidad debido a su dinámica (por ejemplo la formación de gaps).

CONCLUSIÓN

La estructura forestal varía en relación a la calidad de sitio, siendo ésta mejor en zonas de menor altitud dentro del rodal. El conocimiento de esta distribución es esencial para la planificación forestal ya que determina el método de regeneración a emplear y el uso de los productos aprovechados. Luego de la aplicación de los distintos métodos de regeneración la estructura forestal cambia en distintos grados, modificando los niveles de luz que llegan al suelo y la protección de la regeneración.

La caída de árboles está relacionada con los vientos dominantes de la región y se produjeron en los métodos de retención agregada (RA) y retención variable (RV), principalmente en los bordes de los agregados debido a daños de las tareas de aprovechamiento en la base de los

árboles afectados y a la exposición a los vientos sin la protección de árboles vecinos que presentaban anteriormente a la aplicación del método. Las mayores caídas se produjeron en el primer año posterior a la corta, siendo estas más importantes en RA, respecto de RV ya que la velocidad del viento disminuye con la presencia de una retención dispersa (RD), aumentando la estabilidad de los árboles remanentes. Por otra parte, las caídas fueron mayores en los bosques de mejor calidad de sitio que en los de menor calidad. Deberían tomarse especiales precauciones para evitar dañar excesivamente al dosel remanente, con una menor densidad de picadas, la conservación de residuos de gran tamaño en el terreno, así como volteos dirigidos y el arrastre hacia y sobre los caminos de aprovechamiento.

El clima en los sitios de estudio presenta similitudes en precipitación y temperatura, dando la pauta para realizar análisis y modelos de regeneración en forma conjunta. Las diferentes coberturas forestales muestreadas en los distintos sitios de estudio indican una heterogeneidad de situaciones para continuar con los estudios de regeneración.

CAPÍTULO 2: PRODUCCIÓN DE SEMILLAS

INTRODUCCIÓN

El proceso de producción de semillas varía según la especie, al igual que el tamaño de las semillas, el cual es muy variable dentro de una misma especie y depende de la latitud y longitud en que se ubican los rodales (Rodríguez y Rodríguez, 1990). La regeneración exitosa depende en general de una producción adecuada de semillas viables, características microambientales y edáficas para garantizar la germinación y posterior desarrollo de plántulas. En *Nothofagus pumilio* el patrón de producción de semillas es variable, presentando valores que fluctúan año a año entre 0,5 y 12 millones de semillas por hectárea, existiendo una periodicidad en los años de mayor producción cada 7 años llegando a los 15 millones de semillas por hectárea (Schmidt, 1997) y 16 millones por hectárea (Cuevas, 2000) en bosques primarios y con grandes variaciones espacio-temporales (Kelly, 1994; Kelly y Sork, 2002). Estos ciclos podrían afectar la regeneración del bosque con posterioridad al aprovechamiento forestal, siendo de vital importancia la elección del método de regeneración a emplear teniendo en cuenta los ciclos de producción y que una disminución en el número de árboles generaría una disminución en la producción de semillas. La máxima producción de semillas se observa entre los meses de febrero y marzo. En *N. pumilio* las semillas que llegan al suelo forestal permanecen durante el invierno para germinar en primavera, requiriendo para la germinación de un almacenaje en frío seco (Rocuant, 1984). Otro factor importante en la regeneración de una especie es la dispersión de semillas, siendo muy importante para el movimiento de las plantas en el espacio (Harper, 1977). La dispersión marca el área de reclutamiento y tiene implicancias en los procesos de competencia y predación generando una nueva distribución espacial de individuos (Nathan *et al.*, 2001). La forma de dispersión y la distancia recorrida por las semillas tienen una importancia clave en la dinámica poblacional (Greene y Johnson, 1989; Wang y Smith, 2002). La dispersión permite la colonización de sitios distantes, disminuye la competencia por parte de los individuos parentales y es una vía de escape a la predación (Tiffney, 1986). Tiene una gran influencia en la genética poblacional (Hamrick y Nason, 1996). En bosques templados la dispersión anemócora es el forma preponderante de dispersión de de semillas (Nathan *et al.*, 2000), siendo estas especies en general pioneras, llegando a ocupar sectores abiertos o alterados (Donoso, 1993). Los factores que influyen en la dispersión anemócora son las características de las especies, las variables físicas del sitio, el tipo de paisaje (Greene y Johnson, 1989), la velocidad y dirección del viento (Tackenberg, 2003) y las variables paisajísticas como la topografía y la vegetación acompañante (Harper, 1977; Augspurger

y Franson, 1987; Willson, 1992; Tackenberg, 2003). La distribución de las semillas en forma mas o menos homogénea en el suelo a partir del individuo productor de los mismos se denomina "sombra de semilla" (Willson, 1992). Asimismo, la "lluvia de semilla" está definida a una escala poblacional, siendo la sumatoria de sombras de semillas en el grupo de árboles que conforman la misma (Alcántara *et al.*, 2000).

Hipótesis

La producción y viabilidad de semillas varía en forma proporcional a los cambios de la cobertura forestal debidos al aprovechamiento.

El tamaño y peso de las semillas presentan una relación directa con su viabilidad.

Objetivo general

Cuantificar la producción y viabilidad de semillas en bosques con distintas coberturas forestales.

Objetivos específicos

Analizar la producción de semillas en bosques sin intervención y con diferentes grados de cobertura forestal resultado de la aplicación de diferentes métodos de regeneración.

Determinar relaciones entre cantidad de semillas producidas, momento de producción y viabilidad de semillas.

Determinar relaciones entre peso, tamaño y viabilidad de semillas.

Realizar un modelo de dispersión de semillas que contemple diferentes tamaños de semilla, velocidades potenciales y dirección de viento para diferentes grados de cobertura forestal.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área y sitios de estudio

Los sitios de estudio corresponden a dos bosques de *Nothofagus pumilio* en la Isla de Tierra del Fuego, ubicados en la Ea. Los Cerros (54° 21' S, 67° 51' O) y la Ea. San Justo (54° 06' S, 68° 37' O), donde se instalaron los ensayos del presente capítulo. Se trabajaron con distintos gradientes de cobertura forestal, obtenidos mediante aprovechamientos forestales utilizando

distintos métodos de regeneración descritos anteriormente (retención variable (RV) y retención dispersa (RD)).

Producción de semillas

Para cuantificar la producción de semillas en la estancia San Justo, se instaló en el año 2002 un conjunto de ocho trampas permanentes de 0,42 m² de superficie por método de regeneración y testigo (n = 32), construidas con tela de media sombra, ubicadas en el Rodal 4 (Foto 2.1.). Las trampas se ubicaron en los sitios donde se tomaron las fotografías hemisféricas para caracterizar el canopeo descritas en el Capítulo 1, en los métodos de regeneración de RD, retención agregada (RA), RV y en el bosque sin intervención (BSI). De esta forma las semillas recogidas en las trampas responden a un gradiente de coberturas forestales, generado por la intensidad de corta de los métodos de regeneración empleados.



Foto 2.1. Trampa colectora de semillas ubicada en el BSI.

Al terminar el período de semillazón (principio del mes de mayo) de los años 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007 y 2008 se colectaron, pesaron y contaron la totalidad de semillas. Los datos promedios de producción para cada año y método de regeneración fueron diferenciados estadísticamente mediante un ANOVA de medidas repetidas y un test de Tukey ($p < 0,05$) a posteriori.

En la estancia Los Cerros se instalaron 72 trampas colectoras permanentes de semillas para cuantificar la producción de semillas en el bosque no intervenido y en el método de regeneración con retención variable. Se instalaron 6 parcelas en cada uno de los 3 bosques sin intervención ubicadas en los sitios donde se tomaron las fotografías hemisféricas. Asimismo, en la zona donde

se realizó el método de regeneración con retención variable (Martínez Pastur *et al.*, 2009) se instalaron las 54 parcelas restantes en sitios donde se tomaron fotografías hemisféricas para caracterizar el canopeo, que corresponden al centro del agregado, el borde y en el componente de retención dispersa, en el punto más alejado de los agregados, para los 3 tranzones (aprovechamientos forestales realizados en los años 2004, 2005 y 2006). Se realizaron 6 repeticiones por cada tranzón analizado. Las trampas de semillas fueron confeccionadas en tela media sombra negra y bastidores de madera. Se determinó el número, peso y tamaño de las semillas colectadas. Con estos datos se calculó el número de semillas por kilo, que es una variable que da una idea del tamaño y densidad de las semillas.

Análisis de viabilidad de semillas

Para analizar la viabilidad de las semillas recolectadas se trabajó con muestras de las semillas recolectadas en las trampas procedentes del BSI y los diferentes métodos de regeneración: RD; RV y RA. Se tomaron muestras de los diferentes meses (enero, marzo y mayo), correspondiendo cada muestra a un conjunto de 20 aquenios. Los frutos fueron recolectados y se mantuvieron en bolsas de papel entre 4 y 10 °C hasta el momento de los análisis. Al material se le realizó un análisis de viabilidad con trifeniltetrazolium, siguiendo la metodología utilizada por Moore (1986) y Martínez Pastur *et al.* (2008). El método consiste en determinar las áreas vivas y muertas del embrión. Para ello se realizó pequeño corte en la zona próxima al embrión (Lindenbein y Bulat, 1960), en una porción basal (Gordon *et al.*, 1991) para mejor penetración del reactivo. Las mismas fueron tratadas con trifeniltetrazolium al 1% durante 24 hs. y en oscuridad dando resultados positivos aquellas semillas que presentaron coloración roja en la zona embrionaria. Una vez transcurridas las 24 hs. en oscuridad se procedió a la clasificación de semillas.

Para el Rodal 4 de la Estancia San Justo, se realizaron análisis para los años 2004, 2005, 2006 y 2007. En el período 2004 – 2006 se analizaron 20 semillas por trampa, siendo menor este número cuando la disponibilidad de semillas era insuficiente debido al escaso material obtenido en algunas situaciones. En el año 2004 se realizaron 3 colectas de semilla en los meses de enero, marzo y mayo para analizar las probables variaciones mensuales de la viabilidad. En el año 2007 se analizaron 1 trampa de BSI, 3 de RD, 2 de RA y 4 de RV debido a la escasez de reactivos necesarios para la realización del análisis de viabilidad. Los porcentajes de calidad y de viabilidad de semillas de *N. pumilio* fueron analizados para las distintas coberturas.

Para la estancia Los Cerros se analizaron en el año 2006, 20 semillas por trampa (dependiendo de la disponibilidad de semilla) recolectadas en los meses de marzo, abril y mayo para el tranzón 1 (corta del año 2004). En el análisis de viabilidad del año 2007 se utilizaron

semillas de los 3 tranzones, donde se realizó la prueba del tetrazolium en 10 semillas de 27 trampas en diferentes ubicaciones del método de RV y BSI. Con los datos obtenidos se desarrolló un modelo no lineal con el fin de predecir la producción de semillas utilizando como variables predictoras la cobertura forestal y la producción de semillas en el BSI.

Peso y tamaño de semillas

Se determinó a cada semilla colectada el largo con calibre con una precisión de $\pm 0,05$ mm y el peso con balanza analítica de $\pm 0,00005$ g de precisión. En todas las semillas recolectadas en el año 2005 ($n = 490$) se midieron el largo y a 190 de ellas se pesaron. En el año 2006 se realizó un análisis de viabilidad en 176 semillas del Tranzón 1 (Agregado A8, trampa Borde) donde a cada semilla se le determinó el largo y el peso. Al total de las semillas recolectadas en la Estancia San Justo y Los Cerros en el año 2007 se les determinó el peso y el largo. Con estos datos se realizó un análisis de peso y tamaño de semillas para distintas coberturas forestales.

Dispersión de semillas

Se realizó un análisis de distancia recorrida a una muestra de semillas a diferentes velocidades de viento en el Laboratorio de Capa Límite y Fluidodinámica Ambiental (LACLYFA) del Departamento de Aeronáutica, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de La Plata. El número de Reynolds del ensayo tomando como longitud característica el largo de las semillas estuvo comprendido en un rango entre 1000 y 5000. El túnel de viento, descrito en Boldes *et al.* (1995) se encuentra equipado con un medidor electrónico de velocidad de viento y permite ensayar a una velocidad de hasta $20 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Presenta una sección de ensayo de $1,40$ m de ancho por 1 m de altura, impulsado por un motor eléctrico de 50 HP DC con flujo axial y la altura de la hoja de la hélice ajustable. La intensidad de la turbulencia de túnel de viento para el rango de velocidades ensayadas fue menor al 2%. Se dispuso en la base del área de ensayo un reticulado de celdas cuadradas de 3 cm de lado y de 5 cm de altura.

Se evaluaron 3 velocidades de viento: $2,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, $5,04 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ y $8,04 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, donde se soltaron 395 semillas en total a una altura efectiva de 95 cm. Se observaron variaciones de la velocidad axial del orden del 2% en las velocidades del viento ensayadas. Con los datos obtenidos se desarrolló un modelo no lineal con el fin de predecir la distancia horizontal en cm recorrida por las semillas. Se utilizó este modelo generado y el modelo logístico para predecir la distancia recorrida por semillas viables.

Parámetros	BSI	RD30	RD15
Densidad	750	300	50
IAF	2,15	0,86	0,15
DCM	50	55	50
AMD	22	22	22
Espaciamiento	3,65	5,77	14,3
Cobertura	85,4	53,0	33,4
Longitud de la copa	9,4	9,4	9,4

Tabla 2.1. Datos ingresados al modelo de velocidad relativa del viento en de tres tipos de bosque.

Densidad: número de árboles por hectárea, IAF: índice de área foliar, DCM: diámetro cuadrático medio en cm, AMD: altura media dominante en m, Espaciamiento: distancia promedio entre árboles en m, cobertura: cobertura forestal en %, Longitud de la copa: espesor promedio de la copa en m, BSI: Bosque sin intervención, RD30: Bosque aprovechado utilizando el método de RD con un AB remanente de $30 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$, RD15: Bosque aprovechado utilizando el método de RD con un AB remanente de $15 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$

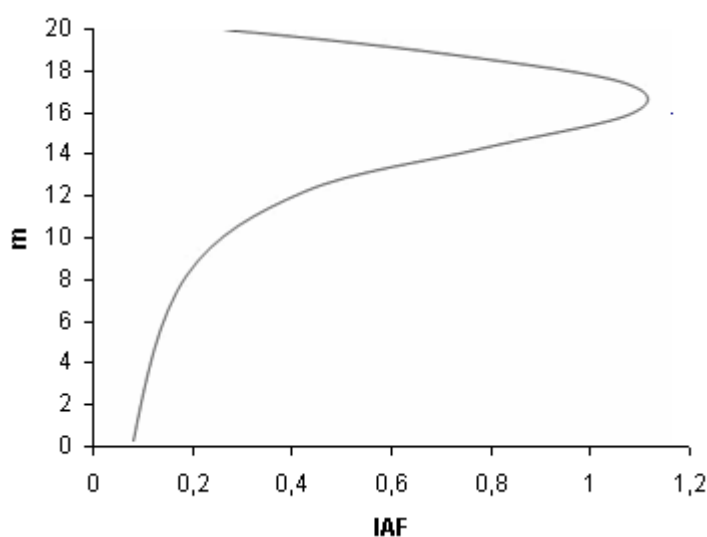


Figura 2.1. Perfil del comportamiento del índice de área foliar a lo largo de un árbol promedio de *N. pumilio*. IAF: índice de área foliar

Para evaluar la influencia del viento sobre la distribución de las semillas, se trabajó con el modelo Yi (2008) para determinar la velocidad relativa del viento dentro de tres tipos de bosque: BSI, Bosque aprovechado utilizando el método de RD con un área basal (AB) remanente de $30 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ (RD30) y Bosque aprovechado utilizando el método de RD con un AB remanente de $15 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ (RD15). Los datos ingresados al modelo se presentan en la Tabla 2.1. y la Figura 2.1.

Asimismo, con los datos de máxima velocidad de viento horario se calculó para el mes de marzo (mes donde se registró el 68-85% del total de la caída de semillas (Martínez Pastur *et al.*,

2008) el promedio de la velocidad máxima en la estación meteorológica ubicada en la RD de la Ea. San Justo (Capítulo 1, Micro-clima en los sitios de estudio). Asimismo se utilizaron los datos de dirección del viento para realizar los gráficos de sombra de semillas una vez analizadas las frecuencias de las velocidades y las direcciones de viento.

Análisis estadístico

Se compararon los valores promedios de producción de semilla mediante un análisis de la varianza (ANOVA) ($\alpha = 0,05$). Las mediciones anuales de parcelas permanentes se analizaron mediante ANOVA con medidas repetidas y test de Tukey ($p < 0,05$) para separar las medias.

RESULTADOS

Producción de semillas

La producción de semillas en la Ea. San Justo entre los años 2002 al 2008, presentó una alta variabilidad, siendo los valores mínimos y máximos de 0,01 y 22,05 mill.ha⁻¹ (Tabla 2.2.) desde bosques con coberturas menores al 30% y mayores a 70% respectivamente. La producción presentó variaciones anuales significativas y diferencias entre las coberturas forestales.

Año	<30 %	<50 % ≥30 %	<70 % ≥50 %	≥70 %	media
2002	0,08 ± 0,07	0,34 ± 0,21	2,00 ± 1,90	3,21 ± 1,07	1,41 ab
2003	0,05 ± 0,04	0,43 ± 0,38	2,78 ± 2,14	3,98 ± 3,59	1,81 bc
2004	0,25 ± 0,17	1,21 ± 0,44	3,36 ± 1,55	1,27 ± 0,80	1,53 bc
2005	0,01 ± 0,01	0,12 ± 0,02	0,31 ± 0,17	0,60 ± 0,22	0,26 a
2006	0,01 ± 0,01	0,79 ± 0,01	2,58 ± 2,37	2,00 ± 3,69	1,35 ab
2007	0,71 ± 0,08	12,98 ± 14,34	17,40 ± 10,90	22,05 ± 8,24	13,29 d
2008	0,08 ± 0,04	1,07 ± 0,77	8,38 ± 9,74	7,67 ± 5,60	4,30 c
media	0,17 a	2,42 ab	5,26 b	5,83 b	

Tabla 2.2. Producción promedio de semillas (millones.ha⁻¹) ± desvío estándar en siete años de mediciones después de realizado un aprovechamiento forestal para distintos grados de cobertura (%) en bosques de *N. pumilio* de la Ea. San Justo. Letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

El análisis de medidas repetidas presentó diferencias en la cobertura forestal ($F = 8,76$; $p = 0,0238$), en los diferentes años estudiados ($F = 23,85$; $p < 0,0001$) y en la interacción ($F = 2,50$;

$p = 0,0031$). Esta interacción significativa indica que las diferencias encontradas por cobertura forestal no son constantes en el tiempo. La producción del año 2008 (4,3 mill.ha⁻¹) no se diferenció estadísticamente de los años 2003 y 2004 (1,81 y 1,53 mill.ha⁻¹ respectivamente), a pesar de presentar más del doble de la producción de esos años. Esta falta de diferencias quizás fue debida a la elevada dispersión de los datos. Cuando se analiza la producción de semillas teniendo en cuenta la cobertura forestal, se observa que a mayor cobertura es mayor la producción. Cuando la cobertura es menor al 30% se observan producciones del orden de los 0,01 mill.ha⁻¹ (años 2005 – 2006) hasta 0,71 mill.ha⁻¹ en el año 2007. Con una mayor cobertura forestal (30% a 50%) la caída de semilla se incrementa, con una fluctuación anual de 0,12 a 12,98 mill.ha⁻¹, mientras que con una cobertura del 50% al 70% este incremento es del 0,31 a 17,40 mill.ha⁻¹.

Con respecto a la producción de semillas en ton.ha⁻¹ sobre el gradiente de coberturas (Tabla 2.3.) se observan años con una baja producción como en el año 2005 y una producción media menor a las 0,1 ton.ha⁻¹ en los años 2002, 2003, 2004, 2006 y 2008. El año 2007 presentó diferencias significativas con respecto a los otros años analizados, mostrando la tendencia observada en la producción de semillas en millones.ha⁻¹. No se observaron diferencias en el peso de semillas dadas por las distintas coberturas, pero se observó que a medida que aumenta la cobertura, mayor es el peso de las semillas caídas. El análisis de medidas repetidas no presentó diferencias en la cobertura forestal ($F = 2,05$; $p = 0,1640$) ni en la interacción ($F = 0,91$; $p = 0,5733$). Mientras que en el transcurso del tiempo presentó diferencias ($F = 7,89$; $p < 0,0001$).

Año	<30 %	<50 % ≥30 %	<70 % ≥50 %	≥70 %	media
2002	0,001 ± 0,001	0,005 ± 0,004	0,031 ± 0,030	0,044 ± 0,017	0,020 a
2003	0,003 ± 0,002	0,011 ± 0,001	0,047 ± 0,036	0,054 ± 0,049	0,029 a
2004	0,002 ± 0,001	0,009 ± 0,001	0,032 ± 0,015	0,014 ± 0,010	0,014 a
2005	0,000 ± 0,000	0,001 ± 0,000	0,003 ± 0,002	0,008 ± 0,003	0,003 a
2006	0,000 ± 0,000	0,010 ± 0,000	0,039 ± 0,034	0,035 ± 0,067	0,022 a
2007	0,013 ± 0,004	0,222 ± 0,255	0,307 ± 0,204	0,380 ± 0,135	0,231 b
2008	0,001 ± 0,000	0,011 ± 0,007	0,116 ± 0,137	0,108 ± 0,089	0,059 a
media	0,003 a	0,038 a	0,083 a	0,092 a	

Tabla 2.3. Producción promedio de semillas (ton.ha⁻¹) ± desvío estándar en siete años de mediciones después de realizado un aprovechamiento forestal para distintos grados de cobertura (%) en bosques de *N. pumilio* de la Ea. San Justo. Letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

Los distintos grados de cobertura no influyeron significativamente en el número de semillas por kilo (Tabla 2.4.), observándose la tendencia que a mayor cobertura las semillas son más grandes. Se observaron diferencias en el número de semillas por kilo en los distintos años de

estudio, donde existieron años con semillas más pesadas (2002, 2003, 2006, 2007 y 2008) y años con semillas más livianas (2004 y 2005). El análisis de medidas repetidas no presentó diferencias en la cobertura forestal ($F = 1,80$; $p = 0,2007$) ni en la interacción cobertura x años ($F = 1,73$; $p = 0,0529$), mientras que en los efectos intra sujetos se observaron diferencias ($F = 24,45$; $p < 0,0001$).

Año	<30	<50 ≥30	<70 ≥50	≥70	media
2002	77,1 ± 3,0	60,4 ± 0,6	67,5 ± 7,4	74,3 ± 10,5	69,8 ab
2003	57,4 ± 8,4	47,3 ± 2,5	62,1 ± 9,9	74,1 ± 9,3	60,2 a
2004	148,8 ± 10,9	136,2 ± 35,7	106,3 ± 21,0	106,4 ± 27,8	124,4 d
2005	101,0 ± 9,5	106,2 ± 22,3	97,7 ± 25,3	77,2 ± 8,9	100,7 c
2006	110,5 ± 10,4	82,5 ± 2,1	68,0 ± 9,1	65,9 ± 12,0	75,6 ab
2007	55,5 ± 9,4	66,2 ± 3,2	59,3 ± 6,2	59,5 ± 11,7	60,1 a
2008	81,7 ± 2,4	92,8 ± 11,2	77,6 ± 8,1	75,9 ± 7,6	82,0 b
media	90,2 a	84,5 a	76,5 a	76,2 a	

Tabla 2.4. Densidad promedio de semillas (miles.kg⁻¹) ± desvío estándar en siete años de mediciones después de realizado un aprovechamiento forestal para distintos grados de cobertura (%) en bosques de *N. pumilio* de la Ea. San Justo. Letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

En la Tabla 2.5. se presentan los valores de caída de semillas durante los años 2006 al 2008 en la Ea. Los Cerros. El análisis de medidas repetidas presentó diferencias con respecto a la cobertura forestal ($F = 29,65$; $p < 0,0001$) y para los distintos años ($F = 3,88$; $p = 0,0333$), mientras que la interacción no presentó diferencias significativas ($F = 1,00$; $p = 0,4444$).

Año	<30	<50 ≥30	<70 ≥50	≥70	media
2006	0,26	0,85 ± 0,43	6,92 ± 8,51	10,04 ± 5,23	5,79 ab
2007	0,34	2,10 ± 1,97	5,92 ± 4,66	13,58 ± 10,86	8,17 b
2008	0,50	1,50 ± 1,72	3,37 ± 2,97	4,68 ± 4,56	2,03 a
media	0,37 ab	1,53 a	8,63 ab	10,78 b	

Tabla 2.5. Producción promedio de semillas (millones.ha⁻¹) ± desvío estándar en tres años de mediciones después de realizado un aprovechamiento forestal para distintos grados de cobertura (%) en bosques de *N. pumilio* de la Ea. Los Cerros. Letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

Se observó un pico de caída de semillas en el año 2007 y el gradiente de producción de semillas dado por la cobertura forestal para la Ea. Los Cerros, similar a lo observado en la Ea. San Justo (Tabla 2.2.). Sin embargo, en comparación con los resultados de San Justo, se observaron diferencias en el año 2006 donde la producción de semilla fue significativamente menor a los datos de la Ea. Los Cerros (Tabla 2.5.).

Año	<30	<50 ≥30	<70 ≥50	≥70	media
2006	0,003	0,014 ± 0,007	0,146 ± 0,184	0,181 ± 0,061	0,113 a
2007	0,008	0,037 ± 0,038	0,081 ± 0,085	0,241 ± 0,229	0,159 a
2008	0,005	0,024 ± 0,034	0,049 ± 0,047	0,065 ± 0,080	0,026 b
media	0,005 a	0,028 a	0,167 b	0,198 b	

Tabla 2.6. Producción promedio de semillas (ton.ha⁻¹) ± desvío estándar en tres años de mediciones después de realizado un aprovechamiento forestal para distintos grados de cobertura (%) en bosques de *N. pumilio* de la Ea. Los Cerros. Letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

El análisis de medidas repetidas de la producción promedio de semillas presentó diferencias con la cobertura forestal ($F = 29,18$; $p < 0,0001$) y los efectos intra sujetos ($F = 7,07$; $p = 0,0354$), donde se observa que aumenta la producción de la semilla en peso en relación al aumento de la cobertura forestal y que en el año 2008 el peso de las semillas fue sensiblemente menor a los años 2006 y 2007 (Tabla 2.6.). Asimismo, la interacción no presentó diferencias significativas ($F = 1,57$; $p = 0,1949$).

Año	<30	<50 ≥30	<70 ≥50	≥70	media
2006	75,6	62,0 ± 9,3	51,4 ± 7,9	53,7 ± 9,5	54,0 a
2007	40	62,8 ± 15,4	66,4 ± 16,5	61,0 ± 9,9	60,9 a
2008	100	69,4 ± 18,1	72,6 ± 13,6	74,2 ± 13,4	84,6 b
media	71,9 a	67,0 a	63,4 a	63,6 a	

Tabla 2.7. Densidad promedio de semillas (miles.kg⁻¹) ± desvío estándar en tres años de mediciones después de realizado un aprovechamiento forestal para distintos grados de cobertura (%) en bosques de *N. pumilio* de la Ea. Los Cerros. Letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

Se analizó número de semillas por kilo (Tabla 2.7.) a lo largo de los años comprendidos entre el 2006 y 2008 para distintos grados de cobertura. El número de semillas/kg disminuyó en relación al aumento de coberturas, dando así semillas más livianas en coberturas bajas. En los

gradientes analizados se observan diferencias significativas en los años de estudio ($F = 20,02$; $p < 0,0001$) y en la interacción ($F = 3,19$; $p = 0,0176$). Se observó un aumento del número de semillas por kilo desde el año 2006 hasta el año 2008. El análisis de medidas repetidas no presentó diferencias con la cobertura forestal ($F = 0,38$; $p = 0,7685$).

Modelo de producción de semillas

Para la realización del modelo de producción de semillas se utilizaron en conjunto los datos de la Ea. Los Cerros y San Justo para el intervalo 2006 – 2008, debido al bajo número de muestras en las coberturas $< 30\%$. Utilizando las dos bases de datos de los sitios de muestreo, se observaron resultados similares a los obtenidos para la Ea. San Justo y Los Cerros por separado (Tablas 2.2. y 2.5.), el análisis de medidas repetidas presentó diferencias en cobertura forestal ($F = 22,18$; $p < 0,0001$) y en los diferentes años analizados ($F = 9,21$; $p = 0,0004$), mientras que no se observaron diferencias en la interacción ($F = 0,89$; $p = 0,5078$). En la Tabla 2.8. se observa para la Ea. San Justo y Los Cerros que el año 2007 presenta la mayor cantidad de semilla caída, mientras que la cantidad de semillas caídas aumenta con la cobertura forestal.

Año	<30	<50 ≥30	<70 ≥50	≥70	media
2006	0,13 ± 0,17	0,84 ± 0,37	4,80 ± 5,81	7,36 ± 6,08	3,41 a
2007	0,59 ± 0,23	3,66 ± 5,89	11,22 ± 9,79	14,88 ± 10,85	10,71 b
2008	0,22 ± 0,25	1,54 ± 1,65	5,04 ± 6,28	5,15 ± 4,78	3,50 a
media	0,30 a	2,67 a	9,82 b	10,70 b	

Tabla 2.8. Producción promedio de semillas (millones.ha⁻¹) ± desvío estándar en tres años de mediciones después de realizado un aprovechamiento forestal para distintos grados de cobertura (%) en bosques de *N. pumilio* de la Ea. San Justo y Los Cerros. Letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

Utilizando los datos de los análisis de medidas repetidas se realizó un modelo no lineal utilizando como Método de estimación el algoritmo de Marquardt.

$$caída = a \cdot MAXcaída^b \cdot Cob^{c \cdot MAXcaída^d}$$

donde a , b , c , d son los coeficientes del modelo, $caída$ es la producción de semillas en millones por hectárea, Cob es la cobertura del dosel forestal en %, $MAXcaída$ es el número de

semillas en millones por hectárea en coberturas mayores al 70%. Los parámetros y estadísticos del modelo se observan en la Tabla 2.9.

Estadísticos	Estimación	Estadísticos	Estimación
a	0,0179752	n	144
b	-0,776147	r ² ajust.	57,9394
c	1,05874	DRE	2,4559
d	0,220299	RP	1,83806

Tabla 2.9. Parámetros y estadísticos del modelo estándar no tradicional. a, b, c y d: Parámetros del modelo, n: número de observaciones, DRE = error estándar de la estimación; RP = promedio de los valores absolutos de los residuos, r² ajust. = R-Cuadrado (adaptado para g.l.).

El modelo presenta una forma lógica acorde a los resultados anteriormente citados, ya que se observó un comportamiento exponencial de los datos de *caída* con el aumento de *Cob* y asimismo, un aumento de *caída* con valores mayores de *MAXcaída* (Figura 2.2.).

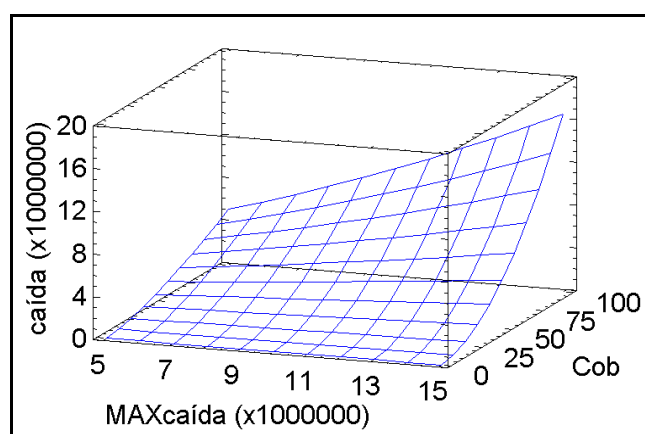


Figura 2.2. Modelo de producción de semillas en relación a la cobertura y al valor máximo promedio. Donde: *caída*: Número de semillas de *N. pumilio* producidas por hectárea; *MAXcaída*: promedio del número de semillas producidas de *N. pumilio* por hectárea en coberturas mayores a 70%, *Cob*: cobertura forestal en %.

Análisis de viabilidad de las semillas

El porcentaje de semillas frescas presentó diferencias significativas (Tabla 2.10.) con relación a las diferentes coberturas ($F = 10,7$ y $p = 0,0010$), por los años ($F = 48,4$; $p < 0,0001$) y la interacción cobertura y años ($F = 2,37$; $p = 0,0321$).

El análisis de medidas repetidas para el porcentaje de viabilidad presentó diferencias entre coberturas analizadas ($F = 70,3$; $p < 0,0001$), en los años ($F = 240,8$; $p < 0,0001$) y en la interacción ($F = 3,1$; $p = 0,0077$) donde a menor cobertura, menor porcentaje de semillas frescas.

La diferencia observada en el porcentaje de semillas frescas (Tabla 2.10.) y viables (Tabla 2.11.) dados por los distintos grados de cobertura indicaron un menor porcentaje para coberturas inferiores al 30%. Asimismo, las diferencias anuales del porcentaje de calidad y viabilidad fueron marcadas; el año 2004 presentó un muy bajo porcentaje de semillas frescas (3,7%) y viables (1,6%) contrarresta con el año 2007 donde se observó un 94,3% y 90,8% respectivamente. Los porcentajes para año 2005 y 2006 arrojaron valores intermedios.

Cob	%F 2004	%F 2005	%F 2006	%F 2007	Media
<30	0,0±0,0	0,0±0,0	5,0±7,1	82,5±9,4	21,9 a
<50 ≥30	4,2±1,2	7,6±4,9	40,0±7,1	100,0±0,0	37,9 b
<70 ≥50	4,8±2,2	17,0±8,0	50,5±11,5	98,6±2,8	38,3 b
≥70	6,0±5,6	19,5±9,9	31,9±15,2	96,0±4,1	42,7 b
media	3,7 a	11,0 a	31,8 b	94,3 c	

Tabla 2.10. Viabilidad de semillas (% de semillas frescas) ± desvío estándar para distintos grados de cobertura en cuatro años de mediciones después de realizado un aprovechamiento forestal en bosques de *N. pumilio* de la Ea. San Justo. Cob: rangos de cobertura forestal en %, letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

Cob	%V 2004	%V 2005	%V 2006	%V 2007	media
<30	0,0±0,0	0,0±0,0	2,5±3,5	71,3±9,9	18,5 a
<50 ≥30	1,2±1,7	5,5±7,8	36,2±8,8	100,0±0,0	35,8 bc
<70 ≥50	2,0±1,0	12,2±7,5	48,0±11,7	98,6±2,8	40,2 c
≥70	3,3±3,5	14,9±10,5	26,5±15,4	93,4±3,8	34,5 b
media	1,6 a	8,2 a	28,3 b	90,8 c	

Tabla 2.11. Viabilidad de semillas (% de semillas viables) ± desvío estándar para distintos grados de cobertura en cuatro años de mediciones después de realizado un aprovechamiento forestal en bosques de *N. pumilio*. Cob: rangos de cobertura forestal en %, letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

Se realizó un análisis de la calidad de las semillas discriminando por el mes de recolección durante el año 2004 en la Ea. San Justo (Tabla 2.12.) y durante el año 2006 (Tabla 2.13.) en la Ea. Los Cerros.

Para los datos analizados en la Ea. San Justo, el análisis de medidas repetidas no presentó diferencias, pero se observaron tendencias tales como que el mes de marzo presentó el mayor porcentaje de semillas frescas comparado con en el mes de enero y mayo. Asimismo, se observó una disminución del porcentaje de semillas frescas cuando la cobertura forestal decrece tal como

se observó en los análisis anteriores. Los datos analizados de la Ea. Los Cerros no presentaron diferencias en la interacción cobertura y años ($F = 0,72$; $p = 0,6357$), mientras que se observaron diferencias en cobertura forestal ($F = 7,12$; $p = 0,0039$) y los meses estudiados ($F = 4,38$; $p = 0,0221$). Se observaron diferencias dadas por la cobertura forestal (Tabla 2.13.) y por el mes de recolección. Los meses de marzo y abril presentaron los mayores porcentajes de semillas frescas mientras que ésta decreció para el mes de mayo.

Cob	%F enero	%F marzo	%F mayo	media
<30	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0 a
<50 ≥30	1,2±1,8	5,0±3,5	5,0±0,0	3,7 a
<70 ≥50	3,7±4,4	4,9±4,3	4,8±2,6	4,5 a
≥70	4,6±11,2	7,3±6,4	5,1±5,2	5,6 a
media	2,4 a	4,3 a	3,7 a	

Tabla 2.12. Viabilidad de semillas (% de semillas frescas) ± desvío estándar recolectadas en la Ea. San Justo (año 2004) para distintos grados de cobertura durante tres meses de mediciones en bosques de *N. pumilio*. Cob: rangos de cobertura forestal en %, letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

Cob	% F marzo	% F abril	% F mayo	media
<30	50,0	33,3	0,0	27,8 a
<50 ≥30	38,7±19,2	38,9±13,6	44,7±27,4	39,8 a
<70 ≥50	56,7±7,6	63,7±15,5	23,3±23,1	49,1 ab
≥70	68,9±18,1	73,9±17,7	51,0±21,2	64,9 b
media	54,5 a	53,2 a	28,5 b	

Tabla 2.13. Viabilidad de semillas (% de semillas frescas) ± desvío estándar recolectadas en la Ea. Los Cerros (año 2006) para distintos grados de cobertura durante tres meses de mediciones en bosques de *N. pumilio*. Cob: rangos de cobertura forestal en %, letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

Los análisis de viabilidad presentaron similitudes a los análisis de calidad de semillas. Los datos analizados en la Ea. San Justo (Tabla 2.14.) no presentaron diferencias, pero se observaron las tendencias descritas en el análisis de calidad. Se observó una mayor viabilidad para semillas recolectadas en las mayores coberturas forestales y se observó que el mes de marzo presentó el mayor porcentaje de semillas viables que los meses de enero y mayo. Para el análisis de viabilidad realizado en el año 2006 en la estancia Los Cerros (Tabla 2.15.), se observaron diferencias dadas

por la cobertura forestal ($F = 6,64$; $p = 0,0051$) Mientras que no se observaron diferencias en la interacción ($F = 0,39$; $p = 0,8749$) ni en los meses ($F = 1,58$; $p = 0,2242$). Se observan tendencias en los distintos meses analizados, donde el mayor porcentaje de viabilidad se presenta en el mes de marzo, disminuyendo en abril y en mayo. Tanto los análisis de semillas frescas como viables en ambos sitios de estudio muestran la tendencia de que el mes de marzo es el momento en que se produce la semilla de mayor calidad a lo largo del período de producción.

Cob	%V enero	%V marzo	%V mayo	media
<30	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0 a
<50 ≥30	0,0±0,0	1,2±1,8	2,5±3,5	1,2 a
<70 ≥50	2,1±2,4	1,6±3,0	1,9±0,4	1,9 a
≥70	2,5±6,1	4,4±6,0	1,6±2,5	2,9 a
media	1,1 a	1,8 a	1,5 a	

Tabla 2.14. Viabilidad de semillas (% de semillas viables) ± desvío estándar recolectadas en la Ea. San Justo (año 2004) para distintos grados de cobertura durante tres meses de mediciones en bosques de *N. pumilio*. Porcentaje de semillas viables ± desvío estándar, Cob: rangos de cobertura forestal en %, letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

Cob	%V marzo	%V abril	%V mayo	media
<30	25,0	0,0	0,0	8,3 ab
<50 ≥30	28,3±15,7	13,9±22,1	29,0±24,4	17,0 a
<70 ≥50	38,3±5,8	23,7±27,5	18,3±14,4	29,1 ab
≥70	60,2±21,8	53,6±36,7	40,4±24,1	51,1 b
media	38,8 a	21,3 a	19,0 a	

Tabla 2.15. Porcentaje de semillas viables recolectadas en la Ea. Los Cerros (año 2006) para distintos grados de cobertura durante tres meses de mediciones en bosques de *N. pumilio*.

Porcentaje de semillas viables ± desvío estándar, rangos de cobertura forestal en %, letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

Peso y tamaño de semillas

El análisis de peso y tamaño de semillas para distintas coberturas forestales (Tabla 2.16.) mostró que no existen diferencias en el largo de las semillas con relación a los grados de cobertura, pero se observaron tendencias que indican que el largo de las semillas caídas es menor en los sitios de baja cobertura. El peso de las semillas no presentó diferencias significativas, siendo la cobertura intermedia analizada el valor más alto con una disminución en los sectores de baja y

alta cobertura. Para analizar estos resultados es importante tener en cuenta que el año 2005 fue el año de menor producción de semillas (Tabla 2.2.) dentro del período analizado en la Ea. San Justo y presentó una baja proporción de semillas viables (Tabla 2.10.). Estos dos factores indican que el hecho de no encontrar diferencias en el peso podría estar debido a que la proporción de semillas vacías (más livianas) es alta.

Cob	L (mm)	Peso (g)
<50	6,8 ± 0,2 a	0,0159 ± 0,0011 a
<70 ≥50	7,2 ± 0,1 a	0,0164 ± 0,0006 a
≥70	7,3 ± 0,1 a	0,0155 ± 0,0007 a
p	0,0726	0,6173
F	2,64	0,48

Tabla 2.16. Largo y peso de semillas recolectadas en la Ea. San Justo (año 2005) para distintos grados de cobertura en bosques de *N. pumilio*. Valores indican promedio ± error estándar. L: Largo; rangos de cobertura forestal en %; Letras diferentes en una columna indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

Las semillas recolectadas en el año 2007 en la Ea. Los Cerros no presentaron diferencias dadas por el tamaño ($F = 0,44$ $p = 0,6464$) ni por el peso ($F = 0,70$ $p = 0,4990$), observándose las mismas tendencias que las descritas en la Tabla 2.16. En la Figura 2.3. se presenta la dispersión de los datos de peso y tamaño con una tendencia exponencial, donde las semillas de menor largo son las más livianas (0,004 a 0,015 g) y a medida que aumenta el largo, el peso tiende a ser mayor con un aumento de la dispersión de los datos (valores de 0,01 a 0,05 g para las semillas más largas).

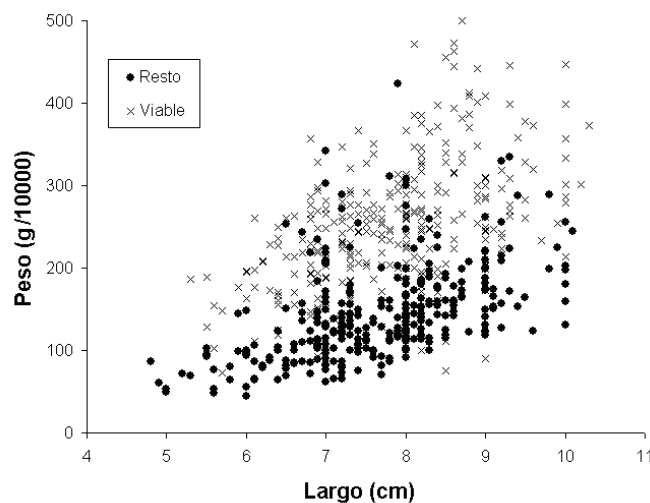


Figura 2.3. Peso y largo de semillas donde se observan las relaciones entre las semillas viables y no viables.

Las semillas más pesadas mostraron una tendencia a ser viables en comparación con las livianas y se observó que las semillas viables muestran una mayor dispersión que el resto, que resultaron en su mayoría semillas vacías, con el consiguiente menor peso y viabilidad nula. Se observa una clara separación en la dispersión de datos en semillas viables y el resto dado por el peso de las mismas, ya que las semillas más livianas no presentan endosperma ni embrión existiendo una marcada disminución del peso.

Las implicancias que se observan de estos resultados están básicamente relacionadas con el tipo de dispersión de las semillas de *N. pumilio*. Las semillas viables pesan en promedio 0,0262 g, mientras que las no viables 0,0132 g resultando una mayor dispersión a mayor distancia de semillas no viables. Teniendo en cuenta estos resultados se realizó un modelo logístico (Figura 2.4.) para predecir la viabilidad (0 no viable, 1 viable) de las semillas de *N. pumilio* utilizando las variables peso y largo de las semillas donde se eliminaron 4 datos de semillas no viables por considerarse valores atípicos, quedando así un n de 0 = 319 y un n de 1 = 306. El Chi² de modelo resultante fue de 351,92 y el p < 0,0001. El porcentaje ajustado de desviación explicado por el modelo fue de 88,40% para semillas no viables y 82,35% para las viables. Con este modelo se puede determinar la viabilidad teórica de las semillas sin necesidad de realizar el test de tetrazolium, siendo necesaria para ello la medición del largo de la semilla en mm y su peso en g.10000⁻¹.

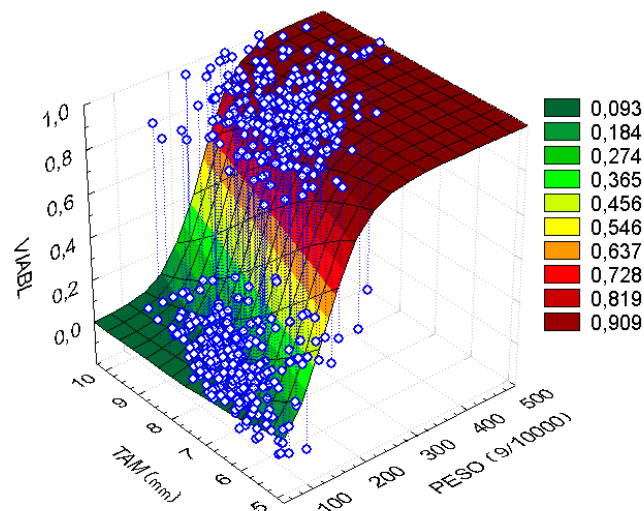


Figura 2.4. Modelo de regresión logística donde se observan las relaciones entre las semillas viables y no viables, peso y largo de semillas.

$$Viabilidad = \frac{e^x}{1 + e^x}$$

Donde:

$$X = -0,0389856 + (0,0291462) \cdot \text{Peso} + (-0,7165367) \cdot \text{Largo}$$

Peso: g/10000; Largo en mm

Dispersión de semillas

En la Figura 2.5. se presenta la distancia recorrida por las semillas bajo diferentes velocidades de viento. La influencia del peso de las semillas en la distancia recorrida se observa claramente, donde semillas más pesadas recorren una menor distancia para una misma velocidad de viento. Asimismo se observa una reducción de la pendiente de la curva a medida que aumenta la velocidad del viento. Cuando esto sucede, la resistencia del aire y por ende la energía transferida a las semillas es proporcional a la velocidad al cuadrado (Abbott, 1959).

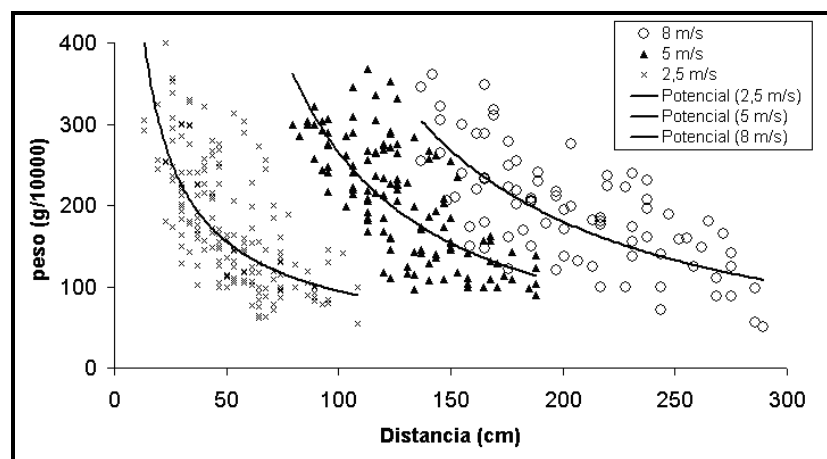


Figura 2.5. Distancia recorrida por semillas de *N. pumilio* en 3 velocidades de viento. Potencial: tendencia de los datos agrupados en las distintas velocidades de viento ensayadas.

Con los datos anteriormente presentados, se desarrolló un modelo no lineal para predecir la distancia horizontal en cm recorrida por las semillas utilizando como variables el peso de las semillas y la velocidad del viento al recorrer una distancia vertical de 95 cm. La distancia vertical de 95 cm fue establecida a priori, ya que es la altura del túnel de viento donde se analizó el vuelo de semillas. El modelo matemático generado presentó el comportamiento general de los datos observado, marcando una tendencia exponencial negativa. La función matemática utilizada fue:

$$\text{Dist} = a \cdot \text{Vel}^b \cdot \text{Peso}^{c \cdot \text{Vel}^d}$$

Donde: Dist: distancia recorrida en cm; Peso: peso de las semillas en $g \cdot 10000^{-1}$; Vel: velocidad del viento en $m \cdot s^{-1}$. Los parámetros y estadísticos del modelo se presentan en la Tabla 2.17. Se observa un r^2 ajustado de 91,04 %

Al aplicar el modelo logístico generado (Figura 2.4.), utilizando el peso y el tamaño a los resultados de vuelo de semillas (Figura 2.5.), se pudo determinar cuál es la distancia recorrida de las semillas viables para las diferentes velocidades de viento ensayadas.

Estadísticos	Estimación	Estadísticos	Estimación
a	1546,4	n	395
b	-0,217085	r^2 aj.	91,0412
c	-1,14309	DRE	19,9158
d	-0,637114	RP	15,4882

Tabla 2.17. Parámetros y estadísticos del modelo exponencial negativo. a, b, c, y d: Parámetros del modelo, n: número de observaciones, DRE = desviación residual estándar; RP = residual promedio.

La Figura 2.6. muestra las diferencias de distancia recorrida por semillas viables y no viables en diferentes velocidades de viento. Se obtuvieron los siguientes valores de distancia media recorrida por semillas viables: para la velocidad de $2,50 m \cdot s^{-1}$ un valor de $38,0 \pm 3,1$ cm (promedio \pm intervalo de confianza al 95%), para $5,04 m \cdot s^{-1}$: $114,9 \pm 3,9$ cm y finalmente para $8,03 m \cdot s^{-1}$: $184,5 \pm 9,3$ cm.

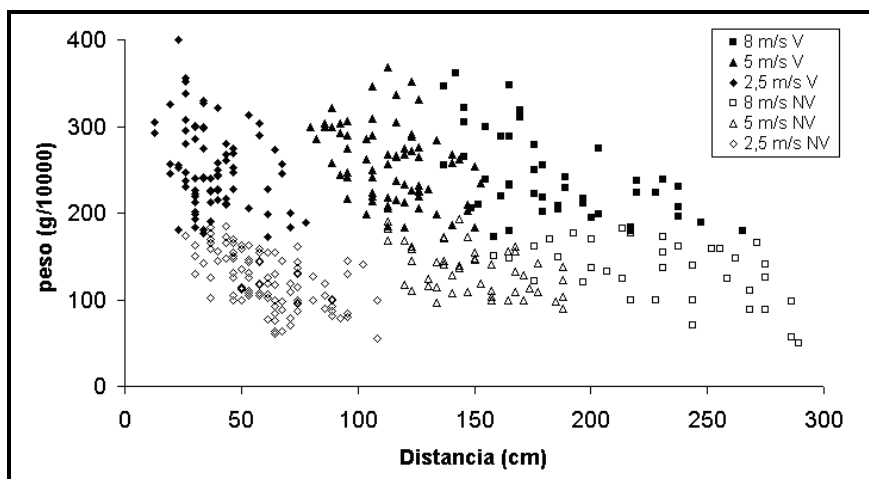


Figura 2.6. Distancia recorrida por semillas viables y no viables de *N. pumilio* en 3 velocidades de viento. V: semillas viables; NV: semillas no viables.

Se modelizó el comportamiento de la velocidad del viento dentro de 3 bosques con diferente índice de área foliar (IAF) de *N. pumilio*: un bosque sin intervención y dos bosques aprovechados mediante RD (Figura 2.7.).

Se observó que la velocidad del viento aumenta a medida que aumenta la altura del dosel, mientras que el aumento del IAF hace decrecer la velocidad del viento a lo largo de todo el perfil. En la Figura 2.8. se observa la velocidad del viento en los 3 bosques ensayados, que corresponden a un BSI, a una RD con $30 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ de área basal remanente y a otra RD con $15 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ de área basal remanente.

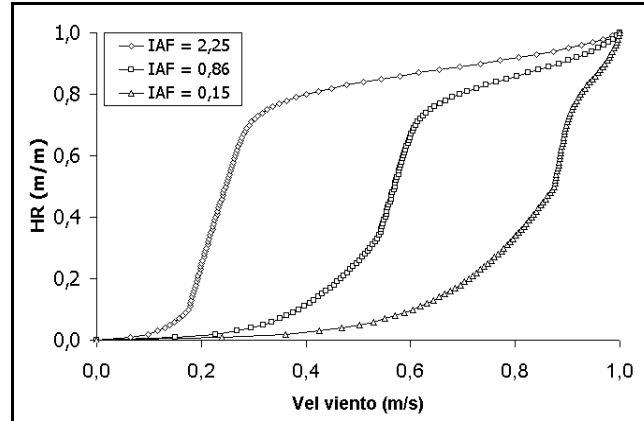


Figura 2.7. Velocidad del viento en relación a la altura relativa del dosel forestal para 3 niveles de área foliar. Vel viento: Velocidad del viento, HR: altura relativa, IAF: índice de área foliar.

Las velocidades de viento modelizadas corresponden al promedio de las velocidades máximas para el mes de marzo, mes donde se registró el 68-85% del total de la caída de semillas. La velocidad del viento en el interior del BSI es mucho más reducida que en los bosques intervenidos, dando velocidades del viento del orden del metro por segundo mientras que fuera del bosque se observan $5,8 \text{ m}.\text{s}^{-1}$. La reducción de la velocidad del viento en los bosques fuertemente intervenidos (RD con $15 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$) se observó a partir de los 10 m de altura.

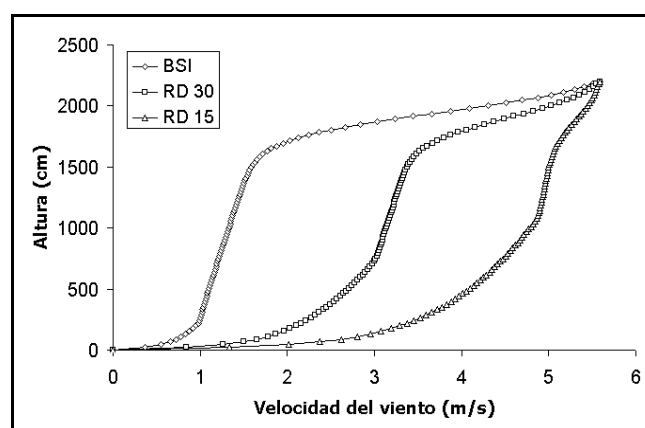


Figura 2.8. Velocidad del viento en un bosque de 22 m de altura para un bosque sin intervención y 2 bosques aprovechados. Velocidad del viento, BSI: bosque sin intervención, RD 30: Retención dispersa con $30 \text{ m}^2/\text{ha}$ de área basal remanente, RD 15: Retención dispersa con $15 \text{ m}^2/\text{ha}$ de área basal remanente.

Los resultados observados en la Figura 2.9. indican una mayor distancia recorrida por las semillas en bosques de menor densidad para una velocidad de viento de $2,1 \text{ m.s}^{-1}$ en la RD, llegando a sobrepasar los 25 m de vuelo horizontal en bosques de $15 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ de área basal. En los bosques sin intervención la abrupta caída en la distancia horizontal recorrida a partir de los 17 m de altura se encuentra relacionada con el comportamiento del perfil de velocidades observado en Figura 2.7.

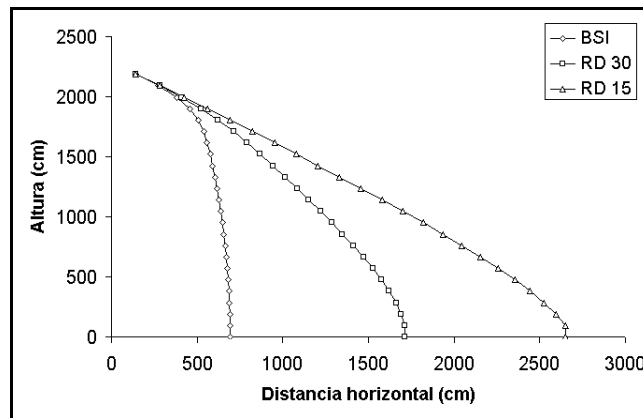


Figura 2.9. Recorrido de una semilla de *N. pumilio* de 0,02 g de peso en un bosque de 22 m de altura sin intervención y 2 bosques aprovechados para velocidades de viento promedio del mes de marzo. Velocidad de viento de $2,1 \text{ m.s}^{-1}$ en la RD con un AB remanente de $30 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$

Dado que la mayor caída de semillas se observó en el mes de marzo, se realizaron para este mes los análisis de velocidad de viento y dirección. El histograma de frecuencias de velocidades del viento en una RD, tomando el promedio diario de las mediciones horarias de la mayor velocidad del viento (Figura 2.10.) indica que la mayoría de las frecuencias se concentran en velocidades de viento inferiores a $2,5 \text{ m.s}^{-1}$, mientras que existen eventos con una frecuencia del 14.8 % en donde la velocidad del viento es mayor a 4 m.s^{-1} .

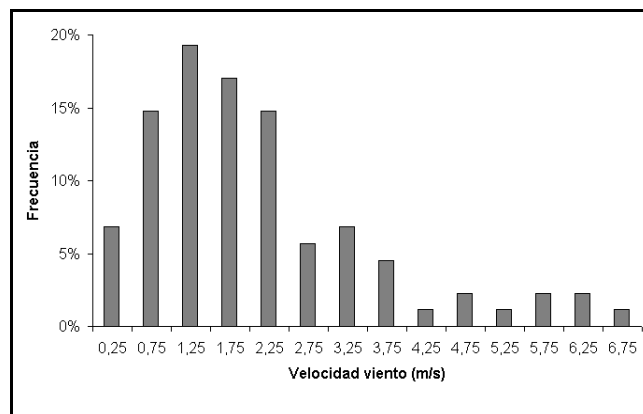


Figura 2.10. Histograma de frecuencias de velocidades del viento en una RD para el mes de marzo. Frecuencias del promedio diario de la velocidad del viento en m/s.

La distancia recorrida por las semillas bajo la influencia de un viento de $3,75 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (Figura 2.11.) mostró diferencias con respecto al método de regeneración aplicado (Figura 2.9.) ya que las distancias recorridas son mayores y con menor pendiente. Asimismo hay que tener en cuenta que una mayor velocidad del viento produciría una mayor probabilidad de desprendimiento de la semilla, produciéndose una mayor dispersión de las mismas. Para el presente trabajo no se realizaron ensayos de abscisión de semillas en relación a la velocidad del viento, no tomando en cuenta para los análisis esta relación.

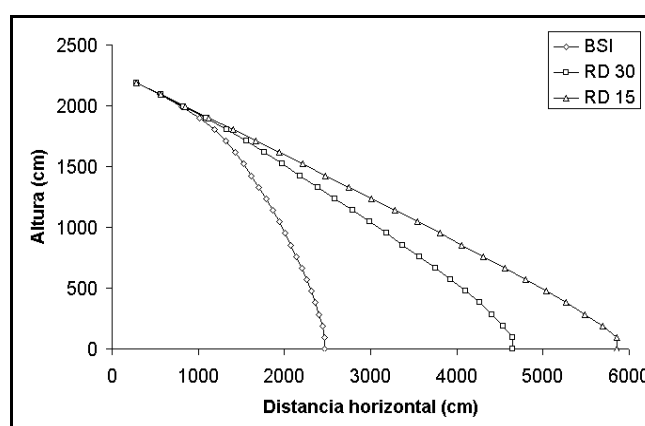


Figura 2.11. Recorrido de una semilla de *N. pumilio* de 0,02 g de peso en un bosque de 22 m de altura sin intervención y 2 bosques aprovechados para una velocidad de viento de $3,75 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ en la RD con un AB remanente de $30 \text{ m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$.

Utilizando los datos horarios de dirección y velocidad del viento se realizó la sombra de semillas para un bosque sin intervención, y dos bosques intervenidos con 30 y $15 \text{ m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$ de área basal remanente (Figura 2.12.). Los gráficos de dispersión de semillas revelan sombras de semillas asimétricas. Esta asimetría puede deberse al efecto de los vientos dominantes del Oeste en la Patagonia en el mes correspondiente a la dispersión y la concentración en las cercanías del centro.

En el BSI se puede observar una concentración de caída de semillas cerca del centro, llegando a volar 63 m como máximo dentro del bosque en dirección E. Mientras que el 35% de las semillas vuela solo 25 m en dirección SE. Estos resultados indicarían el confinamiento de un alto porcentaje de la producción de semillas dentro de los BSI. En la RD con $30 \text{ m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$ de área basal remanente se observa un aumento en las superficies de las sombras de semillas, dadas principalmente por el aumento en la dirección del viento al disminuir la densidad de árboles. La dispersión de semillas se ve favorecida pero como se observó anteriormente, la producción de semillas disminuye. Con una disminución del AB a $15 \text{ m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$ remanente no se observaron diferencias en cuanto a la superficie de semillas que implica el 10% del total, siendo las restantes sombras de semillas mayores que las analizadas en la RD con $30 \text{ m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$ de área basal remanente.

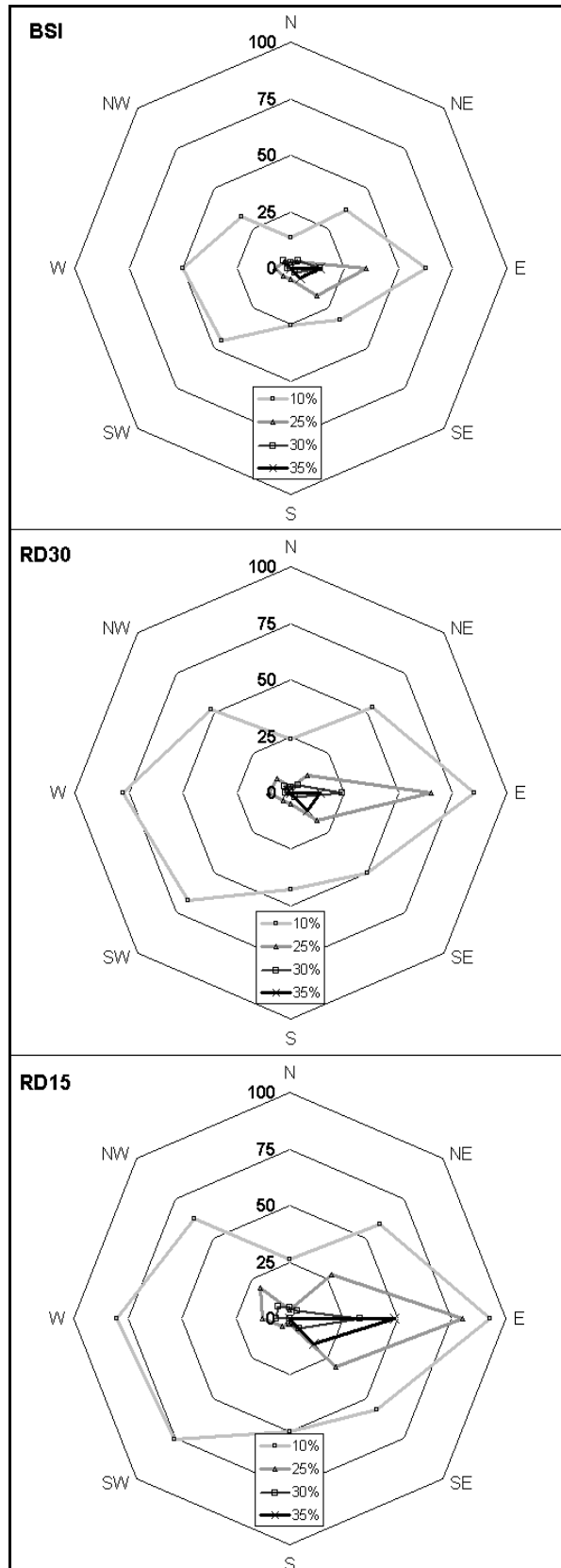


Figura 2.12. Sombras de semillas en % del total. Se modelizó para semillas de *N. pumilio* de 0,02 g de peso en un bosque de 22 m de altura sin intervención y dos bosques intervenidos. Las superficies no se solapan. BSI: Bosque sin intervención, RD30: Bosque aprovechado utilizando el método de RD con un AB remanente de 30 m².ha⁻¹, RD15: Bosque aprovechado utilizando el método de RD con un AB remanente de 15 m².ha⁻¹

DISCUSIÓN

Producción anual de semillas

La producción y viabilidad de semillas varió en forma proporcional a los cambios de la cobertura forestal debidos al aprovechamiento. La producción de semillas presentó fluctuaciones temporales, donde esta variabilidad anual ha sido citada para *Nothofagus* (Wardle, 1984), siendo notable para *N. pumilio* (Schmidt *et al.*, 1996). Los 5 primeros años analizados en este trabajo pueden considerarse como de baja producción, comparados con los máximos alcanzados en los años 1982, 1988, 1996 y 1999 - 2000 (Schmidt, 1997, Massaccesi *et al.*, 2008) y la producción en el año 2007. Los cambios en la cobertura forestal debido al aprovechamiento modificaron la tasa de caída de semillas, la producción de semillas difiere entre sectores aprovechados y bosques sin intervención, siendo esto coherente con valores obtenidos en otros estudios (Martínez Pastur *et al.*, 2008). Sin embargo, los resultados encontrados en BSI y centros de agregados ($\geq 70\%$ de cobertura) presentan años con menor producción de semilla que en coberturas de 50% al 70%. Este aumento en la producción podría deberse a la exposición lateral de las copas a los rayos solares al realizar la quita de los individuos cercanos cuando se realiza el aprovechamiento forestal, lo que aumentaría la producción de semillas por árbol superando a la producida en el BSI (Martínez Pastur *et al.*, 2008).

Las fluctuaciones anuales en la producción de semilla pueden deberse a otros factores asociados, como condiciones fisiológicas de cada árbol (*e.g.* estrés), enfermedades o fluctuaciones anuales en las poblaciones de insectos y de aves frugívoras siendo estrategias para superar la predación por parte de éstos (Silvertown, 1980). Un estudio a sólo 12,5 km de San Justo (Cuevas, 2000) indica una periodicidad del pico de producción de semillas cada 7 años, mientras que otro estudio a 250 km de San Justo (Schmidt *et al.*, 1995) documenta que en los años 1982, 1988 y 1996 ocurrieron altas producciones de semilla que llegan hasta los 15 millones de semillas por hectárea en bosques primarios. Schmidt *et al.* (1995) recolectaron semillas de *N. pumilio* durante 20 años y observaron un aumento en la producción de semillas cada 6 u 8 años. Estos pulsos de máxima producción de semilla son conocidos como "semillazón". La semillazón ("masting") es la producción sincronizada e intermitente de semillas en poblaciones de especies longevas (Janzen, 1971). Los valores promedio para *N. pumilio* encontrados en años de máxima producción fueron de 14.7 millones por ha (Martínez Pastur *et al.*, 2008), 16,0 millones por ha en la XII Región de Chile (Schmidt *et al.*, 1995) y 50,0 millones por ha en Tierra del Fuego (Cuevas, 2000).

En especies de *Nothofagus* de Nueva Zelanda se presentan ciclos de semillazón que varían en su periodicidad y magnitud de acuerdo con la especie. Estos ciclos ocurren entre 4 a 6 años, aunque se registraron intervalos de hasta 11 años (Wardle, 1984). La floración a gran escala y una

exitosa polinización que preceden a una semillazón se dispararían por un verano cálido previo (Ogden *et al.*, 1996). En bosques de *Nothofagus* de Sudamérica se estudiaron algunas especies de Chile (*N. dombeyi*, *N. glauca*, *N. nervosa*, *N. nitida*, *N. obliqua* y *N. pumilio*). A pesar de haberse observado en muchos casos períodos cortos de registro de caída de semillas, determinaron períodos de 2 años para la semillazón, con la salvedad de *N. obliqua* donde se determinó una periodicidad de tres años (Donoso, 1993). En el caso de *N. alpina* y *N. dombeyi*, en el año 1970 se observó 0,17 y 8,8 millones de semillas por ha respectivamente, mientras que en 1971 la producción alcanzó 15,34 y 168,64 millones de semillas por ha (Burschel *et al.*, 1976). La periodicidad en la producción de grandes cantidades de semillas para *Nothofagus* sp., además de ser una estrategia para evitar la predación, podría ser una respuesta a los cortos períodos de crecimiento en los climas fríos donde se desarrolla. Al presentar *N. pumilio* un período de crecimiento limitado, una producción alta de semillas no podría ser sustentable, debiendo maximizar el crecimiento en estos cortos períodos de tiempo y desarrollar una gran producción de semillas solo cuando existe una abundante reserva de energía. Los resultados obtenidos al analizar el número de semillas por kg indican una tendencia que el tamaño (y por consiguiente el peso) de las semillas disminuye con la reducción de la cobertura. La causa de estas tendencias podrían deberse a la incorporación a los sectores de baja cobertura, semillas provenientes de árboles alejados y de menor peso y tamaño. En poblaciones de *N. nervosa*, Marchelli y Gallo (1999), observaron diferencias en el peso de semillas en diferentes sectores de la distribución natural, atribuidas a características genéticas o ambientales. Asimismo, observaron una correlación positiva entre la producción anual de semillas y el peso, coincidiendo con los resultados de este estudio donde en años de menor producción el peso de las semillas era menor, al igual que su viabilidad. La causa explicaría las diferencias de peso y tamaño podrían estar relacionadas con las condiciones climáticas que permitieron un mayor tiempo de llenado de las semillas. El período de crecimiento en *N. pumilio* se restringe a unos pocos meses al año, estando fuertemente influenciado por variaciones en la temperatura a mediados del verano, que pueden acortar el ciclo (Roig *et al.*, 2002). Otra causa, estaría en relación con los cambios en las poblaciones de insectos, que podrían dejar un mayor porcentaje de semillas afectadas (vacías).

La diferencia observada en producción entre las Ea. San Justo y Los Cerros denota una marcada variación entre sitios. Variaciones de producción de semillas entre sitios fueron observadas también para bosques de *N. nervosa* (Marchelli y Gallo, 1999). En el período 1977 a 1978 Schlegel *et al.* (1979) observaron en una latitud de 45° para dos bosques puros de *N. pumilio* una producción de 1,00 y 7.21 millones de semillas por ha. Para los 41° de latitud, Rusch (1993) observó valores de 0,19 y 1,34 millones de semillas por ha en dos sitios cercanos entre si. Estas variaciones tan marcadas (8,04 millones de semillas por hectárea) para una separación entre

sitios relativamente cercana (55 km entre San Justo y Los Cerros) sugieren utilizar en los muestreos una amplia distribución de las trampas.

Análisis de viabilidad de las semillas

Los cambios en la cobertura forestal debido al aprovechamiento modificaron la viabilidad de semillas, siendo menor en los sectores de menor cobertura. Esta diferencia podría deberse a que los sectores con baja cobertura se encuentran alejados de los árboles semilleros, y las semillas que son arrastradas por el viento por lo general son más livianas. La falta de aportes de semillas viables es un problema para regenerar correctamente los sectores de baja cobertura. Asimismo, las marcadas diferencias anuales del porcentaje de calidad y viabilidad pueden deberse al ataque de insectos que parasitan las semillas, principalmente himenópteros y coleópteros que pasan parte de su ciclo dentro de los frutos en formación. Carrillo y Cerda (1987) reportan un 90% de las semillas de *N. alpina* consumidas por un lepidóptero, lo que ocasionó una escasa regeneración. En un bosque de *N. pumilio* se reportó que un 71,4% de las semillas fueron consumidas por insectos y un 7% por roedores (Rusch, 1987). Sin embargo, en *Nothofagus* sp. la proporción de semillas frescas es mayor con la ocurrencia de fenómenos de semillazón que en años de baja producción (Ogden *et al.*, 1996, Veblen *et al.*, 1996), lo que generaría que la predación no sea significativa en eventos de semillazón. Esta relación fue observada en el presente trabajo y en *N. alpina* y *N. dombeyi*, donde el porcentaje de viabilidad fue cercano a cero durante los años de baja producción de semillas y en un rango de 7 a 22% en los años de alta producción (Burschel *et al.*, 1976;). Alley *et al.* (1998) encontraron diferencias en la viabilidad de la semilla en años de baja producción, donde se encontraron valores cercanos al 1% de las semillas viables, hasta valores de 62% en *Nothofagus truncata* y 32% en *Nothofagus menziesii* en años de gran producción. En el presente estudio, el tamaño y peso de las semillas presentaron una relación directa con su viabilidad. Ledgard y Cath (1983) encontraron esta misma relación positiva en 4 especies de *Nothofagus* (*N. fusca*, *N. solandri* var. *solandri*, *N. solandri* var. *cliffortioides* y *N. menziesii*). El comportamiento de *N. pumilio* con respecto a la producción de semillas y su viabilidad presenta similitudes con lo observado por Alley *et al.* (1998). Estos mismos resultados se observaron en *N. solandri* var. *solandri*, donde la cantidad de semillas producidas anualmente varía marcadamente año a año, en años de alta producción más del 70% de las semillas son viables, mientras que en años de baja producción se encontró un rango de viabilidad del 0 al 15% de la producción total (Wardle, 1974). Asimismo, las variaciones mensuales en la viabilidad de semillas observadas en el presente estudio se corresponden con los resultados obtenidos por Martínez Pastur, *et al.* (2008), donde observó un pico en la producción de frutos inmaduros para el mes de febrero y un 68% de la producción de semillas para el mes de marzo.

Efecto del viento y dispersión de semillas dentro del bosque

En el presente estudio se observó que el tamaño, el peso de las semillas y los factores climáticos modificaron la distancia y rumbo de dispersión de las semillas. Los bosques permiten que una parte del viento circule por su interior, donde las hojas, ramas y troncos ofrecen una elevada superficie de fricción haciendo que la velocidad del viento dentro del bosque sea menor. Existe un gradiente de velocidad del viento, donde ésta es mínima en la parte más alta de la cubierta, donde es mayor la densidad foliar (Yi, 2008). Debajo de este nivel, la velocidad del viento puede incrementarse (Arya, 2001).

El efecto del viento dentro del bosque indica que la distancia de dispersión de semillas está íntimamente ligada con la estructura. El viento es el agente de dispersión de semillas en *N. pumilio*, siendo los principales factores que influyen en la dispersión anemócora los relacionados con las características de las especies, las variables físicas y el tipo de paisaje (Greene y Johnson, 1989). Entre las características físicas se pueden citar a la velocidad y dirección del viento (Tackenberg, 2003) y las variables paisajísticas como la topografía y la vegetación acompañante (Harper, 1977; Augspurger y Franson, 1987; Willson, 1992; Tackenberg, 2003). El conocimiento de la distancia recorrida por las semillas es de gran importancia ya que se relaciona con la distribución espacial de los renovales en zonas disturbadas (Oliver y Larson, 1996). En especies forestales del bosque andino patagónico, la dispersión de semillas es menor a la encontrada en el presente estudio (Bustamante, 1996). La distribución acotada de dispersión ocasiona un reducido movimiento en la población, siendo factible de encontrar la regeneración en las inmediaciones de los árboles parentales. Como consecuencia se obtiene un establecimiento de renovales genéticamente emparentados en la cercanía del árbol padre. Esto mismo fue encontrado en bosques maduros de *N. dombeyi* (Premoli y Kitzberger, 2005), donde la mayor cantidad de las semillas caen a una distancia de entre 11 a 14 m, mientras que para *Austrocedrus chilensis* ((Don) Florin *et* Boutleje) se observó una mayor distribución, con valores de 16 a 43 m (Kitzberger, 1995). Asimismo, la diseminación de semillas a grandes distancias, por medio de eventos poco frecuentes podría tener importantes consecuencias para la estructura genética de poblaciones y el reclutamiento (Nathan y Muller-Landau, 2000; Nathan *et al.*, 2001; Cain *et al.*, 2001). La sombra de semillas observada en el presente estudio presenta una forma asimétrica, debido quizás a las diferentes distribuciones de los vientos durante el período de diseminación. Otros estudios sugieren que las formas asimétricas de la sombra de semilla pueden deberse, además de la dirección dominante del viento, a factores topográficos, a la heterogeneidad del hábitat y al patrón de comportamiento de los vectores dispersores (Willson, 1992; Kitzberger, 1995; Greene y Johnson, 1996; Tercero-Bucardo, 2001; Tackenberg *et al.*, 2003).

Wardle (1970, 1974) encontró en base a la regeneración de *N. solandri* var. *solandri* en árboles aislados, una dispersión de hasta 200 m, siendo la semilla de esta especie normalmente no

mayor a 7 mm de largo. En *N. menziesii* Allen (1987) observó una dispersión de 250 m desde los árboles parentales, mientras que en base a la observación de árboles aislados, sugiere que la dispersión podría llegar a ser de hasta 6 km. Esta dispersión en otras especies de *Nothofagus* es similar a la calculada para *N. pumilio*, demarcando también que las semillas viables presentan una menor dispersión que las no viables debido a su mayor peso. La dispersión máxima para *N. pumilio* podría tener valores cercanos a los calculados por Allen (1987). Se han observado semillas y hojas de *N. pumilio* en glaciares de altura a 3 km del límite del bosque (Salomón, obs. pers.), mientras que en la bibliografía se cita una distancia de dispersión de hasta 50 m del árbol (Donoso, 1975). Asimismo, la mayor velocidad del viento registrada en la RD para marzo ($17,7 \text{ m.s}^{-1}$) sugiere una amplia dispersión, mayor a la calculada en forma teórica ya que en el modelo no contempla turbulencia. Diversos autores sugieren valores de máxima dispersión por encima de 2 km, como Wardle (1980) con 6 km, June (1982) con 12 km y Preest (1963) con 2 a 3 km. A pesar de que se observó una distancia máxima de dispersión menor a 100 m, es probable que la distancia real máxima de dispersión será considerablemente superior, debido a la poca frecuencia de ocurrencia de eventos climáticos que produzcan una dispersión a larga distancia siendo difíciles de detectar por métodos directos (Cain *et al.*, 2001).

CONCLUSIÓN

El patrón de producción de semillas fue coincidente en los sectores de bosque sin intervención (BSI) y dentro de los agregados de retención, que en los sectores aprovechados (coberturas entre 30 y 70%), siendo probable que la producción de semillas esté correlacionado con el desarrollo de los árboles de las que provienen, siendo éstos de mayor tamaño y más homogéneos en los rodales de cobertura <70%. La producción de las semillas es variable entre las distintas coberturas estudiadas, encontrándose marcadas variaciones anuales. Por otra parte, es probable que el tamaño de las semillas esté correlacionado con el desarrollo de los árboles de los que provienen, siendo éstos de mayores tamaños y más homogéneos en los rodales aprovechados. Respecto de las zonas con coberturas inferiores al 30%, la cantidad de semillas encontrada es muy baja, correspondiendo sobre todo a semillas vanas (más livianas) y no viables. La dispersión de semillas es en forma asimétrica debido a la distribución de los vientos en el período de máxima dispersión, siendo más abundante en el sentido de los vientos dominantes. La distancia de dispersión calculada en este estudio sugiere un amplio rango de espaciamiento entre árboles para el aporte de semillas, siendo necesario para aportar un número significativo de semillas la ocurrencia de un pico en la producción de las mismas. Los resultados respecto de la producción, calidad y dispersión de las semillas en los rodales intervenidos, deberían tenerse en cuenta para diseñar estrategias que aseguren la regeneración en toda la superficie de los rodales.

La apropiada provisión de semillas estaría mejor asegurada si la cobertura forestal fuera homogénea y mayor al 30%.

CAPÍTULO 3: REGENERACIÓN

INTRODUCCIÓN

Dentro de los bosques puros de *Nothofagus pumilio* podemos encontrar un banco de renovales en el sotobosque, que se va renovando a lo largo de los años y que se liberará al producirse la apertura del dosel cuando se realiza una intervención silvícola (Skrut *et al.*, 1997; Martínez Pastur *et al.*, 1999a; Cuevas y Arroyo, 1999). Las plántulas de *N. pumilio* presentan una elevada mortalidad temprana por competencia por luz. A pesar de ello, las plántulas que sobreviven se instalan exitosamente en el bosque, aún en los rodales con muy baja cobertura. La humedad del suelo es de suma importancia en la supervivencia de renovales, siendo importante evaluar las variables que dominan el balance hídrico (Rusch, 1992). En general *N. pumilio* no presenta problemas de regeneración pudiendo encontrarse en Patagonia sur una gran cantidad de renuevos bajo el dosel del bosque en coberturas, mientras que en el norte de Patagonia las condiciones son distintas (Heinemann, 2007). Las plántulas son más vigorosas y robustas (hojas más grandes, mayor sistema radicular y entrenudos más largos) en el rodal con menos cobertura, que aquellas crecidas en bosques cerrados, que en su mayoría sólo presentan un pobre desarrollo radicular y un par de hojas inconspicuas. Las tareas de aprovechamiento forestal afectan significativamente la regeneración pre instalada, ya que al arrastrar los rollizos se producen notables alteraciones y daños en las plántulas, el suelo y el sotobosque (Vatasan, 1983; Schmidt *et al.*, 1992). Entre un 42% (Martínez Pastur *et al.*, 1999a) y un 65% (González, 1995) de las plántulas son destruidas durante el aprovechamiento. Asimismo, se producen cambios importantes en las condiciones microclimáticas dentro del bosque, con una mayor intensidad lumínica, aumento de la temperatura del suelo y mayor precipitación efectiva (Caldentey *et al.*, 1998; Otero *et al.*, 1998), lo que puede producir una gran mortalidad de plántulas en años de bajas precipitaciones. Por lo expuesto, resulta necesario conocer si la mortalidad de plántulas podría llegar a poner en peligro el banco de plántulas, haciendo que éste sea insuficiente para regenerar el rodal. Para ello es importante estudiar la dinámica de la regeneración luego del aprovechamiento, con el fin de evaluar si la cantidad y calidad de los renuevos sobrevivientes son suficientes para una correcta regeneración del rodal. Asimismo, hay que conocer la importancia del banco de plántulas en el bosque post-cosecha ya que el bosque se renueva a partir del banco de plántulas y de las plántulas que se instalan después de la cosecha.

El conocimiento sobre de la dinámica de la regeneración en *N. pumilio* se ha centrado en el daño por herbivoría (Doods, 1997; Martínez Pastur *et al.*, 1999b; Pulido *et al.*, 2000) o por tareas

de aprovechamiento (González, 1995; Martínez Pastur *et al.*, 1999a). Dado que el principal indicador que define el éxito de una determinada propuesta silvícola es la regeneración, es necesario conocer las modificaciones que se producen luego de realizadas las intervenciones. El crecimiento de la regeneración depende principalmente de la disponibilidad de luz y de agua en el suelo (Rusch, 1992; Heinemann *et al.*, 2000). *N. pumilio* es una especie semiheliófila que presenta alta instalación en elevadas coberturas forestales, requiriendo mayor disponibilidad de luz para poder desarrollarse (Tortorelli, 1956; Mutarelli y Orfila, 1971; Uriarte, 1987; Bava y Puig, 1992; Rusch, 1992; Loguercio, 1995; Rechene, 1995; Martínez Pastur *et al.*, 2007a). Al germinar las semillas bajo el dosel se forma un banco de renovales que puede permanecer varios años. Estos renovales responden al cambio de factores ambientales ante disturbios naturales como incendios localizados, avalanchas, deslizamientos o volteos por vientos fuertes o ante disturbios artificiales como intervenciones silvícolas. Estos cambios permiten una mayor entrada de luz comenzando la fase de regeneración del bosque (Martínez Pastur *et al.*, 2004). Sin embargo, el exceso de luz podría alterar negativamente el desarrollo en altura de la regeneración. La disminución en la disponibilidad de agua en los primeros estratos del suelo conduce a un re-direccionamiento de los fotosintatos hacia la producción de biomasa subterránea (Daniel *et al.*, 1982; Lencinas *et al.*, 2007). De esta forma, la cobertura forestal es un factor importante que determina la disponibilidad de luz a nivel del suelo para poder evaluar la regeneración del bosque, y de esta forma la instalación y crecimiento de la regeneración.

Hipótesis

La supervivencia de la regeneración aumenta a medida que disminuye la cobertura por un aumento de luz y agua disponible.

El crecimiento en altura de la regeneración alcanza un máximo a valores intermedios de cobertura que determinan un óptimo ambiental.

Objetivos

Analizar la dinámica de la regeneración de bosques de *N. pumilio* sin intervención y con diferentes grados y patrones de alteración de su cobertura forestal de árboles padres.

Cuantificar la emergencia, crecimiento y mortalidad de plántulas en bosques con diferentes grados y patrones de alteración de su cobertura forestal.

Determinar las relaciones entre la cobertura forestal e incorporación y crecimiento en altura de los renovales.

Analizar las relaciones entre variables microclimáticas y la dinámica de la regeneración.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se instalaron en el año 2002, 16 parcelas de regeneración de 3 m² ubicadas en el Rodal 4 de la Ea. San Justo compuestas de la siguiente forma: Una subparcela central de 1 m² de superficie dividida en cuatro cuadrantes de 0,25 m² (NE, SE, SO y NO) y desde el centro de ésta, se proyectan cuatro transectas de 5 m (N, S, E y O). Al final de las transectas se ubican subparcelas rectangulares de 0,5 m² (0,2 m x 2,5 m) (Figura 3.1.). Este diseño obedece a la gran variabilidad de coberturas donde se midió la regeneración, enfocando el muestreo a la realización de pocas parcelas de gran tamaño y extensas.

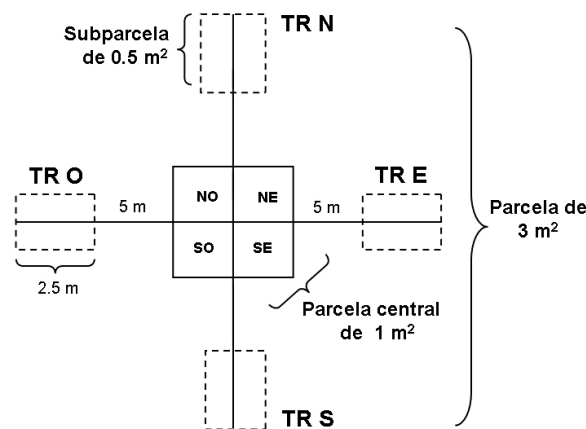


Figura 3.1. Parcelas de muestreo que fueron realizadas en los distintos métodos de regeneración.

Asimismo, se trabajó con datos provenientes del Rodal 13 de la Ea. San Justo intervenido en el año 1997 mediante un método de retención dispersa. En el centro de cada unidad (descrita en el punto "Estabilidad estructural de la retención dispersa" del Capítulo 1) se instalaron en el año 2001, 10 parcelas cuadradas de 1 m² de superficie, dividida en cuatro cuadrantes de 0,25 m² (NE, SE, SO y NO). Estas parcelas fueron realizadas para determinar la respuesta de la regeneración a la aplicación de un método de regeneración.

Para caracterizar el banco de plántulas en los bosques de la Ea. Los Cerros, se instalaron 72 parcelas permanentes en el año 2006. Estas parcelas se ubicaron en forma contigua a las trampas colectoras permanentes de semillas detalladas en el punto "Producción de semillas" del Capítulo 2 (centro del agregado (CE), borde (BO), en el punto más alejado de los agregados (AF) y en un bosque no intervenido (BSI)), donde se tomaron las fotografías hemisféricas para caracterizar el canopeo descritas en el punto "Utilización de fotografías hemisféricas para caracterizar el canopeo" del Capítulo 1. Las parcelas consistieron en fajas de 5 m de longitud y 20 cm de ancho cada una.

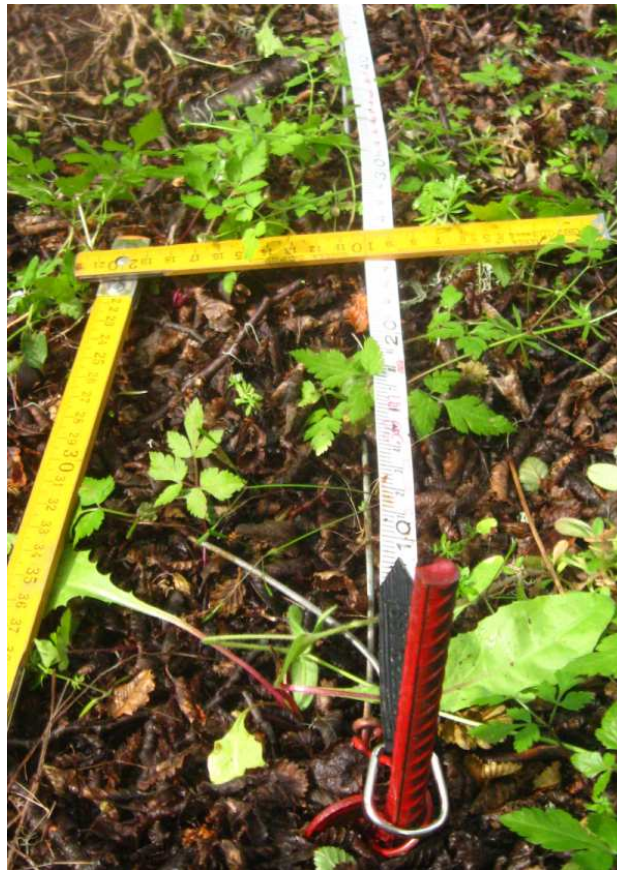


Foto 3.1. Vista de una parcela de regeneración en la Ea. Los Cerros.

Las parcelas se construyeron utilizando estacas de hierro y alambre (Foto 3.1.). La elección de esta cantidad, forma y superficie de parcelas responde a la experiencia obtenida en previos estudios, eligiéndose un diseño de parcelas que capte mejor la variabilidad en la distribución de la regeneración y las repeticiones suficientes para realizar los análisis.

En cada parcela de los sitios de muestreo (Ea. San Justo Rodal 4 y 13 y Ea. Los Cerros) se contó y midió anualmente todas las plántulas de *N. pumilio*, determinándose la densidad (en número de plántulas por hectárea), edad, altura de las plántulas y se realizó un mapeo de todos los renovales para la realización de las mediciones futuras. El conteo de la edad se realizó a través de los mucrones que dejan las yemas en el tallo de las plántulas (Foto 3.2.), siendo una herramienta de gran precisión hasta los 15-20 años de edad (Skrt *et al.*, 1997; Cuevas, 2000).

La altura de las plántulas se corresponde a la longitud existente entre la base y el brote apical dominante vivo extendiendo la planta. Se obtuvieron promedios de densidad, incorporación, mortalidad y crecimiento en altura. Muchas veces, debido a efectos del ramoneo o al desecamiento de los ápices, la altura total de los individuos decrecía de un año a otro. Estos datos se incorporaron en los análisis como valores negativos registrándose asimismo las causas de la disminución.



Foto 3.2. Vista de mucrón en un renoval de *N. pumilio*.

Para el crecimiento en altura y para la incorporación, se realizaron modelos matemáticos que predicen la altura total y la incorporación de los renovales mediante técnicas de regresión no lineal (Mendenhall *et al.*, 1986). Se ensayó un modelo que fue desarrollado para la predicción del volumen de *N. pumilio* utilizando el DAP y la calidad de sitio por Peri *et al.* (1997). El modelo se resolvió mediante técnicas de regresión no lineal, y se expresa de la siguiente forma:

$$Inc = a \cdot MAXinc^b \cdot Cob^{c \cdot MAXinc^d}$$

donde a , b , c , d son los coeficientes del modelo, Inc es la incorporación de plántulas de un año en miles de individuos por hectárea, Cob es la cobertura del dosel forestal en %, $MAXinc$ es el número de plántulas de un año en miles por hectárea en coberturas mayores al 70%. El desarrollo de este modelo se encuentra inspirado en modelos de crecimiento (Payandeh y Wang, 1994; Vanclay, 1994; Wang y Payandeh, 1994).

Partiendo de la forma matemática del modelo de Chapman-Richards por su base biológica, flexibilidad y exactitud (Zeide, 1993) se desarrolló un modelo para predecir la supervivencia de la regeneración con la utilización de la cobertura y la edad de las plántulas. Se utilizó el algoritmo propuesto por Marquardt (1963) para la estimación de los parámetros. Los valores iniciales de los parámetros de todos los modelos matemáticos fueron ajustados mediante sucesivas iteraciones de prueba y error. Para la evaluación del ajuste estadístico se utilizó el coeficiente de determinación R^2 . Se calcularon el error estándar y el error medio absoluto.

Para caracterizar el microclima se colocaron 9 *data loggers* (HOBO, Watermark Monitor y Rain Wise Collector) capaces de registrar humedad, temperatura del aire y temperatura del suelo. La temperatura del suelo se determinó a una profundidad de 15 cm mediante un sensor conectado al *data logger*. El instrumental se colocó en los agregados 10, 15 y 24 del tranzón 2 de corta en la Ea. Los Cerros. Se instalaron para cada agregado en los distintos componentes del método de

regeneración (retención dispersa y agregada): 3 *data loggers* en el centro del agregado (AD) y 3 en el componente de retención dispersa, en el punto más alejado de los agregados (AF). Asimismo los 3 *data loggers* restantes se instalaron en los bosques no intervenidos, cercanos a las parcelas de dinámica de regeneración. Las mediciones de temperatura del aire, suelo y humedad relativa se comenzaron a tomar en octubre de 2006 hasta mayo de 2007 inclusive. Los valores promedios fueron comparados mediante un análisis de la varianza (ANOVA) ($\alpha = 0,05$). Para los análisis en donde se realizaron mediciones repetidas se utilizó el ANOVA con medidas repetidas y test de Tukey ($p < 0,05$) para separar las medias.

RESULTADOS

Instalación

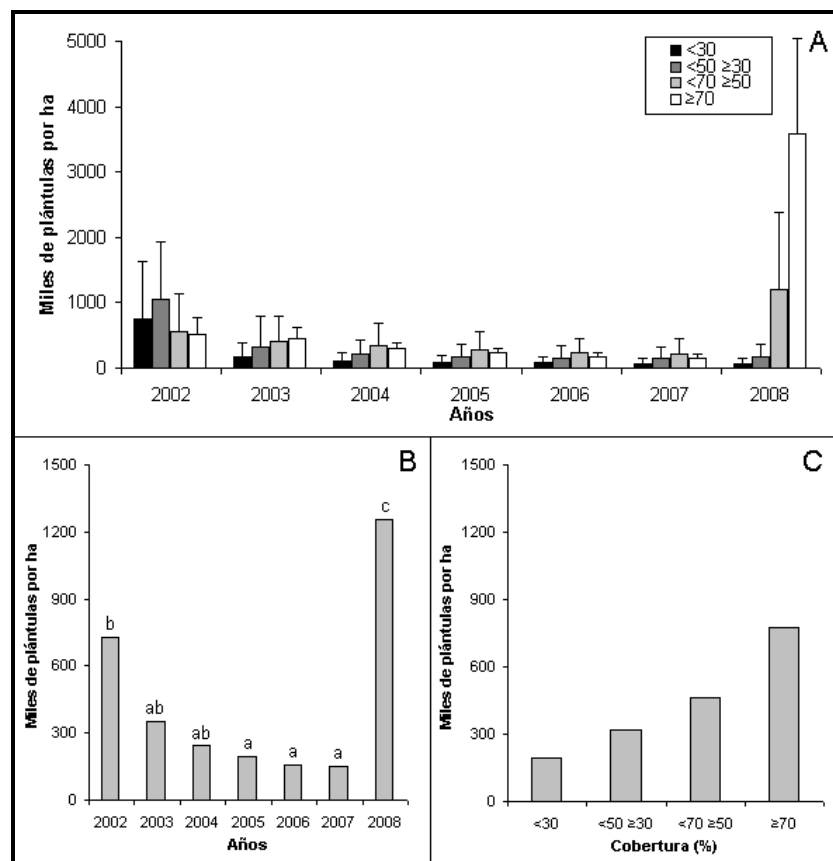


Figura 3.2. A) Renovales por hectárea en siete años de mediciones después de realizado un aprovechamiento forestal en el Rodal 4 de la Ea. San Justo para distintos grados de cobertura en bosques de *N. pumilio*. B) promedios anuales. C) promedios por rangos de cobertura. Renovales por hectárea (miles) \pm desvío estándar, rangos de cobertura forestal en %, letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

La densidad de los renovales en el Rodal 4 de la Ea. San Justo disminuyó con el paso del tiempo, independientemente de las coberturas analizadas (Figura 3.2.). En el año 2008 se observó

un aumento significativo en el número de renovales, siendo más marcado en las coberturas densas (<70, ≥50% y ≥70%) y nulo en las menores al 30%. De acuerdo al análisis de medidas repetidas se observaron diferencias en la interacción cobertura x años ($F = 7,18$; $p < 0,0001$) y en los años estudiados ($F = 9,19$; $p < 0,0001$). Respecto a las distintas coberturas, no se observaron diferencias significativas con la densidad ($F = 2,15$; $p = 0,1471$), aunque se pueden observar tendencias que muestran un gradiente de aumento de densidad con el aumento de la cobertura.

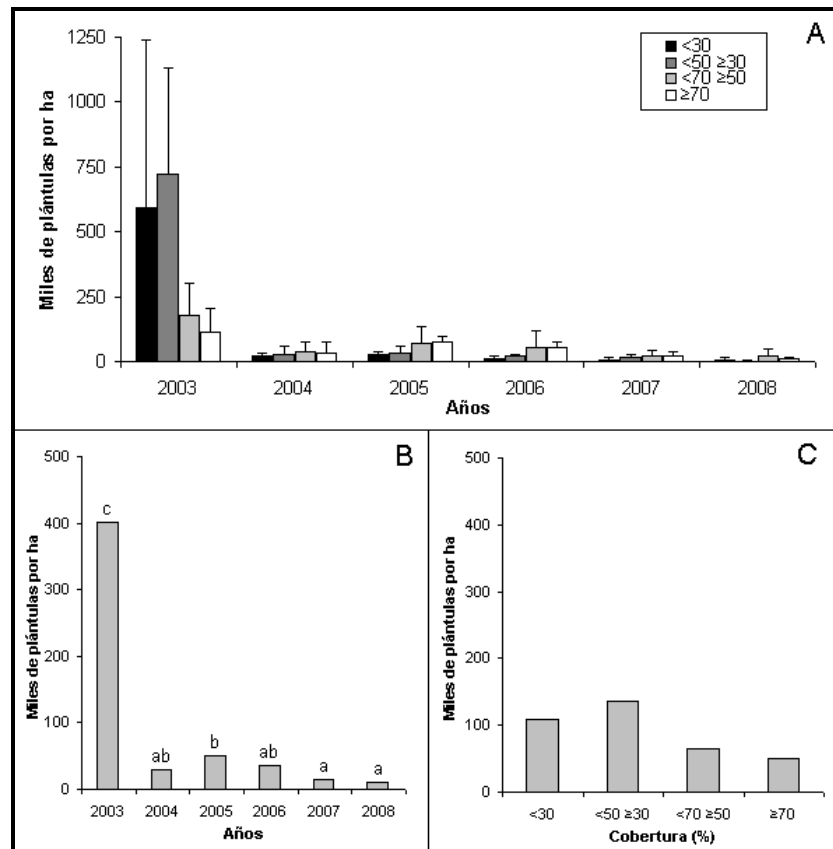


Figura 3.3. A) Mortalidad de renovales por hectárea en siete años de mediciones después de realizado un aprovechamiento forestal en el Rodal 4 de la Ea. San Justo para distintos grados de cobertura en bosques de *N. pumilio*. B) promedios anuales. C) promedios por rangos de cobertura. Renovales por hectárea (miles) ± desvío estándar, rangos de cobertura forestal en %, letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

El análisis de medidas repetidas no presentó diferencias en la cobertura forestal ($F = 0,18$; $p = 0,9015$) al analizar la mortalidad, sin embargo se pueden observar tendencias en los datos analizados. En los rodales de cobertura entre 50 a 30% pereció el mayor número de renovales, destacándose el año 2003 por exhibir una mortalidad promedio de $720 \text{ miles} \cdot \text{ha}^{-1}$, mientras que en las coberturas <30% la mortalidad registrada para ese año fue de $590 \text{ miles} \cdot \text{ha}^{-1}$. En los años posteriores a la corta, la mortalidad disminuyó considerablemente (Figura 3.3.). Se observaron

diferencias en la interacción ($F = 4,48$; $p < 0,0001$) y en el transcurso del tiempo ($F = 40,93$; $p < 0,0001$).

La incorporación fue casi nula en coberturas menores al 30% (Tabla 3.1.). El análisis de medidas repetidas presentó diferencias entre las distintas coberturas forestales ($F = 7,71$; $p = 0,0039$) dando como resultado que existe una mayor incorporación en coberturas mayores al 70%. La incorporación de nuevas plántulas estuvo condicionada por la disponibilidad de semillas en los años considerados, la viabilidad de las mismas y las condiciones climáticas. Asimismo, se observaron diferencias en la interacción cobertura x años ($F = 7,15$; $p < 0,0001$) y en el transcurso del tiempo en años ($F = 9,87$; $p < 0,0001$). La interacción significativa indica que las diferencias encontradas en mortalidad no son constantes en el tiempo.

Año	<30	<50 ≥30	<70 ≥50	≥70	media
2002	0 ± 0	5 ± 7	7 ± 8	51 ± 58	16 a
2003	0 ± 0	0 ± 0	10 ± 17	38 ± 18	12 a
2004	0 ± 0	0 ± 0	7 ± 5	19 ± 24	6 a
2005	0 ± 0	0 ± 0	3 ± 4	2 ± 2	1 a
2006	0 ± 0	3 ± 3	0 ± 0	1 ± 1	1 a
2007	3 ± 3	0 ± 0	8 ± 7	4 ± 4	4 a
2008	1 ± 2	31 ± 23	992 ± 1179	3434 ± 1830	1114 b
media	1 a	5 a	147 a	507 b	

Tabla 3.1. Incorporación de renovales por hectárea en siete años de mediciones después de realizado un aprovechamiento forestal en el Rodal 4 de la Ea. San Justo para distintos grados de cobertura en bosques de *N. pumilio*. Renovales por hectárea (miles) ± desvío estándar, rangos de cobertura forestal en %, letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

En la Tabla 3.2. se presenta la mortalidad de las plantas de un año, donde no se observa un patrón definido. La mortalidad de las plántulas de un año no presentó diferencias dadas por la cobertura forestal ($F = 1,44$; $p = 0,2793$), en la interacción ($F = 0,64$; $p = 0,8253$) ni en el paso de los años ($F = 0,47$; $p = 0,7941$).

La altura promedio de las plántulas (Figura 3.4.) fue mayor en coberturas <30% disminuyendo hasta >70% donde se observó el menor valor. Por otro lado, se observó un aumento del crecimiento en altura en los sectores <30% de cobertura, llegando a más de 35 cm.año⁻¹ en comparación con los 5 cm.año⁻¹ en coberturas mayores a 70%, sin tener en cuenta la incorporación ni la mortalidad de plántulas. La distribución de alturas se comportó en forma similar a la de edades observadas en el año 2002 (Figura 3.6.), mostrando una tendencia a la jota

invertida y por ende, un mayor número de plántulas de baja altura concentrado en las menores frecuencias. Sin embargo, los renovales de los bosques de coberturas inferiores al 70% alcanzaron las mayores dimensiones, a diferencia del bosque con mayores coberturas, en donde gran parte de las plántulas no sobrepasó los 6 cm de altura.

Año	<30	<50 ≥30	<70 ≥50	≥70	media
2003	0 ± 0	5 ± 7	0 ± 0	25 ± 47	7 a
2004	0 ± 0	0 ± 0	3 ± 8	3 ± 8	2 a
2005	0 ± 0	0 ± 0	2 ± 3	9 ± 12	3 a
2006	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 a
2007	0 ± 0	2 ± 3	0 ± 0	1 ± 1	1 a
2008	2 ± 3	0 ± 0	2 ± 4	4 ± 4	2 a
media	0 a	1 a	1 a	7 a	

Tabla 3.2. Mortalidad de plántulas de un año de edad por hectárea en siete años de mediciones después de realizado un aprovechamiento forestal en el Rodal 4 de la Ea. San Justo para distintos grados de cobertura en bosques de *N. pumilio*. Renovales por hectárea (miles) ± desvío estándar, rangos de cobertura forestal en %, letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

Con relación a la altura (Figura 3.4.), también se observó un incremento con el tiempo hasta el año 2004 donde no presentó diferencias hasta el año 2007 (análisis de medidas repetidas $F = 59,88$; $p < 0,0001$). En el año 2008, debido a la gran incorporación, la altura promedio de los renovales decreció significativamente hasta un valor de 14,5 cm. Asimismo, el análisis de medidas repetidas para coberturas presentó diferencias significativas ($F = 30,81$; $p < 0,0001$) al igual que en la interacción ($F = 9,03$; $p < 0,0001$), donde se observa un crecimiento más pronunciado a medida que disminuye la cobertura forestal. Esto podría deberse a la menor incorporación de renovales y a la apertura masiva del dosel, que genera importantes modificaciones en las variables microclimáticas, sobre todo en lo referente al nivel de luz que llega al sotobosque, que al ser mucho mayor, permite un crecimiento en altura más acelerado de la regeneración. En bosques de coberturas $>70\%$, los renovales se desarrollan en general bajo pobres intensidades lumínicas, lo que disminuye mucho más su crecimiento apical.

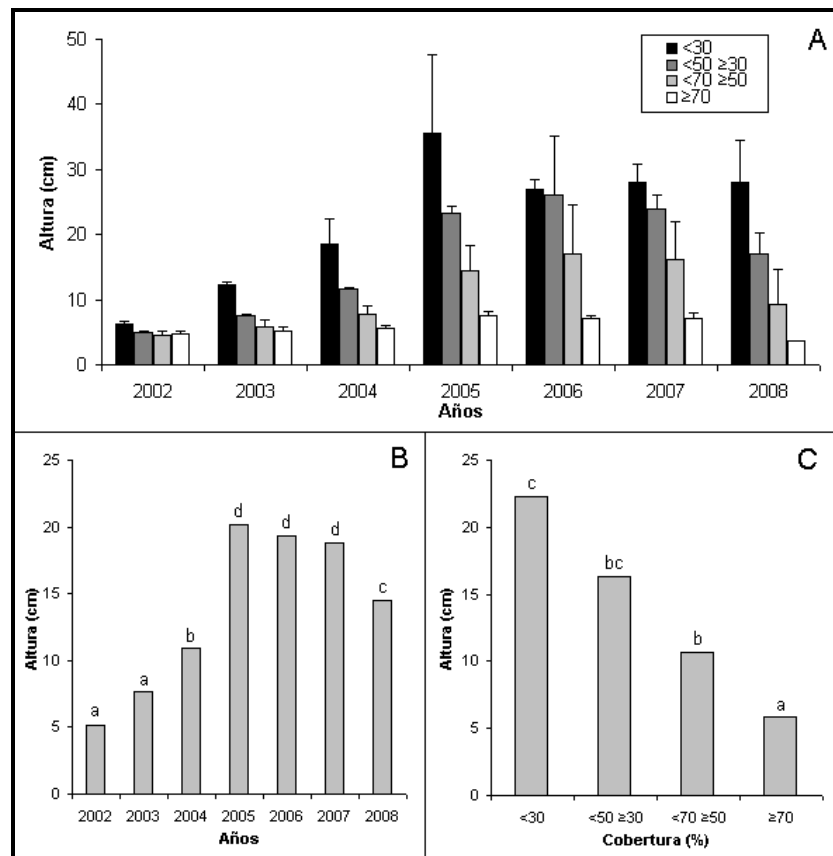


Figura 3.4. A) Promedio de alturas de renovales en siete años de mediciones después de realizado un aprovechamiento forestal en el Rodal 4 de la Ea. San Justo para distintos grados de cobertura en bosques de *N. pumilio*. B) promedios anuales. C) promedios por rangos de cobertura. Promedio de alturas (cm) ± desvío estándar, rangos de cobertura forestal en %, letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

La estructura de edades presentó diferencias significativas entre distintos grados de cobertura luego de producida la corta (Figura 3.5.). El análisis de medidas repetidas presentó diferencias en los efectos entre sujetos (cobertura forestal $F = 17,38$; $p = 0,0002$), en la interacción (cobertura x años $F = 9,02$; $p < 0,0001$) y en los efectos intra sujetos (años $F = 45,63$; $p < 0,0001$). Se observa en las bajas coberturas (<30) una media de edades significativamente mayor a las otras coberturas analizadas.

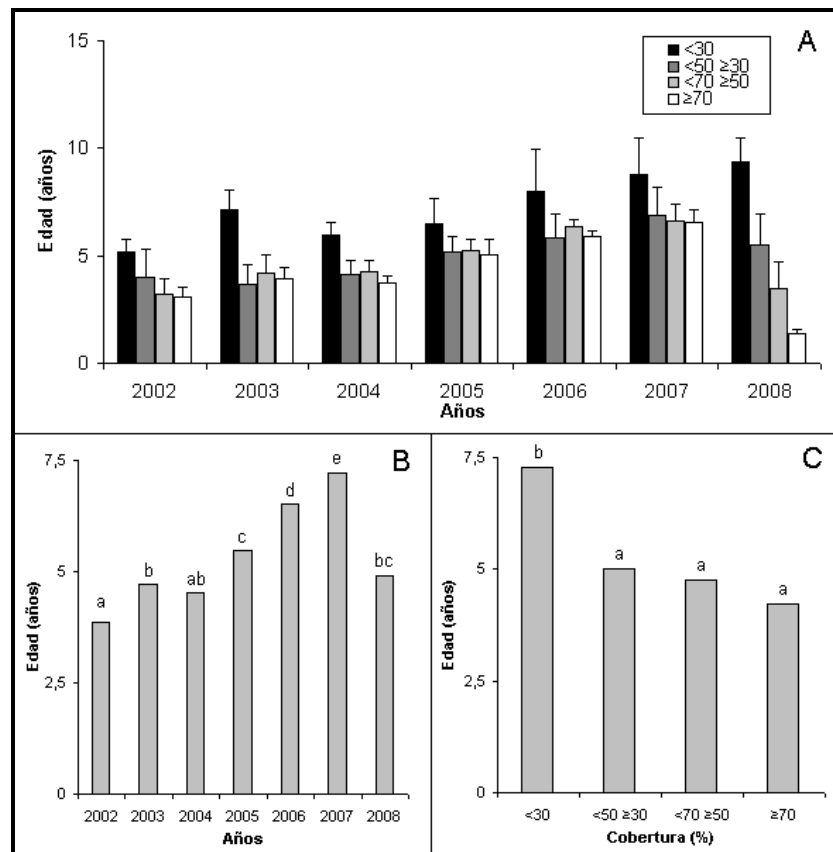


Figura 3.5. A) Promedio de edades de renovales en siete años de mediciones después de realizado un aprovechamiento forestal en el Rodal 4 de la Ea. San Justo para distintos grados de cobertura en bosques de *N. pumilio*. B) promedios anuales. C) promedios por rangos de cobertura. Promedio de edades \pm desvío estándar, rangos de cobertura forestal en %, letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

En los primeros años posteriores a la corta se observó una tendencia al desplazamiento de las distribuciones hacia la derecha (Figura 3.6.). La mayor mortalidad no se observan en plántulas de 1 año de edad (ver Figura 3.6.), sino que la mortalidad se centra en plántulas de 3 años de edad promedio (que dominaban el sotobosque), seguidos por las de 2 años en período 2002 – 2003. En el año 2003 y dependiendo del nivel de cobertura, se observó una mortalidad acentuada en las plántulas de 3 años de edad ($>70\%$ de cobertura), mientras que para coberturas de $<70\%$ $\geq 50\%$ la mortalidad se observa en plántulas de 2 a 3 años. En coberturas de de $<50\%$ a $\geq 30\%$ la mortalidad se concentra en plántulas de 2, 3, 4 y 5 años y en coberturas de de $<30\%$, en plántulas de 2 a 8 años de edad. La mortalidad es menor a medida que la edad de los renovales aumenta y la cobertura disminuye.

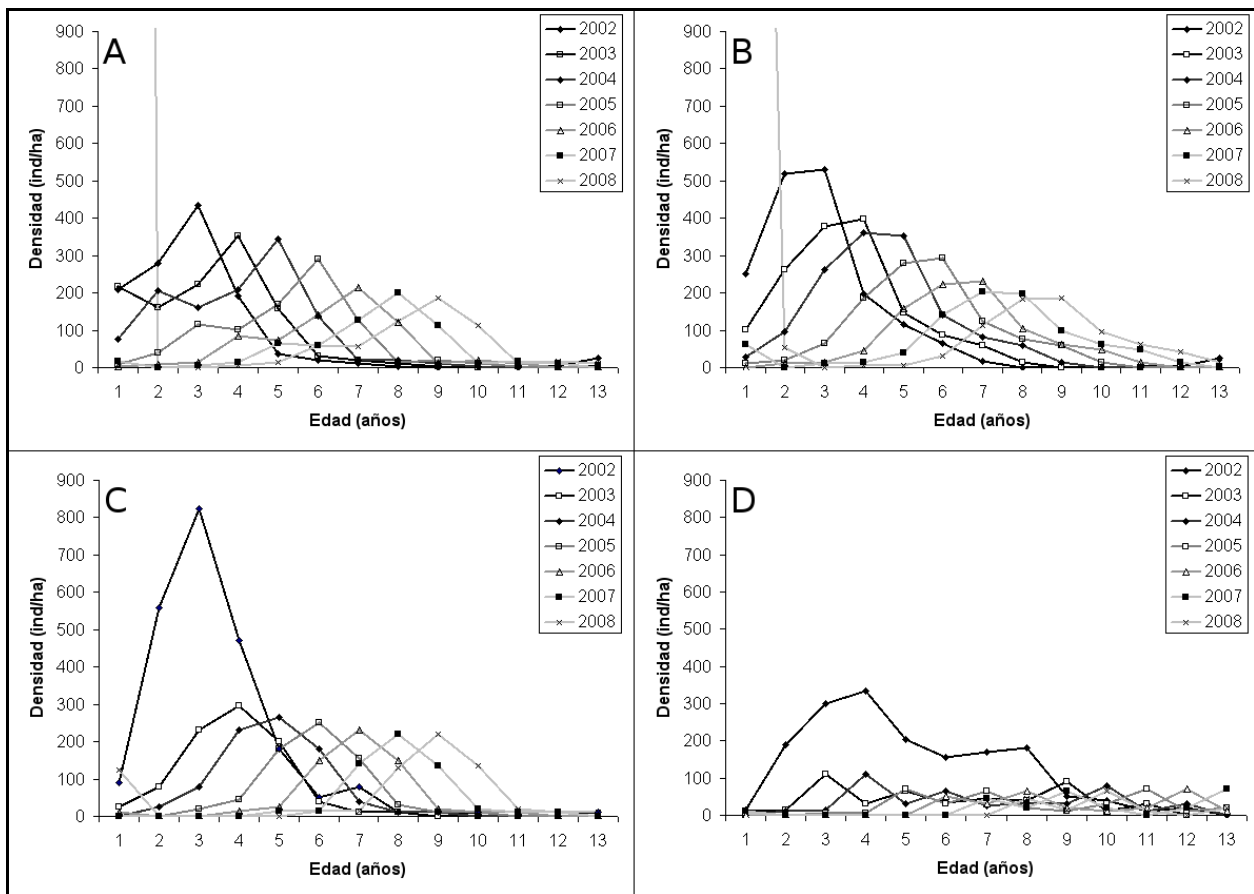


Figura 3.6. Frecuencia de edades de la regeneración de *Nothofagus pumilio* en el Rodal 4 de la Ea. San Justo en cuatro niveles de cobertura (A: $\geq 70\%$; B: $< 70\% \geq 50\%$; C: $< 50\% \geq 30\%$ y D: $< 30\%$) en 7 años posteriores a la corta.

Los resultados del análisis de dinámica de la regeneración en el Rodal 13 de la Ea. San Justo (Figura 3.7.) no mostraron una clara relación en el número de renovales y los distintos grados de cobertura forestal analizados (para cobertura forestal, $F = 0,79$; $p = 0,4912$).

Se observaron diferencias en la interacción (cobertura x años, $F = 5,99$; $p < 0,0001$) debidas a que existen modificaciones en el número de renovales categorizado por la cobertura forestal a medida que avanza el tiempo. En los primeros 7 años de muestreo, el máximo registrado correspondió a coberturas de $< 70 \geq 50$, mientras que en el año 2008 la mayor densidad se registró en coberturas superiores. Con respecto a los efectos de los años se observaron diferencias ($F = 4,71$; $p = 0,0004$), siendo el año 2008 el año con más cantidad de renovales encontrados (482000 $n.ha^{-1}$), y mostrando para los años anteriores una tendencia a la disminución desde los 192000 a 169000 $n.ha^{-1}$. El aumento del número de renovales fue más marcado en coberturas $\geq 70\%$. El análisis estadístico para la incorporación no presentó diferencias significativas en los efectos de cobertura forestal ($F = 2,22$; $p = 0,1792$). Por otra parte, se observaron diferencias en la interacción (Cobertura x años; $F = 2,86$; $p = 0,0033$) y en el paso de los años ($F = 7,06$; $p < 0,0001$). La interacción significativa obedece a que se encontró que para los años 2001 a 2007 se

registraron las mayores incorporaciones en bajas coberturas, observándose en esos años una baja incorporación, cuyos valores extremos fueron en promedio de 0 (año 2006) a 20600 (año 2007) plántulas.ha⁻¹. Esta tendencia se revierte en el 2008 donde se observó una marcada incorporación de renovales en áreas de alta cobertura (735000 plántulas.ha⁻¹) descendiendo (320000 plántulas.ha⁻¹) en los sectores más abiertos.

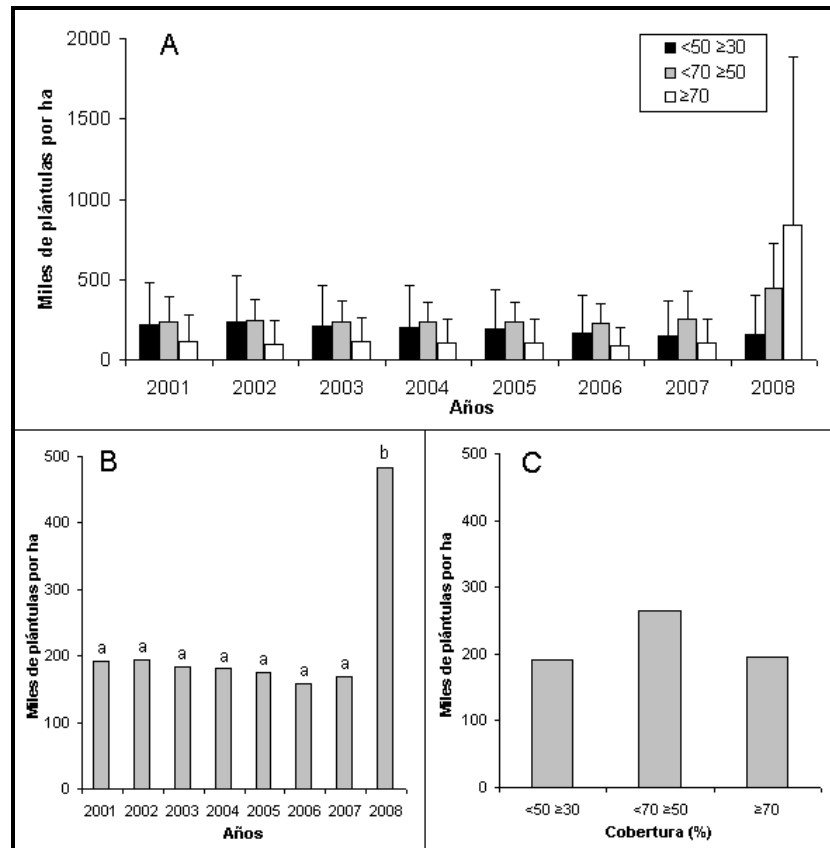


Figura 3.7. A) Renovales por hectárea en ocho años de mediciones después de realizado un aprovechamiento forestal en el Rodal 13 de la Ea. San Justo para distintos grados de cobertura en bosques de *N. pumilio*. B) promedios anuales. C) promedios por rangos de cobertura. Renovales por hectárea (miles) \pm desvío estándar, rangos de cobertura forestal en %, letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

Con respecto a la edad de los renovales no se observan diferencias en las coberturas forestales ($F = 0,37$; $p = 0,7145$), mientras que en el análisis de de los efectos intra sujetos (años, $F = 30,37$; $p < 0,0001$) se observaron diferencias. Esas diferencias fueron marcadas por el aumento de la edad de las plántulas debido al paso del tiempo. En el año 2008 el valor promedio de la edad (5,5 años) fue similar al encontrado para los años 2002 – 2003 (4,2 y 5,0 años respectivamente). Esa disminución fue debida a la gran incorporación de plántulas de un año registradas en el 2008. La disminución más marcada se observó en coberturas ≥ 70 , con un valor de edad promedio de 6,9 años a 1,9 años en el 2008.

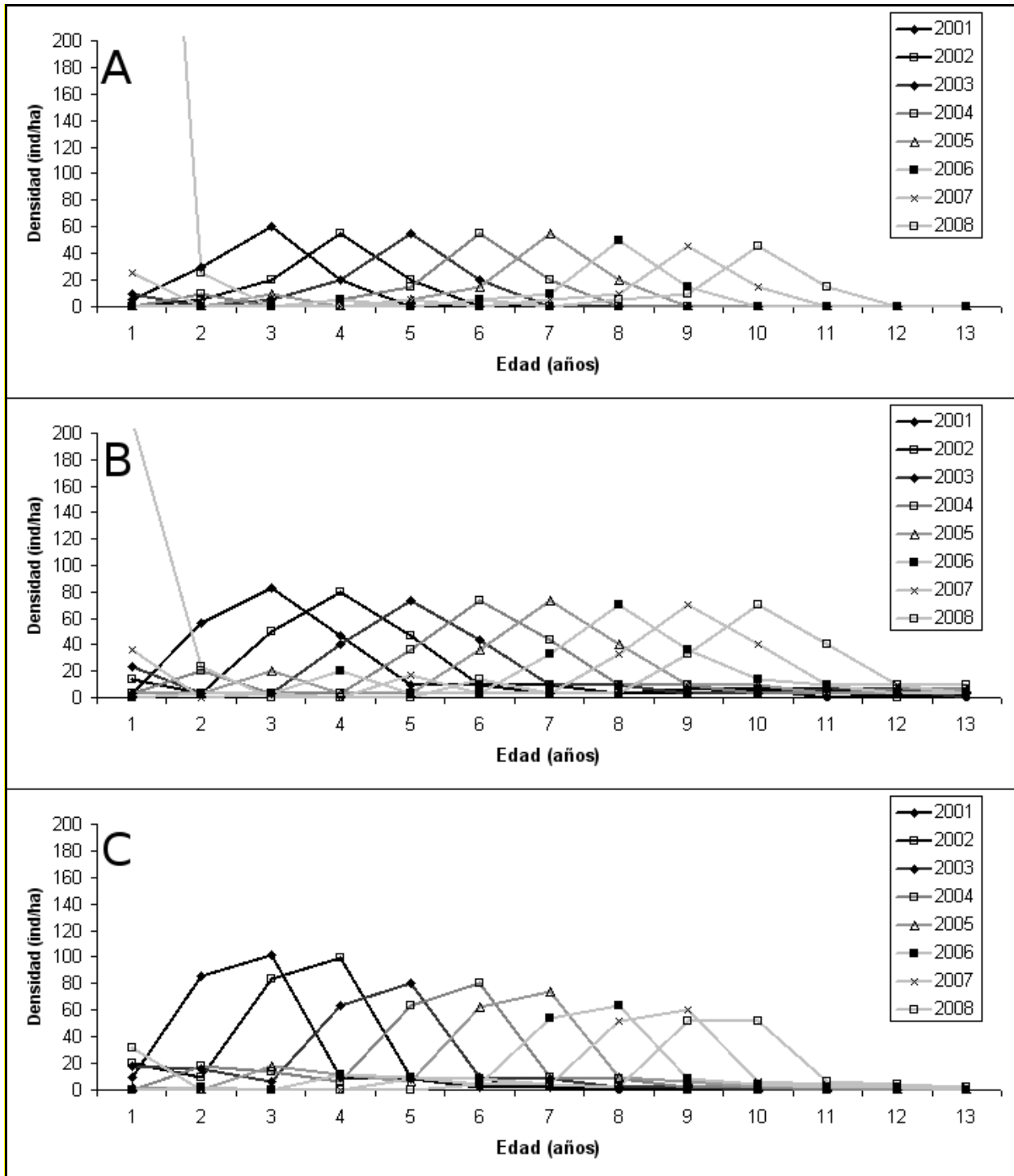


Figura 3.8. Frecuencia de edades de la regeneración de *Nothofagus pumilio* en el Rodal 13 de la Ea. San Justo en tres niveles de cobertura A) $\geq 70\%$; B) $< 70\% \geq 50\%$ y C) $< 50\% \geq 30\%$ 8 años posteriores a la corta.

Con relación a la altura de los renovales para el Rodal 13 de la Ea. San Justo, no se observaron diferencias con los distintos niveles de cobertura forestal analizados ($F = 2,14$; $p = 0,2335$). El valor más alto se registró en coberturas intermedias ($< 70 \geq 50\%$), seguido por

coberturas entre 50 y 30 %. Se encontraron diferencias en los años analizados ($F = 14,5$; $p < 0,0001$). En el año 2008 se observó una disminución de la altura en sectores de alta cobertura, mientras que en coberturas forestales menores, la disminución de la altura de los renovales se hace menos marcada. Esta disminución corresponde a que las plántulas de un año incorporadas en el 2008 (Figura 3.3.) se promedian con las plántulas preexistentes. El valor promedio máximo fue registrado en coberturas de $<70 \geq 50\%$ en el año 2007 con 56,4 cm, mientras que el mínimo (3,8 cm) fue en coberturas ≥ 70 luego de la incorporación de 735000 renovales en 2008.

El análisis de mortalidad no presentó diferencias en las coberturas forestales ($F = 0,40$; $p = 0,6842$) ni en el transcurso del tiempo ($F = 1,34$; $p = 0,2594$). Cabe destacar una tendencia que muestra que a menores coberturas hubo un mayor número de plántulas muertas (18900 plántulas.ha⁻¹ en coberturas de $<50 \geq 30$, 11900 en $<70 \geq 50\%$ y 6400 en $\geq 70\%$), lo que podría indicar que la cobertura forestal protege la regeneración de la desecación. En la Figura 3.8. se representa la frecuencia de edades discriminando por grados de cobertura forestal.

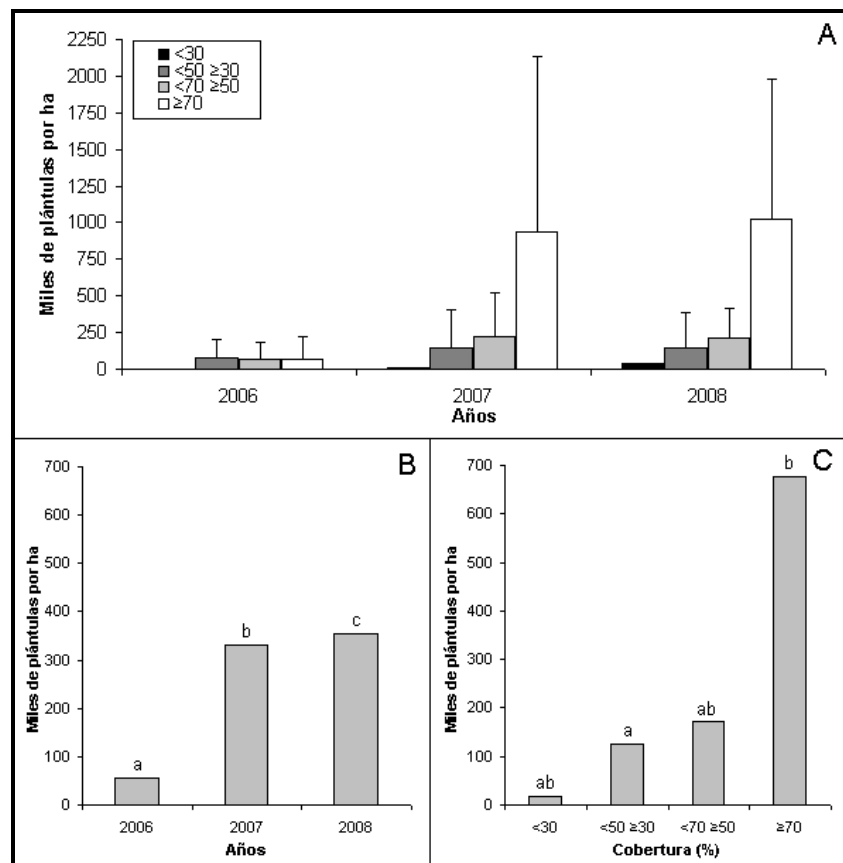


Figura 3.9. A) Densidad promedio de renovales en tres años de mediciones después de realizado un aprovechamiento forestal en la Ea. Los Cerros para distintos grados de cobertura en bosques de *N. pumilio*. B) promedios anuales. C) promedios por rangos de cobertura. Renovales por hectárea (miles) \pm desvío estándar, rangos de cobertura forestal en %, letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

En la Ea. Los Cerros se observó que al disminuir la cobertura forestal disminuyó la densidad de renovales en el sotobosque (Figura 3.9.). La disminución en densidad respondió sobre todo a la menor incorporación que se produce y a los daños producidos por el aprovechamiento forestal que no afectan al banco de plántulas del bosque con mayor a 70% de cobertura. En estas coberturas, los renovales se desarrollaron con una limitación en su crecimiento. Se observó un aumento significativo del número de renovales en todas las coberturas mediante el análisis de medidas repetidas ($F = 6,73$; $p = 0,0005$). La estructura de la regeneración presentó diferencias significativas entre todos los años de estudio ($F = 16,73$; $p < 0,0001$) debido a la gran caída de semillas observada en el año 2007; y en la interacción ($F = 9,08$; $p < 0,0001$) ya que para el año 2006 no se encontró la tendencia esperada que responde al aumento del número de renovales a medida que aumenta la cobertura forestal.

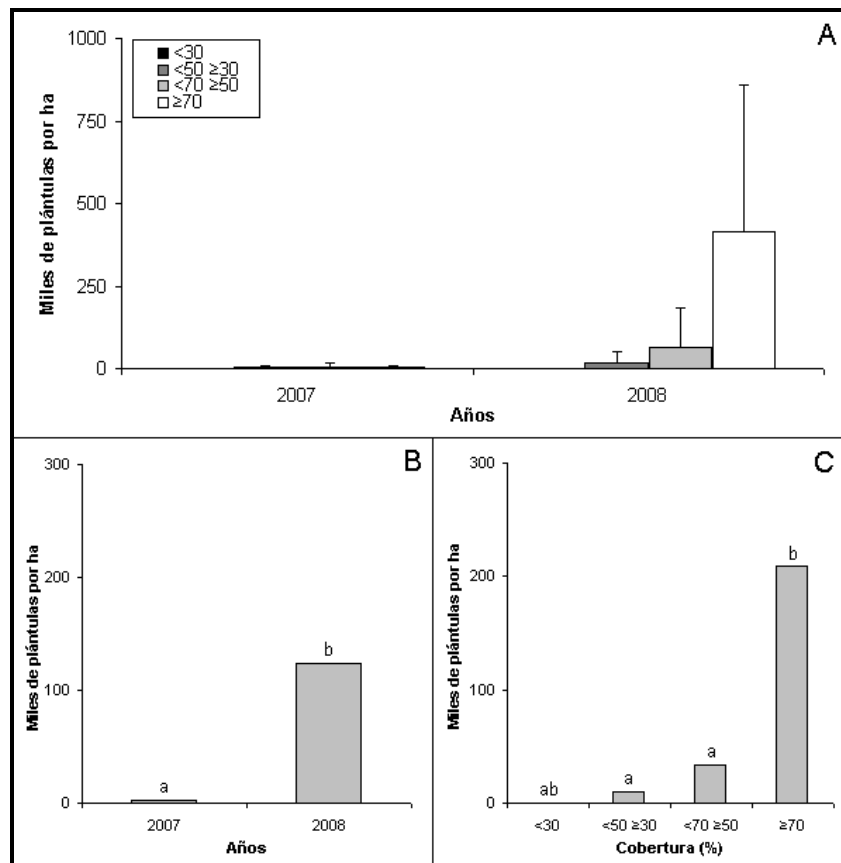


Figura 3.10. A) Mortalidad de renovales en tres años de mediciones después de realizado un aprovechamiento forestal en la Ea. Los Cerros para distintos grados de cobertura en bosques de *N. pumilio*. B) promedios anuales. C) promedios por rangos de cobertura. Renovales por hectárea (miles) \pm desvío estándar, rangos de cobertura forestal en %, letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

Se encontraron diferencias significativas en la mortalidad al analizar los gradientes de coberturas (Figura 3.10.). En el año 2007 se observó una mayor mortalidad en coberturas <70 \geq 50 % (5,0 miles de plántulas.ha⁻¹) en relación con coberturas >70% (3,0 miles de plántulas.ha⁻¹). Esto

podría deberse a que la regeneración queda más expuesta a la desecación, favorecida por la mayor incidencia del viento. Como consecuencia, la mortalidad se incrementó en el banco de plántulas y esto repercutió en su densidad. Esta mortalidad se produjo principalmente en las clases menores de edad (plántulas de 1-3 años) que presentan un sistema radicular incipiente en los primeros centímetros del horizonte orgánico del suelo. La mortalidad se incrementó de un promedio de 2,6 miles de plántulas.ha⁻¹ a 123,9 miles de plántulas.ha⁻¹ para el año 2008, principalmente en coberturas $\geq 70\%$. El análisis de medidas repetidas presentó diferencias en los efectos entre sujetos (cobertura forestal $F = 6,73$; $p = 0,0005$), en la interacción (Cobertura x años $F = 9,08$; $p < 0,0001$) y en los efectos intra sujetos (años $F = 16,73$; $p < 0,0001$). La interacción significativa indica que las diferencias encontradas en mortalidad no son constantes en el tiempo.

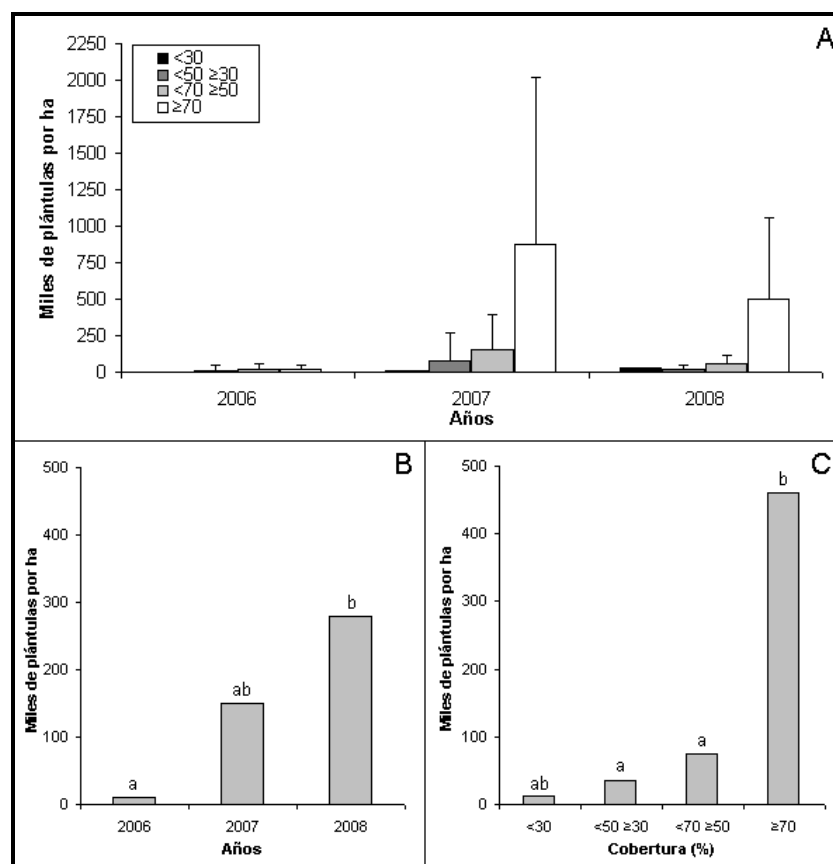


Figura 3.11. A) Incorporación de renovales en tres años de mediciones después de realizado un aprovechamiento forestal en la Ea. Los Cerros para distintos grados de cobertura en bosques de *N. pumilio*. B) promedios anuales. C) promedios por rangos de cobertura. Renovales por hectárea (miles) \pm desvío estándar, rangos de cobertura forestal en %, letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

En la Figura 3.11. se presenta la incorporación, donde se puede observar la respuesta de la semillazón en el banco de renovales, con un incremento significativo en el número de incorporaciones dependiente de la cobertura y del año estudiado. El análisis de medidas repetidas presentó diferencias en los efectos entre sujetos (cobertura forestal en % $F = 31,2$; $p < 0,0001$),

en la interacción (Cobertura x años $F = 6,62$; $p < 0,0001$) y en los efectos intra sujetos (años $F = 10,1$; $p = 0,0001$). El año 2006 presentó una incorporación de renovales de *N. pumilio* de 0 a 15,3 miles por hectárea para los sectores con menor cobertura y los de mayor cobertura respectivamente. En los sitios de cobertura intermedia se observó una incorporación con valores intermedios a los anteriormente mencionados. Partiendo de estos datos se observó un incremento en las incorporaciones para el año 2007, para todas las coberturas diferenciadas según el período estudiado. La incorporación de nuevas plántulas estuvo condicionada por la disponibilidad de semillas en el año 2006, observando para el año 2008 registros de incorporación similares al 2007 debido a que los valores de caída de semilla para los años 2007 y 2006 fueron similares. La respuesta de la semillazón en el banco de renovales se observó como un incremento significativo en el número de incorporaciones.

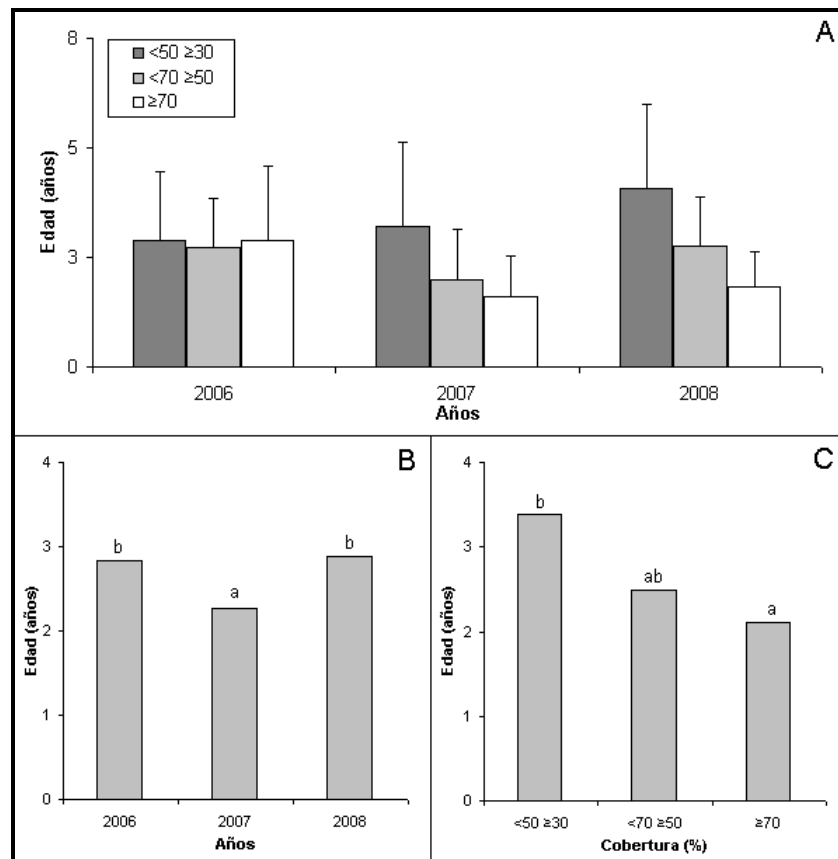


Figura 3.12. A) Edad promedio de renovales en tres años de mediciones después de realizado un aprovechamiento forestal en la Ea. Los Cerros para distintos grados de cobertura en bosques de *N. pumilio*. B) promedios anuales. C) promedios por rangos de cobertura. Renovales por hectárea (miles) \pm desvío estándar, rangos de cobertura forestal en %, letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

Al analizar la distribución por edades en las distintas coberturas (<50 ≥30, <70 ≥50 y ≥70%) (Figura 3.12.), se observó en el período comprendido entre los años 2006 y 2007 una disminución de la edad promedio de las plántulas. La mayor disminución se registró en coberturas

$\geq 70\%$, donde se registraron altos valores de incorporación, dando como resultado una disminución de la edad promedio significativa. En coberturas menores al 70% la disminución del promedio de edad no fue tan marcada debido principalmente a la menor incorporación en comparación con los otras coberturas y a la menor aparición de parcelas donde en el año 2006 no se encontraron renovales y en el 2007 se observó incorporación. El análisis de medidas repetidas presentó diferencias en los efectos entre sujetos (cobertura forestal $F = 4,96$; $p = 0,0115$), en la interacción (cobertura x años $F = 6,64$; $p = 0,0001$) y en los efectos intra sujetos (años $F = 5,80$; $p = 0,0043$). En el período 2007 – 2008 se observó que en coberturas $> 70\%$ la edad de las plántulas no sufrieron modificaciones, debido a la alta incorporación de renovales. En cambio en coberturas inferiores la diferencia de edad fue mayor, al presentar una menor incorporación.

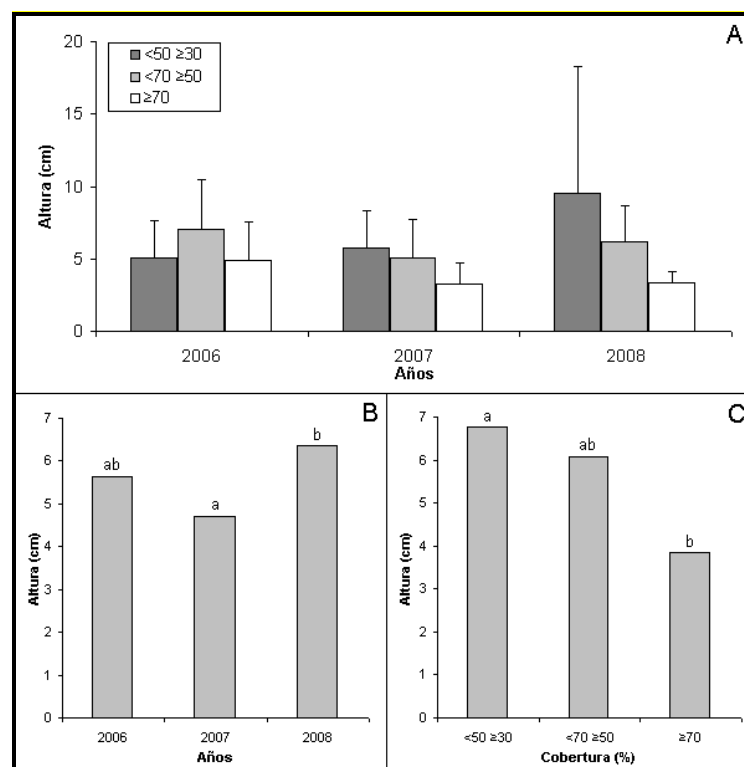


Figura 3.13. A) Alturas promedio de renovales en tres años de mediciones después de realizado un aprovechamiento forestal en la Ea. Los Cerros para distintos grados de cobertura en bosques de *N. pumilio*. B) promedios anuales. C) promedios por rangos de cobertura. Renovales por hectárea (miles) \pm desvío estándar, rangos de cobertura forestal en %, letras diferentes indican diferencias significativas a $p < 0,05$ según prueba de Tukey.

La distribución de alturas de plántulas en distintas coberturas se comportó en forma similar a la de edades, mostrando una tendencia a decrecer y por ende, un mayor número de plántulas de baja altura en el año 2007 debido a la incorporación (Figura 3.13.). El análisis de medidas repetidas en los efectos intra sujetos (años $F = 5,67$; $p = 0,0004$) mostró diferencias significativas. En el período 2006 - 2007 se observó un decrecimiento de la altura promedio y posteriormente un aumento para el año 2008. Las plántulas que se desarrollaron en coberturas $> 70\%$ tuvieron

menores alturas, debido a la incorporación en el año 2007. Se observó en el año 2008 un aumento de la altura con respecto al año 2007 debido a una mayor incorporación de plántulas en coberturas < 70% (la altura promedio de la plántula de 1 año fue de $2,9 \pm 0,5$ cm). En coberturas >70% los renovales se desarrollaron en general bajo pobres intensidades lumínicas, lo que hace disminuir su crecimiento apical en donde gran parte de las plántulas no sobrepasó los 6 cm de altura. Asimismo, los renovales de los rodales con coberturas <70% (análisis de medidas repetidas presentó diferencias en los efectos entre sujetos (cobertura forestal $F = 9,40$; $p = 0,0004$), en la interacción (Cobertura x años $F = 4,26$; $p = 0,0172$)) alcanzaron las mayores dimensiones.

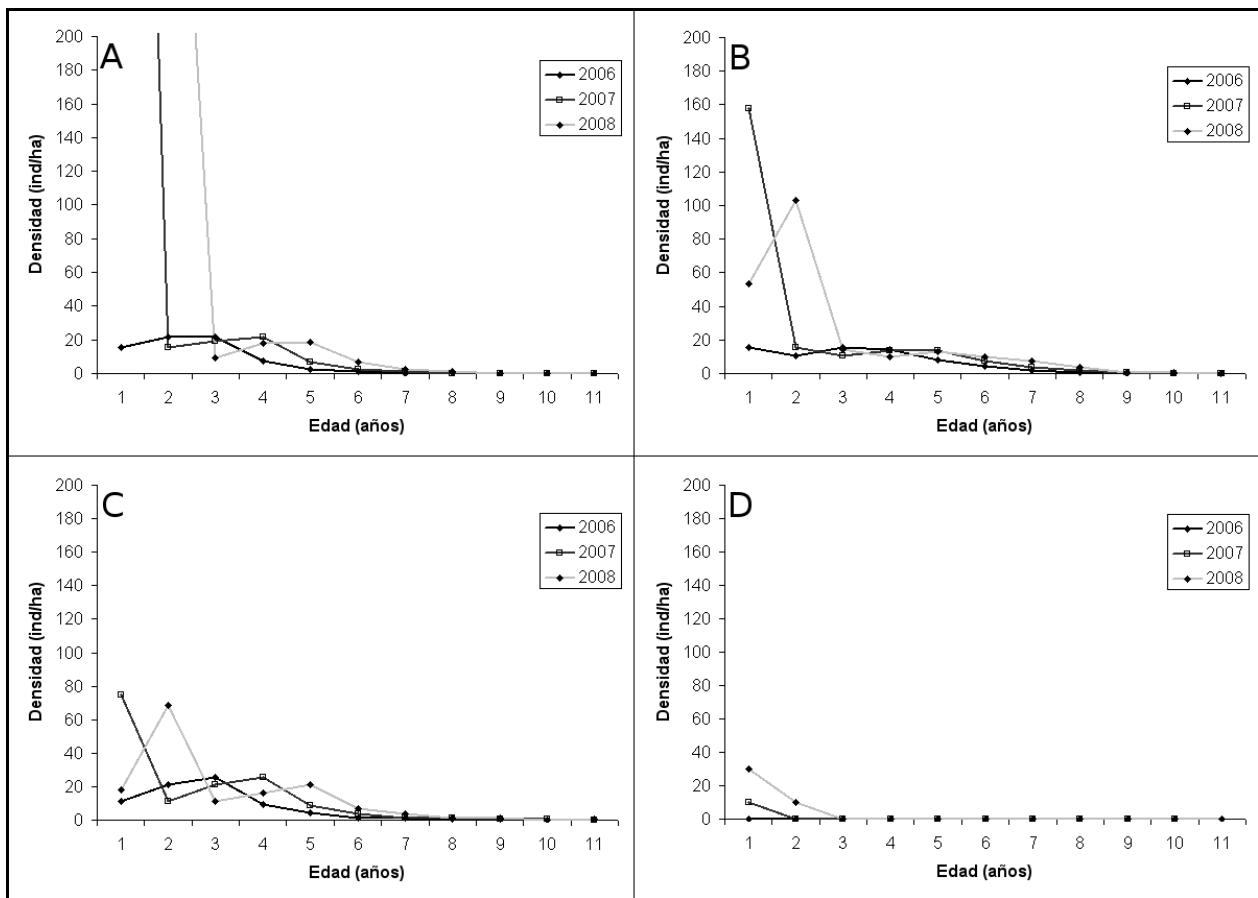


Figura 3.14. Frecuencia de edades de la regeneración de *Nothofagus pumilio* en la Ea. Los Cerros en cuatro niveles de cobertura (A: $\geq 70\%$; B: $< 70\% \geq 50\%$; C: $< 50\% \geq 30\%$ y D: $< 30\%$) en 3 años posteriores a la corta. Ind.ha⁻¹ expresados en miles.

Al analizar el comportamiento de las frecuencias de edades para las distintas coberturas analizadas en el período 2006-2008, se observó una tendencia al desplazamiento de las distribuciones hacia la derecha de las gráficas (Figura 3.14.) y una gran incorporación de plántulas de un año. Asimismo se observó la existencia de un banco de plántulas joven y relativamente coetáneo, concentrado en las frecuencias de edad más bajas. En coberturas mayores al 70% se

observó la incorporación de 870,6 miles.ha⁻¹ plántulas de un año correspondiente al año 2007, las cuales se redujeron a 467,2 miles.ha⁻¹ en el año 2008. La incorporación de plántulas de un año del año 2008 fue de 495,8 miles.ha⁻¹. El banco de plántulas inicial presentó individuos de 1 a 4 años de edad, con bajas frecuencias (21,7 miles.ha⁻¹ de edad 2). En coberturas de <70% a ≥50% el banco de plántulas inicial presentaba similares características a lo encontrado en coberturas >70%, mientras que la incorporación de plántulas del año 2007 se vio reducida de 157,9 a 102,9 miles.ha⁻¹ al año siguiente. En parte, esto se debió a las alteraciones climáticas producidas como consecuencia de la intervención forestal. Se observó una incorporación en el año 2008 de 53,6 miles.ha⁻¹. Para las coberturas entre 50% y 30%, se observaron bajos valores de mortalidad y el desplazamiento de las distribuciones hacia la derecha. En coberturas <30% no se observaron plántulas en 2006, mientras que se incorporaron 10,0 miles.ha⁻¹ en el 2007 y 30,0 miles.ha⁻¹ en 2008, sin registrarse mortalidad.

Se puede observar un comportamiento de la regeneración que obedece al patrón de producción de semillas analizado en el anterior capítulo. Una producción de semillas, donde la cantidad de éstas se encuentra en relación con la cobertura forestal, impacta al siguiente año en la incorporación de renovales observada.

Modelo de instalación

Se resolvió mediante técnicas de regresión no lineal un modelo para predecir la instalación, siendo los estadísticos del modelo presentados en la Tabla 3.3. La variable de mayor importancia para la predicción de la incorporación es *Cob*, que se pondera por *MAXinc*.

Estadísticos	Estimación
a	0,275899
b	-0,623378
c	0,938808
d	0,154134
n	405
r ² ajust.	62,2992
DRE	345,666
RP	151,81

Tabla 3.3. Parámetros y estadísticos del modelo estándar no tradicional. Donde: a, b, c y d: Parámetros del modelo, n: número de observaciones, DRE = desviación residual estándar; RP = residual promedio; r² ajust. = R-Cuadrado (adaptado para g.l.).

El modelo predice la densidad de renovales de un año de edad utilizando variables de fácil medición, para una cobertura determinada ingresando además el dato promedio de incorporación en coberturas mayores al 70%.

El modelo adopta la forma teórica esperada de crecimiento exponencial de los datos de Inc con el aumento de la Cob y un valor creciente con el aumento del MAXinc (Figura 3.15.). El ajuste de estos parámetros fue significativo. La falta de datos en el eje de MAXinc está dada por la ausencia de un año de muestreos donde la incorporación de plántulas fue intermedia entre valores bajos y altos. Para lograr un mejor ajuste del modelo sería necesario completar los datos faltantes.

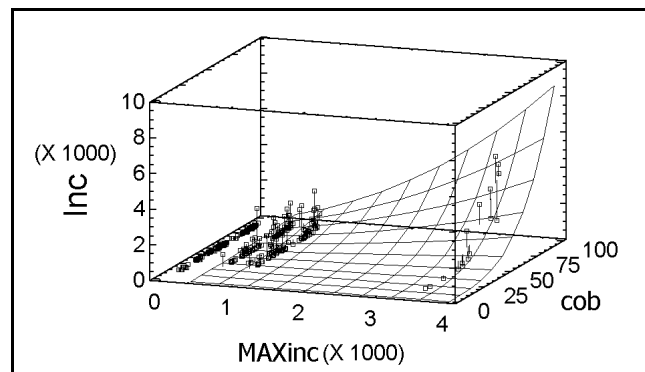


Figura 3.15. Modelo de incorporación de renovales en relación a la cobertura y al valor máximo promedio. Donde: Inc: Número de renovales de un año de edad de *N. pumilio* por hectárea; MAXinc: promedio del número de renovales de un año de edad de *N. pumilio* por hectárea en coberturas mayores a 70%, cob: cobertura forestal en %.

Modelo de supervivencia

Los parámetros del modelo se ajustaron mediante técnicas de regresión no lineal. Se utilizó la base de datos de las parcelas permanentes de regeneración de la Ea. San Justo y Los Cerros, donde se determinó la relación entre el número de plántulas de una determinada edad y el número de plántulas sobrevivientes al siguiente año. Para la obtención de la base de datos no se incluyeron las plántulas instaladas con anterioridad al aprovechamiento ni aquellas que presentaban una edad mayor a 13 años que sumaron un total de 20559 datos. Las parcelas se agruparon en rangos de cobertura y se lograron 89 puntos con información de cobertura, edad y supervivencia. La formulación matemática del modelo es la siguiente:

$$Sup = 1 - \left(a \cdot Cob^b \right) \cdot \left(1 - E^{c \cdot (12 - Edad)^d \cdot Cob^f} \right)$$

donde *Sup* es la supervivencia de las plántulas expresada por valores entre 0 y 1 (supervivencia del 0% y 100% respectivamente), *a*, *b*, *c*, *d* y *f* son los coeficientes del modelo,

Edad es la edad de las plántulas, *Cob* es la cobertura del dosel forestal en % y *E* es el número de Euler (2,71828183). Los estadísticos del modelo se presentan en la Tabla 3.4. El modelo predice la supervivencia de renovales para una edad determinada (entre 1 y 12 años) para un rango de coberturas de 29 al 91% en renovales de un año de edad utilizando variables de fácil medición, para una cobertura determinada ingresando además el dato promedio de incorporación en coberturas mayores al 70%.

Estadísticos	Estimación
a	39905,6
b	-2,04664
c	-0,000116307
d	0,261508
f	0,549733
n	89
r ² ajust.	85,6089
DRE	0,0790118
RP	0,0528638

Tabla 3.4. Parámetros y estadísticos del modelo estándar no tradicional. Donde: a, b, c y d: Parámetros del modelo, n: número de observaciones, DRE = desviación residual estándar; RP = residual promedio; r² ajust. = R-Cuadrado (adaptado para g.l.).

El modelo presenta un aumento de la supervivencia de los renovales con el aumento de la edad hasta llegar a valores superiores al 95% de supervivencia para plántulas de 8 años de edad. La cobertura forestal influye en forma inversa con la supervivencia (Figura 3.16.).

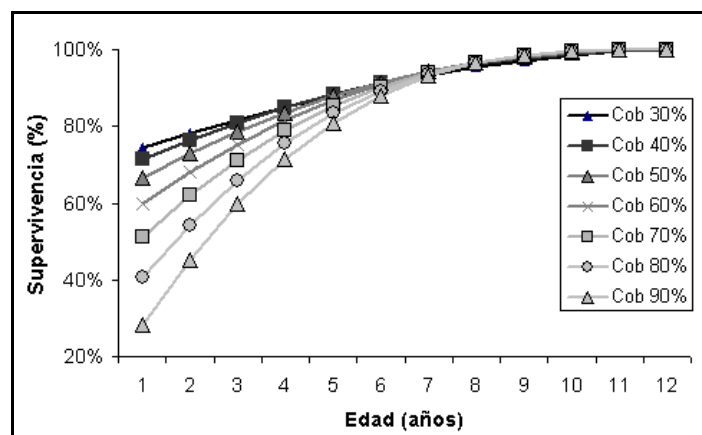


Figura 3.16. Modelo de supervivencia de renovales en relación a la cobertura y a la edad. Donde: cob: cobertura forestal en %.

Crecimiento en altura

Se consideraron como renovales aquellas plántulas incorporadas luego del aprovechamiento forestal. El modelo matemático generado para la predicción del crecimiento consta de dos partes, la primera en donde la altura de los renovales se encuentra afectada por la edad (a mayor edad, mayor altura de renovales), y en la segunda se incorpora la variable cobertura, bajo la función matemática de la parábola ya que se observó ese comportamiento en los datos analizados. La función matemática utilizada fue:

$$H = a \cdot edad^b \cdot (c + d \cdot Cob + e \cdot Cob^2)$$

Los parámetros y estadísticos del modelo se presentan en la Tabla 3.5. Se observa un r^2 ajustado de 69,7%

Estadísticos	Estimación
a	0,0104794
b	0,94469
c	139,66
d	6,47822
e	-0,0813409
n	538
r^2 ajust.	69,663
DRE	4,60965
RP	3,15665

Tabla 3.5. Parámetros y estadísticos del modelo estándar no tradicional. Donde: a, b, c, d y e: Parámetros del modelo, n: número de observaciones, DRE = desviación residual estándar; RP = residual promedio; r^2 ajust. = R-Cuadrado (adaptado para g.l.).

En la Figura 3.17. se observa la forma parabólica del modelo, donde existen dos mínimos en altas y bajas coberturas, y un óptimo entre coberturas del 35 al 45%. Con un aumento de la cobertura del dosel se incrementa la altura total de las plántulas. Este aumento llega hasta un máximo en coberturas del 35 al 45%, y a partir de este valor, la altura total disminuye, básicamente debido al efecto de sombreado sobre el suelo.

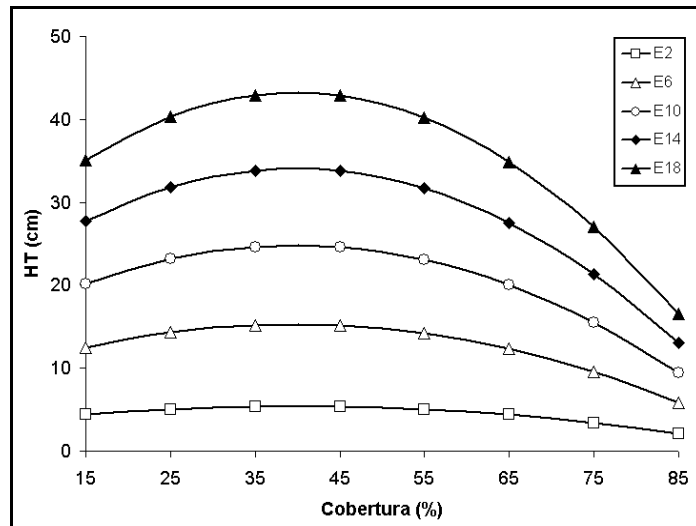


Figura 3.17. Modelo de altura de renovales en relación a la cobertura y a la edad. Donde: HT: Altura en centímetros en renovales de *N. pumilio* por hectárea; E: edad de renovales de *N. pumilio*, cobertura: cobertura forestal en %.

Clima

Los mayores valores de temperatura en la Ea. Los Cerros se encontraron en coberturas del 48,4% en promedio, lo que le confiere una mayor insolación y por consiguiente una mayor temperatura. En los 76,4% de cobertura se observó un valor intermedio de temperatura mientras que en el bosque sin intervención (cobertura 87,0%) se registraron las más bajas temperaturas. La temperatura mínima del aire alcanzó valores estables durante los meses de octubre a abril, de entre 0,9°C a -3,2°C, mientras que para el mes de mayo se registraron valores muy bajos de -8,0°C en los 76,4% de cobertura, -8,7 en 48,4% y -11,2 en los 87,0%. La temperatura del suelo mostró una baja variación horaria y una baja amplitud térmica mensual.

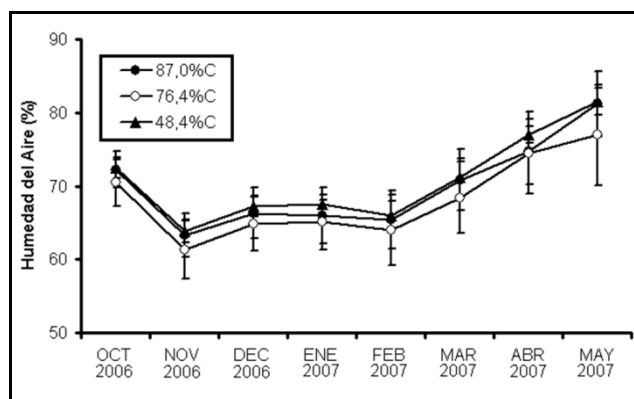


Figura 3.18. Humedad del aire entre los meses de octubre de 2006 a mayo de 2007 en bosques de *N. pumilio* para distintos niveles de cobertura forestal. %C: Porcentaje de cobertura forestal.

La humedad del aire en la Ea. Los Cerros, presentó los valores más bajos en los meses de noviembre a febrero, acrecentándose en marzo hasta alcanzar valores del orden de los 75–80% en mayo. En la Figura 3.18. se puede observar la humedad del aire durante el período estudiado. Se observó que para los meses de noviembre a febrero existen los valores más bajos de humedad del aire, acrecentándose en marzo hasta alcanzar valores del orden de los 75–80% en mayo. No se observaron diferencias significativas entre tratamientos, destacándose al tratamiento de 76,4% de cobertura como el que presentó la menor Humedad del aire. En la Figura 3.19. se observa un patrón general en que los mayores valores de temperatura se encuentran en el componente de cobertura del 48,4%, lo que le confiere una mayor insolación y por consiguiente una mayor temperatura. El componente de 76,4% de cobertura presentó un valor intermedio de temperatura mientras que en el bosque sin intervención se registraron las más bajas temperaturas. Se observó que la amplitud registrada fue de entre 0,3°C y 0,6°C, entre la mayor y menor cobertura analizada, mientras que la mayor temperatura registrada fue de 9,3°C para el mes de enero en 48,4% y la menor de -0,3°C para la cobertura de 87,0% en el mes de mayo.

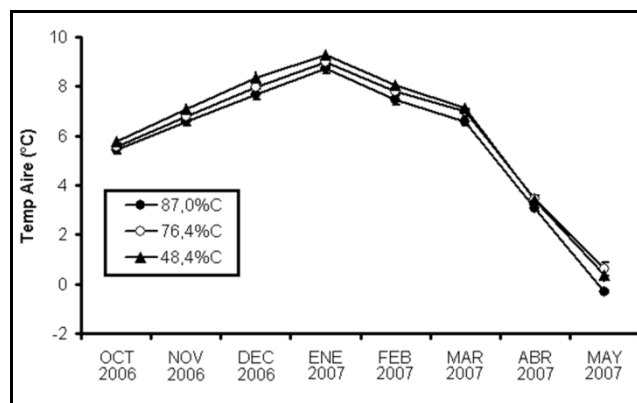


Figura 3.19. Temperatura del aire entre los meses de octubre de 2006 a mayo de 2007 en bosques de *N. pumilio* para distintos niveles de cobertura forestal. %C: Porcentaje de cobertura forestal.

La temperatura del suelo (Figura 3.20.) presentó la misma tendencia que la temperatura del aire, pero con una mayor dispersión de los datos y una mayor amplitud entre los tratamientos. También se observó una menor temperatura en verano y una mayor temperatura en invierno, con una máxima de 9,1°C en enero y 1,9°C en mayo, característico de las temperaturas del suelo. La temperatura mínima del aire (Figura 3.21.) alcanzó valores estables durante los meses de octubre a abril, de entre 0,9°C a -3,2 °C, mientras que para el mes de mayo se registraron valores muy bajos de -8,0°C en el tratamiento de 76,4% de cobertura, -8,7 en 48,4% y -11,2 en 87,0% de cobertura.

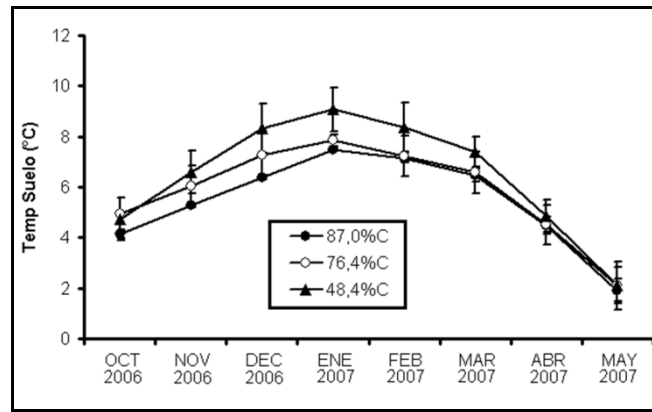


Figura 3.20. Temperatura del suelo entre los meses de octubre de 2006 a mayo de 2007 en bosques de *N. pumilio* para distintos niveles de cobertura forestal. %C: Porcentaje de cobertura forestal.

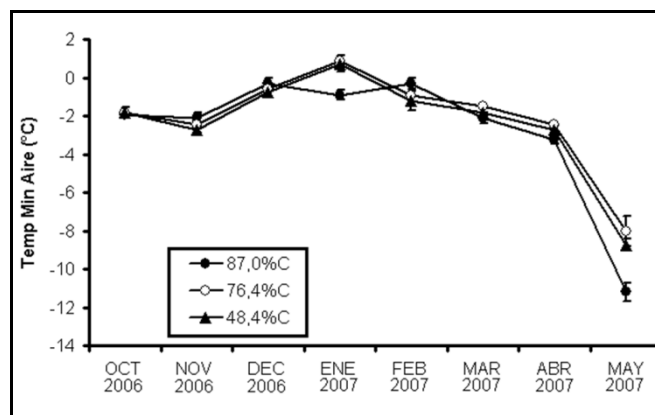


Figura 3.21. Temperatura mínima del aire entre los meses de octubre de 2006 a mayo de 2007 en bosques de *Nothofagus pumilio* para distintos niveles de cobertura forestal. %C: Porcentaje de cobertura forestal.

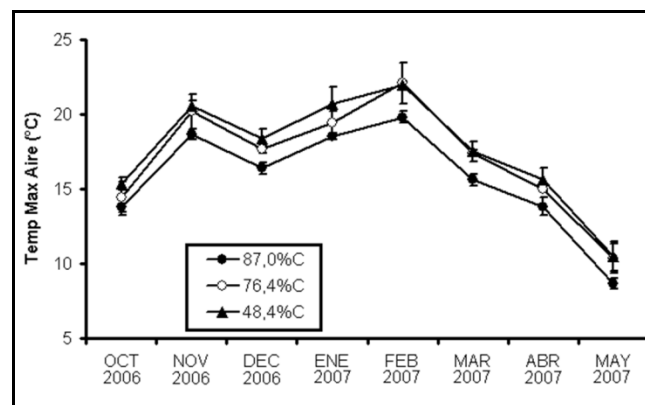


Figura 3.22. Temperatura máxima del aire entre los meses de octubre de 2006 a mayo de 2007 en bosques de *N. pumilio* para distintos niveles de cobertura forestal. %C: Porcentaje de cobertura forestal.

La temperatura máxima del aire (Figura 3.22.) presentó un patrón similar a lo observado en la temperatura promedio, con el mayor valor en el mes de febrero con más de 20°C. Se observó

que en coberturas de 87,0% se presenta la menor temperatura máxima, con un patrón similar a los anteriores análisis de temperatura.

En la Figura 3.23. se observa la hora donde se registró la menor temperatura, la que se corresponde con la salida del sol y ésta hora varía de acuerdo al mes analizado. La temperatura del suelo muestra una baja variación horaria y una baja amplitud térmica mensual. La humedad del aire presentó un comportamiento similar para los meses de octubre a mayo, con fluctuaciones desde un promedio de 85% para las 6hs hasta valores de 50% para las 16 hs. En los meses de abril – mayo se observó un aumento de la humedad del aire, registrándose un mínimo de 65,8%.

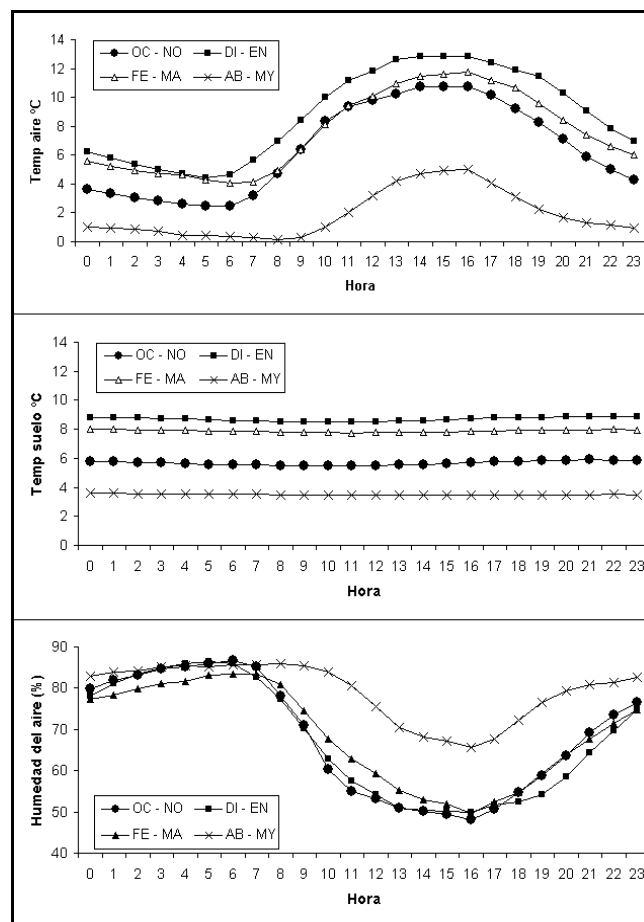


Figura 3.23. Variación horaria de la temperatura del aire, del suelo y humedad entre los meses de octubre de 2006 a mayo de 2007 en bosques de *Nothofagus pumilio* no intervenidos. OC – NO: período comprendido entre los meses de octubre a noviembre, DI – EN: período comprendido entre los meses de diciembre a enero, FE – MA: período comprendido entre los meses de febrero a marzo, AB – MY: período comprendido entre los meses de abril a mayo.

En Figura 3.24. se observa la variación de la humedad relativa en el período comprendido entre marzo de 2002 a enero de 2005. Se observa como en la Figura 3.17. un gradiente de humedad dado por la cobertura forestal, donde a mayor cobertura corresponde una mayor humedad relativa. Asimismo se observó una humedad relativa promedio para el mes de noviembre de 2002 de 66,4% en coberturas del 84,4% y de 62,8% en coberturas de 53,0%. Valores

similares (69,8% y 66,3%) se observaron en noviembre de 2003, mientras que en el año 2004 la humedad relativa fue significativamente mayor a la del año 2002 (70,2% en RD; $F = 5,75$; $p = 0,0045$). Estos valores de humedad relativa podrían haber provocado la mortalidad por desecamiento observada en la Figura 3.3. en plántulas de menor edad y tamaño, y de las que se encontraban más expuestas sin la protección de los desechos debidos al aprovechamiento forestal.

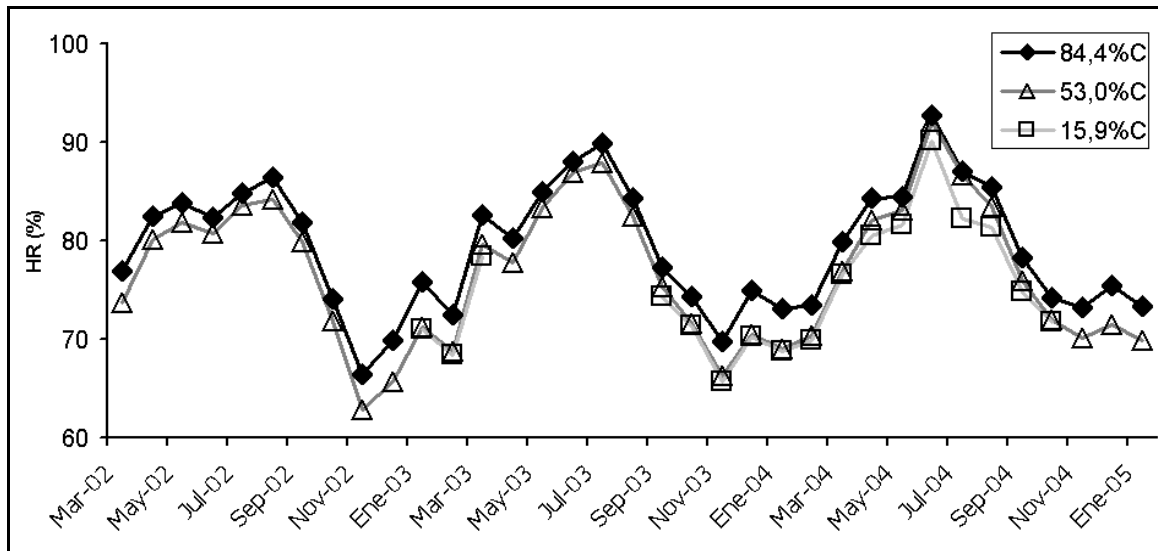


Figura 3.24. Humedad relativa mensual entre marzo de 2002 a enero de 2005 en bosques de *N. pumilio* para distintos niveles de cobertura forestal. %C: Porcentaje de cobertura forestal.

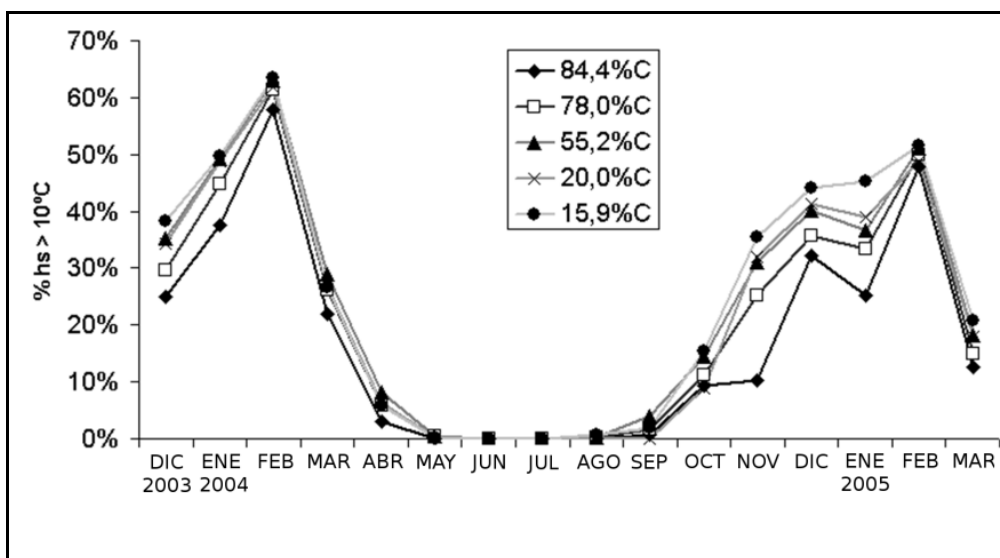


Figura 3.25. Porcentaje de horas con temperaturas superiores a 10 °C entre los meses de diciembre de 2003 a marzo de 2005 en bosques de *N. pumilio* para distintos niveles de cobertura forestal. %C: Porcentaje de cobertura forestal; % hs > 10°C: porcentaje de horas con temperaturas superiores a 10 °C.

En el mes de noviembre se produce la apertura de los brotes y la germinación de las semillas, siendo la escasa presencia de humedad del suelo la principal causa de mortalidad observada en dichos años en las plántulas de los sectores más expuestos.

Se observaron tendencias similares con respecto a la precipitación, con valores de 20-27 mm en noviembre, comparado con 70-71 mm y 57-84 mm para octubre y diciembre de los años 2002-2003 respectivamente. Se realizó un análisis del porcentaje del número de horas con temperaturas medias superiores a 10°C, en coberturas forestales entre 84,4% y 15,9% (Figura 3.25.). Se observó la ausencia de horas con temperaturas mayores a 10°C en los meses invernales, sin diferenciación por coberturas. Fuera de la etapa invernal se observó un gradiente donde las mayores coberturas presentan los porcentajes más bajos de temperatura. Las mayores amplitudes se encontraron en los meses de noviembre a enero.

DISCUSIÓN

La supervivencia de la regeneración aumentó a medida que disminuye la cobertura por un aumento de luz y agua disponible. El crecimiento en altura de la regeneración alcanzó un máximo a valores intermedios de cobertura. La dinámica de la regeneración (incorporación, crecimiento y mortalidad) de *N. pumilio* se modificó debido a cambios en la cobertura forestal, donde las condiciones microclimáticas fueron alteradas. En el presente estudio, la instalación de plantulas presentó fluctuaciones temporales.

Los bosques de *N. pumilio* presentan una alta cobertura de copas, la que retiene parte de la precipitación (15-50%), y a su vez reduce la luz disponible a nivel del sotobosque y la humedad del suelo (Frangi y Richter, 1994; Caldentey *et al.*, 2005a; Martínez Pastur *et al.*, 2007a). La disminución de la cobertura forestal aumenta la radiación fotosintéticamente activa (Caldentey *et al.*, 2005a; 2009). Sin embargo, la mayor radiación, el incremento de la temperatura y el aumento de la velocidad del viento debida a la reducción de la cobertura forestal, causa una mayor evapotranspiración en relación con el bosque sin intervención (Caldentey *et al.*, 2005b).

En el presente trabajo se observa que para la Ea. San Justo, la incorporación fue escasa en el período comprendido entre los años 2002 al 2007 mientras que en el año 2008 existió una incorporación de 1,1 millones de renovales. Las causas podrían deberse a la poca producción de semillas en los años previos al 2007 en comparación de los máximos anuales (Schmidt *et al.*, 1996), las escasas precipitaciones y las altas temperaturas y humedad relativa en el momento del establecimiento (mes de noviembre) (Mormeneo *et al.*, 2004). Por otra parte, estas condiciones climáticas produjeron una alta mortalidad (43-90 mil.ha⁻¹.año⁻¹), pudiendo explicarse en parte por la competencia de las plántulas en los sectores de baja cobertura. Esta mortalidad se produjo principalmente en las clases menores de edad (plántulas de 1-3 años) que presentan un sistema

radicular incipiente en los primeros centímetros del horizonte orgánico del suelo. Esto quedó reflejado en la edad promedio de dichas plántulas, donde se observó que el aumento de la edad fue en promedio mayor a 1 año, siendo la diferencia menor en los bosques de baja cobertura (1,1 años de diferencia) que en el bosque con una cobertura superior al 70 % (1,4 años de diferencia). El limitado volumen de las precipitaciones y humedad relativa observado en el mes de noviembre de 2002-2003, donde ocurre la germinación y la apertura de yemas, indujo a la mortalidad de plántulas jóvenes por desecación (Martínez Pastur *et al.*, 2007b). Asimismo, el ramoneo por *Lama guanicoe* Müller (Pulido *et al.*, 2000) produce pérdidas tanto en el BSI como en sectores con menor cobertura. Cuando los renovales presentan poco tamaño (menor a 3-5 años) el ramoneo de *L. guanicoe* extrae plántulas completas, mientras que en plántulas mayores el ramoneo rompe parte de la plántula, pudiendo ésta recuperarse con el tiempo, pero afectando el crecimiento en altura. Esto podría explicar el decrecimiento en altura de renovales creciendo en áreas abiertas, ya que *L. guanicoe* prefiere estos sectores de bosque, provocando retrasos en el establecimiento y el normal crecimiento de las plántulas durante los primeros años (Martínez Pastur *et al.*, 1999b; 2002; Pulido *et al.*, 2000). Sin embargo, la influencia del ramoneo en el crecimiento en altura en los primeros años no impacta en el desarrollo normal de los árboles (Martínez Pastur *et al.*, 1997; 2004). En casos muy puntuales (Gea *et al.*, 2004), el ramoneo puede impedir la correcta regeneración de los bosques mientras éste sea continuo, hecho que en lo reflejado por los resultados de esta tesis no ocurre en el área de estudio. El modelo generado de crecimiento en altura incluyó renovales ramoneados siendo los resultados de éste el promedio, arrojando valores que muestran que el comportamiento de la regeneración instalada luego del aprovechamiento forestal obedece en mayor medida a los distintos grados de cobertura forestal remanente.

La supervivencia de los renovales depende de las condiciones de luz de donde se encuentre la plántula, ya que la supervivencia de los renovales es baja en sectores de alta cobertura forestal, presentando bajos crecimientos (Rebertus y Veblen, 1993, Veblen *et al.* 1996). En las especies que utilizan la dinámica de claros para su desarrollo, se observa que las densas coberturas forestales o bien impiden la germinación o restringen el crecimiento de plántulas (Donoso, 1993). La germinación de *N. pumilio* es posible en condiciones de baja iluminación (Cuevas y Arroyo 1999), a pesar de que con mayor iluminación el porcentaje aumenta. Esta adecuación a la supervivencia en altas coberturas le permitiría formar un banco de plántulas, donde los renovales pueden sobrevivir hasta 17 años de edad (Cuevas y Arroyo, 1999; Cuevas, 2002). En las áreas bajo manejo, con coberturas <70%, la apertura masiva del dosel genera importantes modificaciones en las variables microclimáticas, sobre todo en lo referente al nivel de luz que llega al sotobosque, que al ser mayor, permite un crecimiento en altura más acelerado de la regeneración, debido sobre todo al mayor ingreso de luz que se genera después de la corta (Grosse, 1988; Schmidt *et al.*, 1992). De esta manera y gracias a aperturas del dosel superior, el banco de plántulas respondería con un

crecimiento en altura, gracias a la liberación que experimenta la regeneración al producirse la disminución de la cobertura, debido a volteos de viento, daño por hielo, aprovechamiento forestal o acción de *C. canadiensis* (Grosse, 1988; Veblen, 1989; Rusch, 1992; Rebertus y Veblen, 1993; Gutiérrez, 1994; Rebertus *et al.*, 1997; Heinemann *et al.*, 2000; Martínez Pastur *et al.*, 2000; 2009; Anderson *et al.*, 2009). Sin embargo, una excesiva apertura del canopy no favorecería la instalación de renovales (Rusch, 1992), siendo un problema agravado en el transcurso del tiempo ya que es frecuente la caída de árboles debido a los fuertes vientos de la zona, disminuyendo la cobertura forestal. En este trabajo se observó que el grado de insolación es alto en las áreas con menor cobertura, al igual que la competencia que se establece con los árboles padres en zonas con mayor cobertura, lo que favorece el incremento en altura de las plántulas en zonas de cobertura intermedia. En las zonas con coberturas mayores al 70% el desarrollo se encuentra limitado por la baja iluminación, sumado a la mayor competencia que existiría con los árboles progenitores.

En el período 2002 – 2006, con una producción de semillas menor a 3,98 millones.ha⁻¹ (ver Capítulo 2 - Producción de semillas), la densidad de renovales inicial para el año 2002 fue la mayor para todas las coberturas, y la misma mostró una lenta y progresiva merma con el paso del tiempo con un marcado aumento en las alturas promedio de los renovales. Los cambios producidos en las condiciones climáticas de los rodales, como consecuencia de la corta, se hacen más acentuados con el paso del tiempo. La cobertura suele disminuir debido a la caída natural de los árboles remanentes, por lo que la radiación a nivel del suelo se vuelve más intensa con los años. La regeneración por lo tanto, queda más expuesta a la desecación, también favorecida por la mayor incidencia de viento en las áreas de baja cobertura. Como consecuencia, la mortalidad se incrementa en el banco de plántulas y esto repercute en su densidad, que disminuye en forma progresiva.

Sin embargo, el modelo de supervivencia generado en esta tesis, muestra un aumento de la supervivencia de las plántulas con el paso del tiempo, hasta llegar a valores de 95% de supervivencia en renovales de 8 años de edad. De esta forma, a lo largo de los años, van dominando los renovales de mayor edad, quedando la regeneración constituida por plantas de una altura cada vez mayor distribuida en forma homogénea (Foto 3.1.). En coberturas de <70 a ≥50% la densidad de plántulas en el período 2004 – 2007 fue la mayor en comparación con el resto de las coberturas analizadas, siendo mínima en coberturas <30%. En parte, esto se debió a las condiciones climáticas adversas producidas como consecuencia de la intervención forestal (Mormeneo *et al.*, 2004), y al mayor tamaño de las plántulas que generó una mayor mortalidad por autoraleo (Fernández *et al.*, 1997). De esta forma la hipótesis planteada se cumple, observando variaciones de la regeneración en respuesta a distintos grados de cobertura forestal remanente, influyendo sobre la incorporación, crecimiento y mortalidad.



Foto 3.1. Vista de la regeneración de *N. pumilio* de 11 años de edad, con una densidad de 116400 plántulas.ha⁻¹ en un método de Retención Dispersa en el Rodal 13 de la Ea. San Justo.

En un trabajo cercano a la zona de estudio (Cuevas, 2003), se observó un masivo establecimiento de la regeneración en los años 1988–1989, siendo que los registros de máxima producción de semilla fueron observados en 1982, 1988, y 1996 en Chile continental, a 250 km de la zona de estudio (Schmidt *et al.*, 1997), mientras que en la zona de estudio se registró una gran incorporación en el año 1997 (Martínez-Pastur *et al.* 1999a). El establecimiento de la regeneración para *N. pumilio* es predecible luego de un año de semillazón, siendo la incorporación nula o escasa en años entre picos de producción de semillas (Cuevas, 2002; 2003), afirmación que se desprende también de los resultados de este estudio con el año de semillazón registrado en 2007 y la incorporación del 2008 para la Ea. Los Cerros.

Las plántulas de un año de edad se encuentran en inferioridad de condiciones con respecto al resto de la regeneración encontrada en el sotobosque, al presentar un menor desarrollo radicular el cual es susceptible al estrés hídrico. Se observó una mayor mortalidad en plántulas de *N. solandri* var. *solandri* de 1 año de edad que en plantas mayores (Wardle, 1970) tal como en el presente estudio para *N. pumilio*. Asimismo, las tasas de mortalidad aumentan cuando la regeneración no presenta cobertura forestal, mientras que los renovales con un 64% de cobertura presentaron la menor tasa de mortalidad (Wardle, 1970). En *Nothofagus solandri* var. *cliffortioides*, Wardle (1974) observó que los renovales sobrevivientes a la apertura de la cobertura forestal del año anterior, son capaces de responder con crecimientos mayores a 450 mm.año⁻¹, mientras que los renovales que crecen en condiciones de alta cobertura entran en un estado de "semi-dormancia", sobreviviendo en el sotobosque por 20 años o más con crecimientos de 1,5 mm.año⁻¹.

El crecimiento y la mortalidad de los renovales varía considerablemente y está relacionado con la competencia con los árboles del dosel superior; el crecimiento en altura depende de la luz que recibe el suelo forestal a través de claros en el bosque (Wardle, 1974). Los renovales de *Nothofagus solandri* var *solandri* pueden sobrevivir por largos períodos de tiempo bajo una densa cobertura forestal, presentando un bajo crecimiento en altura (Wardle, 1970). Renovales de 20 años de edad con 20 cm de altura son frecuentes de observar en el bosque no intervenido de *N. solandri*, con crecimientos anual promedio en altura de 3 mm a 15 mm. Al remover la competencia del dosel superior, los renovales responden con un incremento anual de 43 mm (Wardle, 1970). Estos ejemplos encontrados en otras especies de *Nothofagus* son similares a los encontrados en *N. pumilio* en el presente estudio, con plantas en promedio de 5 cm de altura al año, 2 y 12 cm al año 6 en coberturas intermedias.

La regeneración responde a la formación de pequeños claros en el bosque debido a la caída de árboles en desmoronamiento bajo la acción del viento o la nieve (Wardle, 1984; Donoso, 1993), o por caída masiva en volteos por viento en áreas de 1 km² o mayores (Rebertus y Veblen, 1993). La RD simula estos disturbios con la consecuente apertura del dosel y respuesta de la regeneración, siendo su análisis en los primeros años luego del aprovechamiento forestal de suma importancia (Mutarelli y Orfila, 1971; Wardle, 1984; Donoso, 1993; Schmidt y Caldentey, 2001). El método de "corta de protección" modifica toda la estructura forestal original para convertir el bosque en una masa coetánea (Schmidt y Urzúa, 1982; Bava, 1998), ya que luego de que la regeneración se instala, se realiza una corta final que elimina todo el dosel arbóreo remanente. En bosques de *Nothofagus fusca* (Hook.f.) Oerst, June y Ogden (1975) analizaron la supervivencia de los renovales dentro del bosque sin intervención, donde el establecimiento de la regeneración no fue observada cuando la intensidad lumínica relativa fue menor al 4,7%. La intensidad óptima para el crecimiento fue del 35% sobre en troncos con pudrición avanzada y en sectores con suelo expuestos dentro del bosque. La regeneración se ve favorecida por una cobertura de musgos ya que reduce los efectos de heladas en invierno y protege al renoval en períodos de desecamiento durante el primer año de vida (June y Orden, 1975). Asimismo, Howard (1973) observó que la regeneración de *N. cunninghamii* en bosques sin intervención depende del establecimiento de renovales en claros en el bosque en troncos en descomposición y en sectores con suelo expuesto. El fracaso del establecimiento de la regeneración responde a la pérdida del mantillo que produce una desecación de suelo especialmente en claros y a baja iluminación. En bosques analizados en este trabajo, se observaron resultados similares a estas investigaciones, donde una cobertura forestal intermedia beneficia el crecimiento en altura y da valores intermedios de supervivencia e incorporación de renovales, logrando disminuir la desecación del suelo y aportando luz a los renovales. Heinemann *et al.* (2000) indican que la disponibilidad de agua influye fuertemente en la supervivencia de las plantas de lenga en los sitios donde existe una mayor humedad, como debajo

de restos leñosos y en bordes de claros. El efecto de la disponibilidad de luz en el crecimiento de renovales en *Nothofagus* también fue estudiado por Cockayne (1926) y Wardle (1967) y estos autores coinciden en que aumenta la tasa de crecimiento con el aumento de la disponibilidad de luz. En *N. cunninghamii* la regeneración se observa bajo claros del bosque o en las márgenes, siendo capaz de colonizar zonas quemadas y suelos recientemente removidos mientras exista luz y humedad (Manson, 1974).

Lencinas *et al.* (2007) trabajaron con renovales de *N. pumilio* bajo distintas coberturas y regímenes hídricos, observando que la biomasa total y por compartimentos aumentó en forma diferencial según el régimen hídrico-lumínico al que estuvo sometida. Se observó un aumento en altura más marcado en los renovales de mayor edad, mientras que en renovales de edades entre 2 y 6 años los incrementos fueron inferiores. Se produjo un aumento de la biomasa aérea a medida que aumentó la luminosidad, mientras que con altas luminosidades, la biomasa aérea disminuyó su crecimiento para favorecer el desarrollo de la biomasa subterránea. La reducida mortalidad observada en el modelo de supervivencia para plántulas creciendo en bajas coberturas forestales y el menor crecimiento en altura se produce para limitar la excesiva evapotranspiración, mejorando el nivel hídrico de la planta, la actividad fotosintética y el crecimiento de la misma (Aussenac, 2000). Bajo estas condiciones las plántulas redireccionan sus fotosintatos hacia la producción de raíces a fin de mejorar la disponibilidad de agua (Lencinas *et al.*, 2007). La forma parabólica del modelo generado para *N. pumilio* responde a los cambios en la producción de biomasa aérea y subterránea a medida que se produjeron cambios en la disponibilidad de luz y en la disponibilidad de agua. El modelo propuesto muestra que la regeneración reacciona favorablemente a la apertura de la cobertura forestal en un amplio rango de coberturas forestales (15 a 85%), siendo las condiciones más favorables las encontradas en la RD (30 m².ha⁻¹ de AB) y en bordes de la RA con RD (30 - 15 m².ha⁻¹ de AB). En este estudio, la cobertura afectó la dinámica de la regeneración y el crecimiento en altura en renovales de 1 a 18 años, donde en coberturas bajas a intermedias (entre 35 y 45%) y presencia de humedad maximizan el crecimiento y la incorporación.

En el estudio realizado en el Rodal 13 de la Ea. San Justo se observa que se alcanza en 10 años una altura media de 50 cm, ocurriendo a partir de ese momento un despegue en el crecimiento en altura de la regeneración. Este período de tiempo puede modificarse de acuerdo a la cobertura forestal remanente, acortándose en cubiertas del bosque remanente con coberturas menores al 20%, y alargándose en coberturas mayores al 80%.

CONCLUSIÓN

La regeneración post cosecha de *N. pumilio* reaccionó favorablemente a la apertura del dosel. La incorporación de nuevas plántulas estuvo condicionada por la disponibilidad de semillas en los años considerados analizada en el capítulo anterior, la viabilidad de las mismas y las condiciones climáticas. La densidad de renovales encontrada en todos los tratamientos sobrepasa ampliamente la cantidad mínima para perpetuar el bosque. Los resultados respecto de la incorporación y mortalidad de plántulas, deberían tenerse en cuenta para diseñar estrategias que aseguren la regeneración en toda la superficie de los rodales. Las coberturas forestales comprendidas entre los 30 y 70% tienen la ventaja de proveer de árboles semilleros a toda la superficie entre agregados, y adecuada protección para las plántulas que se están instalando, mientras que coberturas entre 35 y 45% optimizan el crecimiento en altura de renovales de edades avanzadas. Los tiempos planteados en el modelo teórico sugieren 20 años para generar completamente a los rodales aprovechados, pero los seguimientos en las parcelas permanentes de muestreo ponen en evidencia que dichos tiempos se pueden acortar significativamente a 12 años, con una cobertura del 45%.

CAPÍTULO 4: MANEJO FORESTAL

INTRODUCCIÓN

La elección del método de regeneración óptimo implica el equilibrio entre el rendimiento de productos que se pueden obtener del bosque y el rendimiento industrial que puede obtenerse de ellos, los menores costos, sea aceptado socialmente, que posea un alto valor de conservación de la biodiversidad y que la posibilidad de generar una adecuada regeneración (Martínez Pastur y Lencinas, 2005). Este último punto fue ampliamente abordado en los anteriores capítulos de este trabajo. El método de cortas de protección es de amplio uso en Tierra del Fuego (Argentina) y la XII Región de Chile (Schmidt y Urzúa, 1982; Martínez Pastur y Lencinas, 2005; Rosenfeld *et al.*, 2006), siendo un método que asegura la regeneración de los bosques (Martínez Pastur *et al.*, 1999a; Rosenfeld *et al.*, 2006). Como contraparte, este método modifica la diversidad del bosque sin intervención (BSI) (Deferrari *et al.*, 2001; Spagarino *et al.*, 2001; Martínez Pastur *et al.*, 2002). En Argentina, la aplicación de cortas de protección incompletas actúa como un método de retención dispersa (RD), ya que la corta final del método nunca se aplicó. Por otra parte, el método de retención variable (RV) prioriza la conservación de la biodiversidad manteniendo sectores de bosque sin intervención (Martínez Pastur *et al.*, 2005; Vergara y Schlatter, 2006), manteniendo el rendimiento y los costos de cosecha, agregando sectores de retención agregada en la matriz del bosque manejado. La manipulación de la cobertura forestal al aplicar los métodos de regeneración es realizada con el fin de desalentar o favorecer la regeneración. Las manipulaciones emulan la magnitud y tipo de disturbio natural para obtener el mismo resultado (Schmidh, 1997).

La regeneración responde a las modificaciones ambientales producidas por disturbios naturales como avalanchas, incendios o volteos masivos en grandes superficies generados por vientos fuertes. Las modificaciones estructurales permiten un aumento en la entrada de luz comenzando la fase de regeneración del bosque (Martínez Pastur *et al.*, 2004). Los métodos de regeneración tienden a simular la dinámica natural de los bosques de *N. pumilio* de Patagonia Sur, aunque las tareas de aprovechamiento que incluyen daños a los árboles remanentes, a la regeneración preinstalada y al sotobosque debido a la extracción de volumen maderable le adicionan factores ajenos a ésta dinámica. Las alteraciones debidas al manejo forestal también tienen consecuencias en las condiciones microclimáticas del bosque, con un aumento de la intensidad lumínica, velocidad del viento, temperatura del suelo y precipitación efectiva (Caldentey *et al.*, 1998; Otero *et al.*, 1998).

Luego de realizada la corta, debería existir una cantidad de individuos remanentes para generar cobertura al suelo y producción de semillas. Luego la regeneración formaría una población densa que generaría el bosque futuro. Es importante conocer si la cobertura forestal remanente de las tareas de aprovechamiento forestal afectan la regeneración preinstalada (Vatasan, 1983; Schmidt *et al.*, 1992; González, 1995; Martínez Pastur *et al.*, 1999a), si es suficiente la cantidad de semilla generada por estos individuos y cuál es la cantidad de regeneración que sobrevive al proceso y arrastre de rollizos en las zonas de aprovechamiento. El estudio de esta dinámica aplicada a los distintos métodos empleados en la zona, generará el conocimiento para evaluar los métodos en relación con su capacidad para regenerar el bosque aprovechado.

Objetivo general

Simular la producción de semilla, la incorporación, la supervivencia y el crecimiento en altura en diferentes métodos de regeneración (RD y RV) para determinar la factibilidad y éxito de los métodos.

Objetivos específicos

Simular la producción, caída de semillas y regeneración en los métodos de RD y RV.

Cuantificar la supervivencia de la regeneración después del aprovechamiento forestal en dos métodos de regeneración (RD y RV).

Plantear recomendaciones de Manejo en los métodos de RD y RV.

MATERIALES Y MÉTODOS

Simulación de la producción de semilla, incorporación, supervivencia y crecimiento en altura en diferentes métodos de regeneración

Para simular la producción de semilla, la incorporación, la supervivencia y el crecimiento en altura en diferentes métodos de regeneración (RD y RV) se trabajó con dos estructuras forestales remanentes de la aplicación de estos métodos. Se seleccionó una hectárea en la RD en el Rodal 13 de la Ea. San Justo, donde se realizaron inventarios al año, a los 4 años, a los 8 años y a los 12 años con posterioridad a la intervención. Asimismo, se trabajó con una hectárea de RV en el tranzón 1 de la Ea. Los Cerros. Se utilizaron los datos de estructura original del Rodal 13 descrita en Cellini *et al.* (1998) y con estos se calculó la producción de semillas por árbol mediante la proporción del número de árboles del total dominantes y codominantes (34,7%) y la producción

de semillas del BSI del rodal 4 en la misma estancia. En base a la estructura forestal de estos dos métodos de regeneración, se aplicaron los modelos para simular la producción de semilla, la incorporación, la supervivencia y el crecimiento en altura.

Se calculó la producción de semilla para las diferentes coberturas de los métodos a comparar utilizando el modelo generado en "Producción de semillas". Para ello se utilizaron datos de cobertura mediante fotos hemisféricas en el Rodal 13 de la estancia San Justo y en la RV de la Ea. Los Cerros. En base a los datos de cobertura se calcularon las distintas producciones de semillas. El modelo de producción de semillas utiliza la variable "máxima producción de semillas", que se calcula con el número de semillas por hectárea en las situaciones de cobertura forestal mayor a 70%. Este valor de producción se calculó utilizando el promedio anual de los años 2001 al 2008 en las situaciones de cobertura mayor a 70%. Con los datos anuales se volvió a promediar ya que el número de parcelas es distinto año a año.

Para determinar la distribución espacial de la caída de semillas (sombra de semillas) se recurrió a la utilización de los diagramas de sombra de semillas desarrollados en "Dispersión de semillas" siendo para ello necesario contar con un mapeo de la estructura forestal remanente, ya que se extrapoló la sombra de semillas de un árbol al conjunto de árboles del método de regeneración simulado. Teniendo en cuenta los 3 diagramas de vuelo de semillas, la producción de semillas calculada en "Dispersión de semillas" y el número de árboles del BSI, se calculó la producción de semillas por árbol para poder aplicar los diagramas a cada árbol de la estructura remanente. Se realizó un análisis espacial de la información geográfica utilizando un algoritmo simple de suma para lograr la sumatoria de las sombras de semillas de cada árbol, mediante el software ArcView 3.2. Se trabajó con el Rodal 13 de la estancia San Justo, en 4 momentos posteriores a la corta: en el año 1997 cuando se realizó la corta y en los años 2001, 2005 y 2009. Para generar los resultados en una hectárea de bosque, se repitió la superficie del Rodal 13 cuatro veces y los resultados presentan la hectárea central. Asimismo, en la RV se trabajó con un relevamiento realizado en la Ea. Los Cerros en el tranzón 1 y en base a esa estructura y a estructuras del BSI se simularon agregados de 20, 30 y 40 m de radio para determinar el patrón de distribución de la sombra de semilla para distintos tamaños de agregados. La sombra de semillas de los árboles semilleros del sector del borde del agregado (5,5 m de borde en los 3 tamaños de agregados simulados) se tomaron como una RD de $30 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$, mientras que la parte media y la central la dispersión se tomó como un BSI.

Para la estimación de la instalación de plántulas en los métodos de regeneración evaluados se utilizó el modelo generado en "Modelo de instalación". El modelo utiliza como variables la cobertura forestal utilizando fotos hemisféricas y el promedio de la instalación en bosques de más de 70% de cobertura. Para el cálculo de la cobertura en sectores aprovechados se trabajó con datos de aprovechamientos forestales que utilicen los métodos de RD y RV.

En base al modelo generado en "Modelo de Crecimiento en altura" se simuló el crecimiento en altura de la regeneración en 11 años después de realizada la corta para los dos métodos ensayados. Se trabajó con el "Modelo de supervivencia de la regeneración" para simular la densidad de plántulas luego de una instalación promedio por un período de 11 años. Para ello se utilizaron las coberturas de los métodos de RD y RV y se calculó la reducción de la densidad.

Supervivencia de la regeneración en el aprovechamiento forestal

Para estimar la supervivencia de la regeneración al aprovechamiento forestal se utilizó para la RD los análisis realizados por Skrt *et al.* (1997) que trabajaron en el impacto de las tareas forestales en la regeneración en el Rodal 13 de la Ea. San Justo. Para la RV se evaluó en la Ea. Los Cerros 21 parcelas de regeneración, instaladas en los rodales 71, 73 y 74. Éstos representaron un gradiente de calidades de sitio (II, III y IV), y fueron ubicadas en los rodales antes de las tareas de corta y arrastre (mediados de marzo de 2004), y se evaluaron luego de realizadas las tareas (diciembre de 2004).

Las parcelas fueron ubicadas al azar mediante el sistema de coordenadas polares. Este sistema se basa en definir un ángulo y una distancia al azar para ubicar cada parcela, desde el centro de cada rodal mencionado, excluyendo a los agregados ya que en los mismos no se realizaron aprovechamientos. Las dimensiones de las parcelas fueron de 2,5 m de largo por 0,2 m de ancho, resultando en una superficie de 0,5 m². Se midieron todas las plántulas de *N. pumilio*, registrándose su ubicación espacial, altura y edad. Después de la realización de las tareas de aprovechamiento, se relevó la regeneración sobreviviente. En cada parcela se determinó la cobertura mediante un copímetro (Lemmon, 1956; 1957). Para transformar los datos de cobertura mediante copímetro a cobertura en porcentaje utilizando fotos hemisféricas se desarrolló un modelo matemático utilizando los puntos en donde se midieron las coberturas con las dos técnicas en la Ea. San Justo y Los Cerros.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Comportamiento de la regeneración en un método de RD

El cálculo de la producción histórica de semillas promedio de los años 2001 al 2008 para el BSI (>70% cobertura) fue de 5,83 millones ha.año⁻¹. La producción por árbol calculada (producción de semillas promedio / número de árboles dominantes y codominantes) fue de 23523 semillas por árbol, siendo 2,023 millones ha.año⁻¹ para una RD.

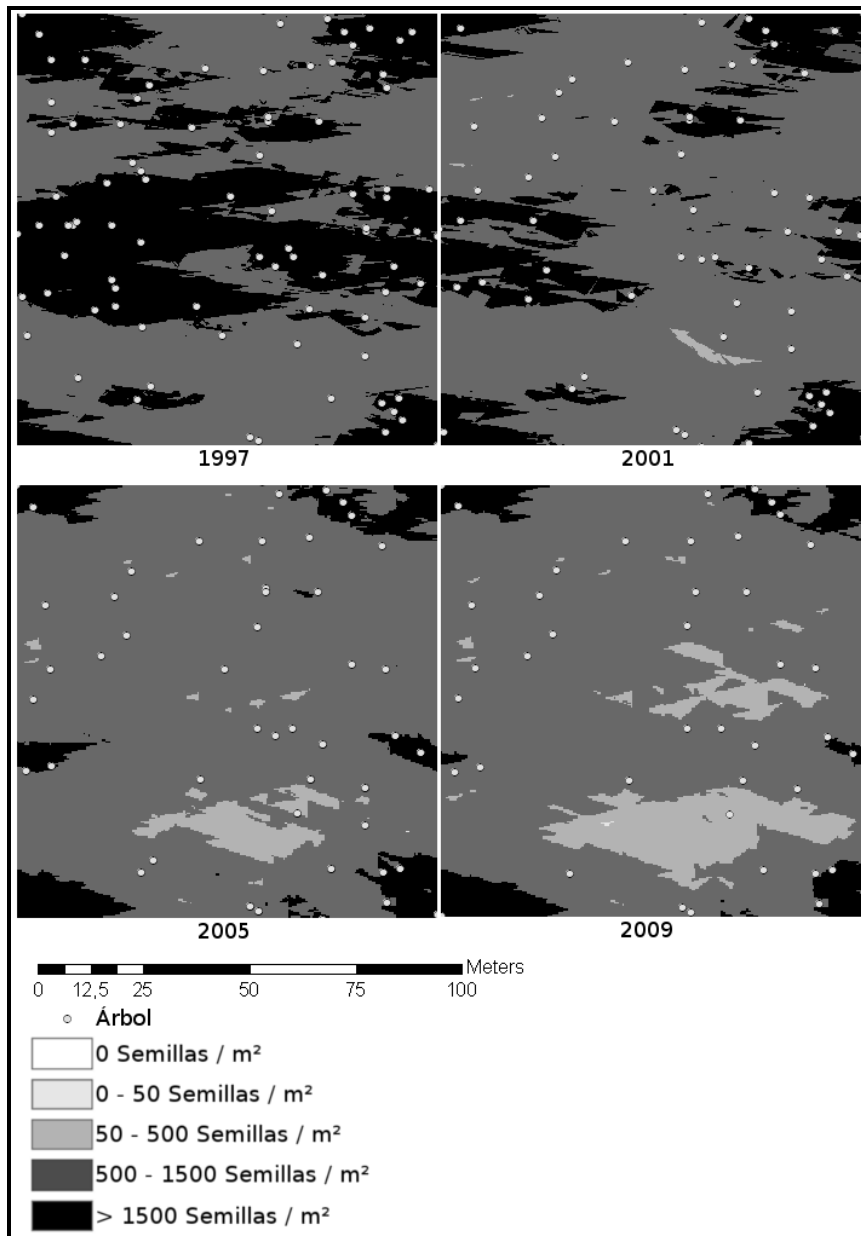


Figura 4.2. Sombra de semillas en semillas.m⁻² para un método de regeneración con retención dispersa.

El promedio de producción de semillas de los años 2001 al 2008 en la RD en el R4 (cobertura promedio 53,0%) fue de 2,91 millones ha.año⁻¹, dando el número de semillas producidas por árbol un valor conservador para la realización de los siguientes análisis. Para el BSI, la producción de semillas por árbol fue de 14185 semillas (411 árboles.ha⁻¹). Utilizando la sombra de semillas y los datos de producción de semillas por árbol se calculó la dispersión en número de semillas.m⁻² para las 4 zonas definidas en "Dispersión de semillas" (Sombras de semillas en % del total 35%, 30%, 25% y 10%) siendo: 198,0 semillas.m⁻² en la zona más cercana al árbol, disminuyendo la densidad en las zonas intermedias (138,5 - 10,6 semillas.m⁻²) hasta 0,29 semillas.m⁻² en la zona más alejada y extensa con 8139,9 m². La producción de semilla

calculada en base a la máxima producción (5,83 millones por ha) y la cobertura promedio de las parcelas con el método de RD (52,1%) fue de 2,19 millones por ha. La disminución de la semilla caída se encuentra relacionada con la cantidad de árboles remanentes luego de aplicación de las cortas del método de RD (Figura 4.2.). La disminución es marcada en el año 2001, donde la máxima producción obedece al agrupamiento de árboles remanentes. De todas formas, se observa un aporte de semillas en el año 2009 mayor a 50 semillas.m⁻². En base al modelo de instalación de regeneración se calculó el valor de incorporación de renovales.ha⁻¹ en la RD. El valor obtenido en base a la máxima incorporación promedio (507 mil.ha⁻¹) y la cobertura (52,1 %) fue de 92,06 mil.ha⁻¹. En base al modelo de supervivencia de regeneración se calculó la reducción de la densidad luego de la incorporación de plántulas en una RD. En la Figura 4.3. se observa la mortalidad de plántulas desde las 92,06 mil.ha⁻¹ (incorporación promedio) hasta 19,99 mil.ha⁻¹ en el año 12.

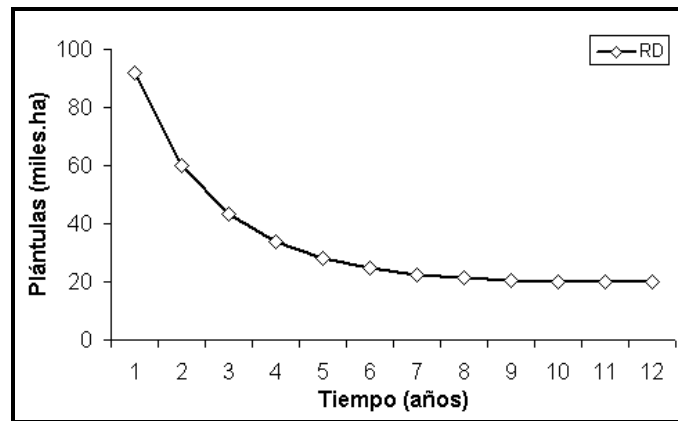


Figura 4.3. Cálculo de la supervivencia de la regeneración para un método de regeneración con retención dispersa. RD: método de regeneración con retención dispersa.

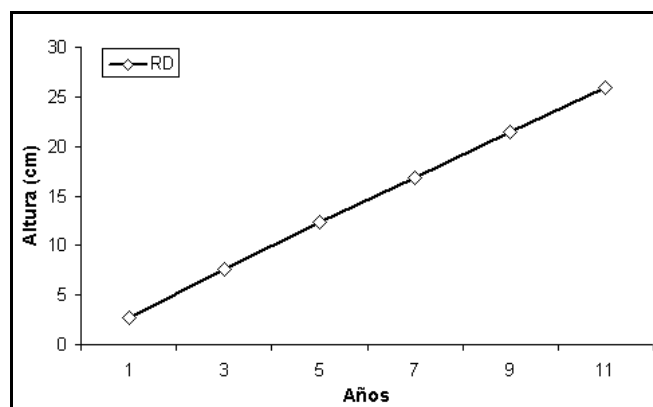


Figura 4.4. Cálculo de crecimiento en altura para un método de regeneración con retención dispersa. RD: método de regeneración con retención dispersa.

El cálculo del crecimiento en altura para la cobertura promedio de la RD, y para plántulas de 1, 3, 5, 7, 9 y 11 años de edad se observa en el Figura 4.4.

Skrtr *et al.* (1997) indicaron la existencia de un banco permanente de plántulas que permanecen durante 5-8 años en el BSI. Estas plántulas reaccionan con la apertura del dosel luego del aprovechamiento forestal. Se observó una disminución del 41,2% de la regeneración (2,44 a 1,43 millones.ha⁻¹) mientras que las plántulas de más de un año disminuyeron en un 42,1% (0,32 a 0,19 millones.ha⁻¹), ya que las tareas de aprovechamiento (volteo, trozado y rastreo de las trozas por "skidder" mediante cables de acero) produjeron un movimiento superficial de suelo. Sin embargo, la remoción parcial del suelo genera condiciones para la instalación de la regeneración (González, 1995). A pesar de que la disminución de renovales fue significativa, el estudio indica que el número de plántulas de más de un año instaladas es suficiente para asegurar la regeneración del rodal, comparando con otros estudios (Schmidt y Urzúa, 1982; Schmaltz, 1992; Ferrando, 1994; González, 1995)

Comportamiento de la regeneración en un método de RV

Los resultados de producción de semillas presentan un gradiente debido a las coberturas que existen dentro y fuera de los agregados. Dentro del agregado, con una cobertura de 76,2% la producción fue de 3,96 millones de semillas.ha⁻¹, mientras que fuera del agregado la producción de semillas decrece junto con la cobertura forestal (51,0 y 43,1% de cobertura cerca y lejos del agregado). Esta disminución resultó en una producción de 2,12 y 1,63 millones de semillas.ha⁻¹.

El tamaño del agregado presenta diferencias en la sombra de semillas generada fuera de éste (Figura 4.5.). Para agregados de 20 m de radio, la sombra de semillas proyectada excede al diámetro del mismo para una cantidad de 50 a 500 semillas.m⁻² en dirección E, mientras que para las restantes direcciones esta densidad de semillas prácticamente no se puede encontrar.

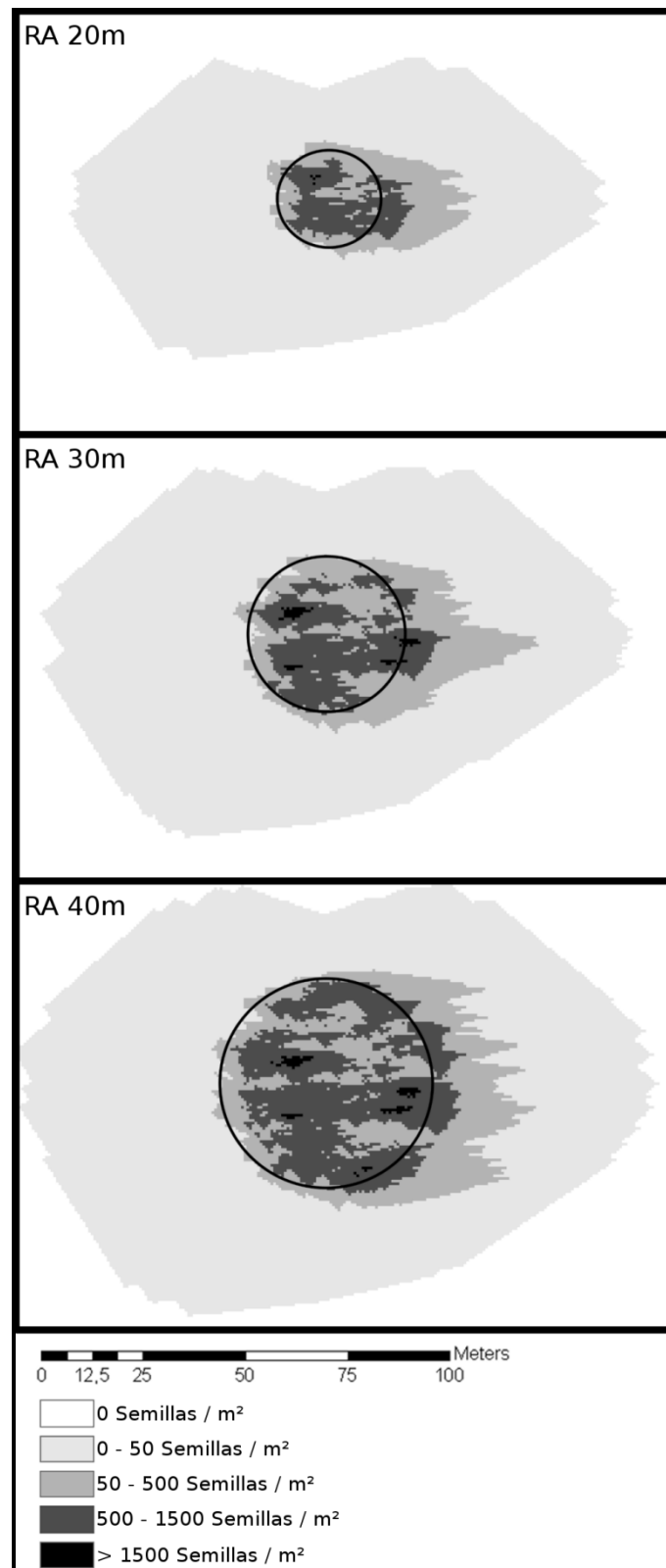


Figura 4.5. Sombra de semillas en semillas.m⁻² para diferentes tamaños de agregados. RA: retención agregada, el círculo central indica el límite del agregado. El rectángulo representa una superficie de 1,66 ha en cada caso.

La sombra de semillas < 50 semillas.m⁻² es amplia y se extiende más allá del borde del agregado más cercano (distancia entre bordes de agregados es de 36,97 m). En la Figura 4.6. se observa la comparación de disposiciones espaciales de agregados donde, dependiendo de la

ubicación de la RA y la sombra de semillas producida resulta en el aporte de semillas de un agregado al interior del agregado vecino en el tresbolillo horizontal (Figura 4.6. A).

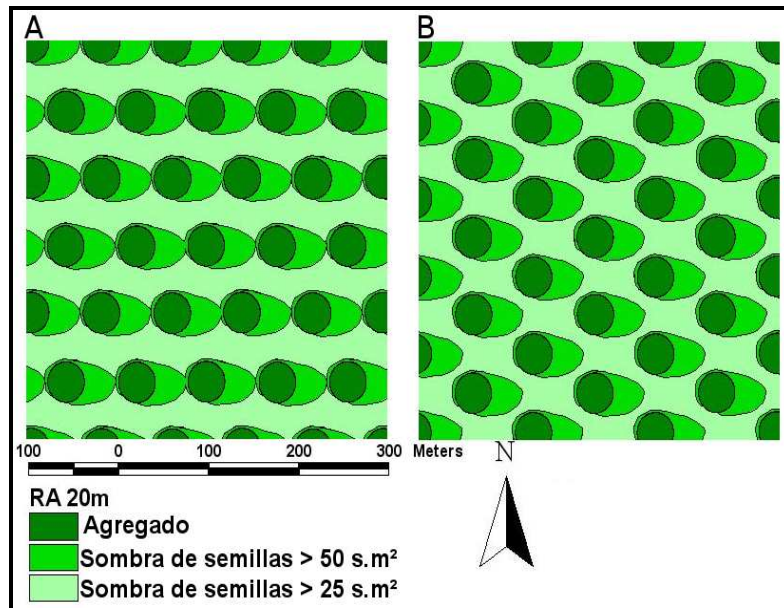


Figura 4.6. Comparación de disposiciones espaciales de agregados y la sombra de semillas producida. A: tresbolillo horizontal, B: tresbolillo vertical. RA 20m: retención agregada de radio 20m, círculo indica el límite del agregado, > 50 s.m²: mayor a 50 semillas.m², > 25 s.m²: entre 25 y 50 semillas.m².

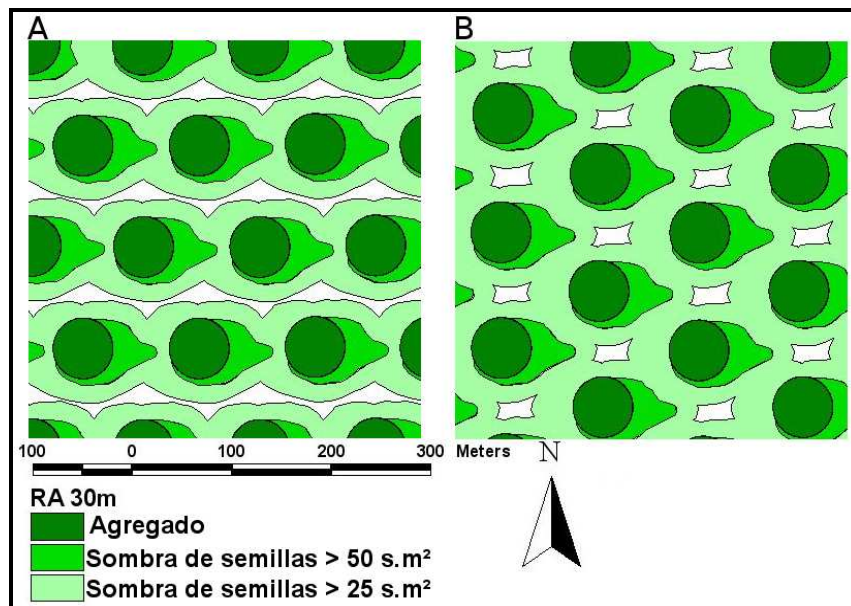


Figura 4.7. Comparación de disposiciones espaciales de agregados y la sombra de semillas producida. A: tresbolillo horizontal, B: tresbolillo vertical. RA 30m: retención agregada de radio 30m, círculo indica el límite del agregado, > 50 s.m²: mayor a 50 semillas.m², > 25 s.m²: entre 25 y 50 semillas.m².

Para agregados de 30 m de radio, la sombra de semillas producida presenta mayor superficie que para agregados menores, mientras que la distancia entre agregados aumenta a 55,47 m. El

ordenamiento espacial de agregados (Figura 4.7.) indica que existe una disposición de la RA para optimizar la producción de semillas y que el aporte se concentre en los sectores aprovechados. De otra forma la producción estaría siendo desaprovechada al caer dentro de la RA.

Para un agregado de radio de 40 m, la producción de semillas y su dispersión aumenta pero no en forma directa a la encontrada en los dos tamaños anteriores de agregados (Figura 4.5.). Esto es debido que los árboles de la periferia se comportan como una RD, con el consiguiente aumento de su dispersión. Las diferencias son debidas a la presencia de árboles en esa zona y a la densidad encontrada. Aquí también la distribución de agregados tiene importancia en un correcto aporte de semillas a la zona aprovechada (Figura 4.8.). En comparación con las disposiciones de agregados para RA de 20 y 30 m de radio, se observa que existe una mayor superficie donde el aporte de semilla es menos a $50 \text{ semillas.m}^{-2}$, siendo el aporte de semillas en esta zona sumada a la generada por la RD entre agregados

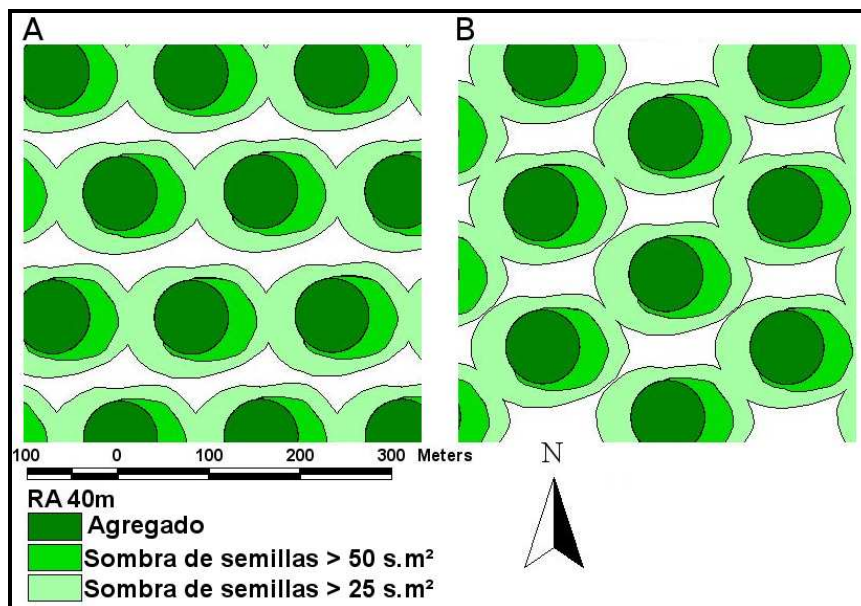


Figura 4.8. Comparación de disposiciones espaciales de agregados y la sombra de semillas producida. A: tresbolillo horizontal, B: tresbolillo vertical. RA 40m: retención agregada de radio 40m, círculo indica el límite del agregado, > 50 s.m²: mayor a 50 semillas.m², > 25 s.m²: entre 25 y 50 semillas.m².

Utilizando el modelo desarrollado en "Modelo de instalación" se obtuvo el valor de incorporación de renovales por ha para distintos grados de cobertura en la RV. Dentro de los agregados (RA) el valor de cobertura estimado fue de 76,2%, resultando 233671 plántulas por hectárea incorporadas. En la zona aprovechada el valor de cobertura forestal disminuye, con 51,0% en el borde y 43,1% lejos. La incorporación resultante de la aplicación del modelo, en base a la máxima incorporación promedio (507 mil.ha^{-1}) y las coberturas fueron de 87421 y 57842 plántulas.ha⁻¹.

La supervivencia de la regeneración en los distintos sectores del método de RV presenta marcadas diferencias (Figura 4.9.). Dentro de los agregados la mortalidad fue mayor que en sectores con menor cobertura. Partiendo de un valor de 233671 plántulas.ha⁻¹ incorporadas, disminuye hasta 21110 plántulas a los 11 años. Para la zona de menor cobertura, la disminución es menos marcada, llegando a valores de 19440 y 14770 plántulas.ha⁻¹ a los 11 años.

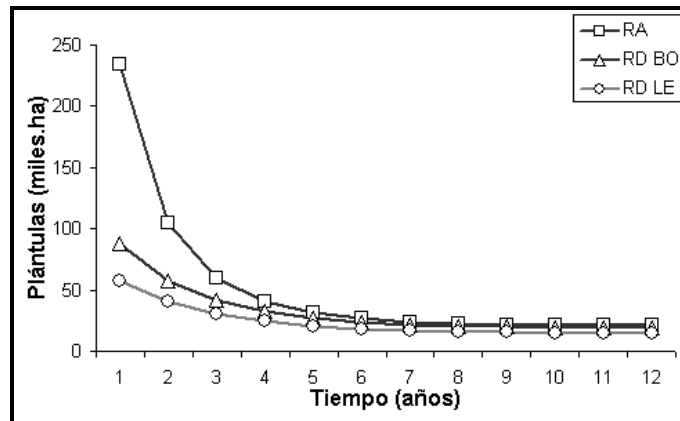


Figura 4.9. Cálculo de la supervivencia de la regeneración para una RV. RV: retención variable, RA: retención agregada, RD BO: zona de influencia de la RA en la retención dispersa, RD LE: Zona de la retención dispersa alejada de la retención agregada.

Los resultados del modelo de crecimiento en altura se observan en la Figura 4.10., donde se puede observar la diferencia de pendiente entre la zona aprovechada y la zona dentro de la retención agregada.

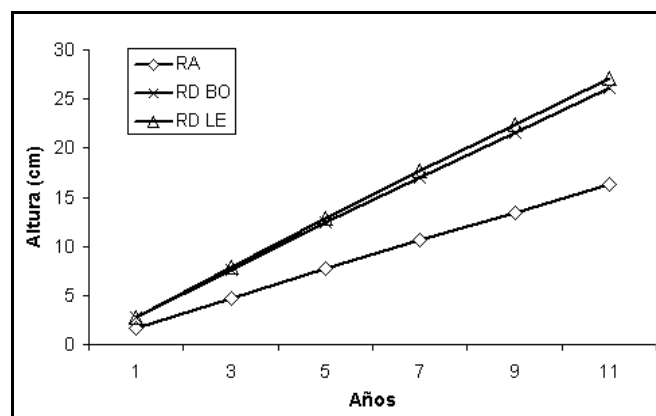


Figura 4.10. Cálculo de crecimiento en altura (cm) de plántulas para una RV. RV: retención variable, RA: retención agregada, RD BO: zona de influencia de la RA en la retención dispersa, RD LE: Zona de la retención dispersa alejada de la retención agregada.

Se generó un modelo matemático para obtener los valores de cobertura resultantes de la utilización de fotografías hemisféricas utilizando como variable de entrada la cobertura medida

mediante un espejo curvo (Lemmon, 1957). El modelo generado es polinómico de grado 3, siendo la función matemática utilizada:

$$Cob = a + b \cdot copim + c \cdot copim^2 + d \cdot copim^3$$

Donde: copim: cobertura en % determinada mediante copímetro (Lemmon, 1957), Cob: cobertura forestal obtenida mediante fotografía hemisférica.

Los parámetros y estadísticos del modelo se presentan en la Tabla 4.1.

Estadísticos	Estimación
a	25,1656
b	1,28575
c	-0,0209061
d	0,000142601
n	40
r ² ajust.	90,4451
DRE	6,58871
RP	5,31738

Tabla 4.1. Cálculo de crecimiento en altura para una RD. a, b, c y, d: Parámetros del modelo, n: número de observaciones, DRE = desviación residual estándar; RP = residual promedio.

Sitio	Cob	Edad	Altura	N
II	72,7 a	2,1 a	3,7 a	80,0 a
III	77,5 b	1,9 a	3,4 a	57,5 ab
IV	76,5 ab	1,9 a	2,8 a	16,2 b
p	0,0202	0,8337	0,3137	0,0275
F	4,1	0,18	1,18	3,76

Tabla 4.2. Características estructurales originales de la regeneración y del banco de plántulas de *Nothofagus pumilio* en rodales de la Ea. Los Cerros, discriminadas por calidades de sitio. Sitio: calidad de sitio según Martínez Pastur *et al.* (1997); Cob; cobertura forestal en %; Edad: edad de las plántulas en años; Altura: altura de las plántulas (cm); N: número de plántulas (miles.ha⁻¹); p: probabilidad efectiva; F: estadístico de Fisher. Letras diferentes en una misma columna indican diferencias significativas entre las medias por la prueba de Tukey al 5%.

La edad y la altura de las plántulas existentes en los rodales previos a las tareas de aprovechamiento no difirieron significativamente entre calidades de sitio, presentando 2 años y 3,3 cm en promedio. El número de plántulas por hectárea presentó diferencias significativas (Tabla

4.2.), mientras que se observaron tendencias en la altura, aumentando a medida que mejoró la calidad de sitio. Se observa que el banco de plántulas existente en el sotobosque de los rodales estudiados es joven, de poca edad y escasa altura total, ya que la elevada cobertura de copas actuaría como fuerte limitante de la instalación y de los crecimientos de las plántulas. El número de plantas encontrado es relativamente bajo respecto de los valores observados en otros estudios.

Sitio	N	AB	DCM	AT	VTCC
II	404a	59a	39,4a	20,1a	740,8a
III	453a	66a	39,8a	18,0b	729,1a
IV	555a	63a	33,5a	15,5c	608,2a
p	0,1377	0,7188	0,2085	0,0002	0,4212
F	2,23	0,34	1,72	15,05	0,91

Tabla 4.3. Estructura original en rodales de *Nothofagus pumilio* de la Ea. Los Cerros, discriminados por calidades de sitio. Sitio: calidad de sitio según Martínez Pastur *et al.* (1997); N: densidad en número de árboles por hectárea; AB: área basal ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$); DCM: diámetro cuadrático medio (cm); AT: altura total (m); VTCC: Volumen total con corteza ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$); p: probabilidad; F: estadístico de Fisher. Letras diferentes en una misma columna indican diferencias significativas entre las medias por la prueba de Tukey al 5%.

La estructura del bosque original se presenta en la Tabla 4.3. Se observa una uniformidad de las distintas variables estructurales analizadas. Los rodales estudiados solo presentaron diferencias significativas en la altura total promedio, que es la variable que más se ve influenciada por las características que determinan la calidad de sitio.

Sitio	N	AB	DCM	AT	VTCC
II	64a	9a	38,2a	18,5a	110,6a
III	162b	27ab	39,0a	17,0a	296,9ab
IV	295c	42b	37,5a	15,8a	415,2b
p	< 0,0001	0,0161	0,9820	0,5581	0,3120
F	18,76	5,31	0,02	0,60	4,28

Tabla 4.4. Estructura remanente luego de la aplicación de una RD en rodales de *Nothofagus pumilio* de la Ea. Los Cerros, discriminados por calidades de sitio. Resultados estructurales en la zona aprovechada. Sitio: calidad de sitio según Martínez Pastur *et al.* (1997); N: densidad en número de árboles por hectárea; AB: área basal ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$); DCM: diámetro cuadrático medio (cm); AT: altura total (m); VTCC: Volumen total con corteza ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$); p: probabilidad; F: estadístico de Fisher. Letras diferentes en una misma columna indican diferencias significativas entre las medias por la prueba de Tukey al 5%.

Luego de los aprovechamientos forestales, la estructura forestal remanente presentó diferencias en el gradiente de sitios estudiado (Tabla 4.4.). El número de árboles por hectárea, el área basal y el volumen total con corteza (VTCC) remanente presentaron diferencias significativas entre sitios, siendo las tres variables mayores en los rodales de peor calidad. Esto indica que la intensidad de los aprovechamientos fue menor en sitios menos productivos.

La estructura forestal remanente y la regeneración (Tabla 4.5.) se vieron modificadas por el aprovechamiento forestal. El banco de plántulas se alteró por efecto de las tareas de construcción de caminos, volteo y arrastre, así como la cobertura forestal se vio disminuida.

Tratamiento	Cob	N
BSI	65,2 ± 0,5 b	55,0 ± 7,9 a
BA	56,6 ± 1,7 a	18,3 ± 3,7 b
p	< 0,0001	< 0,0001
F	132,40	17,72

Tabla 4.5. Cobertura y densidad de regeneración antes y después de la aplicación de una corta.

Cob: Cobertura forestal en %; N: densidad de plántulas (miles.ha⁻¹) antes de realizar el aprovechamiento forestal ; BSI: Bosque sin intervención; BA: Bosque aprovechado.

Cob Final	Ei	Ef	Hi	Hf
<30%	2,0 ± 0,3	2,4 ± 0,2	3,4 ± 0,3	3,6 ± 0,2
<50% ≥30%	2,0 ± 0,2	2,5 ± 0,3	3,6 ± 0,4	4,6 ± 0,6
<70% ≥50%	2,1 ± 0,2	1,9 ± 0,2	3,5 ± 0,4	3,5 ± 0,5
≥70%	1,7 ± 0,3	2,0 ± 0,3	2,9 ± 0,3	2,8 ± 0,2
p	0,7815	0,3924	0,5393	0,0944
F	0,36	1,04	0,73	2,35

Tabla 4.6. Diferencias en edad y altura en plántulas de *Nothofagus pumilio* al aplicar una corta discriminado por distintos grados de cobertura forestal final. Cob: Cobertura forestal en %; Ei: edad inicial; Ef: edad final; Hi: altura inicial en cm; Hf: altura final en cm.

Entre grados de cobertura no se observaron diferencias significativas en ninguna de las variables analizadas (Tabla 4.6. y Tabla 4.7.).

El análisis de las coberturas finales no presentó diferencias significativas respecto a la cobertura inicial, a la edad ni al número de plántulas. Cabe destacar que no se observaron tendencias en las variables edad y altura, excepto en la cobertura remanente de <50% a ≥30% donde se observó un aumento en la edad y altura, dado quizás por la desaparición de plántulas menores a dos años, muy sensibles a disturbios. Asimismo, la disminución en el número de

plántulas fue mayor en coberturas finales menores, dado quizás por la mayor intensidad de aprovechamiento (supervivencia del 18,7% de plántulas en coberturas <30%; 35,5% en <50% \geq 30%; 37,0% de supervivencia en coberturas <70% \geq 50% y 32,4% en coberturas \geq 70%).

Cob Final	Cob Inic	Ni	Nf
<30%	75,0 \pm 3,0	91,4 \pm 39,2	17,1 \pm 5,2
<50% \geq 30%	75,5 \pm 1,4	81,1 \pm 14,9	28,8 \pm 9,0
<70% \geq 50%	76,7 \pm 1,0	46,8 \pm 13,1	17,3 \pm 6,5
\geq 70%	78,7 \pm 1,0	35,2 \pm 7,6	11,4 \pm 4,0
p	0,2987	0,1009	0,4543
F	1,25	2,15	0,88

Tabla 4.7. Diferencias en cobertura inicial y densidad en plántulas de *Nothofagus pumilio* al aplicar una corta discriminado por distintos grados de cobertura forestal final. Cob: Cobertura forestal en %; Ni: densidad de plántulas antes de realizar el aprovechamiento forestal en miles.ha⁻¹; Nf: densidad de plántulas luego de realizado el aprovechamiento forestal en miles.ha⁻¹.

Se observó que la presencia de residuos generados debido al aprovechamiento favorece la supervivencia de plántulas. Parcelas con más del 50% de su superficie cubierta por residuos presentaron un mayor número de plántulas. Los residuos de árboles aprovechados (ramas, troncos no productivos, copas de árboles volteados) sirvieron de protección a la regeneración, aumentando la densidad de plántulas al impedir el trazado de picadas y el arrastre de material.

RECOMENDACIONES DE MANEJO

Diferentes métodos de regeneración se aplicaron en Tierra del Fuego para favorecer la regeneración preexistente o para posibilitar la regeneración natural a partir de semillas, mediante cortas selectivas e incluso tala rasa (Gea *et al.*, 2004). Los métodos de regeneración actualmente utilizados son la RD (corta de protección incompleta) y RV (Martínez Pastur *et al.*, 2000; 2009; Rosenfeld *et al.*, 2006), aunque *N. pumilio* presenta muy buena regeneración al aplicar tala rasa en fajas de ancho de 20 a 30 m (Mutarelli y Orfila, 1971). Asimismo, fajas de hasta 70 m dieron buen resultado en Tierra del Fuego. Las prescripciones silviculturales para bosques nativos de *N. pumilio* se encuentran basadas en la apertura del canopy para estimular la regeneración natural al modificar la cantidad de luz incidente y la humedad del suelo en el bosque. La dinámica natural y el crecimiento en altura de la regeneración se encuentra determinada por la compartimentalización de la biomasa (Lencinas *et al.*, 2007) y la eficiencia fotosintética dada por la interacción entre los niveles de radiación y la humedad del suelo (Martínez Pastur *et al.*, 2007a).

Wardle (1974) sugiere pautas para el manejo forestal de *Nothofagus solandri* var. *cliffortioides* en Nueva Zelanda, dando mayor importancia a la producción de semillas que a la presencia de regeneración en el sotobosque. Es importante antes de eliminar la cubierta forestal, que exista en el suelo una cantidad de semillas suficiente y viable que se producen en períodos de 4 o más años. Franklin (1974) sugiere en bosques de *N. fusca* dejar en pie luego del aprovechamiento 5 árboles por hectárea de amplia copa para el aporte de semillas, ya que las tareas forestales impactan sobre la regeneración preestablecida. En bosques de *Nothofagus menziesii*, cuyos árboles presentan copas menores a los de *N. fusca*, serían necesarios de 10 a 15 árboles por hectárea. *Nothofagus menziesii* presenta alturas comprendidas entre 5 y 20 m, mientras que *N. fusca* puede sobrepasar los 30 m de altura (Ogden *et al.*, 1996). Si el aprovechamiento forestal es intensivo (extracción de madera de más de 10 cm de diámetro) la regeneración proveniente de los árboles semilleros es susceptible a heladas y a la desecación, siendo necesario una protección extra dada por árboles de menor tamaño. De esta forma la regeneración post cosecha se ve asegurada por el aporte de semilla de los árboles remanentes y por la protección al desecamiento. Una vez que la regeneración alcanza los 10 cm de altura, la supervivencia de la regeneración depende de la competencia de raíces del dosel remanente y de las malezas. Wardle (1974) plantea que una retención dispersa de 5 años no presenta un aumento de volumen significativo de la masa remanente y que disminuye el crecimiento de los renovales. Una práctica recomendada es dejar 25 – 40 árboles semilleros por hectárea y 12 años después del aprovechamiento reducir la densidad a 10 – 15 árboles por ha mediante anillado o envenenamiento. Esta práctica permite un ingreso de luz progresivo y una mayor superficie para la instalación de la regeneración (Franklin, 1974).

Dadas las características *N. pumilio* con relación a su capacidad de colonizar áreas disturbadas, esta especie presenta una tendencia a regenerar en áreas abiertas generadas con posterioridad a los aprovechamientos forestales si se presentan pulsos de producción de semillas. Rosenfeld *et al.* (2006) reporta 470000 plántulas.ha⁻¹ 5 años posterior al aprovechamiento en Chile, mientras que en Argentina variaron desde 50000 plántulas.ha⁻¹ (Bava y Puig, 1992) a 100000 plántulas (Mutarelli y Orfila, 1971; Bava y Hlopec, 1995; López Bernal *et al.*, 2003) 3 años después de realizadas las tareas de aprovechamiento. Collado *et al.* (2008) encontraron en la Ea. San Justo que la mayor parte del plan de manejo, los valores informados de regeneración superan los 113-332 mil.ha⁻¹. Schmidt y Urzúa (1982) consideran que debe existir un banco de plántulas de 100 mil.ha⁻¹ antes de las intervenciones forestales, y teniendo en cuenta que las pérdidas en la densidad de regeneración es del orden del 66% al 41% (Martínez Pastur *et al.*, 1999a), el valor encontrado en la Ea. San Justo es muy alentador. Schmaltz (1992) espera 60 mil.ha⁻¹ para considerar exitosa la regeneración de un bosque de *N. pumilio*. Rosenfeld *et al.* (2006) indican que para *N. pumilio* no se encontró un patrón general para definir la regeneración exitosa de los

bosques de esta especie. Los autores aseguran que para el caso particular de bosques en fase de envejecimiento, una densidad de 10000 plántulas por hectárea de 2 a 3 años de edad en un bosque a 5 años de un aprovechamiento forestal mediante una RD aseguraría el éxito de la regeneración. De aplicar a estos valores el modelo de supervivencia generado, el resultado sería 3370 plántulas por hectárea al año 11, con un espaciamiento de 1,7 m entre plántulas. La baja cantidad de regeneración y la distribución no homogénea de ésta, podría resultar en un bosque futuro con individuos multitallos y un alto distanciamiento entre árboles. En la Foto 4.1. se observa un bosque regenerado luego de un incendio en donde se aprecian individuos distanciados de 6 a 10 metros y claros de 700 a 500 m².



Foto 4.1. Bosque de *N. pumilio* de baja densidad

La baja densidad inicial formó individuos aislados que crecieron sin la competencia entre individuos, dando como resultado individuos con 5 a 20 troncos, muchos de ellos de forma tortuosa ya que presentan una copa amplia debido al gran espaciamiento. En este tipo de bosque, de incorporarse a bosques de producción, es factible aplicar en ellos tratamientos intermedios de poda y raleo para generar una masa forestal de 300 – 500 ind.ha⁻¹. La calidad forestal de los troncos centrales en cada individuo suele ser buena, siendo uno de ellos seleccionable para producir un árbol maderable. Una densidad de 10000 ind.ha⁻¹ de 2 años de edad o 3370 plántulas por hectárea de 11 años en forma homogénea, garantizaría un bosque futuro de buena forma forestal para producir madera de calidad.

En el caso de la RV, las tareas de aprovechamiento presentan una mayor intensidad que en el método de RD, con la consiguiente mortalidad de plántulas, asimismo existe una mayor remoción del suelo que favorece la incorporación de la regeneración. *N. pumilio* se destaca como especie que coloniza sectores disturbados, siendo favorecida por los impactos (Heinemann, 2007). La cobertura forestal en el componente RD de la RV es menor que en el método de RD, lo que produce una menor caída de semillas. Existe un aporte de semillas dado por la RA que en zonas

aledañas al agregado incorpora una cantidad extra a la producida por la RD, siendo mayor al ESTE del agregado debido a los vientos dominantes de la zona. Una correcta distribución espacial de los agregados sería en forma de tresbolillo vertical (Figura 4.7.), para permitir el aporte de la semilla en mayor medida en zonas aprovechadas y no dentro de otros agregados. La incorporación en el componente de RD del método de RV sigue siendo menor que en el método de RD, con una disminución de la cobertura forestal dado por un mayor aprovechamiento del recurso forestal. Sin embargo, se observa una alta incorporación según en el modelo generado. La respuesta a la liberación de las plántulas con posterioridad al aprovechamiento forestal es marcada, sin observarse diferencias entre la componente de la RD cercana al centro del agregado y lejana al mismo. Este crecimiento en altura permite alcanzar en la regeneración una altura de 20 cm en plántulas de 8 años de edad. Se observó que la distribución espacial de semilla varía con los distintos grados de cobertura y diferentes métodos de regeneración, siendo influenciada esta distribución por el clima local. La regeneración existente en el bosque previo al aprovechamiento forestal se ve impactada por las tareas del aprovechamiento en forma directa por construcción de caminos, volteo y arrastre. Asimismo, la cobertura del dosel modifica el microclima produciendo una mayor insolación y desecación del suelo influyendo negativamente en plántulas jóvenes. De esta forma, observando las respuestas de los modelos generados, se podría asegurar que una apertura gradual de la cobertura sería el método más conveniente para *N. pumilio*, ya que la regeneración alcanza el máximo crecimiento en altura en coberturas intermedias. La humedad del suelo controla la supervivencia y crecimiento en el bosque xérico, mientras que en el bosque mésico, la humedad y la radiación controlan a la supervivencia y crecimiento respectivamente (Heinemann y Kitzberger, 2006).

Además del aporte de semillas de los agregados a la RD y brindar protección a la regeneración en la zona cercana a ellos, los agregados ofrecen un reservorio de biodiversidad a largo plazo y a gran escala. Las retenciones agregadas mantienen un hábitat donde especies de animales, plantas son mantenidas en un sitio que de aplicar una RD no existiría. Por ejemplo, en los bosques nativos manejados de Tasmania la retención dispersa no mantiene la mayoría de especies relacionadas con el BSI y que si es capaz de mantenerse dentro de la retención agregada. Los agregados al largo plazo facilitarían la recolonización de las áreas aprovechadas una vez que las condiciones sean propicias para ello. En los bosques de *Nothofagus* sp. de Tasmania, muchas de las plantas e insectos no poseen una gran dispersión, por lo que los agregados presentarían un rol importante en la recolonización de áreas aprovechadas (Forestry Tasmania, 2009).

Las tareas de aprovechamiento se deberían focalizar para evitar dañar los sectores que presenten una mayor densidad de renovales. Una forma para minimizar el impacto de la maquinaria forestal sobre el sotobosque es realizar las cortas con posterioridad a la caída de

semillas y hojarasca (mes de mayo y siguientes) para lograr un rápido congelamiento del suelo y asegurar las condiciones de germinación de las semillas. En los meses invernales se sugiere realizar el arrastre de trozas sobre el suelo congelado para producir menor impacto sobre el suelo forestal.

Los métodos de RD y RV no se encuentran correctamente implementados en la actualidad, con daños a los árboles remanentes lo que permite una baja estabilidad produciendo la caída. Es importante la implementación de nuevas estrategias para asegurar la estabilidad del dosel remanente, disminuyendo el daño a los árboles remanentes para disminuir los niveles de volteos de viento. Asimismo, sería de gran interés diagramar la forma y el tamaño de los agregados de retención para satisfacer las características topográficas y de hábitat presentes en los distintos sitios. Con respecto al tamaño y distribución de los agregados, es factible la utilización de agregados de distintos tamaños en lo que respecta a la producción de semillas para su dispersión en la zona aprovechada, mientras que la distribución de la RA se realice en forma de tresbolillo vertical para garantizar un mayor aporte en la RD.

CONCLUSIÓN

Los distintos gradientes de cobertura observados para los distintos métodos influyen en la respuesta de la regeneración, donde ambos sistemas presentan una dinámica de la regeneración suficiente para regenerar el bosque. La disminución de la cobertura en la zona de aprovechamiento de la RV no impacta en la recuperación del bosque, teniendo pocas diferencias en la caída de semillas, incorporación, supervivencia y crecimiento en altura con el sistema de RD. Es importante mantener la estructura forestal remanente al aplicar un método de regeneración para la protección de la regeneración y para el aporte de semillas hasta el establecimiento de la regeneración. A partir de los valores obtenidos de producción de semillas, dispersión, incorporación y crecimiento en altura para los 2 métodos de regeneración ensayados se infiere que estos bosques tienen la capacidad de regenerar. La distribución espacial de la RA que permitiría el aporte de la semilla en zonas aprovechadas y en las RA adyacentes es mediante tresbolillo vertical. El banco de plántulas que se puede encontrar en el bosque sin intervención es importante pero no suficiente para la regeneración del bosque al aplicar un método de regeneración. El aprovechamiento forestal afecta a la regeneración instalada, pero sin poner en peligro la futura regeneración del rodal.

CAPÍTULO 5: CONCLUSIONES

- La caída de árboles está relacionada con los vientos dominantes de la región y se produjeron principalmente en bordes de agregados debido a daños de las tareas de aprovechamiento en la base de los árboles afectados y a una mayor exposición a los vientos debido a la disminución de la protección de árboles que presentaban anteriormente a la corta.
- Luego del aprovechamiento forestal, la estructura cambia en distintos grados, modificando los niveles de luz que llegan al suelo y la protección de la regeneración.
- Las caídas se produjeron básicamente en el primer año posterior a la corta, siendo estas más importantes en RA, respecto de RV ya que la velocidad del viento disminuye con la presencia de una retención dispersa (RD), aumentando la estabilidad de los árboles remanentes.
- Las caídas fueron mayores en bosques de mejor calidad de sitio que en los de menor calidad.
- La producción y viabilidad de semillas aumenta con las distintas coberturas forestales, encontrándose marcadas variaciones anuales.
- En coberturas inferiores al 30%, la cantidad de semillas encontrada es muy baja, correspondiendo sobre todo a semillas vanas (más livianas) y no viables.
- La dispersión de semillas es en forma asimétrica debido a la frecuencia de los vientos, siendo más abundante en el sentido opuesto al viento dominante.
- La distancia de dispersión sugiere un amplio rango de espaciamiento entre árboles para el aporte de semillas, siendo necesario para aportar un número significativo de semillas la ocurrencia de un pico en la producción de las mismas.
- La densidad de renovales encontrada en todos los tratamientos sobrepasa ampliamente la cantidad mínima para perpetuar el bosque.
- Coberturas forestales entre 30 y 70% proveen de árboles semilleros, y adecuada protección para las plántulas que se están instalando, mientras que coberturas entre 35 y 45% optimizan el crecimiento en altura de renovales.
- Los tiempos para generar rodales aprovechados sugieren 12 años, con coberturas del 45%.
- Los métodos de RD y RV presentan una regeneración suficiente para mantener el bosque.
- Es importante mantener la estructura forestal remanente para la protección de la regeneración y para el aporte de semillas hasta el establecimiento de la regeneración.
- La distribución espacial de la RA que permitiría el aporte de la semilla en zonas aprovechadas y en las RA adyacentes es mediante tresbolillo vertical.

- El banco de plántulas que se puede encontrar en el bosque sin intervención es importante pero no suficiente para la regeneración del bosque al aplicar un método de regeneración.

Bibliografía

- Abbott, I. H. 1959. Theory of Wing Sections. Dover Pubis. 693 pp.
- Alcántara, J. M.; P. J. Rey; F. Valera y A. M. Sanchez-Lafuente. 2000. Factors shaping the seedfall pattern of a bird-dispersed plant. *Ecology* 81:1937-1950.
- Allen, R. B. 1987. Ecology of *Nothofagus menziesii* in the Catlins Ecological Region, South-east Otago, New Zealand (I) Seed production, viability, and dispersal. *New Zealand Journal of Botany* 25: 5-10.
- Alley, J. C.; B. M. Fitzgerald; P. H. Berben y S. J. Haslett. 1998. Annual and seasonal patterns of litter-fall of hard beech (*Nothofagus truncata*) and silver beech (*Nothofagus menziesii*) in relation to reproduction. *New Zealand Journal of Botany* 36: 453-464.
- Anderson, M. C. 1964. Light relations of terrestrial plant communities and their measurement. *Biological Reviews* 39: 425-486.
- Anderson, M. C. 1971. Radiation and crop structure. En: Sestak Z.; J. Catsky y P. G. Jarvis eds. *Plant photosynthetic production: Manual of methods*. Junk, The Hague, The Netherlands: 412-466.
- Anderson, Ch.; G. Martínez Pastur; M. V. Lencinas; P. Wallem y Mc. Moorman. 2009. Do introduced North American beavers engineer differently in southern South America? An overview with implications for restoration. *Mammal Review* 39(1): 33-52
- Armesto, J.; C. Villarán y M. Arroyo. 1995. *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 477 pp.
- Arya, S. P. 2001. *Introduction to Micrometeorology*. Second Edition. Academic Press. London. International Geophysics Series 79. 420 pp.
- Augspurger, C. K. y S. E. Franson. 1987. Wind dispersal of artificial fruits varying in mass, area, and morphology. *Ecology* 68: 27-42.
- Aussenac, G. 2000. Interactions between forest stands and microclimate: Ecophysiological aspects and consequences for silviculture. *Annals of Forest Science* 57, 287-301.
- Barik, S. K.; R. S. Tripathi; H. N. Pandey y P. Rao. 1996. Tree regeneration in a subtropical humid forest: effect of cultural disturbance on seed production, dispersal and germination. *Journal of Applied Ecology* 33: 1551-1560.
- Barrera, M.; J. Frangi; L. Richter; M. Perdomo y L. Pinedo. 2000. Structural and functional changes in *Nothofagus pumilio* forest along an altitudinal gradient in Tierra del Fuego, Argentina. *Journal of Vegetation Science* 11:179-188.

Bava, J. 1998. Aportes ecológicos y silviculturales a la transformación de bosques vírgenes de Lengua (*Nothofagus pumilio*) en bosques manejados en el sector argentino de Tierra del Fuego. Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico. Publicación Técnica n° 29. 138 pp.

Bava, J. y R. Hlopec. 1995. El Manejo Sustentable de la Lengua en Tierra del Fuego, Jornadas Forestales Patagónicas. San Martín de los Andes, Argentina. 1: 81–96.

Bava, J. y P. M. López Bernal. 2005. Cortas de selección en grupo en bosques de lenga. IDIA-XXI 5(8): 39-42.

Bava, J. y C. Puig. 1992. Regeneración natural de lenga. Análisis de algunos factores involucrados. Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico. Publicación Técnica 8: 85-110.

Bitterlich, W. 1984. The relascope idea. Relative measurements in forestry. Commonwealth Agricultural Bureaux. Londres, Inglaterra. 242 pp.

Boldes, U.; J. Colman y V. Nadal Mora. 1995. The boundary layer wind tunnel at the Faculty of Engineering, University of La Plata, Argentina. Latin American Applied Research 25: 75-85.

Borie, S. 2000. Respuesta de bosque de lenga a intervenciones de corta de regeneración y raleo, en la XII Región. Memoria Facultad de Ciencias Forestales Universidad de Chile. Santiago de Chile. 45 p.

Bravo, O.; C. Busso; M.V. Lencinas y G. Martínez Pastur. 2002. Caracterización de suelos en bosques de *Nothofagus* y sus ambientes asociados en Tierra del Fuego. Actas del XVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Puerto Madryn. pp. 110.

Buckley, D. S.; T. L. Sharik y J. G. Isebrands. 1998. Regeneration of norther red oak: positive and negative effects of competitor removal. Ecology 79: 65-78.

Burschel, N. P.; G. C. Gallegos; M. O. Martínez y W. Moll. 1976. Composición y dinámica regenerativa de un bosque virgen mixto de Raulí y Coigoogle traductorgüe. Bosque 2: 55–74.

Burt, S. D. y D. A. Mansfield. 1988. The great storm of 15-16 October 1987. Weather 43: 90-114.

Bustamante, R. O. 1996. Depredación de semillas en bosques templados de Chile. pp. 265-278 en: Armesto, J. J.; C. Villagrán y M. T. K. Arroyo (eds.). Ecología de los Bosques Nativos de Chile. Editorial Universitaria. Santiago de Chile, Chile. 448 pp.

Cain, M. L.; B. Milligan y A. E. Srand. 2001. Long-distance seed dispersal in plant populations. American Journal of Botany 87:1217-1227.

Caldentey, J.; H. Schmidt; M. Ibarra y A. Promis. 1998. Modificaciones microclimáticas causadas por el uso silvícola de bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*), en Magallanes, Chile. Actas Primer Congreso Latinoamericano de IUFRO. Valdivia, Chile, 22-28 Noviembre. 12 pp.

Caldentey, J.; M. Ibarra y J. Hernández. 2001. Litter fluxes and decomposition in *Nothofagus pumilio* stands in the region of Magallanes, Chile. *Forest Ecology and Management* 148: 145-157.

Caldentey, J.; M. Ibarra; A. Promis y P. Hernández. 2005a. Effects of shelterwood system on photosynthetically active radiation (PAR) and plan regeneration in *Nothofagus pumilio* stands in Chile. *International Forestry Review* 7(5): 46.

Caldentey, J.; M. Ibarra y A. Promis. 2005b. Microclimatic variations in a *Nothofagus pumilio* forest caused by shelterwood systems: Results of seven years of observations. *International Forestry Review* 7(5): 46.

Caldentey, J.; H. Mayer; M. Ibarra y A. Promis. 2009. The effects of a regeneration felling on photosynthetic photon flux density and regeneration growth in a *Nothofagus pumilio* forest. *European Journal of Forest Research* 128: 75-84.

Carrillo, R. y L. Cerda. 1987. Zoofitófagos en *Nothofagus* chilenos, *Bosque* 8: 99–103.

Carter, P. C. S. 1989. Wind damage in Kinleith Forest - effects of Cyclone Bernie. *In: Somerville, A.; Wakelin, S.J.; Whitehouse, L. (Eds.) Workshop on Wind damage in New Zealand exotic forests. Ministry of Forestry, Rotorua, N.Z. FRI Bulletin* 146: 17-19.

Cellini, J. M.; C. Spagarino; G. Martínez Pastur; P. Peri y R. Vukasovič. 1998. Rendimiento de distintos sistemas de aprovechamiento en la corta de protección de un bosque de lenga. Iº Congreso Latinoamericano IUFRO, Valdivia (Chile) 22 al 28 de Noviembre de 1998.

Cellini, J. M.; G. Martínez Pastur; R. Vukasovič; M. V. Lencinas; B. Díaz y E. Wabö. 2003. Hacia un manejo forestal sustentable en los bosques de Patagonia. Área B: Bosques para el Planeta. *Actas XII Congreso Forestal Mundial. Trabajo* 0013. Québec, Canadá. 21-28 Septiembre. pp 413.

Cendoya Hernandez, P. y F. Muñoz Saez. 2002. Modelamiento del efecto del viento sobre árboles jóvenes de *Pinus radiata* D. Don. *Bosque* 23 (2): 51-56.

Chandler, K. C. 1968. Climatic damage to the forests of the Tapanui District. *New Zealand Journal of Forestry* 13: 98-110.

Chazdon, R. L. y C. B. Field. 1987. Photographic estimation of photosynthetically active radiation: evaluation of a computerized technique. *Oecología* 73: 525- 532.

Clutter, J.; J. Fortson; L. Pienaar; G. Brister y R. Bailey. 1983. *Timber management: a quantitative approach*. John Wiley & Sons, Inc. 333 pp.

Cockayne, L. 1926. *Monographs of the New Zealand beech forests, Part 1. The ecology of the forest and taxonomy of the beeches*. *Bulktin New Zealand State Forest Service* 4: 67 pp

Collado, L. 2001. Los bosques de Tierra del Fuego: Análisis de su estratificación mediante imágenes satelitales para el inventario forestal de la provincia. *Multequina* 10: 1-15.

Collado, L.; S. Farina; F. Jaras y H. Vargas. 2008. Monitoreo del estado de intervención y de la regeneración de *Nothofagus pumilio* en un plan de manejo forestal en el ecotono estepa-bosque de Tierra del Fuego, Argentina. *Bosque* 29(1): 85-90.

Conway, M. J. 1959. Hurricane damage in Northland. *New Zealand Journal of Forestry* 8: 151-152.

Costello, C. A.; Yamasaki M.; P. J. Pekins; W. B. Leak y C. D. Neefus. 2000. Songbird response to group selection harvests and clearcuts in a New Hampshire northern hardwood forest, *Forest Ecology and Management*. 127: 41-54

Cuevas, J. G. 2000. Tree recruitment at the *Nothofagus pumilio* alpine timberline in Tierra del Fuego, Chile. *Journal of Ecology* 88: 840-855.

Cuevas, J. G. 2002. Episodic regeneration at the *Nothofagus pumilio* alpine timberline in Tierra del Fuego, Chile. *Journal of Ecology* 90, 52 -60.

Cuevas, J. G. 2003. Gap characteristics in relation to forest structure and implications for southern beech forest dynamics. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 1915-1922

Cuevas, J. y M. T. K. Arroyo 1999. Ausencia de banco de semillas persistente en *Nothofagus pumilio* (Fagaceae) en Tierra del Fuego, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 72: 73-82.

Daniel, T. W.; J. A. Helms y F. S. Backer. 1982. Principios de silvicultura. Ed. McGraw-Hill, S. A. de C. V. México. 492 pp.

Deferrari, G.; C. Camilion; G. Martínez Pastur y P. Peri. 2001. Changes in *Nothofagus pumilio* forest biodiversity during the forest management cycle: Birds. *Biodiversity and Conservation* 10 (12): 2093-2108.

Dezzotti, A.; R. Sbrancia; M. Rodríguez-Arias; D. Roat y A. Parisi, 2003. Regeneración de un bosque mixto de *Nothofagus* (*Nothofagaceae*) después de una corta selectiva. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 591-602.

Díaz, M.; P. Campos y F. J. Pulido. 1997. The Spanish dehesa: a diversity in land-use and wildlife. En: DJ Pain y MW Pienkowsk (eds) *Farming and birds in Europe* Academic Press, London, England. pp. 178-209.

Donoso, C. 1975. Distribución ecológica de las especies de *Nothofagus* en la zona mesomórfica. Boletín técnico nº 33, Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de Chile. 39 pp.

Donoso, C. 1981. Tipos forestales de los bosques nativos de Chile. *Investigación y Desarrollo Forestal*, Documento de Trabajo 38, FAO - CONAF. Chile. 70 pp.

Donoso, C. 1993. Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica. *Ecología Forestal*. Editorial Universitaria. Santiago de Chile, Chile. 484 pp.

Doods, H. P. 1997. Efecto del ramoneo de guanacos sobre la regeneración de lenga en Russfin, Tierra del Fuego. Tesis de grado de la Universidad de Chile. 58 pp.

Ducid, M. G.; M. A. Murace y J. M. Cellini. 2005. Diversidad fúngica en el filoplano de *Osmorhiza* spp. relacionado con el sistema de regeneración empleado en bosques de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego, Argentina. *Bosque* 26(1): 33-42.

ESRI. 1998. ArcView version 3.1. Environmental Systems Research Institute Inc., EE.UU.

Everham, E. M. y N. V. L. Brokaw 1996. Forest damage and recovery from catastrophic wind. *The Botanical Review* 62: 113-185.

Fajardo, A. y R. de Graaf. 2004. Tree dynamics in canopy gaps in old-growth forests of *Nothofagus pumilio* in Southern Chile, *Plant Ecology* 173 (1): 95–105.

Fernández, C.; G. Martínez Pastur; P. Peri y R. Vukasovič. 1997. Thinning schedules for *Nothofagus pumilio* forest in Patagonia, Argentina. *Actas XI Congreso Forestal Mundial*. Volumen 3: D. Función productiva de los bosques. Antalya (Turquía) 13-22 Octubre.

Ferrando, T. M. 1994. Estructura de un bosque de lenga de la XI Región, y rendimiento volumétrico en la corta de protección. Tesis de grado. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales - Universidad de Chile. 57 pp.

Finnigan, J. J. y Y. Brunet. 1995. Turbulent airflow in forests on flat and hilly terrain. En: Coutts, M.P.; J. Grace (Eds.). *Wind and trees*, pp. 3-40. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.

Forestry Tasmania, 2009. *A New Silviculture for Tasmania's Public Forests: a Review of the Variable Retention Program*. Forestry Tasmania, Hobart. 107 pp.

Foster, F. W. 1931. A stand of beech regeneration of known age. *Te Kura Ngahere* 3: 39-40.

Frangi, J. y L. Richter. 1994. Balances hídricos de bosques de *Nothofagus* de Tierra del Fuego, Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía de La Plata* 70: 95-79.

Franklin, D. A. 1974. Beech silviculture in the South Island. *Proceedings of the New Zealand Ecological Society* 21: 17-20.

Franklin, J. F. 1993. Preserving biodiversity: Species, ecosystems or landscapes? *Ecological Applications* 3: 202-205.

Franklin, J. F. y R. Forman. 1987. Creating landscape patterns by forest cutting: Ecological consequences and principles. *Landscape Ecology* 1: 5-18.

Franklin, J. F.; T. A. Spies; R. Van Pelt; A. B. Carey; D. A. Thornburgh; D. R. Berg; D. B. Lindenmayer; M. E. Harmon; W. S. Keeton; D. C. Shaw; K. Bible y J. Chen. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example *Forest Ecology and Management* 155: 399–423

Frazer, G. W.; C. D. Canham; K. P. Lertzman. 1999. Gap Light Analyzer (GLA): Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York. 36 pp.

Frazer, G. W.; R. A. Fournier; J. A. Trofymow y R. J. Hall. 2001. A comparison of digital y film fisheye photography of analysis of forest canopy structure y gap light transmission. *Agricultural y Forest Meteorology* 109: 249-263.

Garfías Miranda, C. A. 2005. Desarrollo de un bosque floreado de lenga y coihue de magallanes en la Provincia de Última Esperanza, XII Región. Memoria Facultad de Ciencias Forestales Universidad de Chile. Santiago de Chile. 47 pp.

Garib, I. A. 1996. Rendimientos volumétricos en bosque de lenga (*Nothofagus pumilio*) sometidos a cortas de protección. Provincia de Tierra del Fuego, XII Región. Memoria Facultad de Ciencias Forestales Universidad de Chile. Santiago de Chile. 55 pp.

Gea, G.; G. Martínez Pastur; J. M. Cellini; M. V. Lencinas; I. Mundo; S. Burns y J. Bozzi. 2003. Modelos de diámetro para la fiscalización de bosques aprovechados de lenga (*Nothofagus pumilio*). Actas de las XX Jornadas Forestales y Ambientales, Eldorado, Misiones.

Gea, G.; G. Martínez Pastur; J. M. Cellini y M. V. Lencinas. 2004. Forty years of silvicultural management in southern *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser primary forests. *Forest Ecology and Management* 201: 335-347.

González, R. S. A. 1995. Rendimiento volumétrico en la corta de protección de un bosque de lenga en Monte Alto, XII Región. Memoria Facultad de Ciencias Forestales Universidad de Chile. Santiago de Chile. 51 pp.

Gordon, A. G.; P. Gosling y B. S. P. Wang. 1991. Handbook of tree and shrub seed testing. Zürich: ISTA. 190 pp.

Greene, D. F. y E. A. Johnson. 1989. A model of wind dispersal of winged or plumed seeds. *Ecology* 70:339-347.

Greene, D. F. y E. A. Johnson. 1996. Wind dispersal of seeds from a forest into a clearing. *Ecology* 77:595-609.

Grosse, H. 1988. Desarrollo de plantas de los géneros *Fagus* y *Nothofagus* en función de la luminosidad. Revisión bibliográfica. *Ciencia e Investigación Forestal* 2(3): 114-120.

Gutiérrez, E. 1994. Els boscos de *Nothofagus* de la Terra del Foc com a paradigma de dinàmica successional del no-equilibri, *Treballs de la SCB* 45: 93-121.

Gutiérrez, E. y M. T. Sebastiá. 1985. On some ecological characteristics of the *Nothofagus* forests in Tierra del Fuego (Argentina). Informe Técnico – CADIC. 44 pp.

Harper, J. L. 1977. Population biology of plants. Academic Press, London, England. 892 pp.

Hamrick, J. L y J. D. Nason. 1996. Consequences of dispersal in plants. pp. 203-236 en: Rhodes, O. E.; R. K. Chesser y M. H. Smith (eds.). Population, dynamics in ecological space and time. University of Chicago Press.

Heinemann, K. 2007. Aspectos espaciales y temporales del establecimiento de *Nothofagus pumilio* en claros de bosques maduros en los extremos de un gradiente ambiental en el Noroeste de la Patagonia. Tesis de Doctorado en Biología. Universidad Nacional del Comaue. 144 pp.

Heinemann, K. y T. Kitzberger. 2006. Effects of position, understory vegetation and coarse woody debris on tree regeneration in two environmentally contrasting forests of north-western Patagonia: a manipulative approach. *Journal of Biogeography* 33:1357–1367.

Heinemann, K.; T. Kitzberger, y T. T. Veblen. 2000. Influences of gap microheterogeneity on the regeneration of *Nothofagus pumilio* in a xeric old-growth forest of northwestern Patagonia, Argentina. *Canadian Journal of Forest Research* 30(1): 25-31.

Howard, T. M. 1973. Studies in the Ecology of *Nothofagus Cunninghamii* Oerst. I Natural Regeneration on the Mt. Donna Buang Massif, Victoria Australian Journal of Botany 21(1): 67 – 78

Hsu, S. A. 2002. The gust factor during hurricanes as measured by NDBC buoys. *Mariners Weather Log* 46: 12.

Hutchison, B. A. y D. R. Matt. 1977. The distribution of solar radiation within a deciduous forest. *Ecological Monographs* 47: 185-207.

Jane, G. T. 1986. Wind damage as an ecological process in mountain beech forests of Canterbury, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 9: 25-39.

Janzen, D.H. 1971. Seed predation by animals. *Annual Review of Ecology and Systematics* 2: 465-492.

Jones, C. G.; J. H. Lawton y M. Schachak. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373-386.

Jordano, P.; y C. M. Herrera. 1995. Shuffling the offspring: uncoupling and spatial discordance of multiple stages in vertebrate seed dispersal. *Ecoscience* 2: 230-237.

June, S. R. 1982. Ecological studies in the indigenous forests of north Westland, New Zealand. Ph.D. thesis, University of Canterbury Christchurch, NZ. 300 pp.

June, S. R. y J. Ogden. 1975. Studies on the vegetation of Mount Colenso, New Zealand. 3. The population dynamics of red beech seedlings. *Proceedings of the New Zealand Ecological Society* 22: 61–66.

Kelly, D. 1994. The evolutionary ecology of mast seeding. *Trends in Ecology and Evolution* 9:465-70

Kelly, D. y Sork, V. L. 2002. Mast seeding in perennial plants: why, how, where? *Annals of Review Ecology Systems* 33:427-47

Kitzberger, T. 1995. Fire regime variation along a northern patagonian forest steppe gradient: stand and landscape response. Tesis de PhD, University of Colorado, Boulder, pp. 203

Ledgard, N. J. y P. W. Cath, 1983. Seed of New Zealand *Nothofagus* species, *New Zealand Journal of Forestry* 28: 150-161.

Lemmon, P. 1956. A spherical densiometer for estimating forest overstory density. *Forest Science*. 2: 314–320.

Lemmon, P. 1957. A new instrument for measuring forest overstory density. *Journal of Forestry* 55: 667-668.

Lencinas, M. V.; G. Martínez Pastur, E. Gallo, A. Moretto, C. Busso y P. Peri, 2007 Mitigation of biodiversity loss in *Nothofagus pumilio* managed forests of South Patagonia. En: Pacha, M.J.; S. Luque; L. Galetto y L. Iverson, Eds., *Understanding Biodiversity Loss: An Overview of Forest Fragmentation in South America*. Part III. *Landscape Ecology for Conservation, Management and Restoration*, IALE Landscape Research and Management Papers, pp. 112–120.

Lencinas, M. V.; G. Martínez Pastur; R. Solán; E. Gallo y J. M. Cellini. 2008. Forest management with variable retention impact over moss communities of *Nothofagus pumilio* understory. *Forstarchiv* 79: 77-82.

Lencinas, M. V.; G. Martinez Pastur; E. Gallo y J. M. Cellini. 2009. Alternative silviculture with variable retention to improve bird conservation in timber managed South Patagonia forests. *Forest Ecology and Management*. 258(4): 472-480

Lindenbein, W. y H. Bulat. 1960. Beitrage zur topographischen tetrazolium Methode I Forstliches Saatgut (Contributions to the topographical tetrazolium method I (Foresrtseed). *Proceedings International Seed Testing Association* (25): 452-459.

Littlejohn, R. N. 1984. Extreme winds and forest devastation resulting from Cyclone, J 'Bernie'. *Weather and Climate* 4: 47-52.

Loguercio, G. A. 1995. Crecimiento de la regeneración natural de la Lengua (*Nothofagus pumilio* [Poepp. et Endl.] Krasser) y su dependencia de las condiciones dominantes de radiación. *Publ. Técn. N°21 CIEFAP: Regeneración natural de la Lengua: factores ecológicos*. Esquel, Chubut. 1-47.

López Bernal, P. M.; J. Bava y S. H. Antequera. 2003. Regeneración en un bosque de lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser) sometido a un manejo de selección en grupos. *Bosque* 24(2): 13-21.

Manson, B. R. 1974. The life history of silver beech (*Nothofagus menziesii*). *Proceedings of the New Zealand Ecological Society* 21: 27–31.

Marchelli, P. y L. A. Gallo. 1999. Annual and geographic variation in seed traits of Argentinean populations of southern beech *Nothofagus nervosa* (Phil.) Dim. et Mil. *Forest Ecology and Management* 121: 239-250

Marquardt, D. W. 1963. An algorithm for least squares estimation of nonlinear parameters. *Journal of the Society of Industrial and Applied Mathematics* 2: 431-441.

Martin, T. J. y J. Ogden. 2005. A blast from the past: A dendroecological reconstruction of forest windthrow, North Island, New Zealand. En: Calver, M.; Bigler-Cole, H.; Bolton, G.; Dargavel,

J.; Gaynor, A. (Eds.) A forest conscienceness: 6th National Conference of the Australian Forest History Society Inc. pp. 543-553. Millpress Science Publishers, Rotterdam, Netherlands.

Martin, T. J. y J. Ogden. 2006. Wind damage and response in New Zealand forests: a review *New Zealand Journal of Ecology* 30(3): 295–310

Martínez Pastur, G. 2005. Biometría y Producción Forestal para bosques naturales de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego. Tesis Doctoral. Facultad de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca. 242 pp.

Martinez Pastur, G. y C. Fernandez. 1994. Forest Management: Analysis of SDI's determination for Lenga (*Nothofagus pumilio*) forests. International Symposium on Cold Region Development. Espoo (Finlandia), 13-16 Junio.

Martínez Pastur, G. y M. V. Lencinas. 2005. El manejo forestal en los bosques de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego. *Revista IDIA-XXI* 5(8): 107-110

Martínez Pastur, G.; P. Peri; R. Vukasovič; S. Vaccaro y V. Piriz Carrillo. 1997. Site index equation for *Nothofagus pumilio* Patagonian forest. *Phyton* 6(1/2): 55-60.

Martínez Pastur, G.; P. Peri; C. Fernandez y G. Staffieri. 1999a. Desarrollo de la regeneración a lo largo del ciclo del manejo forestal de un bosque de *Nothofagus pumilio*: 1. Incidencia de la cobertura y el aprovechamiento o cosecha. *Bosque* 20: 39-46.

Martínez Pastur, G.; P. Peri; C. Fernández; G. Staffieri y D. Rodriguez. 1999b. Desarrollo de la regeneración a lo largo del ciclo del manejo forestal de un bosque de *Nothofagus pumilio*: 2. Incidencia del ramoneo de *Lama guanicoe*. *Bosque* 20(2): 47-53.

Martínez Pastur, G.; J. M. Cellini; P. Peri; R. Vukasovič y C. Fernández. 2000. Timber production of *Nothofagus pumilio* forests by a shelterwood system in Tierra del Fuego (Argentina). *Forest Ecology and Management* 134(1-3): 153-162.

Martínez Pastur, G.; P. Peri; C. Fernández; G. Staffieri y M. V. Lencinas. 2002. Changes in understory species diversity during the *Nothofagus pumilio* forest management cycle. *Journal of Forest Research* 7(3): 165-174.

Martínez Pastur, G.; P. Peri; R. Vukasovič; J. M. Cellini; M. V. Lencinas y E. Gallo. 2004. Sistemas de regeneración con retención agregada en bosques de *Nothofagus pumilio*: una alternativa que combina parámetros económicos y ecológicos. Segundo Taller de Dinámicas Territoriales. Río Gallegos, 12-13 Agosto 2004.

Martínez Pastur, G.; P. Peri; R. Vukasovič; J. M. Cellini; M. V. Lencinas y E. Gallo. 2005. Sistemas de regeneración con retención agregada en bosques de *Nothofagus pumilio*: una alternativa que combina parámetros económicos y ecológicos. En: *Dinámicas Mundiales, Integración Regional y Patrimonio en Espacios Periféricos* (Zárate R. y L. Artesi, Eds.) Primera Edición. Río Gallegos (Argentina), Universidad Nacional de la Patagonia Austral. pp 260-271.

Martínez Pastur, G.; M. V. Lencinas; P. Peri y M. Arena. 2007a. Photosynthetic plasticity of *Nothofagus pumilio* seedlings to light intensity and soil moisture. *Forest Ecology and Management*. 243(2): 274-282.

Martínez Pastur, G.; M. V. Lencinas; P. Peri; A. Moretto; J. M. Cellini; I. Mormeneo y R. Vukasovič. 2007b. Harvesting adaptation to biodiversity conservation in sawmill industry: technology innovation and monitoring program. *Journal of Technology Management & Innovation* 2 (3), 58–70.

Martínez Pastur, G.; M. V. Lencinas; P. Peri y J. M. Cellini. 2008. Flowering and seeding patterns in unmanaged and managed *Nothofagus pumilio* forests with a silvicultural variable retention system. *Forstarchiv* 79, 60-65.

Martínez Pastur, G.; M. V. Lencinas; J. M. Cellini; P. L. Peri y R. Soler Esteban. 2009 Timber management with variable retention in *Nothofagus pumilio* forests of Southern Patagonia. *Forest Ecology and Management* 258(4): 436-443.

Massaccesi, G.; F. A. Roig; G. Martínez Pastur y M. D. Barrera. 2008. Growth patterns of *Nothofagus pumilio* trees along altitudinal gradients in Tierra del Fuego, Argentina. *Trees* 22: 245–255.

McPherson, G. H. 1997. Ecology and management of North American savannas. Universidad de Arizona, Tucson, Arizona. 208 pp.

Mendenhall, W., R. Scheaffer y D. Wackerly. 1986. Estadística Matemática Con Aplicaciones. Grupo Editorial Iberoamericana. California, EUA. 251 pp.

Moore, M. 1986. Manual de ensayos al tetrazolio. Comité de tetrazolio de la asociación internacional de ensayos de semillas. Madrid, 92 pp.

Moretto, A.; A. Lázzari y O. Fernández. 2005. Calidad y cantidad de nutrientes de la hojarasca y su posterior mineralización en bosques primarios y bajo manejo con distintos sistemas de regeneración. Tech. rep., Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable; Proyectos de Investigación Aplicada a los Recursos Forestales Nativos; Región Bosque Andino Patagónico; Subproyecto 5, p. 17.

Mormeneo, I.; G. Martínez Pastur; C. Busso y M. V. Lencinas. 2003. Caracterización climática en bosques de *Nothofagus* en Tierra del Fuego (Argentina). *Anais XIII Congresso Brasileiro de Agrometeorologia*. Santa María (Brasil) 4-7 Agosto. 1: 187-188.

Mormeneo, I.; G. Martínez Pastur; A. Moretto y M.V. Lencinas. 2004. Análisis de las deficiencias hídricas en bosques primarios e intervenidos de *Nothofagus pumilio*. X Reunión Argentina y IV Latinoamericana de Agrometeorología. Mar del Plata, 13-15 Octubre.

Mueller-Dombois, D. y H. Ellenberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons, New York. 547 pp.

Muñoz, F. 2000. Efectos de la preparación de suelo y técnica de propagación de planta en la morfología del sistema radicular de *Pinus radiata* D. Don establecido en suelos arenosos. Tesis de grado Magíster en Ciencias Forestales. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción, Concepción, Chile. 86 pp.

Mutarelli, E. J. y E. N. Orfila. 1971. Observaciones sobre la regeneración de lenga, *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.), Oerst. en parcelas experimentales del lago Mascaradi, Argentina. Revista Forestal Argentina 15(4): 109-115.

Nathan, R. y H. C. Muller-Landau. 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. Trends in Ecology and Evolution 15: 278-284.

Nathan, R.; U. N. Safriel; I. Noy-Meir y G. Schiller. 2000. Spatiotemporal variation in seed dispersal and recruitment near and far from *Pinus halepensis* trees. Ecology 81: 2156-2169.

Nathan, R.; U. N. Safriel y I. Noy-Meir. 2001. Field validation and sensitivity analysis of a mechanistic model for tree seed dispersal by wind. Ecology 82: 374-388.

Niemeyer Mac-Niven, S. 2005. Desarrollo de un bosque de Lenga y Coihue de Magallanes después de la corta de regeneración en el sector de San Lucas, XII Región. Memoria para optar al Título Profesional de Ingeniero Forestal. Universidad de Chile. 55 pp.

Ogden, J.; G. H. Stewart y R. Allen. 1996. Ecology of New Zealand *Nothofagus* Forests. En Ecology and Biogeography of *Nothofagus*. Eds: T. Veblen and R. Hill, Princeton University Press. 403 pp.

Oliver, C. D. y B. C. Larson. 1996. Forest stand dynamics, update edition. New York: John Wiley. 520 pp.

Otero, L.; A. Contreras y L. Barrales. 1998. Shelterwood cut in forest gaps: microclimatic effects. Proceedings of First Latin-American IUFRO Congress. Valdivia (Chile), 22-28 November. 8 pp.

Payandeh, B. y Y. Wang. 1994. Modified site index equations for major Canadian timber species. Forest Ecology and Management 64: 97-101.

Peri, P.; G. Martínez Pastur; B. Díaz y F. Fucaraccio. 1997. Uso del índice de sitio para la construcción de ecuaciones estándar de volumen total de fuste para lenga (*Nothofagus pumilio*) en Patagonia Austral. Actas II Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano. Tomo Bosques Nativos y Protección Ambiental. pp 309-316. Posadas, 13-15 Agosto.

Perry, D. A. 1998. The scientific basis of forestry. Annual Review of Ecology and Systematics 29: 435-466.

Peterson, C. J. 2000. Catastrophic wind damage to North American forests and the potential impact of climate change. The Science of the Total Environment 262: 287-311.

Polyméris, C. 1993. El género *Nothofagus* Blume en Chile, algunas implicaciones de su diversidad biológica. Ciencia e Investigación Forestal 7(2): 359-389.

Preest, D. S. 1963. A note on the dispersal characteristics of the seed of the New Zealand podocarps and beeches and their biogeographical significance. En J. L. Gressitt (ed.), Pacific Basin Biogeography. Bishop Museum Press, Hawaii, pp. 415-425.

Premoli A. C. y Kitzberger T. 2005. Regeneration mode affects spatial genetic structure of *Nothofagus dombeyi* forests. *Molecular Ecology* 14(8):2319-2329.

Prior, K. W. 1959. Wind damage in exotic forests in Canterbury. *New Zealand Journal of Forestry* 8: 57-68.

Prodan, M.; R. Peters; F. Cox y P. Real. 1997. Mensura Forestal. GTZ/IICA. Serie Investigación y Educación en Desarrollo Sostenible. San José, Costa Rica. 586 pp.

Pulido, F.; B. Díaz y G. Martínez Pastur. 2000. Incidencia del ramoneo del guanaco (*Lama guanicoe*) sobre la regeneración de lenga (*Nothofagus pumilio*) en bosques de Tierra del Fuego, Argentina. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 9: 381-394.

Rebertus, A., T. Kitzberger, T. Veblen y L. Roovers. 1997. Blowdown history and landscape patterns in the Andes of Tierra del Fuego, Argentina. *Ecology* 78(3): 678-692.

Rebertus, A. y T. Veblen. 1993. Structure and tree-fall gap dynamics of old-growth *Nothofagus* forests in Tierra del Fuego, Argentina. *Journal of Vegetation Science* 4: 641-654.

Rechene, C. 1995. Establecimiento y desarrollo de renovales de Lenga en situaciones de baja cobertura. Publ. Técn. N°21. Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino. Regeneración natural de la Lenga: factores ecológicos. Esquel, Chubut. pp 75-114.

Revell, C. G. y G. F. A. Ward. 1983. Tropical Cyclone Bernie', 1-14 April 1982. *Weather and Climate* 2: 31-32.

Robison, S. A., y B. C. Mc Carthy. 1999. Potential factors affecting the estimation of light availability using hemispherical photography in oak forest understories. *Journal of the Torrey Botanical Society* 126: 344-349.

Rocuant, L. 1984. Efecto de giberelina y de tiourea en la germinación de semillas: Especies del género *Nothofagus*. *Bosque* 5(2): 53-58.

Rodríguez, S. y M. Rodríguez. 1990. Propagación de *Nothofagus* chilenos por medio de semillas. *Agrociencia* 6: 123-129.

Roig, F.; G. Martínez Pastur; V. Moyano; L. Pinedo y M. V. Lencinas. 2002. Cambial activity, phenology and climate in *Nothofagus pumilio* forests of Tierra del Fuego, Argentina. *Actas del Sixth International Conference on Dendrochronology*. pp. 281. Québec (Canadá) 22-27 Agosto.

Rosenfeld, J. M.; R. M. Navarro Cerrillo y J. R. Guzman Alvarez. 2006 Regeneration of *Nothofagus pumilio* [Poepp. et Endl.] Krasser forests after five years of seed tree cutting. *Journal of Environmental Management* 78: 44-51.

Roxburgh, J. R. y D. Nelly. 1995. Uses y limitations of hemispherical photography for estimating forest light environments. *New Zealand Journal of Ecology* 19: 213-217.

Rusch, V. E. 1992. Principales limitantes para la regeneración de la lenga en la zona NE de su área de distribución: variables ambientales en claros del bosque. CIEFAP. Publicación técnica 8: 61-73.

Rusch V. E. 1993. Altitudinal variation in the phenology of *Nothofagus pumilio* in Argentina. Revista Chilena de Historia Natural 66: 131-141.

Rusch, V. E. 1987. Estudio sobre la regeneración de la lenga (*Nothofagus pumilio*) en la cuenca del Río Manso Superior, Río Negro. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Buenos Aires.

Schlegel, F.; T. T. Veblen y R. Escobar. 1979. Estudio ecológico de la estructura, composición y semillación del bosque de lenga (*Nothofagus pumilio*) XI Región. Serie Técnica Facultad Ingeniería Forestal. UACH. Valdivia.

Schmaltz, J. 1992. Aspectos de regeneración de Haya y Lenga - una comparación. CIEFAP. Publicación técnica n° 8. pp 74-84.

Schmidt, H. 1997. Aprovechamiento y sustentabilidad productiva en el bosque de Lenga en Magallanes. Conferencia Internacional. Sistemas de producción forestal: Análisis, cuantificación y sustentabilidad. Talca (Chile). 7 pp.

Schmidt, H. y J. Caldente y. 2001 Seguimiento Forestal y Ambiental del uso de los Bosques de Lenga—XII Región, Universidad de Chile, Corporación Nacional Forestal XII Región, Santiago de Chile 27 pp.

Schmidt, H. y A. Urzúa. 1982. Transformación y manejo de los bosques de Lenga en Magallanes. Universidad de Chile. Ciencias Agrícolas 11. 62 pp.

Schmidt, H.; J. Caldente y y T. P. Gaertig. 1992. Informe Lenga 1992: Análisis silvicultural de los ensayos. Universidad de Chile - CONAF. 37 pp.

Schmidt, H.; J. Caldente y y S. Donoso. 1995. Informe: Investigación sobre el manejo de la lenga – XII Región. Universidad de Chile – CONAF. 40 pp.

Schmidt, H.; J. Caldente y; S. Donoso y K. Peña. 1996. Informe: Seguimiento forestal y ambiental del uso de los bosques de lenga – XII Región. Universidad de Chile – CONAF. 37 pp.

Shaw, W. B. 1983. The impact of tropical Cyclone Bernie on the forests of Urewera National Park, North Island, New Zealand. New Zealand Journal of Ecology 6: 155-156.

Silvertown, J. W. 1980. The evolutionary ecology of mast seeding in trees. Biological Journal of the Linnean Society 14: 235-250.

Skrť, M. V.; G. Staffieri; P. Ferrere; G. Martínez Pastur y P. Peri. 1997. Incidencia de la cobertura, el aprovechamiento y el ramoneo de *Lama guanicoe* sobre la regeneración de un bosque de *Nothofagus pumilio*. Actas II Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano. Tomo Bosques Nativos y Protección Ambiental. Posadas, 13-15 Agosto. pp 149-162.

- Spagarino, C.; G. Martínez Pastur y P. Peri. 2001. Changes in *Nothofagus pumilio* forest biodiversity during the forest management cycle: Insects. *Biodiversity and Conservation* 10: 2077-2092.
- Stenberg, P.; S. Linder; H. Smolander y J. Flowerellis. 1994. Performance of Lai-2000 Plant Canopy Analyzer in Estimated Leaf-Area Index of Some Scots Pine Stands. *Tree Physiology* 14: 981-995.
- Tackenberg, O. 2003. Modeling long-distance dispersal of plant diaspores by wind. *Ecological Monographs* 73:173-189.
- Tackenberg, O.; P. Poschlod y S. Bonn. 2003. Assessment of wind dispersal potential in plant species. *Ecological Monographs* 73:191-205.
- Tercero-Bucardo, N. 2001. Dinámica de la infección por *Misodendrum punctulatum* Banks. Ex D.C., en bosques caducifolios de *Nothofagus* del NO de la patagonia, dispersión, establecimiento y efectos de la hemiparásita, susceptibilidad del hospedador. Tesis Magíster, Universidad de Buenos Aires. Argentina. 146 pp.
- Thomson, A. P. 1936. The recovery of an indigenous forest after wind-throw. *Te Kura Ngahere* 4: 33-36.
- Tiffney, B. H. 1986. Evolution of seed dispersal syndromes according to the fossil record. pp. 273-305 en Murray, D. R. (ed.) *Seed dispersal*. Academic Press, Inc. USA.
- Tortorelli, L. 1956. *Maderas y Bosques Argentinos*. ACME, Buenos Aires. 920 pp.
- Troncoso Morán, D. M. 2004. Desarrollo de un bosque de Lengua (*Nothofagus pumilio*) después de la corta de protección en la XII Región. Memoria para optar al Título Profesional de Ingeniero Forestal. Universidad de Chile. 55 pp.
- Tuhkanen, S. 1992. The climate of Tierra del Fuego, from a vegetation geographical point of view and its ecoclimatic counterparts elsewhere. *Acta Botanica Fennica* 145: 1-64.
- Unidad del Sistema de Evaluación Forestal (UMSEF). 2002. Cartografía y Superficie de Bosque Nativo de Argentina [en línea]. Dirección de Bosques, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Ministerio de Desarrollo Social. Buenos Aires, Argentina. <http://www2.medioambiente.gov.ar/bosques/umsef/cartografia/default.htm> [Consulta: Octubre 2005].
- Uriarte, A. 1987. Crecimiento y calidad de la regeneración de Lengua (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl) Krasser) y Coihue (*Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst), ubicado en la Reserva Nacional Coyhaique. En Del Fierro P. 1998. *Experiencia silvicultural del bosque nativo de Chile*. Chile. 420 pp.
- Uriarte, C. y H. Grosse. 1991. Los bosques de Lengua (*Nothofagus pumilio*). Una orientación para su uso y manejo; recopilación bibliográfica. CORFO - INFOR. Informe técnico n°126. Concepción. 92 pp.

- Vanclay, J. 1994. Modeling Forest Growth and Yield: Applications to Mixed Tropical Forests. CAB International, Wallingford - UK, 312 pp.
- Vatasan, G. 1983. Notes on the regeneration of beech after logging on Mt Giluwe. *Klinkii* 2: 65-68.
- Veblen, T. T. 1989. *Nothofagus* regeneration in treefall gaps in northern Patagonia. *Canadian Journal of Forest Research* 19: 365-371.
- Veblen, T. T.; C. Donoso; T. Kitzberger y A. J. Rebertus. 1996. Ecology of southern Chilean and Argentinean *Nothofagus* forests. pp. 293-353 en: Veblen T. T.; R. S. Hill and J. Read (eds.) *Ecology and Biogeography of Nothofagus Forests*. Yale University Press. New Heaven, London. 403 pp.
- Vergara, P. y R. Schlatter. 2006. Aggregate retention in two Tierra del Fuego *Nothofagus* forests: Short-term effect on bird abundance. *Forest Ecology and Management* 225: 213-224.
- Vita, A. 1996. Los Tratamientos Silviculturales. 2ª Ed. Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Departamento de Silvicultura. 147 pp.
- Vukasovič, R.; G. Martínez Pastur y J. M. Cellini. 2004. Plan de Manejo Forestal 'Los Cerros'. Consultora "Servicios Forestales". 125 pp.
- Walter, H. 1985. *Vegetation of the earth*. Springer-Verlag, Berlin, Germany. 318 pp.
- Wang, Y. y B. Payandeh. 1994. A bi-segmental curve fitting approach to improve the accuracy of site index equations. *Forest Ecology and Management* 67: 35-38.
- Wang, B. C. y T. B. Smith. 2002. Closing the seed dispersal loop. *Trends in Ecology and Evolution* 17:379-385.
- Wardle, P. 1967. Biological flora of New Zealand, 2. *Nothofagus menziesii*. *New Zealand Journal of Botany* 5: 276-302.
- Wardle, J. A. 1970. The ecology of *Nothofagus solandri* 3. Regeneration. *New Zealand Journal of Botany* 8: 571-608.
- Wardle, J. A. 1974. Ecology and management of South Island beech forests: The life history of mountain beech (*Nothofagus solandri* var. *cliffortioides*). *Proceedings of the New Zealand Ecological Society*, 21: 21-26.
- Wardle, J. A. 1980: Ecology and distribution of silver beech (*Nothofagus menziesii*) in the Paringa district, south Westland, New Zealand. *New Zealand journal of ecology* 3: 23-36.
- Wardle, J. A. 1984. *The New Zealand beeches: ecology, utilisation and management*. New Zealand Forest Service, Christchurch, N.Z. 447 pp.
- Webb, S. L. 1999. Disturbance by wind in temperate-zone forests. En: Walker, L.R. (Ed.), *Ecosystems of the World 16: Ecosystems of disturbed ground*. First Edition, pp. 187-222. Elsevier Science B.V., Amsterdam, Netherlands.

Willson, M. F. 1992. The ecology of seed dispersal. pp. 61-85 en: Fenner, M. (ed.). The ecology of regeneration in plant communities. Cab International. Dept. of Biology, University of Southampton. UK.

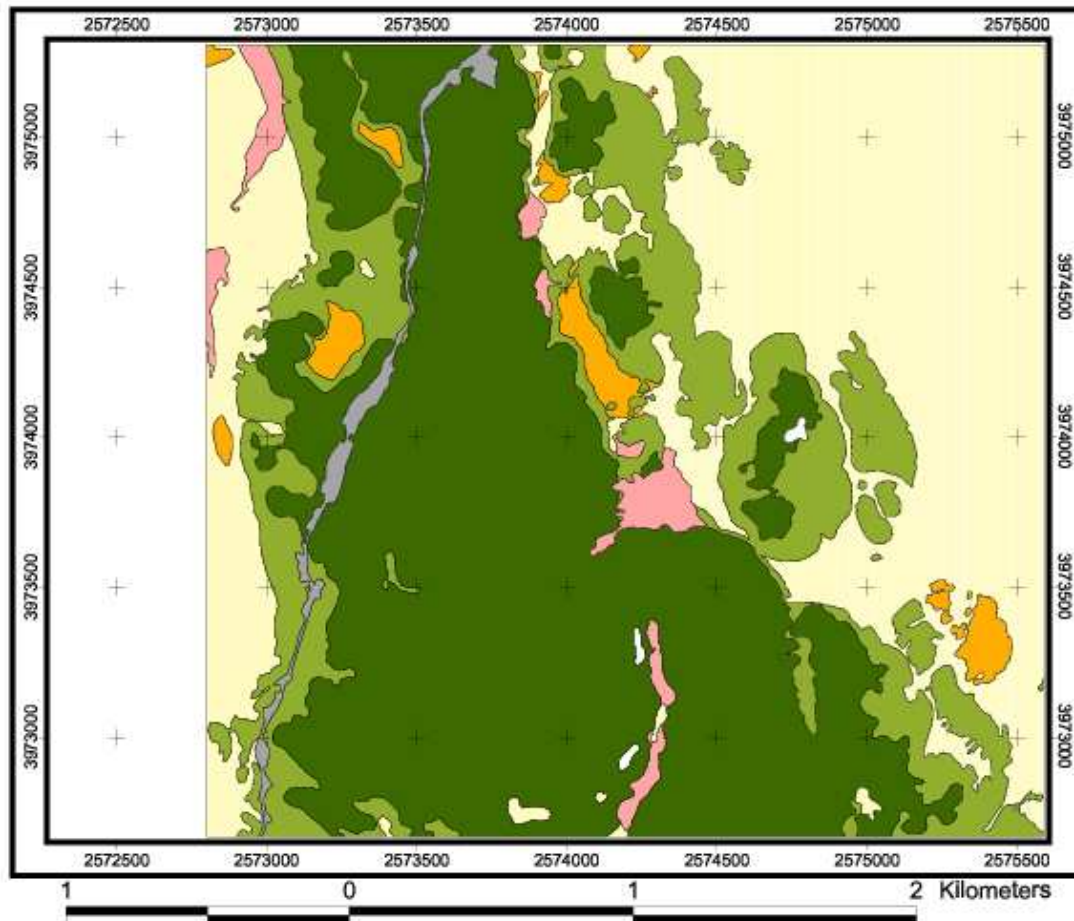
Yi, C. 2008. Momentum transfer within canopies, *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 47, 262-275.

Zeide, B. 1993. Analysis of growth equations. *Forest Science* 39(3): 594-616.

Anexo mapas

Mapa I

Mapa de vegetación Estancia Los Cerros

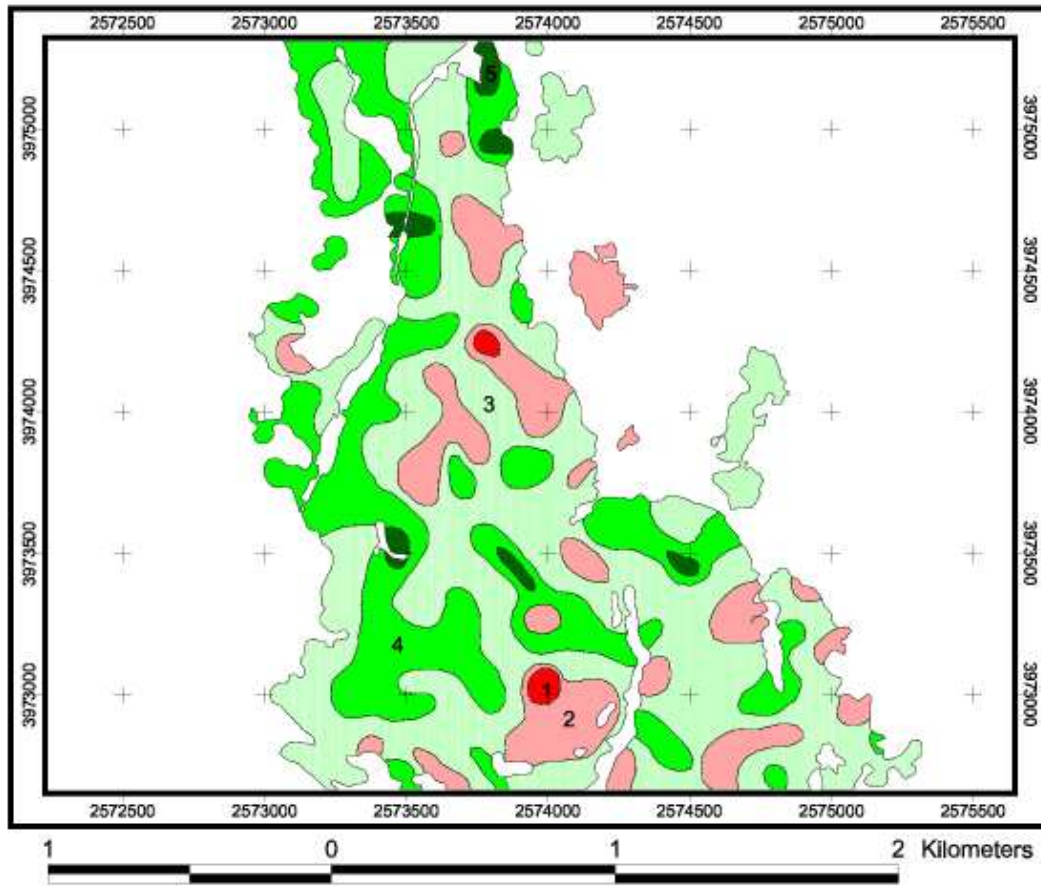


-  Castorera
-  Impacto Antrópico
-  N. antarctica
-  N. pumilio
-  Pastizal
-  Turbera
-  Volteo de viento

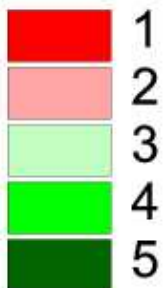


Mapa II

Mapa de Calidades de Sitio Estancia Los Cerros

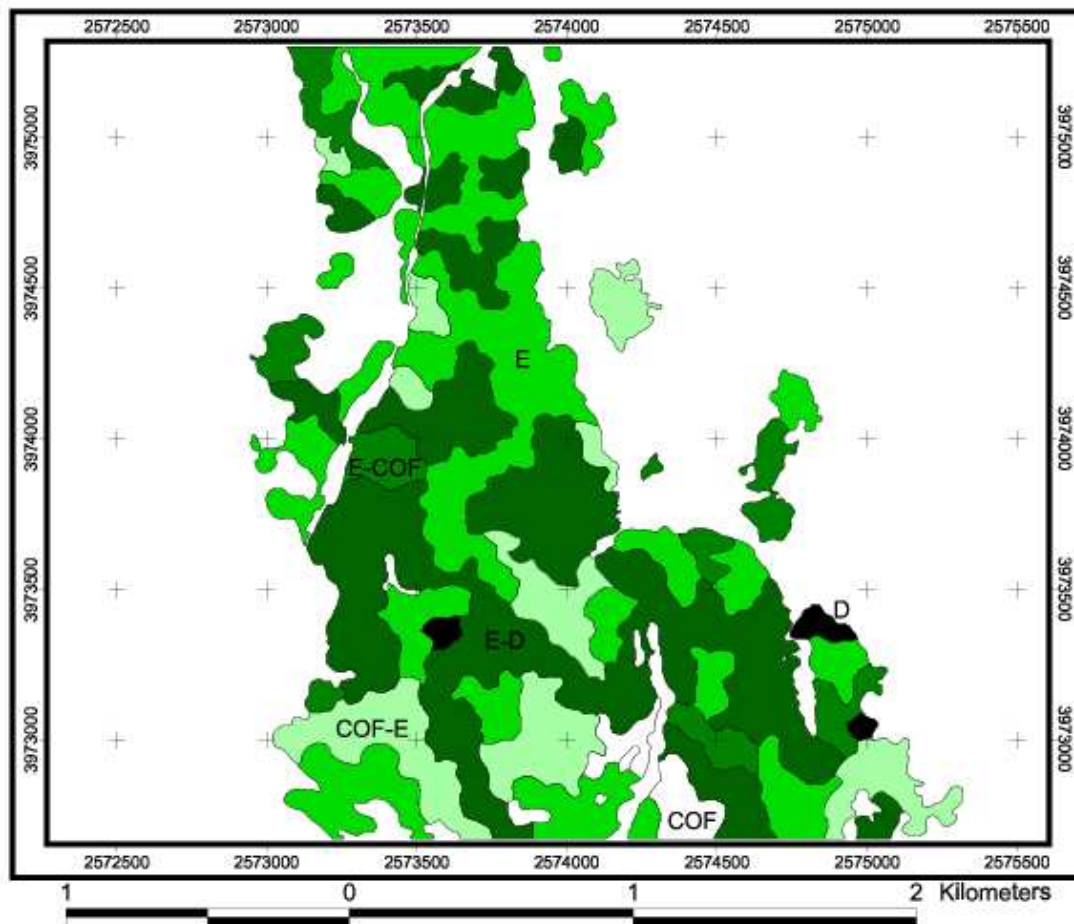


Calidad de sitio



Mapa III

Mapa de Fases de crecimiento Estancia Los Cerros



Fase de crecimiento

