

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL

FACULTAD DE BIOQUÍMICA Y CIENCIAS BIOLÓGICAS



Tesis para la obtención del Grado Académico de Doctor en Ciencias Biológicas


CONSERVACIÓN DE LA DIVERSIDAD DEL SOTOBOSQUE EN BOSQUES DE *Nothofagus pumilio* BAJO DISTINTOS TIPOS DE APROVECHAMIENTO FORESTAL.

Emilce Andrea Gallo

Director de Tesis: Dr. Guillermo Martínez Pastur (CADIC-CONICET)

Co-director de Tesis: Dra. María Vanessa Lencinas (CADIC-CONICET)

Lugar de realización: Laboratorio de Recursos Agroforestales - Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC-CONICET) - Ushuaia, Tierra del Fuego.

A Santino y Ema 

MIEMBROS DEL JURADO

DRA. NATALIA POLITI

Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Jujuy
Investigadora CONICET

DRA. ANA MARÍA CINGOLANI

Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV)
Investigadora Centro Científico Tecnológico (CCT – CONICET. Córdoba)

DRA. PAULA INÉS CAMPANELLO

Instituto de Biología Subtropical (IBS)
Investigadora Centro Científico Tecnológico (CCT – CONICET. Nordeste)

INDICE GENERAL

Resumen.....	Pág. 1
Abstract.....	Pág. 3
Agradecimientos.....	Pág. 5

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1. Introducción general.....	Pág. 6
1.2. Hipótesis general del trabajo.....	Pág. 22
1.3. Objetivo general de la investigación.....	Pág. 22
1.4. Estructura de la Tesis.....	Pág. 22

CAPÍTULO 2. ÁREA DE ESTUDIO

2.1. Localización, descripción y justificación de su elección.....	Pág. 25
2.2. Descripción general del clima de la región.....	Pág. 27
2.3. Descripción general de los suelos.....	Pág. 28

CAPÍTULO 3. ESTRUCTURA FORESTAL

3.1. Introducción.....	Pág. 31
3.2. Hipótesis específica.....	Pág. 33
3.3. Objetivos específicos.....	Pág. 33
3.4. Materiales y Métodos.....	Pág. 33
3.4.1. Caracterización de la estructura forestal.....	Pág. 33
3.4.1.1. Estructura del bosque primario antes de la corta (línea de base) de acuerdo a la calidad de sitio.....	Pág. 33
3.4.1.2. Estructura del bosque intervenido, de acuerdo a los distintos tratamientos silvícolas ensayados.....	Pág. 35
3.4.2. Métodos de análisis y estadística.....	Pág. 38
3.4.3. Mediciones de estabilidad y cobertura de copas.....	Pág. 41
3.5. Resultados.....	Pág. 43
3.5.1. Estructura forestal del bosque primario antes de la corta (línea de base) de acuerdo a la calidad de sitio.....	Pág. 43
3.5.2. Estructura forestal del bosque intervenido de acuerdo a los distintos sistemas silvícolas ensayados.....	Pág. 48
3.5.3. Análisis de estabilidad y cobertura de copas.....	Pág. 52
3.5.3.1. Análisis de la evolución del dosel en sistemas con retención agregada (estabilidad).....	Pág. 52
3.5.3.2. Análisis de la cobertura de copas e índice del área foliar.....	Pág. 55
3.6. Discusión.....	Pág. 57

CAPÍTULO 4. MICROCLIMA Y SUELO

4.1. Introducción.....	Pág. 68
------------------------	---------

4.2. Hipótesis específica.....	Pág. 69
4.3. Objetivo específico.....	Pág. 70
4.4. Materiales y Métodos.....	Pág. 70
4.4.1 Caracterización Microclimática.....	Pág. 70
4.4.2. Medición de las características físico-químicas del suelo.....	Pág. 71
4.5. Resultados.....	Pág. 72
4.5.1. Microclima.....	Pág. 72
4.5.2. Suelo.....	Pág. 77
4.6. Discusión.....	Pág. 79

CAPÍTULO 5. REGENERACIÓN DEL BOSQUE

5.1. Introducción.....	Pág. 88
5.2. Hipótesis específica.....	Pág. 89
5.3. Objetivo específico.....	Pág. 89
5.4. Materiales y Métodos.....	Pág. 89
5.4.1. Muestreos de la regeneración de <i>Nothofagus pumilio</i>	Pág. 89
5.4.1.1. Análisis de la producción y viabilidad de las semillas.....	Pág. 89
5.4.1.2. Análisis de la dinámica de la regeneración.....	Pág. 91
5.5. Resultados.....	Pág. 94
5.5.1. Producción y viabilidad de semillas.....	Pág. 94
5.5.2. Dinámica de la regeneración del bosque	Pág. 100
5.6. Discusión.....	Pág. 110

CAPÍTULO 6 - SOTOBOSQUE EN BOSQUES SIN MANEJO Y CON MANEJO INTERVENIDOS POR DIFERENTES SISTEMAS DE RETENCIÓN

6.1. Introducción.....	Pág. 120
6.2. Hipótesis específicas.....	Pág. 121
6.3. Objetivos específicos.....	Pág. 122
6.4. Materiales y Métodos.....	Pág. 123
6.4.1. Metodología de muestreo del sotobosque en bosques sin manejo, y en bosques con manejo intervenidos por diferentes sistemas de retención.	Pág. 123
6.4.2. Metodología de muestreo del sotobosque en bosques aprovechados por sistemas de retención dispersa en tres calidades de sitio y dos antigüedades desde el aprovechamiento.....	Pág.125
6.4.3. Métodos de análisis y estadística.....	Pág.126
6.4.3.1. Correspondientes a los muestreos realizados para analizar los sistemas de retención.....	Pág.126
6.4.3.2. Correspondientes a los muestreos realizados para analizar el sistema de retención dispersa en tres calidades de sitio y dos antigüedades desde el aprovechamiento.....	Pág.128
6.5. Resultados.....	Pág.128

6.5.1. Cambios en la comunidad del sotobosque en un bosque productivo de <i>Nothofagus pumilio</i> intervenido por medio de sistemas de retención.....	Pág.129
6.5.1.1. Bosque primario sin manejo antes de su intervención (línea de base): riqueza, cobertura y biomasa de plantas del sotobosque en gradientes de calidad de sitio y de cobertura arbórea.....	Pág. 129
6.5.1.2. Bosque con manejo: cambios en riqueza, cobertura y biomasa de plantas del sotobosque en sectores intervenidos por medio de nuevos sistemas de aprovechamiento forestal, durante los cuatro primeros años posteriores a la corta.....	Pág. 140
6.5.2. Cambios en la comunidad del sotobosque en bosques productivos de <i>Nothofagus pumilio</i> intervenidos con retención dispersa en tres calidades de sitio y dos antigüedades desde el aprovechamiento.....	Pág. 164
6.6. Discusión.....	Pág.175
CAPÍTULO 7. ESTRATEGIAS DE MANEJO PARA LA CONSERVACION.....	Pág. 190
CAPÍTULO 8. CONCLUSIONES.....	Pág. 194
CAPÍTULO 9. BIBLIOGRAFIA.....	Pág. 197
CAPÍTULO 10. ANEXOS.....	Pág. 218

RESUMEN

En general, los sistemas silvícolas más utilizados en todo el mundo generan la homogeneización de la estructura forestal y la pérdida de ambientes. En las últimas décadas se han propuesto métodos silvícolas que compatibilizan objetivos económicos con ecológicos, y proponen dejar diferentes formas y grados de retención de árboles vivos para mejorar la conservación. En Tierra del Fuego, Argentina, estas nuevas alternativas se contrastaron contra la corta de protección, el sistema de aprovechamiento tradicionalmente utilizado en bosques de *Nothofagus pumilio*, basado estrictamente en parámetros económicos. En esta tesis se estudiaron sistemas silvícolas que aplican retención variable, y se analizó su contribución a la conservación de plantas del sotobosque (cobertura, riqueza y biomasa), incluyendo el análisis de la regeneración natural. Se trabajó en rodales puros, donde se realizaron muestreos de base (antes de la intervención) considerando gradientes de calidad de sitio y cobertura arbórea. Asimismo, se realizaron muestreos posteriores a la intervención durante cuatro años consecutivos, en cuatro tratamientos: retención agregada (RA), que deja retención en forma de parches circulares (un agregado por hectárea) y en torno a ellos aplica tala rasa (28% de retención); retención dispersa (RD), con árboles distribuidos homogéneamente (20-30% de retención), equiparable con la corta de protección tradicional; retención agregada y dispersa combinadas (RC), con un agregado por hectárea y retención dispersa alrededor (40-50% de retención); y bosques primarios no intervenidos (BP) como testigo o control. Se realizaron ANOVAS simples y dobles, y análisis multivariados para evaluar los datos.

La estructura de BP fue heterogénea por la presencia de diferentes calidades de sitio en parches contiguos y de aperturas naturales en el dosel, lo que generó variedad de hábitats y microclimas para las plantas del sotobosque. La cobertura, riqueza y biomasa del sotobosque en el bosque primario varió en función de la calidad de sitio pero no en relación al grado de apertura del dosel. El sotobosque de los bosques más altos (de mejor calidad de sitio) fue más productivo y rico en especies nativas, mientras que las exóticas fueron más abundantes en sitios de mediana calidad.

Los sistemas silvícolas generaron cambios en la estructura y el microclima que se tradujeron en pérdida de heterogeneidad estructural e incremento de radiación, precipitación y viento en el interior del bosque aprovechado, con consecuentes cambios en las temperaturas del aire y del suelo y en la composición química del piso forestal y el suelo mineral. Sin embargo, dichos cambios fueron proporcionales al grado de intervención, siendo RD el sistema que más

homogenizó la estructura del bosque y más modificó el microclima. Esto impactó en la diversidad del sotobosque facilitando el ingreso de especies desde los ambientes asociados, el aumento de especies exóticas y de la abundancia relativa de monocotiledóneas y briófitas, la disminución en la frecuencia de ocurrencia de las especies típicas del bosque cerrado y la pérdida de las especies más sensibles del bosque primario. Por otra parte, los sistemas con agregados conservaron parte de la heterogeneidad estructural y un microclima atemperado, destacándose RC por implicar un menor grado de intervención, lo que generó menores variaciones en riqueza, cobertura y biomasa respecto del sotobosque original, menor ingreso de plantas exóticas o de ambientes asociados, y menor pérdida de especies sensibles.

La producción de semillas de *N. pumilio* fue variable entre sistemas silvícolas y entre años. En RA y RC, la presencia de agregados generó un patrón espacial diferencial en el aporte de semillas dependiendo de la distancia al mismo, siendo mayor en el interior de los agregados respecto a las posiciones más alejadas. En las superficies con menor retención de árboles (menor cobertura del dosel), la cantidad de semillas fue baja, siendo éstas más livianas y no viables. En el bosque intervenido, la regeneración incrementó rápidamente su crecimiento con la apertura del dosel. La incorporación de nuevas plántulas estuvo relacionada con la disponibilidad de semillas, su viabilidad, la cobertura del dosel y las condiciones microclimáticas.

La aplicación de sistemas silvícolas que combinen retención agregada y dispersa genera un menor grado de impacto sobre las plantas del sotobosque de los bosques de *N. pumilio* de Tierra del Fuego, mejorando la conservación de plantas típicas del bosque primario, por lo que la retención variable debería ser incluida en los planes de manejo.

ABSTRACT

Silvicultural systems more used worldwide generally produce homogenization and simplification of forest structure, generating loss of habitats. During the last ten years, alternative silvicultural management has been proposed to combine economic and ecological objectives, which propose to leave different forms and degrees of retention to improve conservation. In Tierra del Fuego, Argentine, this new alternatives were contrasted against shelterwood cuts, the traditional harvesting systems employed on *Nothofagus pumilio* forests, based on strict timber production objectives. In this thesis I studied different silvicultural systems with variable retention, and I analyzed its contribution to understory plants species conservation (cover, richness and biomass), including the analysis of natural regeneration. I worked in pure stands, defining the baseline before harvesting along a site quality and canopy cover gradients. Likewise, sampling was done in the first four years after harvesting, on four treatments: aggregated retention (RA) with retention in circular patches (one aggregate per hectare) and clear-cut among them (28% retention); dispersed retention (RD) with homogeneous distributed trees over the harvested surface (20–30% retention) that is comparable to traditional shelterwood cut; combined dispersed and aggregated retention (RC) with one aggregate per hectare and dispersed retention among them (40–50% retention); primary forests without harvesting (BP) as control treatment. Data analyses included one-way and two-way ANOVAs, and multivariate classifications and ordinations.

The BP structure was heterogeneous due to different site qualities in contiguous patches and natural canopy gaps, which generated varied habitat and microclimate for understory plants. Understory cover, richness and biomass in primary forest changed according to site quality but not with canopy opening. Understory in tallest forests (better site quality) was more productive and richest in native plant species, while exotic species were more abundant in medium quality sites.

The silvicultural systems generated changes in forest structure and microclimate, with loss of original structural heterogeneity and increase of light, precipitation and wind inside harvested forest, and consequently changes in air and floor temperatures, and chemical composition of forestry floor and mineral soils. However, changes were proportional to the intervention degree, being RD the system with highest homogenization and micro-environmental changes. This impacted in understory plants diversity, facilitating the species

entry from associated environments, the increment in exotic species and in monocot and bryophyte relative abundance, the diminishing in occurrence frequency of closed forest species and the lost of the more sensitive species of primary forest. On the other hand, silvicultural systems with aggregates conserve part of the environmental heterogeneity and moderate the microclimate, highlighting RC due to lower degree of intervention, and therefore less variation in richness, cover and biomass compared with original understory, lesser income of exotic or other environment plants, and lesser lost of sensitive species.

The *N. pumilio* seed production varied among silvicultural systems and years. In RA and RC, aggregated presence generated a different spatial pattern in seed input depending on the distance to the aggregates, that was bigger inside aggregate than outside them. In areas with the less tree retention (less canopy cover) the seed amount was very low, with mostly empty (lighter) and not viable seeds. In the harvested forests, the regeneration quickly increased growth with the opening of the canopy. The recruitment of seedlings was related to seed availability, their viability, the canopy cover and the microclimate conditions.

The implementation of silvicultural systems that combine aggregated and dispersed retention generates a lesser impact degree over understory plants in *N. pumilio* forests of Tierra del Fuego, improving conservation of plants typical from primary forests, therefore variable retention should be included in forest management planning.

Agradecimientos

Agradezco en primer lugar a mis principales afectos en la vida: a Marcelo y a mis padres y hermanos por el apoyo incondicional. Sencillamente sin su cariño y respaldo hubiese sido imposible llegar hasta aquí.

A mis directores Guillermo y Vanessa que siempre han tenido confianza en mí, por momentos más que la propia. Me han acompañado a lo largo de este camino como verdaderos mentores, a completa disposición, compartiendo conocimientos y empujándome a seguir, sobre todo cuando las ganas y fuerzas parecían agotadas. Realmente me considero una afortunada y considero que el logro de esta tesis se debe a un verdadero trabajo en equipo.

Al Centro Austral de Investigaciones Científicas (“El CADIC”), por brindarme un espacio en sus instalaciones para la realización de este trabajo.

A la Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional del Litoral por haberme brindado la posibilidad de hacer esta carrera, y especialmente, a Adriana Ortolani por su acompañamiento a lo largo de todos estos años y por su calidez humana.

A la Administración de Parques Nacionales, organismo donde me desempeñé, que siempre apoyó mi formación académica, avalando tanto mis viajes para la realización de los cursos de posgrado como el tiempo invertido en la realización de este estudio.

A todas las personas maravillosas que tuve la oportunidad de conocer durante la realización de este trabajo, muchos de los cuales colaboraron en la etapa de muestreo y/o durante la escritura de esta tesis, en especial a Juan Manuel Cellini y Alicia Moretto por sus consejos, experiencia y conocimientos compartidos.

A mis amigas/os por el cariño y por entender mis largas ausencias, sobre todo en la última etapa de este trabajo.

A Dios y a la Vida.

CAPÍTULO 1
INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1. INTRODUCCIÓN GENERAL

La cobertura de bosques en el mundo ocupa un 30% de la superficie del planeta y alberga una gran parte de biodiversidad terrestre. Los bosques proveen de servicios ecosistémicos críticos, tales como regulación climática y protección del suelo y de los recursos hídricos. Sin embargo, más del 85% de las superficies boscosas del mundo no están formalmente protegidas (Lindenmayer y col., 2012). Más aún, los ecosistemas forestales en todo el mundo frecuentemente son sometidos a disturbios antrópicos como los que se originan por las prácticas silvícolas (Gustafsson y col., 2012; Lindenmayer y col., 2012), que tienen por objeto realizar un aprovechamiento maderero de las especies forestales consideradas productivas. Por esta razón, considerando la extensión espacial de los bosques no protegidos, los valores ambientales, económicos y culturales que poseen y las demandas actuales de uso para satisfacer las necesidades humanas, se torna imperativo asegurar su conservación en todo el mundo. Uno de los caminos posibles para lograr esto es la conciliación de los objetivos de producción con los de conservación, y evitar su conversión a otros usos y ecosistemas.

Al hablar de un bosque en el sector forestal, generalmente sólo se piensa en los árboles que lo componen. Pero al hablar de un bosque desde un punto de vista ecológico, indudablemente se están incluyendo muchos más componentes que sólo los bienes económicos comercializables (ej. madera con destino industrial). Se está implicando todo el conjunto de interrelaciones entre esos árboles y otros organismos como hierbas, arbustos y animales, y con el ambiente físico donde se desarrollan (Donoso, 1997).

La Ley N° 26.331 de presupuestos mínimos de protección ambiental de los bosques nativos de Argentina, sancionada en el año 2007, propone ordenar los bosques nativos de su territorio. Para esta ley, los bosques nativos son ecosistemas forestales naturales compuestos predominantemente por especies arbóreas nativas maduras, con diversas especies de flora y fauna asociadas, en conjunto con el medio que las rodea (ej. suelo, subsuelo, atmósfera, clima, recursos hídricos) conformando una trama interdependiente con características propias y múltiples funciones, que en su estado natural le otorgan al sistema una condición de equilibrio dinámico y que brinda diversos servicios ambientales a la sociedad, además de los diversos recursos naturales con posibilidad de utilización económica. Esta ley orienta la gestión a la restauración, conservación, aprovechamiento y manejo sostenible de los bosques y de los servicios ambientales que éstos brindan a la sociedad. Este concepto, deja en evidencia la

importancia de estos ecosistemas y establece lineamientos claros que deben considerar las actuales prácticas de manejo forestal, a fin de evitar impactos irreversibles en estos ecosistemas. El estudio en profundidad de los distintos componentes del ecosistema forestal y su respuesta al aprovechamiento forestal permite generar herramientas de manejo adaptativo, incorporando el conocimiento a las decisiones que se tomen en los ámbitos productivos y políticos.

Los bosques en Tierra del Fuego

La provincia de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur incluye una multitud de islas e islotes de variados tamaños y una porción de la Antártida, comprendiendo una superficie de 1.002.445 km² (Anuario Estadístico de la República Argentina, 2013), correspondiente al 26% del total nacional. El sector argentino de la Isla Grande (Figura 1.1) se encuentra entre los 52° y 56° de latitud sur, y los 63° y 75° de longitud oeste y ocupa un área de 20.180 km², que reúne variadas condiciones topográficas y climáticas que se reflejan en sus variaciones florísticas y fisonómicas (Frangi y Richter, 1992). Según Moore (1983) es posible definir en la región cuatro tipos principales de vegetación: la Estepa Patagónica, los Bosques Deciduos, los Bosques Siempreverdes, y la Vegetación de Alta Montaña en los sistemas de mayor altitud (Figura 1.2).



Figura 1.1. Mapa político de la Isla Grande de Tierra del Fuego. En color naranja se representa el sector argentino de la Isla.

Fuente: www.ar-map.com.ar (con adaptaciones).

Otra agrupación vegetal importante, que desarrolla en función de distintos factores tales como latitud, tipo de suelo y drenaje, distancia a la costa, o elevación sobre el nivel del mar, son los Bosques Mixtos, que pueden estar formados por dos o tres especies deciduas, o por una decidua y una perenne (Alfonso, 1940), y que ocupan las mayores superficies en la zona sur de la Isla.

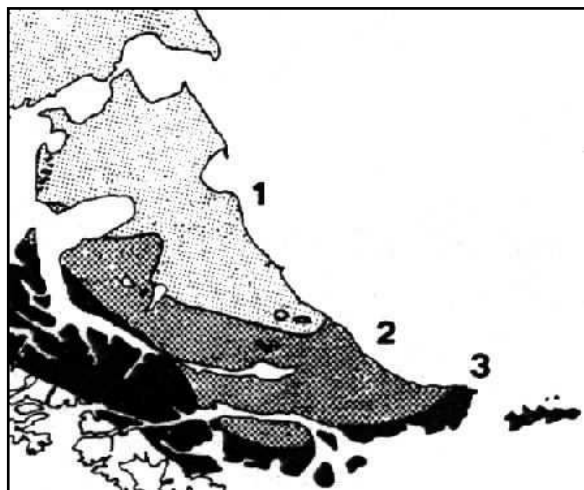


Figura 1.2. Principales tipos de vegetación en Tierra del Fuego: 1) Estepa Patagónica; 2) Bosque Deciduo; 3) Bosque Siempreverde. La Vegetación de Alta Montaña no está indicada (Moore, 1983).

Los bosques deciduos y los siempreverdes son los tipos vegetales que caracterizan al centro-sur de la región, los que forman parte de la eco-región de los Bosques Patagónicos (Burkart y col., 1999). La misma se extiende desde el noroeste del Neuquén hasta Tierra del Fuego, siendo su límite más austral el Cabo de Hornos (Dimitri, 1972; Hildebrand-Vogel y col., 1990; Santos Biloni, 1990; Roig, 1998), y ocupa una franja larga y estrecha de 2.200 km que se interrumpe solo en algunos trechos. Esta eco-región se encuentra dominada por especies pertenecientes al género *Nothofagus*, y en el sector argentino de la Isla Grande ocupa el 31% de la superficie de la provincia (Collado, 2001). En ella, básicamente pueden distinguirse tres tipos forestales: (1) el bosque deciduo o caducifolio, que representa el 60% de los bosques fueguinos, ocupando toda la extensión norte-sur de los bosques Andino-Patagónicos (Dimitri, 1972), y dentro de este tipo se encuentran el bosque puro de *N. antarctica* (Forster f.) Oersted (ñire) y el puro de *N. pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser (lenga); (2) el bosque siempreverde magallánico que se distribuye desde un poco más al sur del Lago Buenos Aires en Santa Cruz hasta Tierra del Fuego (Dimitri, 1972) y está dominado por *N. betuloides* (Mirbel) Oersted (guindo o coigüe de Magallanes), y (3) un bosque mixto pobremente representado, conformado por especies caducifolias y siempreverdes tales como el *N. betuloides* y *N. pumilio* (Toro Manríquez y col., 2015) (Figura 1.3).

En Tierra del Fuego, la dinámica natural de los bosques de *Nothofagus* comprende una sucesión en la cual las especies pioneras son las representantes principales de la comunidad clímax (sin fases iniciales o intermedias) (Dimitri, 1964). Los principales factores de disturbio natural que los afectan, de gran intensidad y recurrentes, incluyen a terremotos, volteos de viento y avalanchas (Rebertus y Veblen, 1993; Rebertus y col., 1997), pudiendo actuar en forma puntual sobre uno o pocos árboles, o sobre muchos individuos distribuidos en grandes superficies. Solo en tiempos recientes, luego de la colonización europea, el fuego comenzó a actuar como un factor de disturbio a gran escala, afectando principalmente bosques cercanos a poblaciones o aquellos donde se pretendió incrementar la superficie disponible para ganadería (Pisano, 1997). Cabe mencionar que estos bosques no están adaptados al fuego, ya que la ocurrencia de rayos y/o vulcanismo que pudiera originarlo en forma natural son eventos extremadamente raros o totalmente inexistentes en Tierra del Fuego, sobre todo en tiempos geológicos actuales (Veblen y Alaback, 1996).

En el caso de *N. pumilio*, tanto la mortalidad natural de los árboles como la ocurrencia de disturbios naturales a pequeña escala (ej. microvolteos de viento) ocasiona la formación de claros o gaps, que producen ciclos de regeneración en bosquetes y por tanto, una estructura boscosa irregular-heterogénea (Martínez Pastur y col., 2012b). La caída de árboles sobremaduros suele afectar la estabilidad de sus vecinos, lo que provoca también su desmoronamiento (Rebertus y Veblen, 1993). Este proceso puede ser muy rápido o demorar varias décadas, y continúa con la rápida ocupación del sitio por las plántulas de *N. pumilio* preexistentes en el sotobosque, las que responden fundamentalmente al ingreso de luz en el claro (Veblen, 1979; Uriarte y Grosse, 1991; Bava y Rechene, 1998). Es por ello que los bosques de *Nothofagus* están conformados por bosquetes coetáneos, es decir manchones o parches de árboles de la misma edad, colindantes unos con otros en parches o manchas de mayor tamaño. Si se considera al parche mayor en su conjunto, la distribución de edades muestra una clara multi-etaneidad, por la existencia de distintos bosquetes con distintas edades. En general, el patrón de distribución espacial horizontal que se origina por esta dinámica es netamente agrupado, con parches de distinto tamaño y densidad de individuos, lo que es independiente de la calidad de sitio a la que el rodal pertenezca (Lencinas y col., 1998).

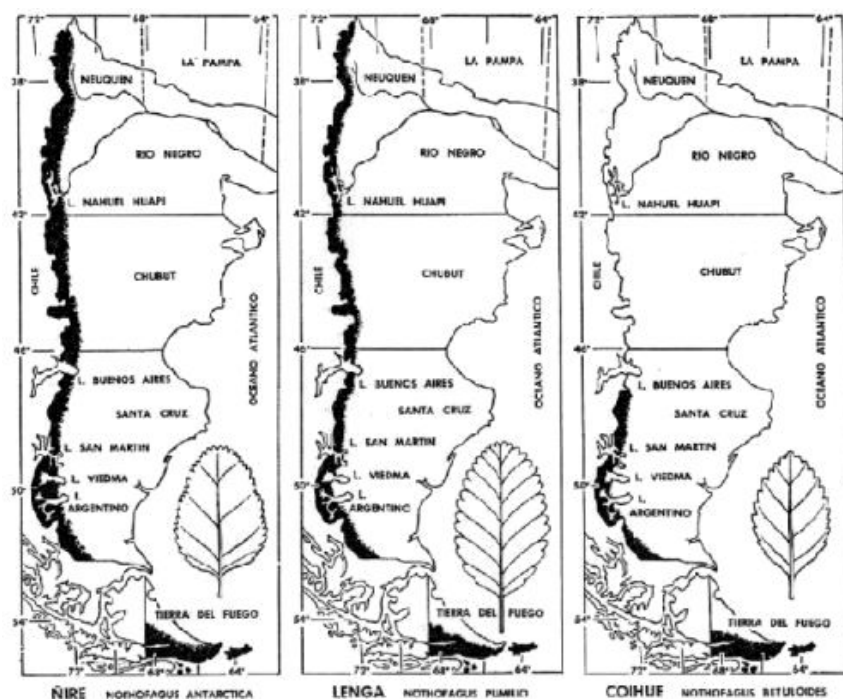


Figura 1.3. Área de distribución aproximada en Argentina de las especies *N. antarctica*, *N. pumilio* y *N. betuloides* (Dimitri, 1972).

La calidad de sitio, como concepto ecológico-forestal, incluye la idea del espacio físico que ocupa un bosque o un rodal, y del medioambiente (con sus factores climáticos, del suelo y bióticos) que le da sus características de crecimiento y desarrollo, determinando la capacidad del área para desarrollar árboles u otro tipo de vegetación, es decir, determinando la productividad forestal del sitio (Donoso, 1997; Attis Beltrán y col., 2013). La productividad forestal es usualmente cuantificada a través de un índice, comúnmente denominado “índice de sitio”, el cual suele basarse o derivarse de estimaciones de altura de un rodal a una edad dada. Los indicadores de productividad de un sitio también reflejan la calidad del sitio, ya que la productividad, o la potencialidad de un sitio para el crecimiento en volumen de los árboles que soporta, está relacionada con la calidad del sitio (Skoovsgaard y Vanclay, 2008).

Para los rodales coetáneos monoespecíficos de *N. pumilio*, existe una clasificación propuesta por Martínez Pastur y col., (1997) que establece un gradiente de calidades de sitio (I al V), las cuales son discriminadas en función de las alturas dominantes que adquieren los árboles a una edad determinada (Fig. 1.4). En este caso, el índice de sitio se desarrolló para una edad base (a 1,30 m de altura) de 60 años (IS_{60}). Dado que el crecimiento en altura de los árboles se estabiliza a partir de cierta edad alcanzando una asíntota (en el caso de *N. pumilio*, alrededor de los 100 años), es posible estimar la calidad de sitio de un rodal compuesto por árboles maduros (de más de 100 años de edad) evaluando la altura dominante del mismo. Así, en las peores

calidades de sitio (sitio V), la altura dominante del rodal alcanza alturas inferiores a los 17 m en una edad adulta y el bosque se considera menos productivo en términos madereros, mientras que en las calidades de sitio mejores, es decir, en los sitios más productivos (sitio I) la especie desarrolla condiciones óptimas, llegando a poco más de 30 m de altura y 150 cm de DAP (diámetro a la altura del pecho). Cabe aclararse que el diámetro a 1,30 m de altura alcanzado por un árbol a determinada edad también varía de acuerdo a la calidad de sitio de los rodales (Figura 1.5), así como según la clase de copa que el árbol posea (dominante, codominante, intermedio o suprimido).

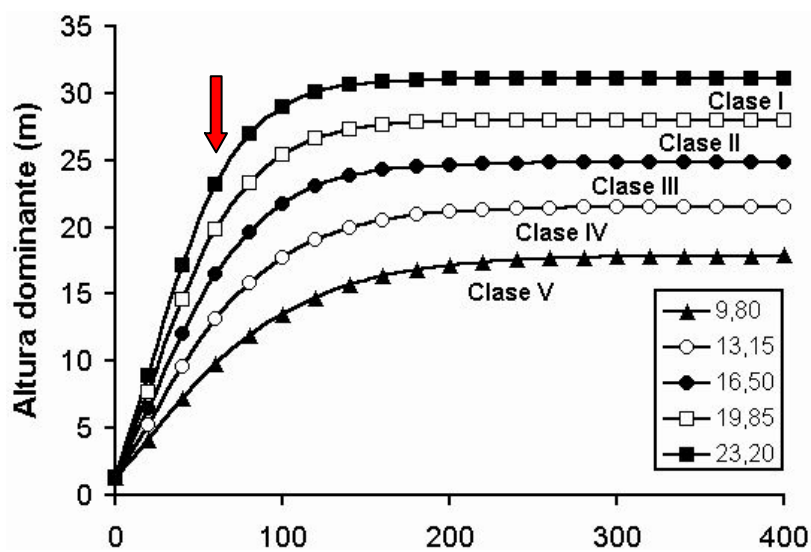


Figura 1.4. Curvas de calidad de sitio (altura dominante del rodal en función de la edad) desarrolladas para rodales coetáneos monoespecíficos de *N. pumilio*, según Martínez Pastur y col. (1997). En la leyenda se indican los límites de altura dominante entre las distintas clases de sitio, para una edad base de 60 años (flecha).

Las distintas calidades de sitio podrían generar diferentes condiciones estructurales y ambientales en el interior del bosque, lo que podría repercutir en la biodiversidad potencial que crece asociada a las mismas. De hecho en Tierra del Fuego, se comprobó que la diversidad de aves, briófitas e insectos es mayor en los bosques productivos de alta calidad de sitio (Lencinas y col., 2005; 2008a; 2008b). Esto significa que bosques de una misma especie forestal, localizados en un mismo predio, pueden diferir en su biodiversidad de acuerdo a las características de los rodales.

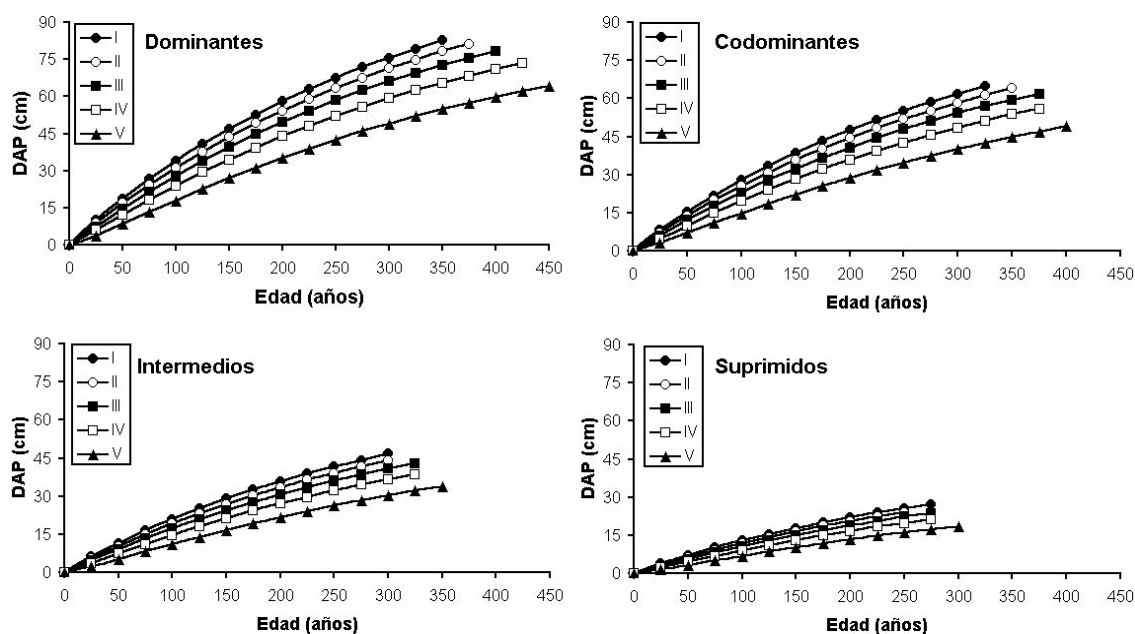


Figura 1.5. Evolución del diámetro a 1,30 m de altura (DAP) en función de la edad, para árboles de distinta clase de copa (dominantes, codominantes, intermedios y suprimidos) en distintas calidades de sitio (I a V). Tomado de Martínez Pastur y col. (2005a).

Respecto a la diversidad en general, los ecosistemas naturales de Tierra del Fuego están conformados por un bajo número de especies, siendo sistemas simples donde cualquier tipo de alteración, como el aprovechamiento forestal, ejercerá sobre ellos fuertes modificaciones (Lizarralde y col., 1989; Medina y col., 2000).

Manejo forestal y conservación

Los bosques de *N. pumilio* son utilizados principalmente para la extracción de madera, ganadería, turismo y recreación (Martínez Pastur y col., 2000), siendo susceptibles a las alteraciones del entorno que modifican su estructura original. *N. pumilio* es la especie forestal de

mayor impacto económico dentro de la industria maderera de la Patagonia (Martínez Pastur y col., 1999b), por ello Tierra del Fuego basa parte de su economía regional en esta especie (Sánchez Acosta, 1983; Martínez Pastur y Fernández, 1994; Garib, 1996; Martínez Pastur y col., 2000; Martínez Pastur y col., 2013a). Dado que los bosques de Tierra del Fuego se regeneran a través de su propia dinámica natural, los distintos métodos silviculturales intentan emularla. Esto implica que sea la regeneración, en parte, la principal responsable del éxito o el fracaso de una parte de los objetivos del manejo forestal (Martínez Pastur y col., 2013a; 2014).

Los bosques de *Nothofagus* en la Patagonia pueden ser aprovechados, regenerados y manejados según múltiples propuestas silvícolas (Schmidt y Urzúa, 1982; Cellini y col., 2003; Gea y col., 2004; Bava y López Bernal, 2005; Martínez Pastur y col., 2000; 2013a) que buscan manipular la cobertura forestal para favorecer o desalentar la regeneración en distintas etapas del manejo forestal, emulando el tipo y la magnitud de un disturbio natural que lograría similares resultados. Sin embargo, gran parte de ellas se han basado únicamente en criterios económicos y de estructura forestal (Soler y col., 2015). Uno de los métodos de regeneración más difundidos en Tierra del Fuego es la corta de protección, propuesta para *N. pumilio* por Schmidt y Urzúa (1982), que emula la dinámica natural de generando aperturas del dosel de variados tamaños. La corta de protección representa una intervención progresiva del bosque a lo largo de su ciclo (Cellini, 2010; Martínez Pastur y col., 2013a), y se realiza en dos etapas: en la primera se abre el dosel lo suficiente como para permitir la instalación y desarrollo de las plántulas de *N. pumilio* dejando un remanente de árboles que funciona como cubierta protectora (corta de preparación), y en la segunda se extraen los árboles remanentes (corta final) (Figura 1.6), manejándose el bosque secundario con raleos y podas (Martínez Pastur y col., 2001). Dichos tratamientos intermedios estimularían el crecimiento individual de los árboles remanentes del bosque secundario, priorizando calidad y cantidad de madera para el aserrado, hasta llegar a un tamaño comercial donde se reanuda el ciclo de cortas (Figura 1.7). El objetivo a gran escala de este método es homogeneizar la masa forestal, manteniendo los bosques en un estado de máxima producción, con un ciclo de corta de 100-120 años (Figura 1.6 y Figura 1.7). Cabe mencionar que en la Argentina la corta de protección se aplica en forma incompleta (Martínez Pastur y col., 2013a), ya que no se realiza la “corta final”.

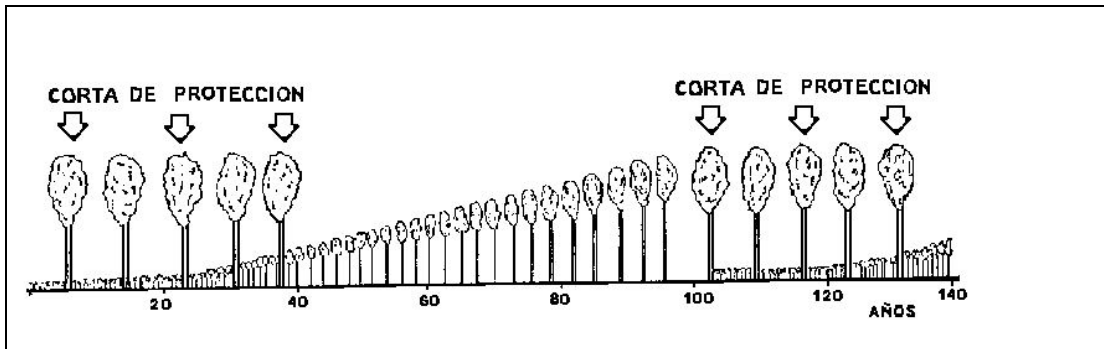


Figura 1.6. Esquema de un bosque ordenado bajo un sistema de Cortas de Protección (Schmidt y Urzúa, 1982).

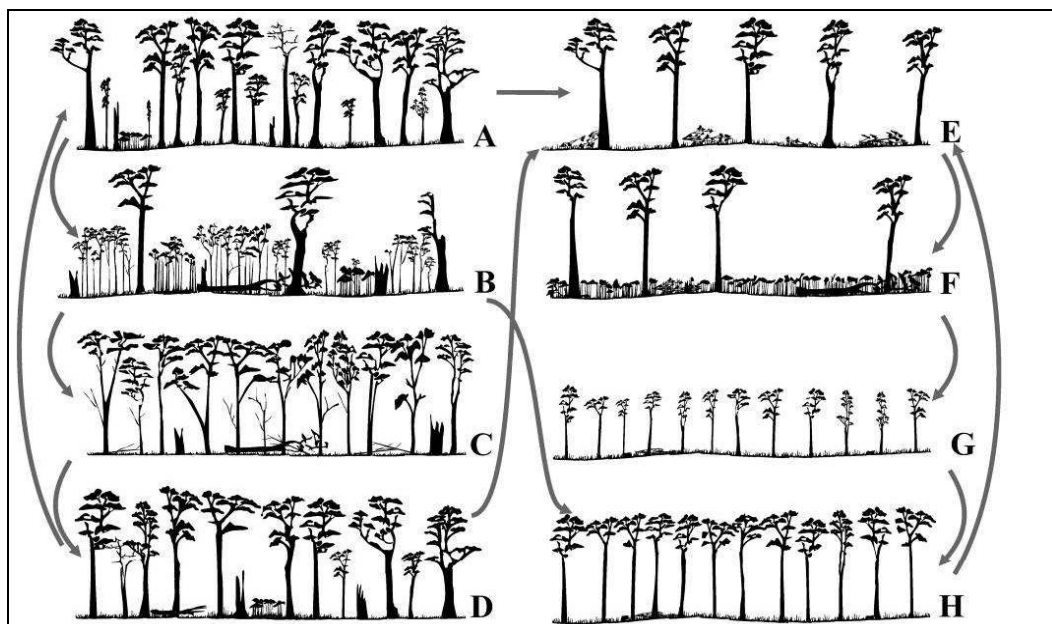


Figura 1.7. Dinámica natural y propuesta de manejo silvícola para bosques de *N. pumilio*: (A) fase de desmoronamiento, (B) fase de desmoronamiento con regeneración avanzada, (C) fase de crecimiento óptimo, (D) fase de envejecimiento, (E) cortas de protección, (F) bosque regenerado mediante cortas de protección, (G) bosque secundario con raleo y poda, y (H) bosque manejado con cobertura de árboles secundarios (Martínez Pastur y col., 2013a).

Uno de los problemas más graves asociados al manejo de los bosques en todo el mundo, se refiere a la simplificación de la estructura del ecosistema forestal y de su composición, y a la pérdida de biodiversidad debido a la producción forestal intensiva. El tipo y la intensidad del disturbio que ocurren bajo diferentes métodos de aprovechamiento o prácticas silvícolas pueden generar consecuencias dramáticas y diferentes a las que ocurren cuando ocurren disturbios naturales. El mantenimiento de la diversidad de un sistema requiere del conocimiento de la

ecología de todas las especies afectadas (Elliot y Swank, 1994) y de cuantificar los riesgos de cambio en la composición de la biodiversidad (por pérdida o introducción de especies) (Morris y col., 1993). Las nuevas tendencias silviculturales en todo el mundo asumen como problema principal la pérdida de biodiversidad, orientándose a minimizarla para aumentar la capacidad de conservación de los ecosistemas boscosos (Martínez Pastur y Lencinas, 2005b; Lencinas y col., 2007; Martínez Pastur y col., 2012b; 2013a; Lindenmayer y col., 2012; Gustafsson y col., 2012; Neyland y col., 2012; Soler y col., 2015).

Para minimizar los efectos negativos del manejo forestal convencional y mantener la biodiversidad de los ecosistemas aprovechados a niveles aceptables de conservación (Christensen y Emborg 1996), han surgido en el mundo desde la década del `80, nuevos modelos de manejo basados en el concepto de “*retención forestal*”. Estas propuestas intentan cambiar el paradigma tradicional de rápida transformación y simplificación del bosque, por la integración entre la producción maderera y la conservación de la biodiversidad. A través de la retención de árboles, los nuevos modelos buscan asegurar la continuidad estructural, funcional y composicional entre el bosque primario (sin manejo) y el aprovechado (con manejo), de forma tal de asegurar la conservación del ecosistema, de sus servicios y de sus especies en el largo plazo. La retención puede adoptar distintos grados y formas mediante la conservación de determinados árboles, que permanecerán como remanentes de la estructura original por más de un turno forestal (Franklin y Forman, 1987; Franklin, 1989; 1993; Lindenmayer y col., 2012; Gustafsson y col., 2012; Neyland y col., 2012; Martínez Pastur y col., 2012b; 2013a; Cellini y col., 2013). En sus extremos, la retención puede ser “*dispersa*”, con árboles homogéneamente distribuidos en la superficie intervenida, o bien “*agregada*”, donde los árboles remanentes quedan agrupados en parches de bosque original, distribuidos homogéneamente o no en la unidad de intervención (Franklin y Forman, 1987; Franklin, 1993). La retención dispersa conserva la biodiversidad y las características estructurales y abióticas asociadas a un individuo en particular, mientras que la retención agregada conserva sectores de bosque intacto a modo de “*islas*” (agregados) y en torno a ellos se extraen todos los árboles (tala rasa). Dichos agregados podrían funcionar desde un punto de vista biológico como “*reservas facilitadoras*” cumpliendo múltiples objetivos: dar refugio a la fauna afectada durante la cosecha, asegurar una fuente de esporas y semillas para todas las plantas, líquenes y hongos que puedan ser temporalmente removidos del bosque por la intervención, y

proveer la diversidad estructural que ciertos organismos necesitan (Arroyo y col., 1996; Vergara y Schlatter, 2006; Lencinas y col., 2007; Gustafsson y col., 2012; Lindenmayer y col., 2012; Soler y col., 2015). La aplicación de retención agregada pura (RA) con tala rasa entre agregados, se ha implementado en muchos lugares del mundo (ej. Australia, Canadá, EEUU), sobre todo en sitios donde se realizan plantaciones o siembras luego de los aprovechamientos para asegurar la regeneración del bosque secundario (Gustafsson y col., 2012; Lindenmayer y col., 2012). Sin embargo, un aspecto secundario a considerar en el sistema de retención agregada es de orden visual, debido a la apariencia desagradable de vastas áreas desnudas, que son aquellas sometidas a tala rasa, entre los parches. Por otra parte, los sitios aprovechados por cortas de protección en Argentina, en los cuales no se realiza la corta final, son equivalentes a la aplicación de retención dispersa, dado que los árboles remanentes sobreviven por más de un turno forestal (Cellini, 2010).

Hace pocos años, los sistemas con *retención variable* para aprovechamiento maderero emergieron como una alternativa silvícola de manejo para mitigar los efectos del aprovechamiento de las prácticas tradicionales en el ecosistema forestal, donde los principales objetivos son: (1) crear “life-boating” especies y procesos sobre la fase de regeneración, (2) incrementar la variación estructural en los rodales manejados, y (3) mejorar la conectividad a nivel de paisaje (Franklin y col., 1997; Mitchell y Beese, 2002; Gustafsson y col., 2012; Lindenmayer y col., 2012; Neyland y col., 2012; Martínez Pastur y col., 2013a; 2014; Cellini y col., 2013; Soler y col., 2015). Para los bosques de *N. pumilio*, se ha realizado una propuesta teórica del sistema silvícola con retenciones que combina retención dispersa y agregada (Martínez Pastur y Lencinas, 2005; Martínez Pastur y col., 2009; 2012b; 2013a; Cellini y col., 2013). Esta retención llamada *combinada* en esta tesis (equivalente a una retención variable), incluye dejar un 30% del bosque productivo en forma de islas circulares de 60 m de diámetro (un agregado por hectárea) para el resguardo de las características bióticas y abióticas del bosque puro, y realizar una corta parcial de los árboles entre las islas, dejando 10-15 m²/ha en forma de árboles dispersos entre los agregados. El criterio de mayor importancia para elegir la ubicación de los agregados es el de lograr una distribución homogénea de los mismos en el área aprovechada, mientras que el criterio de mayor importancia para seleccionar los árboles en la retención dispersa es de orden biológico (árboles dominantes, de amplia copa para protección y producción de semilla, muy viejos o árboles perchas, secos o con huecos que sirven para la

nidificación de varias especies de aves). Este método combinado intenta alcanzar un equilibrio entre parámetros económicos y ecológicos, integrando múltiples objetivos de manejo: conservación de la biodiversidad, ciclos naturales, producción maderera y hábitat para la vida silvestre (Gustafsson y col., 2012; Lindenmayer y col., 2012; Neyland y col., 2012; Martínez Pastur y col., 2014; Soler y col., 2015). La retención variable o combinada se aplica actualmente en forma extensiva en muchos sectores de Tierra del Fuego (Martínez Pastur y Lencinas, 2005b; Vergara y Schlatter, 2006; Lencinas y col., 2007, 2008b; Martínez Pastur y col., 2007b; 2012b; 2013a; 2014; Soler y col., 2015), pero se desconoce su impacto y potencial de conservación reales, así como los comparados a los que generaría la aplicación de retenciones agregadas o dispersas puras.

Los métodos silvícolas con retenciones agregadas entonces (tanto retención agregada pura como retención combinada), asumen que la provisión de refugios en los agregados será importante para lograr el restablecimiento de las especies en el área intervenida, una vez que el dosel forestal y otras condiciones apropiadas del hábitat estén restablecidas (Franklin y Forman, 1987; Franklin, 1993; Martínez Pastur y col., 2012b; 2013a; Cellini y col., 2013; Soler y col., 2015).

El ensayo y el estudio comparativo de los distintos sistemas silvícolas o métodos de aprovechamiento, permiten evaluar en forma integral estas prácticas, y mediante un manejo adaptativo (Brooks y Grant, 1992a; 1992b), determinar cuál es el sistema más adecuado para los bosques de *N. pumilio*. El monitoreo de las especies y de los procesos del ecosistema a largo plazo, permite evaluar la capacidad de conservación de especies de dichos sistemas, considerando no solamente el potencial productivo de estos sistemas silvícolas, sino también su funcionalidad ambiental y ecológica. Los sistemas con retención podrían lograr una mejor adaptación a la ecología de las especies afectadas, preservando ambientes y estructuras forestales como legado de futuras generaciones. De esta forma reemplazarían o complementarían a los métodos tradicionales, mitigando el impacto sobre el ecosistema boscoso, conservando las especies y mejorando su sustentabilidad (Burel y col., 1998; Martínez Pastur y col., 2012b; 2013a).

Estado del conocimiento

Un aspecto poco conocido de los efectos de las intervenciones forestales, son los cambios

producidos en el hábitat, la homogeneización del bosque y sus consecuencias sobre las especies asociadas. Recientemente, muchos estudios en todo el mundo analizaron los efectos del manejo forestal sobre diversos componentes de la fauna, siendo la mayoría de las veces incompatibles la máxima renta forestal y el mayor sustento de la biodiversidad de un bosque (Mark y col., 1991; Thompson y col., 1992; Jane, 1994; Lindenmayer, 1995; Telfer, 1995). En el pasado en Tierra del Fuego, la mayoría de las investigaciones se centraron en la taxonomía de los distintos grupos, o en la descripción de las especies, y en la actualidad se refieren al impacto que producen las actividades humanas sobre las especies del bosque (Lanfranco, 1977; Schlatter, 1995; Deferrari y col., 2001; Spagarino y col., 2001; Martínez Pastur y col., 2000; 2002a; Lencinas y col., 2008a; 2008b; 2009a; 2009b; 2011; 2012; 2014).

Gracias a numerosos estudios, actualmente se sabe que el sistema tradicional de cortas de protección tiende a la homogeneización de la estructura forestal futura en los bosques de *N. pumilio*, así como en otros bosques del mundo, conduciendo a la pérdida de determinados hábitats propios del bosque primario y a la fragmentación del sistema original (Holmes, 1990; Haight, 1995; Schlatter, 1995; Michaels y McQuillan, 1995; Burel y col., 1998; Martínez Pastur y col., 2012b; 2013a; Cellini y col., 2013; Soler y col., 2015), lo que puede alterar el equilibrio existente entre las otras especies que conforman el ecosistema boscoso y generar problemas en la dinámica poblacional, llegando incluso en casos extremos a provocar la extinción de determinadas especies. En este sentido, numerosos estudios han demostrado que la corta de protección genera variados impactos en la biodiversidad de los bosques de *N. pumilio* (Martínez Pastur y col., 2009; 2012b; 2013a; Ducid y col., 2005). En Tierra del Fuego, el estudio del impacto de la corta de protección sobre distintos componentes de la biodiversidad del bosque de *N. pumilio* a lo largo del ciclo de manejo forestal, ha permitido determinar cómo es dicho impacto. Este puede ser temporal, como las modificaciones producidas a lo largo del ciclo de manejo en la diversidad de aves (Deferrari y col., 2001) o en la densidad de grandes herbívoros como los guanacos (Martínez Pastur y col., 1999a; 1999b), los cuales recuperan sus valores originales al final del ciclo de manejo; o bien permanente, como la introducción de especies de plantas exóticas en el bosque primario, que se ve favorecida por la intervención (Martínez Pastur y col., 2002a; Lencinas y col., 2011; Gallo y col., 2013). Entre los impactos permanentes también se incluye la pérdida de especies, que en el caso de los insectos es de una especie cada 11 años (Spagarino y col., 2001). El estudio que analizó la respuesta del sotobosque (Martínez Pastur y col., 2002a), señaló que

inicialmente se produce una explosión poblacional, aumentando la biomasa de gramíneas y de ciertas dicotiledóneas, y cierta mortalidad en las plántulas de *N. pumilio* y los musgos. Sólo al cabo de un tiempo el sistema intervenido recupera algunas de sus condiciones micro-climáticas anteriores, haciendo que disminuya la riqueza del sotobosque pero nunca hasta los niveles originales, ya que no logran eliminarse las especies foráneas incorporadas. En el sotobosque, la pérdida de diversidad implica no solo el deterioro del recurso natural sino también de los procesos dinámicos relacionados. Cabe mencionar que la regeneración de un bosque bajo manejo dependerá en gran medida de la conservación del sotobosque, ya que éste desempeña un rol crucial en su interacción con el banco de plántulas de las especies forestales, a partir del cual el bosque se recupera (Lencinas y col., 2011).

Asimismo, se sabe que el aprovechamiento forestal en general genera otros cambios importantes en el ecosistema intervenido. Modifica los ciclos de nutrientes y el microclima (Caldentey y col., 1998a; 1998b; 2001; Otero y col., 1998; Martínez Pastur y col., 2014), y la composición y la dinámica del bosque original (Christensen y Emborg, 1996; Wigley y Roberts, 1997; Liu y col., 1998), quedando la biodiversidad directamente relacionada a los patrones de disturbio recibidos (Elliot y Swank, 1994; Lusk, 1996).

Los estudios sobre el impacto que produce el manejo forestal, a partir de diferentes propuestas silvícolas, permiten definir cuáles especies son las más afectadas por el aprovechamiento, cuáles no son alteradas y cuáles se recuperan después de un determinado período. De esta forma, al realizar una línea de base a nivel de paisaje, aquellas especies que solo están presentes en los bosques productivos adquieren mayor relevancia para su preservación que las de hábito generalista, quienes por desarrollarse en varios tipos de ambientes (asociados no productivos) pierden importancia en el planteo de estrategias prioritarias de conservación ya que no serán afectadas directamente (Lencinas, 2005; Lencinas y col., 2005; 2008c). En los bosques aprovechados de *N. pumilio*, algunas especies vegetales del sotobosque no encuentran condiciones apropiadas para su crecimiento (ej. *Dysopsis glechomoides*, *Viola magellanica*, *Codonorchis lesonii*) (Lencinas y col., 2011; Gallo y col., 2013) por lo que no se desarrollan, o aparecen esporádicamente en otros tipos de ambientes asociados a los sectores productivos (Lencinas y col., 2008c), siendo muy vulnerables al manejo forestal, ya que sus requerimientos ecológicos son muy específicos y relacionados al bosque primario sin intervención o manejo.

Algunos estudios vinculados con las nuevas propuestas silvícolas, han comprobado por ejemplo que la retención de árboles vivos es efectiva para la protección de ciertas especies de aves (Hansen y col., 1995; Vergara y Schlatter, 2006; Lencinas y col., 2009a), invertebrados (Lencinas y col., 2008b; 2009b; 2012a; 2014), líquenes (Berg y col., 1995; Soler y col., 2014) y musgos (Lencinas y col., 2008a). Asimismo, comprobaron que la retención combinada logra disminuir el impacto generado sobre el microclima del bosque y la biodiversidad asociada (Franklin y Forman, 1987; Franklin, 1993; Martínez Pastur y col., 2012b; 2013a; 2014; Soler y col., 2015).

De acuerdo a Kohm y Franklin (1997) la intensidad de la intervención es importante para la determinación de la magnitud de los impactos en la biodiversidad forestal y los ciclos ecológicos naturales. El impacto de las prácticas silvícolas tradicionales (ej. talas rasas y cortas de protección) en la diversidad de plantas del sotobosque ha sido analizado ampliamente en el mundo (ej. Duffy y Meier, 1992; Elliot y col., 1997; Jenkins y Parker, 1999; Nagaike y col., 1999; Quinby, 2000; Martínez Pastur y col., 2002a). Los beneficios de la retención combinada para la conservación del sotobosque han sido reportados en los bosques templados de Norteamérica, del norte de Europa y Australia (North y col., 1996; Hazell y Gustafsson, 1999; Vanha-Majamaa y Jalonen, 2001; Aubry y col., 2004; Nelson y Halpern, 2005). Sin embargo, existe un gran vacío de información respecto a la efectividad de las prácticas con retención combinada para mejorar la conservación de la diversidad de plantas vasculares en los bosques del sur de Patagonia (Lencinas y col., 2008a; Lencinas y col., 2011). Además, pocos estudios incluyen investigación a mediano y largo plazo para evaluar los efectos de este sistema de aprovechamiento (Arnott y Beese, 1997; Hickey y col., 2001; Spence y col., 2002; Aubry y col., 2004; Martínez Pastur y col., 2010; Lencinas y col., 2011; Soler y col., 2015) o comparar la diversidad estructural antes y después de las intervenciones como forma de determinar la magnitud de los cambios, priorizando la biodiversidad para la implementación de los tratamientos silvícolas (Vanha-Majamaa y Jalonen, 2001; Nelson y Halpern, 2005; Smith y col., 2008; Martínez Pastur y col., 2014).

Consecuentemente y considerando los vacíos de información, en esta tesis se analizó la respuesta del sotobosque de un bosque puro de *N. pumilio* durante 4 años luego de haber sido sometido a diferentes sistemas de regeneración ó sistemas silvícolas con diferentes patrones y grados de retención, en la búsqueda de indicadores que permitan recomendar, por su

contribución con la conservación del sotobosque, nuevas prácticas silvícolas compatibles puntualmente con la sustentabilidad del sotobosque, y de los componentes del bosque en general.

1.2. HIPÓTESIS GENERAL DE TRABAJO

El nivel de conservación de los bosques manejados está en relación directa con el grado y la forma de retención, los cuales definen la preservación de la heterogeneidad del bosque original. En el caso de las plantas del sotobosque, el impacto se produce por la modificación en las condiciones abióticas que causa el aprovechamiento sobre la estructura forestal, existiendo una respuesta diferencial entre los distintos grupos funcionales y/o especies, así como sobre la regeneración forestal. Los sistemas de regeneración o aprovechamiento forestal que contribuyan al mantenimiento de parches de bosque intacto (agregados) preservarán más eficientemente la biodiversidad que aquellos que a un mismo grado de retención generen impactos en toda la superficie.

1.3. OBJETIVO GENERAL

Analizar la capacidad de conservación de la diversidad de plantas del sotobosque en sistemas de regeneración con diferentes patrones y grados de retención, aplicados en bosques de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego, y en comparación a bosques primarios no intervenidos.

1.4. ESTRUCTURA DE LA TESIS

La tesis aquí desarrollada se presenta en 9 Capítulos respondiendo cada uno a una estructura de trabajo científico (cada uno incluye una introducción, hipótesis y objetivos específicos, materiales y métodos, resultados y discusión). El Capítulo 1 es introductorio e incluye el marco teórico, la hipótesis general de trabajo y el objetivo general del estudio. El Capítulo 2 describe el área de estudio; el Capítulo 3, el estudio de la estructura forestal; el Capítulo 4, el microclima y el suelo; el Capítulo 5, el estudio de la regeneración; y el Capítulo 6, el estudio del sotobosque. Finalmente, en el Capítulo 7 se presentan las recomendaciones para la conservación, en el Capítulo 8 las principales conclusiones del trabajo, y en el Capítulo 9 se

enlista la bibliografía consultada. Se incluye un Capítulo 10 con Anexos, principalmente de pruebas estadísticas.

CAPÍTULO 2
ÁREA DE ESTUDIO

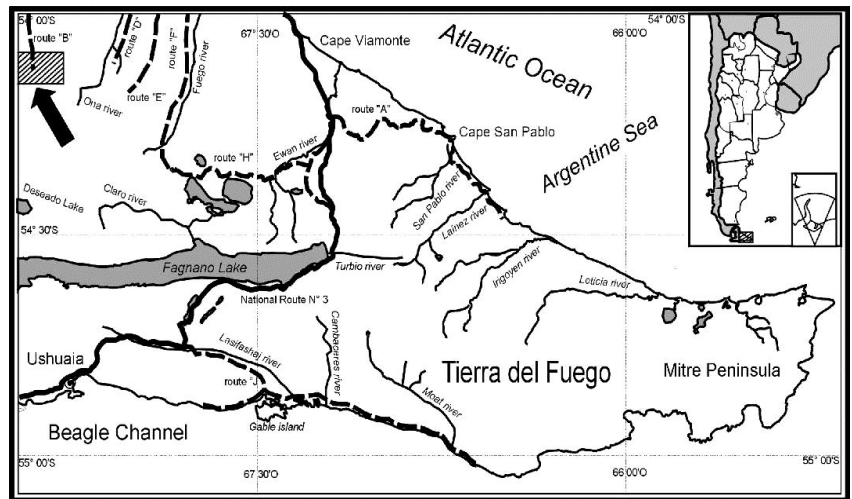
2. ÁREA DE ESTUDIO

2.1. LOCALIZACIÓN, DESCRIPCIÓN Y JUSTIFICACIÓN DE SU ELECCIÓN.

El área de estudio se localiza en la Isla Grande de Tierra del Fuego (Argentina), la que se ubica en el extremo austral de Sudamérica y alberga los ecosistemas forestales más australes del mundo, además de constituir una de las regiones menos disturbadas del planeta (Mittermeier y col., 2003). El relieve de la región, el cual se eleva paulatinamente desde el norte hacia el sur, ha sido modelado en gran medida por la acción de las reiteradas glaciaciones que ocurrieron en el Pleistoceno (Pisano, 1997; Caminos, 1980). El norte de la isla se caracteriza por las tierras bajas que no superan los 200 m.s.n.m, con suaves ondulaciones interrumpidas por cañadones, cuyos sectores más húmedos poseen abundante vegetación herbácea y están desprovistos de bosques (Milano y Marzocca, 1954), abarcando parte de la eco-región conocida como la Estepa Patagónica (Burkart y col., 1999). Hacia el centro se hace más accidentado, alternándose sucesivamente colinas con elevaciones que superan los 300 m.s.n.m., y valles, con gran cantidad de turbales a medida que se avanza hacia el sur y hacia el este (Milano y Marzocca, 1954; Tuhkanen y col., 1989-1990). Más hacia el sur se encuentra la eco-región de los Bosques Patagónicos (Burkart y col., 1999) y la Cordillera de los Andes con dirección general norte-sur, se tuerce hacia el oeste-este (Caminos, 1980; Endlicher y Santana, 1988), corriendo paralelamente a los vientos dominantes. El terreno se vuelve más quebrado, y presenta cordones montañosos que no sobrepasan en altura los 1500 m.s.n.m. (Méndez, 1978).

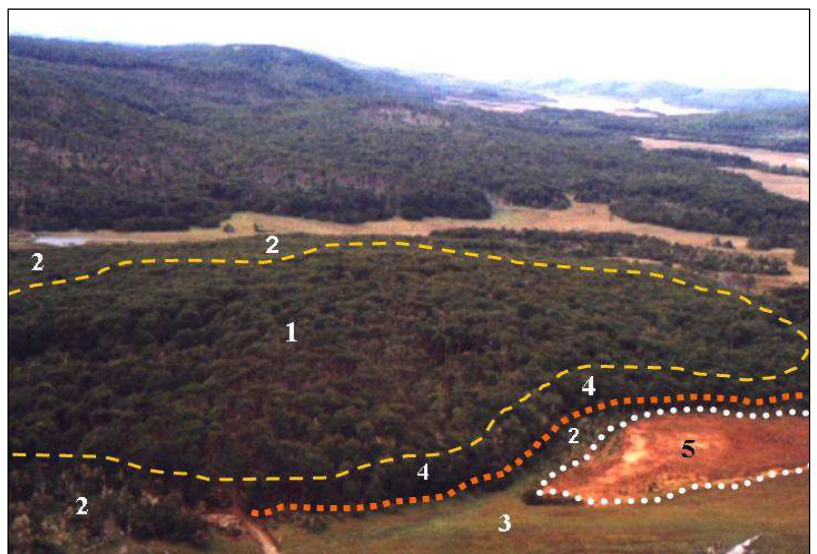
El área de estudio propiamente dicha, se localiza al Noroeste de la Isla Grande en un sector de bosque nativo perteneciente a la Estancia San Justo, situada a los 54°06' LS y a los 68°37' LO, en el departamento de Río Grande (Figura 2.1). Abarca una superficie de 61 ha. de bosque puro de *Nothofagus pumilio*, es decir bosque productivo (bosque con valor maderero), más ambientes asociados no considerados productivos.

Figura 2.1. Mapa de la provincia de Tierra del Fuego en donde se señala la ubicación de la Ea. San Justo (la flecha indica su posición).



El sector de bosque productivo está conformado por la especie *N. pumilio* (lenga). Asimismo, aunque en menor medida, en el área existen distintos ambientes no productivos pero de alto valor ecológico, que se distribuyen en torno al bosque productivo y constituyen ambientes asociados. En el sector con bosque productivo es donde se realizaron las cortas para la aplicación de los distintos tipos de aprovechamiento forestal ó tratamientos silvícolas y las diferentes mediciones que se realizaron a lo largo de este estudio. Los ambientes asociados a dicho sector, que fueron excluidos de los muestreos, están conformados por sectores de bosque de protección (bosques de *N. pumilio* que no pueden ser cortados por restricciones legales), sectores boscosos dominados por la especie *N. antártica* (Forster f.) Oersted (ñire), y sectores de estructura más abierta como el turbal y los pastizales húmedos o vegas, todos ellos vinculados entre sí y con influencia sobre el área productiva (Figura 2.2).

Figura 2.2. Estructura original del área bajo estudio y ambientes asociados (1: bosque productivo de *Nothofagus pumilio* donde se realizaron las mediciones; 2: bosques de ñire; 3: vega; 4: bosque de protección; 5: turbal).



N. antarctica que conforma uno de los ambientes asociados, es la especie de *Nothofagus* que posee la mayor amplitud ecológica en la región, lo que le permite adaptarse a condiciones más adversas. Alcanza alturas inferiores a *N. pumilio* y normalmente se encuentra relegada a los sectores periféricos del bosque, como las zonas anegadas o con niveles de pendientes bajos. Asimismo, suele disponerse cercana a espacios abiertos (vegas y/o turberas) y ocupando zonas de transición o también llamadas zonas de ecotono como puede observarse en la Figura 2.2. El sector de pastizal o vega, se caracteriza por una gran abundancia de gramíneas con presencia de especies heliófilas que no encuentran dentro del bosque cerrado las condiciones para su desarrollo. El bosque de protección por otro lado, representa el borde del bosque de *N. pumilio* que de acuerdo a la Ley provincial N° 145, debe permanecer intacto y sin intervenciones. Presenta condiciones muy similares al bosque productivo pero con características únicas, propias de un sector de contacto entre dos ambientes bien diferentes como lo son el bosque productivo que puede cortarse y la vega donde directamente no se encuentran árboles (Figura 2.2). Por su parte los turbales, que abundan en Tierra del Fuego, son ecosistemas constituidos principalmente por el musgo *Sphagnum magellanicum*, acompañado por *S. fimbriatum*, y que se desarrollan en zonas muy húmedas, frías y sobre suelos con escasa cantidad de O₂, por lo que se observa una disminución en las tasas de descomposición de la materia orgánica, la cual tiende a acumularse en capas formando turbales. Además de las especies de *Sphagnum* que dominan los turbales, pueden encontrarse otras especies acompañantes como especies de juncáceas (*Marsippospermum grandiflorum*), varias especies del género *Carex* y la drosera (*Drosera uniflora*) entre otras.

La selección de esta área para el estudio, se debió a que constituye una zona representativa del bosque productivo que normalmente la industria forestal aprovecha en Tierra del Fuego, y por reunir ciertas características necesarias para la realización del trabajo: coordinación con los productores para la implementación de los distintos tipos de aprovechamiento forestal ó tratamientos silvícolas, ausencia de disturbios humanos previos en el bosque, fácil accesibilidad en toda su extensión (existencia de caminos), la fase de desarrollo del bosque (bosque maduro) que permitió la implementación de la corta, y la existencia de un gradiente bien representado de calidades de sitio.

2.2. DESCRIPCIÓN GENERAL DEL CLIMA DE LA REGIÓN

El clima de Tierra del Fuego, corresponde al general subpolar del hemisferio sur, generado por la fuerte influencia de las masas de hielo antárticas, las corrientes oceánicas occidentales frías que bañan sus costas y la alta relación masa oceánica/masa terrestre que la caracteriza. Los veranos son frescos, con temperaturas medias que no superan los 10°C, mientras que los inviernos no son excesivamente fríos, con medias entre 0°C y 2°C y mínimas extremas de hasta -30°C (Tuhkanen y col., 1989-1990). Según Burgos (1985), la amplitud térmica anual es baja (7,5° C) y la temperatura media anual es de 5,6°C. El suroeste del archipiélago experimenta los veranos más fríos, mientras que hacia el centro y noreste se producen las temperaturas invernales más bajas y los veranos más templados.

Los vientos que caracterizan a la región están asociados al pasaje de ciclones en el Pacífico subpolar, predominando durante todo el año los de dirección oeste-sudoeste. En general son fuertes y persistentes en primavera y verano (Milano y Marzocca, 1954; Endlicher y Santana, 1988), y de menor intensidad en invierno, aunque las diferencias son pequeñas (Moore, 1983). En cuanto a las precipitaciones, se distribuyen homogéneamente a lo largo del año, por lo que se considera que en Tierra del Fuego, como en todas las altas latitudes del Hemisferio Sur, no existe una estación seca (Endlicher y Santana, 1988). Sin embargo se producen ligeras máximas usualmente en otoño, y mínimas en primavera. La precipitación anual presenta un marcado gradiente oeste-este con valores anuales de 534,7 mm para la ciudad de Ushuaia. La magnitud de las lluvias, afectada por el relieve (Tuhkanen y col., 1989-1990) y las condiciones de presión y viento, son mayores en las costas del Océano Pacífico (más de 2000 mm/año) y se reducen hacia el paisaje colinoso y llano del centro y norte insular (menos de 200 mm/año) (Iturraspe y col., 1989). Este gradiente de precipitaciones influye fuertemente en la distribución de la vegetación (Frederiksen, 1988). En invierno, la precipitación nívea es abundante, aunque no se mantiene por mucho tiempo en el suelo en costas próximas al nivel del mar. Sin embargo, en zonas montañosas por encima de los 700 m.s.n.m. y en el centro de la Isla, existen coberturas níveas permanentes o de larga duración (Moore, 1983; Tuhkanen y col., 1989-1990). Según Pisano (1997) el factor climático que más afecta la riqueza específica de los bosques de Tierra del Fuego, en general y en todos los estratos, es la disminución latitudinal de las temperaturas, aunque también influyen otros parámetros de naturaleza ecológica y biogeográfica.

2.3. DESCRIPCIÓN GENERAL DE LOS SUELOS

Los suelos de la región presentan gran complejidad, por la enorme variabilidad en geoformas y materiales principalmente de origen glaciario (Milano y Marzocca, 1954; Endlicher y Santana, 1988). Los órdenes que pueden encontrarse son Molisoles, Entisoles, Inceptisoles, Espodosoles e Histosoles (Panigatti, 2010), y han sido caracterizados por varios autores (Frederiksen, 1988; Tuhkanen y col., 1989-1990; Donoso, 1997; Godagnone y Irisarri, 1990), sin embargo no existen estudios exhaustivos de los suelos forestales de la región. En líneas generales, estos suelos son de escaso desarrollo, con altos volúmenes de pedregosidad, baja capacidad de agua aprovechable, drenaje interno restringido, alta acidez, baja disponibilidad de elementos nutritivos y altos niveles de aluminio, todos factores limitantes de la fertilidad del suelo (Gerding y col., 1995, Gerding y Thiers, 2002). Al norte de la Isla Grande, en la estepa, son ligeramente ácidos (pH 6-7) (Milano y Marzocca, 1954; Moore, 1983), en su mayoría franco-arenosos a arenosos, ocasionalmente arcillosos, ricos en materia orgánica y ausencia total de sales de calcio (Milano y Marzocca, 1954). Hacia el sur, se vuelven más ácidos (pH 4-5,2) a medida que las lluvias aumentan, caracterizándose las zonas sub-montanas por podsoles desarrollados sobre depósitos glaciales (Moore, 1983). En realidad, estos suelos presentan procesos de podsolización que varían según las características del sitio. La podsolización es un proceso característico de los suelos de la isla, especialmente bajo bosques de *N. pumilio*.

El perfil del suelo típico presenta varios horizontes. El primero corresponde al horizonte orgánico (O) generado por la biomasa aérea aportada por la vegetación, y comúnmente conocido como *piso forestal*, en el cual se diferencian tres capas, que difieren en cuanto al grado de descomposición de la materia orgánica. Le sigue un horizonte (A) muy desarrollado, con alto contenido de materia orgánica y bajo porcentaje de saturación en bases; en algunos casos un horizonte eluvial (E), formado en un proceso de podsolización y un horizonte B, que ocupa gran parte del perfil. Éstos se desarrollan sobre un horizonte C o un 2C, este último de textura más gruesa y diferente mineralogía que el C supra-yacente (Bravo y col., 2002). La caracterización geoquímica realizada en suelos de la zona ecotonal, revela que éstos son ligeramente ácidos en los horizontes O y A (pH en agua 5,5-6,0), y más ácidos en los horizontes B y C (pH en agua <5,0). El contenido de carbono orgánico es muy elevado en los horizontes superficiales (10-38%), disminuyendo acusadamente con la profundidad, tendencia que también presentan el nitrógeno total y el fósforo disponible (Nóvoa-Muñoz y col., 2008).

CAPÍTULO 3
ESTRUCTURA FORESTAL

3. ESTRUCTURA FORESTAL

3.1. INTRODUCCIÓN

La estructura de un bosque es un concepto complejo y básico para las ciencias que estudian la vegetación, que abarca distintos aspectos y características de los árboles que lo conforman, desde la especie o conjunto de ellas, hasta la organización espacial horizontal y vertical, estructura de edades, diámetro, altura, etc. (Lencinas, 2005). Para algunos autores, la estructura es simplemente la estratificación o arquitectura, que puede ser muy variada en los distintos bosques naturales o manejados (Schmidt y Urzúa, 1982). En sentido vertical, la estratificación se vuelve más compleja cuando la disponibilidad de humedad en el suelo es alta y hay presentes especies tolerantes a la sombra (Huston, 1994). En Tierra del Fuego, esto ocurre en pocos lugares de la isla, sobre todo cerca de las costas del Canal Beagle. En general, las especies de *Nothofagus* son intolerantes a las bajas intensidades de iluminación, por lo que los bosques que conforman suelen tener una estructura ecológica simple, con poca estratificación y baja diversidad específica, donde todas sus clases de edades ocupan el estrato superior y sólo por sectores surge la regeneración formando un segundo estrato.

Otros autores (Daniel y col., 1982; Prodan y col., 1997), en cambio, se refieren a la estructura como la distribución de frecuencias de árboles por clases de edad y/o diámetro, y por tamaño de copas. En este sentido, siendo en su mayor parte monoespecíficos de *N. pumilio*, *N. antarctica* o *N. betuloides*, los bosques en Tierra del Fuego pueden ser coetáneos, formados por una clase de edad, o irregulares multietáneos, formados por tres o cuatro grupos de edades y con varias clases diamétricas. Además, pueden encontrarse árboles de distinta posición sociológica (dominantes, codominantes, intermedios o suprimidos) según la luz que reciben y las características de sus copas. Como las distribuciones diamétricas indican la frecuencia con que aparece representada una cierta clase de diámetro en un rodal, el conocimiento de la estructura es fundamental para prescribir las intervenciones de manejo y para determinar el rendimiento por tipo de producto (Schmidt y Urzúa, 1982; Prodan y col., 1997).

La estructura se ve afectada por los cambios sucesionales que ocurren en los bosques. Sin embargo en el sector austral, a diferencia de lo que ocurre en el norte de la Patagonia, las especies de *Nothofagus* son siempre dominantes en cualquier etapa del proceso sucesional y en las comunidades clímax. Esto es probablemente debido a la ausencia de competencia ecológica con especies tolerantes a la baja luminosidad y a las condiciones climáticas imperantes (Pisano,

1997). De todas maneras, la estructura es una característica dinámica que cambia con la edad, por lo que afecta la estabilidad del bosque y el potencial productivo, fundamentalmente en lo que respecta al crecimiento y a la sanidad. Como la estructura está altamente correlacionada con el grado de sanidad del bosque, ya que las diferencias estructurales determinan el vigor y la resistencia de los árboles, su conocimiento permite manejar y eliminar este problema (Schmidt y Urzúa, 1982).

Las características estructurales de los bosques influyen de manera particular en los organismos vegetales y animales que albergan. Por ejemplo, sobre la riqueza de plantas del sotobosque, que está relacionada con la composición específica del estrato arbóreo (Berger y Puettmann, 2000). Además, el grado de cerramiento del dosel, la edad de los árboles y las prácticas de manejo forestal a las que el bosque ha sido sometido, pueden influir en la frecuencia de ocurrencia de especies herbáceas del sotobosque (Reader y Bricker, 1992; Casermeiro y col., 2001).

En bosques de *N. pumilio*, el aprovechamiento produce cambios en la estructura forestal (Martínez Pastur y col., 2000), que determinan la estabilidad del dosel de los métodos de regeneración o sistemas de aprovechamiento. Durante la fase de regeneración de un bosque manejado es necesario mantener por un determinado tiempo un dosel protector y productor de semillas, siendo la estabilidad de los árboles un factor importante con el fin de obtener una regeneración adecuada (Donoso, 1981). Las modificaciones se deben a la reducción de la densidad de árboles y la consiguiente reducción del área basal y volumen. Dependiendo del método de regeneración o aprovechamiento empleado, esta reducción suele rondar el 60% en individuos y el 54% del área basal original (Martínez Pastur y col., 2000). 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 Nelly, 1995).

La modificación de la estructura forestal influye también sobre el microclima, el suelo y todos los componentes biológicos asociados a la masa forestal, como el sotobosque. Por lo tanto, resulta importante analizar los cambios en la estructura forestal en bosques de *N. pumilio*

luego de la aplicación de diferentes métodos de regeneración o aprovechamiento y la estabilidad del dosel remanente luego de la aplicación de las cortas, para posteriormente establecer relaciones entre las mismas y los otros componentes estudiados en capítulos posteriores en esta tesis, como el microclima, el suelo, la regeneración del bosque y la comunidad de plantas del sotobosque.

3.2. HIPÓTESIS ESPECÍFICA

La estructura forestal del bosque productivo de *N. pumilio* varía con la calidad de sitio, y determina la estructura del dosel remanente luego del aprovechamiento. Las retenciones agregadas son estables frente al efecto del viento con el paso del tiempo.

3.3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1) Evaluar las variaciones naturales que existen en la estructura forestal del bosque primario productivo sin intervención previa de acuerdo a las calidades de sitio.

2) Comparar la estructura forestal en rodales aprovechados con diferentes sistemas de retención en distintas calidades de sitio, y evaluar la dinámica del dosel forestal de las retenciones agregadas durante los cuatro primeros años posteriores al aprovechamiento.

3.4. MATERIALES Y MÉTODOS

3.4.1. Caracterización de la estructura forestal

La estructura forestal del área boscosa seleccionada para el estudio fue caracterizada antes de las intervenciones a fin de definir la línea de base sobre ella. A partir de ésta, y de una posterior caracterización de la estructura del bosque una vez que éste fue aprovechado, se buscó conocer cuáles fueron las modificaciones que la intervención produjo en dicha estructura.

3.4.1.1. Estructura del bosque primario antes de la corta (línea de base) de acuerdo a la calidad de sitio

El bosque primario con potencial productivo (desde un punto de vista maderero) fue caracterizado antes de su intervención. Para ello, se realizó en toda el área de estudio al comienzo del verano (año 2001) una red de parcelas de muestreo con transectas de orientación N-S, a lo largo de las cuales se realizaron cada 50 metros puntos de muestreo por medio de

parcelas de conteo angular de radio variable (Bitterlich, 1984). En total se realizaron 30 puntos de muestreo a lo largo de un gradiente de calidades de sitio (desde una calidad de sitio I hasta una calidad de sitio V), y se caracterizó la estructura del bosque a través de la biometría forestal básica: diámetro a la altura del pecho (DAP) normalmente a 1,30m de altura mediante cinta métrica, altura dominante (HD) y conteo del número de individuos. Estos datos permitieron calcular posteriormente la densidad, determinar la calidad de sitio, y calcular el volumen total con corteza (VTCC), el volumen de vigas sin corteza (VVSC), el área basal (AB), la altura total dominante (HD), el índice de densidad del rodal (IDR) y el diámetro cuadrático medio (DCM) (Martínez Pastur y Fernández, 1994; Fernández y col., 1997; Martínez Pastur y col., 1997; 2002b; Martínez Pastur, 2006; Cellini y col., 2012). Las distintas calidades de sitio que se encontraron representadas en el área de estudio fueron posteriormente delimitadas sobre una fotografía aérea, excluyendo de dicha área a los ambientes asociados vecinos al bosque productivo (vegas, bosque de ñire, turberas) (Figura 3.1). Las calidades de sitio altas (calidades de sitio I y II) y medias (calidades de sitio III) ocuparon una mayor superficie dentro del bosque en comparación con las calidades bajas (calidades de sitios IV y V). La calidad de sitio baja, se asoció a la presencia de un pequeño morro en el sector bajo estudio, lo que generó una exposición de ciertos sectores boscosos a los vientos del sudoeste.

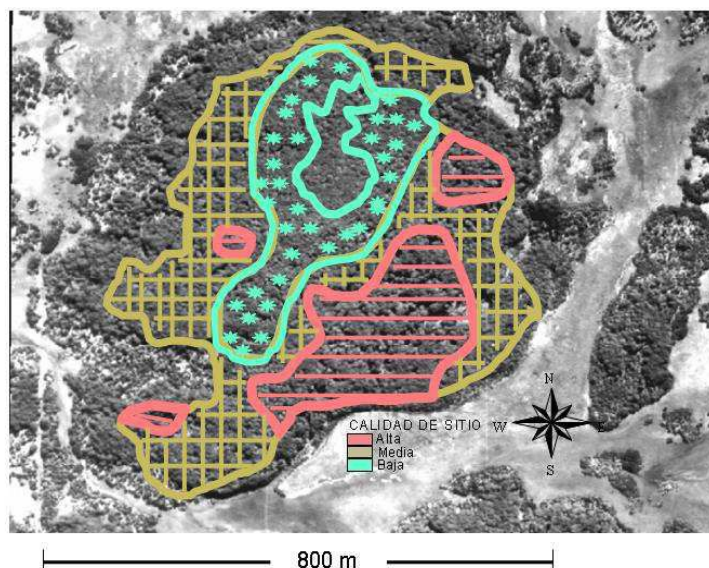


Figura 3.1. Distribución de las calidades de sitio identificadas dentro del bosque productivo antes de la corta (Foto aérea del Instituto Geográfico Militar (IGM) del año 1989). Escala 1:30000].

3.4.1.2. Estructura del bosque intervenido, de acuerdo a los distintos tratamientos silvícolas ensayados

Una vez finalizada la caracterización del bosque primario, el área boscosa fue analizada en base a la interpretación de fotografías aéreas e imágenes satelitales bajo metodología de SIG (Sistema de Información Geográfica), por medio de la cual se delimitaron las superficies a intervenir y se realizaron las marcaciones necesarias, para aplicar posteriormente la corta según los patrones de retención que caracterizan a los distintos sistemas silvícolas bajo estudio. De esta forma, el área fue dividida en cuatro sectores y en cada uno se aplicó un tratamiento distinto (año 2001). La imagen satelital de los tratamientos (Figura 3.2), permitió mapear con precisión su distribución en el área bajo estudio (Figura 3.3). En este mapa también se señalan los ambientes asociados a dicha área (bosque de ñire y bosque de protección) (Figura 3.3). En el perfil esquemático del bosque se reflejan las variaciones topográficas del área estudiada (Figura 3.4).

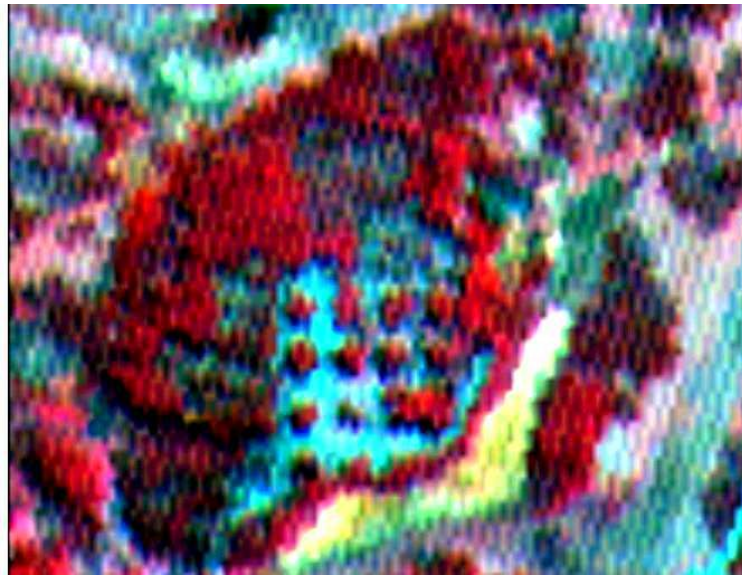


Figura 3.2. Imagen satelital del bosque intervenido. El color rojo corresponde a la vegetación, el celeste al suelo desnudo, y el amarillo al turbal. (Imagen ASTER 2002; Pixel = 20 m).

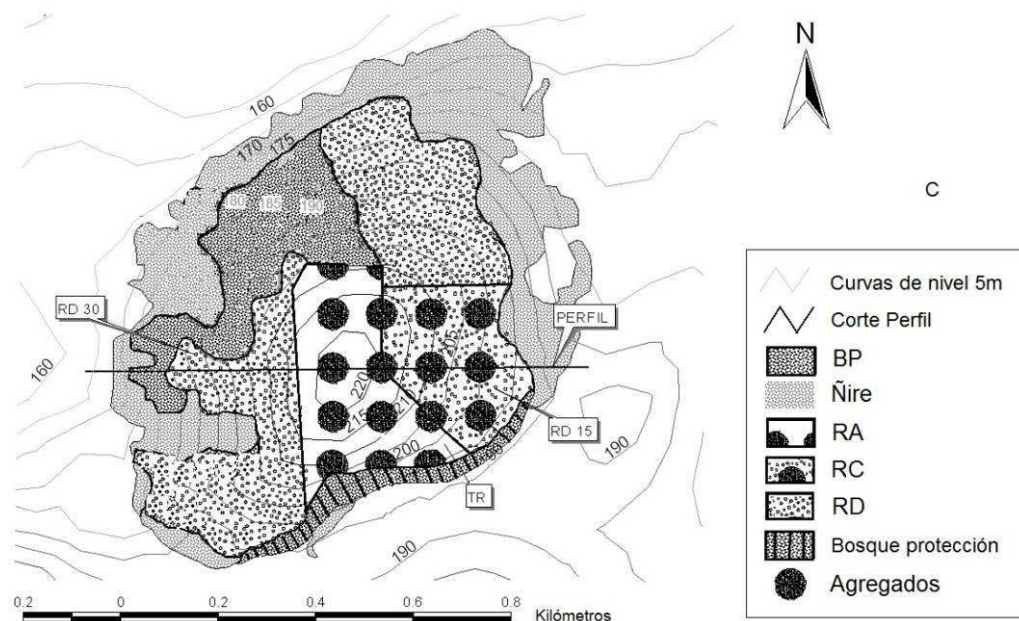


Figura 3.3. Mapeo de los distintos tratamientos silvícolas de regeneración que fueron aplicados en el bosque de *Nothofagus pumilio* del área bajo estudio. Tratamientos: BP = bosque primario (control) sin intervención; RA = retención agregada con tala rasa (TR); RD = retención dispersa; RC = retención combinada (dispersa y agregada). RD 30 = retención dispersa con 30 m²/ha de área basal remanente; RD 15 = retención dispersa con 15 m²/ha de área basal remanente; Ñire = bosque de *Nothofagus antarctica*. Perfil: ubicación del corte correspondiente a la Figura 3.4.

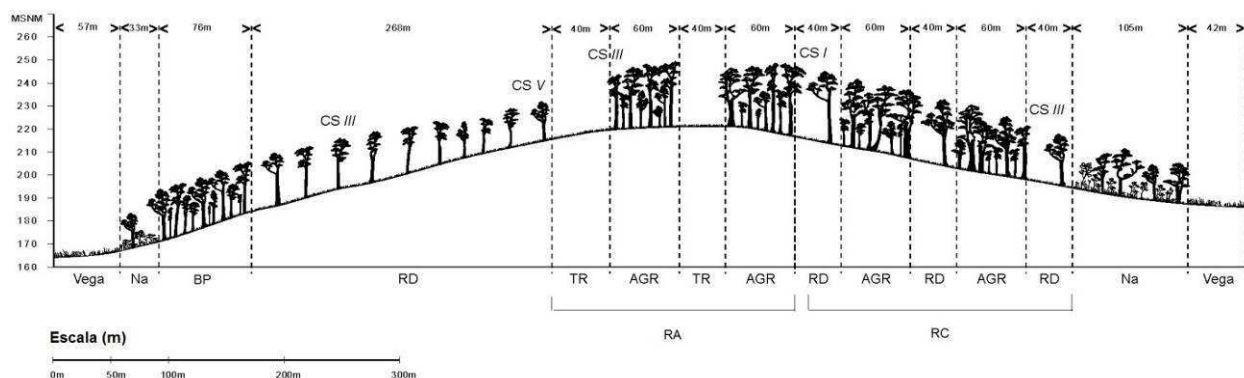


Figura 3.4. Perfil esquemático (oeste – este) del área bajo estudio, donde se observan los tratamientos ensayados. Na: bosque de *Nothofagus antarctica*, BP: bosque primario de *N. pumilio*, RD: tratamiento de retención dispersa, TR: tala rasa, AGR: agregado de retención, CS I: calidad de sitio alta; CS III: calidad de sitio media; CS V: calidad de sitio baja. RA = retención agregada, tratamiento que comprende TR y AGR. RC = retención combinada, tratamiento que combina RD y AGR (modificado de Cellini, 2010).

La corta fue realizada por el aserradero “Los Castores SRL” en el marco del Plan de Manejo de la Ea. San Justo, aplicándose los siguientes sistemas silvícolas de regeneración (Figura 3.5):

(1) Un sistema con *retención agregada* (RA) en donde se dejaron agregados de bosque primario con forma circular (uno por hectárea) de 30 metros de radio, representando un 28% de retención del bosque original, y entre ellos se aplicó una tala rasa (extracción de todos los individuos). Este tratamiento nos permite medir la influencia aislada de la RA en los rodales aprovechados, y fue aplicado en una superficie total de 10 ha.

(2) Un sistema con *retención dispersa* (RD), en donde se dejaron 30 m²/ha de área basal que representa entre un 20-30% de retención del bosque original, con árboles dispersos regularmente sobre la unidad de intervención. Este sistema es comparable con la primera corta del sistema silvícola de cortas de protección, que tradicionalmente se utiliza en Tierra del Fuego (Martínez Pastur y col., 2013a). Este tratamiento nos permite medir la influencia aislada de la RD en los rodales aprovechados y fue aplicado en una superficie total de 21 ha.

(3) Un sistema con *retención combinada* (RC) que consiste en una mezcla de ambas propuestas, entre retención agregada (RA) y retención dispersa (RD), dejando un agregado por hectárea de bosque original (30 m de radio) y entre ellos retención dispersa (10-15 m²/ha AB), lo que representa un 40-50% de retención. Este tratamiento nos permite medir la ganancia de combinar ambas propuestas de retención, y fue aplicado en una superficie total de 9 ha.

(4) Finalmente, un sector de bosque primario sin intervención (BP) que actúa como tratamiento control (65,0 m²/ha de área basal), el que ocupó una superficie de 12 ha, y limita con 9 ha de bosques de protección (bordes de *N. pumilio* en contacto con vegas).

Estos cuatro tratamientos cubrieron similares gradientes de calidad de sitio.

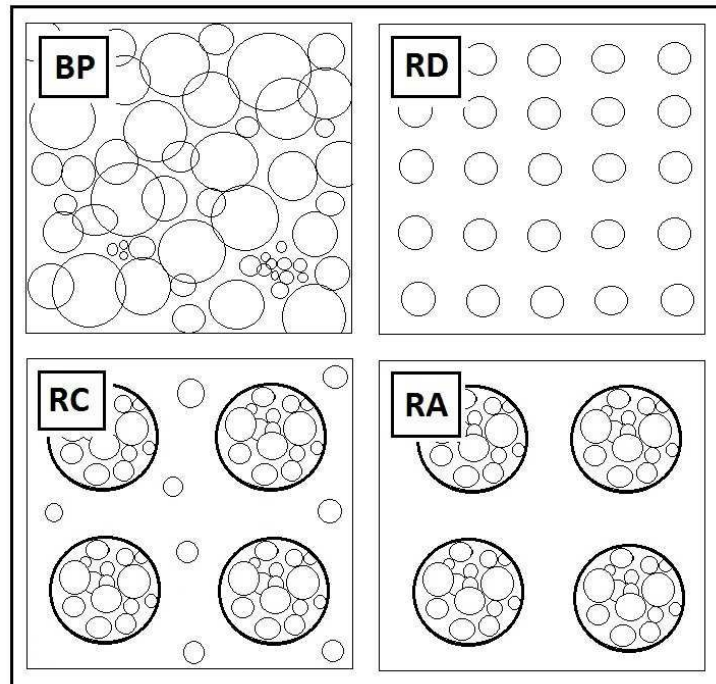


Figura 3.5. Esquema de los tratamientos silvícolas aplicados en el bosque de *N. pumilio*: BP: bosque primario (control); RD: retención dispersa (observar la regularidad de la retención de árboles); RC: retención combinada (agregados circulares de árboles con retención dispersa entre ellos); RA: retención agregada (agregados circulares de árboles con tala rasa entre ellos). Aclaración: círculos con línea delgada representan las copas de los árboles y círculos con línea más gruesa representan el borde de los agregados circulares de árboles.

Al igual que para el bosque primario antes de la corta (línea de base), se realizaron después de la corta (bosque intervenido) en el mismo año de su aplicación, y en total, 30 puntos de muestreo en cada tratamiento y se tomaron de igual forma los datos de biometría forestal básica, incluyendo la medición de la cobertura de copas. En el caso de los tratamientos que aplicaron retención agregada (RA y RC) los puntos de muestreo se repartieron en forma proporcional a la superficie de retención (30% de los puntos, 9 parcelas, dentro de los agregados y el 70% restante, 21 parcelas, en las superficies externas a los agregados).

3.4.2. Métodos de análisis y estadística

El área basal (AB) se define como el área correspondiente a una sección transversal del fuste de un árbol al DAP (diámetro a la altura del pecho) y a nivel de rodal, resultado de la sumatoria de estas secciones en una hectárea, y se utiliza para definir el grado de ocupación de un sitio (Prodan y col., 1997). En este estudio, las determinaciones de área basal se efectuaron utilizando el método de Bitterlich o conteo angular con parcelas de radio variable, utilizando

como instrumento de medición durante el muestreo, un dendrómetro de factor $K = 6$ (Clutter y col., 1983; Bitterlich, 1984). El factor K es un factor de área basal que debe ser seleccionado antes del muestreo (existen dendrómetros con distinto factor). El método de Bitterlich representa una significativa contribución para la estimación del área basal de un rodal forestal. El instrumento fue desarrollado en el año 1947, por el Ingeniero forestal austriaco Walter Bitterlich, el cual permite la estimación del área basal por conteo angular sin la medición del diámetro de los árboles. El muestreo por conteo angular, o parcelas de área variable, consiste en el conteo de árboles en un círculo desde un punto central. Solamente los árboles cuyos diámetros se presentan al observador iguales o mayores que un ángulo determinado (conocido como ángulo crítico) son contados, mientras que los árboles con diámetros menores de este ángulo crítico son excluidos del conteo (Da Cunha y Guimarães Finger, 2008) (Figura 3.6). El número de árboles contados se multiplica por el factor K del dendrómetro utilizado, y así se obtiene el área basal (ej: 10 (árboles) \times 6 (factor K) = 60 m^2 de AB). El ángulo depende del factor K seleccionado. Este método es bastante utilizado para la realización de inventarios forestales debido a que presenta gran eficiencia en el muestreo, comparado al de parcelas de área fija (Bitterlich, 1984). La elección de un factor de área basal (factor K) óptimo, es muy importante para la eficacia del muestreo y la racionalización del inventario forestal. Una vez escogido el factor K se tiene que usar el mismo en cada punto de muestreo, ya que variaciones del factor dentro de un mismo inventario, pueden introducir errores en las estimaciones (Da Cunha y Guimarães Finger, 2008).

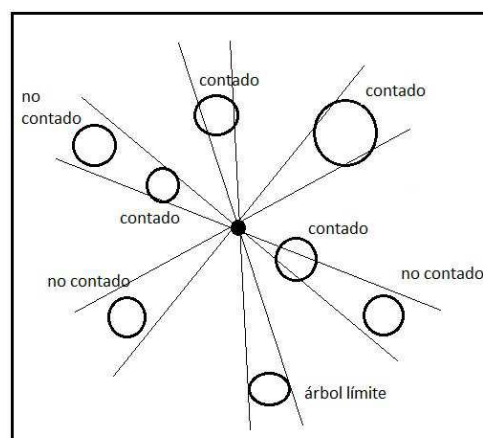


Figura 3.6. Esquema que representa una parcela de conteo angular por el método de Bitterlich. El punto negro central corresponde al centro de la parcela de muestreo, desde la que se proyecta el ángulo de muestreo. Los círculos representan el diámetro de los árboles (contado = muestreado; no contado = no muestreado; árbol límite = muestreado).

La altura dominante (HD) se define como la altura total promedio de los 60 árboles más altos por hectárea. En los muestreos se determinó a partir de los dos árboles más altos por parcela de conteo angular (equivalente a los 60 árboles más altos por hectárea), medida mediante clinómetro y distanciómetro láser (Impulse de Laser Technology). La altura dominante fue utilizada para la determinación indirecta de la calidad de sitio según la propuesta de Martínez Pastur y col., (1997) para *N. pumilio*, siendo los rangos de alturas utilizados para definir las distintas calidades de sitio (I-V) los que se presentan en la Tabla 3.1.

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 (2006). El VTCC se calculó utilizando las ecuaciones propuestas por Martínez Pastur y col. (2002b) y Martínez Pastur (2006). El índice de densidad del rodal (IDR) se calculó como la relación entre la densidad de árboles por ha y el diámetro cuadrático medio (DCM). El DCM se obtuvo a partir del promedio de las áreas basales individuales (AB media) pasado a diámetro (Martínez Pastur y Fernández, 1994; Fernández y col., 1997; Martínez Pastur, 2006).

Tabla 3.1. Rango de altura dominante en rodales maduros de *Nothofagus pumilio* para determinar la Calidad de Sitio (Martínez Pastur y col., 1997).

Altura dominante (m)	Calidad de sitio
>27,5	I
> 24 ≤ 27,5	II
> 20,5 ≤ 24	III
> 17 ≤ 20,5	IV
< 17	V

Para el análisis de las imágenes satelitales y fotografías aéreas, en la generación de los mapas de trabajo, tanto del bosque primario como del bosque aprovechado, se utilizó el programa ARCVIEW 3.1.

El análisis de la estructura forestal básica del bosque primario se realizó por medio de estadística descriptiva y de análisis de la varianza (ANOVA) simples utilizando la prueba de Fisher, siendo el factor principal de análisis la calidad de sitio, previa verificación de cumplimiento de los supuestos de homocedasticidad (prueba de Cochran) y normalidad (evaluación de gráficos de probabilidad normal e histogramas de frecuencias). Posteriormente, se utilizó la prueba de Tukey para comparar las medias ($p < 0,05$).

Para analizar la estructura del bosque intervenido, se utilizó estadística descriptiva y se realizó un ANOVA doble considerando como factores principales al sistema silvícola y a la calidad de sitio. En todos los casos, se aplicó una transformación logarítmica ($Y=\ln(X)$) a las variables (HD, AB, DCM, N, VTCC, IDR y VVSC), para mejorar la respuesta de las mismas en el cumplimiento de los supuestos del ANOVA. Las medias también fueron comparadas utilizando la prueba de Tukey ($p < 0,05$). Cabe mencionar que en esta etapa del análisis, las variables de estructura de los tratamientos con agregados (RA y RC) fueron promediadas sin diferenciar entre las parcelas realizadas en el interior de los agregados y fuera de ellos (tala rasa en RA y retención dispersa en RC), ya que lo que se buscó fue evaluar comparativamente la variabilidad de la estructura forestal de cada tratamiento en todo su conjunto, y no las particularidades de cada uno de sus sectores (se analizaron algunas particularidades de cada sector en análisis posteriores). Si bien la variabilidad de algunas variables estructurales fue alta cuando se promediaron las parcelas dentro y fuera de los agregados, la magnitud de las varianzas fue comparable entre tratamientos, ya que tratamientos espacialmente más homogéneos, como la retención dispersa y el bosque primario (control), también incluyeron parcelas realizadas en aperturas del dosel, creadas por el aprovechamiento o naturales.

Finalmente, se aclara que se consideró al ANOVA paramétrico como bastante robusto frente a la falta de cumplimiento de los supuestos que presentaron algunas variables, por ej. DCM de los bosques primarios (ver Anexo 1), siendo solamente afectado cuando las desviaciones típicas difieren en gran magnitud, o cuando las distribuciones son marcadamente asimétricas y en direcciones opuestas, lo cual es especialmente grave cuando los tratamientos son desbalanceados y con menos de cinco réplicas por nivel de tratamiento (Hopkins y col., 1997). Asimismo, como permitió la separación factorial de las fuentes de variación (por ej., calidades de sitio y tratamientos), se prefirió utilizar este tipo de análisis en lugar de otros no paramétricos.

3.4.3. Mediciones de estabilidad y cobertura de copas

En los tratamientos que aplicaron retención agregada, es decir en la retención agregada pura (RA) y la retención combinada (RC), se midió la dinámica del dosel forestal durante los 4 años posteriores al aprovechamiento (estabilidad estructural de la retención agregada para analizar la degradación de los parches de retención que son clave de la conservación en los tratamientos que las aplican) (años 2002-2005). Además, en todos los tratamientos se midió la

cobertura de copas (CC) mediante un cuantificador de espejo curvo (Spherical densiometer) (Lemmon, 1957).

Para los análisis de estabilidad de los árboles remanentes se realizó un muestreo permanente a lo largo de un gradiente de cobertura de copas. Todos los árboles ubicados dentro de cada agregado (n=10 agregados por cada tratamiento, RC y RA) fueron monitoreados durante los primeros 4 años después de la intervención para cuantificar la estabilidad de los mismos. Todos los individuos volteados por acción del viento fueron anualmente medidos en DAP, altura total, clase de copa, ángulo de caída y localización dentro del agregado. El área de agregado fue dividida en tres sectores para definir la localización dentro del agregado (centro: radio de 17,3 m desde el centro de los agregados; medio: radio entre los 17,3 m a 24,5 m; y borde: radio entre 24,5 m a 30,0 m). Con estos datos se calcularon los valores de área basal (AB) y volumen total con corteza (VTCC). Los valores promedios de cada sistema de regeneración o tratamiento, fueron diferenciados con un ANOVA de medidas repetidas y prueba de Tukey ($p < 0,05$) para comparar las medias. El análisis asumió que la intensidad del viento fue similar para los 4 años estudiados.

Para caracterizar el canopeo mediante el porcentaje de cobertura e índice de área foliar relativo (IAF) (Stenburg y col., 1994; Calvo Polanco y col., 2005; Aguirre Salado y col., 2011), se utilizaron fotografías hemisféricas tomadas con un lente ojo de pescado Sigma 8 mm montado sobre una cámara digital Nikon 35 mm (Promis y col., 2009; 2012b) (mediciones realizadas año 2010). Las fotografías se obtuvieron siguiendo la metodología de Roxburgh y Nelly (1995), quienes indican que las fotografías deben ser tomadas en días nublados, a la mañana temprano o al atardecer ya que favorecen el contraste del canopeo. Mediante la utilización del software Gap Light Analyzer v2.0. (GLA 2.0) (Robison y McCarthy, 1999; Frazer y col., 2001) se calcularon los parámetros de cobertura e IAF relativo. 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 y col., 1999). El software obtiene un Índice de área foliar relativo (IAF), que se refiere al IAF comprendido entre los ángulos 0° a 60° del cenit (Stenburg y col., 1994). Las fotografías fueron tomadas del siguiente modo: en el caso de la retención dispersa (RD) y el bosque primario o control (BP) 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 tratamiento. En los tratamientos que aplicaron retención agregada (RA y RC), las fotografías (4 por tratamiento) se tomaron en cuatro

posiciones 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 registrar parte de un gradiente de influencia de la retención agregada (Figura 3.7)

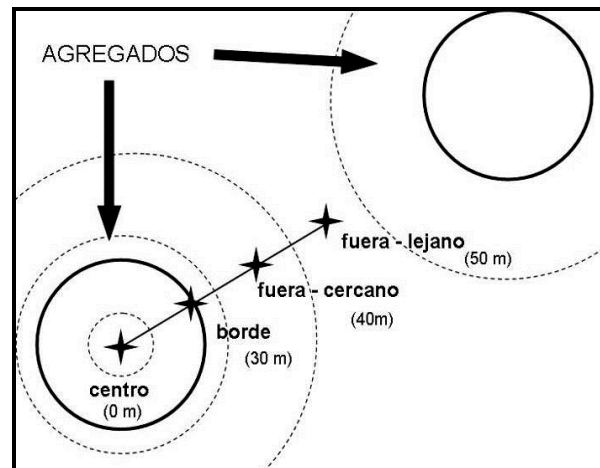


Figura 3.7. Localización de las tomas de fotografías hemisféricas en los métodos con retención agregada (RA) y retención combinada (RC).

3.5. RESULTADOS

3.5.1. Estructura forestal del bosque primario antes de la corta (línea de base) de acuerdo a la calidad de sitio

Considerando el gradiente de calidades de sitio del bosque primario, se hallaron diferencias estadísticamente significativas en la altura dominante de los árboles ($p < 0,0001$), en la densidad ($p < 0,0001$), en el diámetro cuadrático medio ($p < 0,0008$) y en el volumen total con corteza ($p < 0,0001$) (Tabla 3.2). El resultado de las pruebas para evaluar homocedasticidad y normalidad de estas variables se presenta en los Anexos 1 y 2.

En las calidades de sitio altas, los árboles se encontraron en menores densidades (312,7 ind/ha en promedio), y presentaron mayores alturas (28,6 m), diámetros (51,6 cm) y volúmenes madereros (919,4 m³/ha). En el otro extremo del gradiente representado por las calidades más bajas, se registraron altas densidades de árboles (834,1 ind/ha), y menores alturas (15,1 m), diámetros (32 cm) y volúmenes madereros (438,4 m³/ha) (Tabla 3.2). El bosque primario antes de la intervención presentó densidad completa de árboles ya que el índice de densidad del rodal

presentó valores muy altos para todas las calidades de sitio (entre 92% y 115 %), al igual que lo ocurrido con el área basal. Por otro lado la mayor parte de los árboles en el bosque primario se encontraron en fases de crecimiento avanzadas, es decir en fases de envejecimiento y desmoronamiento (Tabla 3.2). El dosel presentó una estructura cerrada. Sin embargo, en determinados sectores se detectaron aperturas naturales en el canopeo o “gaps” producidas por la mortalidad de uno o más árboles, sobre todo en los sectores con árboles en fase de desmoronamiento que son más vulnerables a los volteos de viento (Figura 3.8).



Figura 3.8. Bosque primario de *N. pumilio*, sin intervención.

Se encontró que la densidad de los rodales fue inversamente proporcional al diámetro cuadrático medio, así como al resto de las variables biométricas que fueron estudiadas (Figura 3.9). En las clases de sitio altas, la mayor producción de volumen de madera - tanto el volumen total con corteza como el volumen de vigas sin corteza o volumen aprovechable (VVSC) - se registró en las clases diamétricas comprendidas entre 50-60 cm (diámetro a la altura del pecho = DAP), mientras que los rodales de baja calidad lo presentaron en las clases diamétricas de 30-40 cm. Asimismo, se observó un mayor volumen aprovechable en rodales con alta calidad de sitio,

comparados con rodales de baja calidad. En los sitios con calidades intermedias, se registraron valores intermedios entre las mejores y peores calidades (Figura 3.10).

Tabla 3.2. ANOVA simple para la estructura forestal del bosque primario antes de la corta (línea de base) de acuerdo a un gradiente de calidades de sitio, analizando la altura dominante (HD), el área basal (AB), el diámetro cuadrático medio (DCM), la densidad, el volumen total con corteza (VTCC), el índice de densidad del rodal (IDR). Se muestra también la fase de desarrollo dominante en cada sitio. El análisis se realizó con las variables transformadas por $Y=\ln(X)$, pero se presentan las medias no transformadas para una mejor interpretación de los resultados.

Calidad de Sitio	HD (m)	AB (m ² /ha)	DCM (cm)	Densidad (ind/ha)	VTCC (m ³ /ha)	IDR (%)	Fase de Desarrollo
I	28,6 e	60,6	51,6 b	312,7 a	919,4 c	95,9	E-D
II	25,8 d	59,7	42,2 b	481,9 ab	804,5 bc	92,6	E-D-Cof
III	23,0 c	65,4	45,5 b	406,3 ab	776,2 bc	102,3	E-D
IV	18,8 b	74,8	40,4 ab	594,6 bc	687,0 b	115,5	E-D
V	15,1 a	64,8	32,0 a	834,1 c	438,4 a	97,5	E-D
<i>F</i>	143,37	2,10	6,22	9,28	24,58	1,77	
<i>(p)</i>	<0,0001	0,1028	0,0008	<0,0001	<0,0001	0,1592	

F: prueba de Fisher, p: nivel de probabilidad. Letras diferentes indican diferencias significativas entre medias de acuerdo a la prueba de Tukey ($p < 0,05$). Calidad de sitio (I-V) sigue a Martínez Pastur y col. (1997). Fase de desarrollo: E=envejecimiento, D=desmoronamiento, Cof=crecimiento óptimo final.

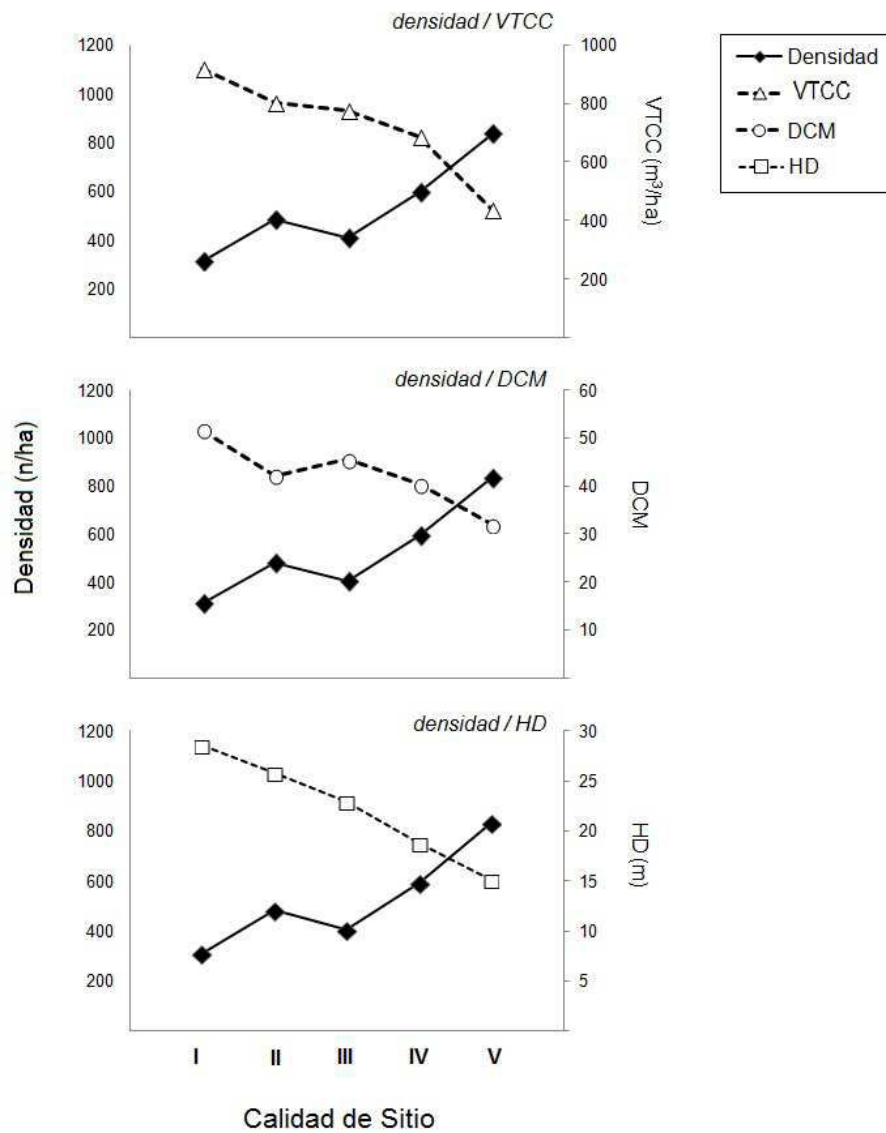


Figura 3.9. Relación entre la densidad de árboles del rodal y distintas variables biométricas, de acuerdo a la calidad de sitio. Calidad de sitio (I-V) sigue a Martínez Pastur y col. (1997). VTCC = volumen total con corteza; DCM = diámetro cuadrático medio; HD = altura dominante.

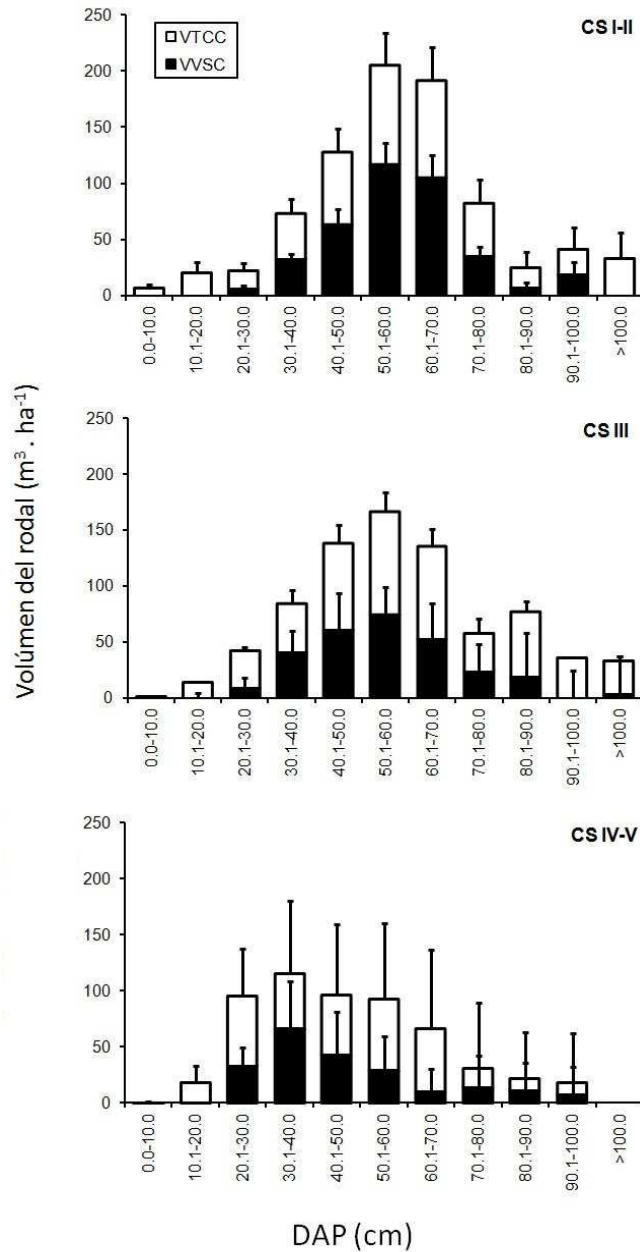


Figura 3.10. Clases diamétricas representadas en el bosque primario antes de la corta de acuerdo a la calidad de sitio (CS I-II: alta; CS III: media; CS IV-V: baja). Calidad de sitio (I-V) sigue a Martínez Pastur y col. (1997).

3.5.2. Estructura forestal del bosque intervenido de acuerdo a los distintos sistemas silvícolas ensayados

La intervención del bosque generó una notoria apertura de su dosel pudiéndose distinguir, al observar una fotografía aérea del área intervenida (Figura 3.11), manchones de bosque circulares correspondientes a la retención agregada, uno de los tratamientos ensayados.



Figura 3.11. Fotografía del bosque aprovechado, donde se distingue la retención agregada (islas circulares de bosque).

Las características estructurales del bosque primario fueron significativamente modificadas por la aplicación de los distintos tratamientos silvícolas (Tabla 3.3). Luego de la intervención del bosque, se encontraron diferencias significativas en todas las variables estructurales analizadas al considerar por separado, como factores principales de análisis, a los tratamientos silvícolas ensayados y a la calidad de sitio representada en el bosque (Tabla 3.3). Considerando al tratamiento como factor principal de análisis, se observó que la densidad de árboles disminuyó considerablemente luego de la corta, destacándose la retención agregada (RA) como el tratamiento que menos densidad de árboles dejó en pie respecto al bosque original (147,3 ind/ha = 28% de la densidad original). Asimismo, la retención agregada (RA) fue el tratamiento que dejó la menor área basal (AB) (18,2 m²/ha de AB promedio) equivalente al 28% del AB original, y donde se observaron los menores volúmenes de madera, tanto el volumen de vigas sin corteza o volumen maderable (VVSC) (84,9 m³/ha), como el volumen total con corteza

(VTCC) ($203,0 \text{ m}^3/\text{ha}$). Un 30% de la superficie de este tratamiento estuvo ocupada por bosquetes circulares (densidad= $526,2 \pm 37,8 \text{ ind}/\text{ha}$; $AB=63,9 \pm 1,9 \text{ m}^2/\text{ha}$; $VVSC=298,2 \pm 21,8 \text{ m}^3/\text{ha}$; $VTCC= 718,3 \pm 30,7 \text{ m}^3/\text{ha}$), mientras que el 70% restante estuvo desprovisto de árboles debido a la aplicación de tala rasa (densidad= $0,0 \pm 0,0 \text{ ind}/\text{ha}$; $AB =0,0 \pm 0,0 \text{ m}^2/\text{ha}$; $VVSC = 0,0 \pm 0,0 \text{ m}^3/\text{ha}$; $VTCC=0,0 \pm 0,0 \text{ m}^3/\text{ha}$) (Figura 3.14).



Figura 3.12. Bosque de *N. pumilio* intervenido por medio de retención combinada (RC).



Figura 3.13. Bosque de *N. pumilio* intervenido por medio de retención dispersa (RD), con regeneración instalada de más de 1 m de altura. Al fondo, bosque primario (control).



Figura 3.14. Bosque de *N. pumilio* intervenido por retención agregada pura, donde se observan superficies de suelo desnudo con tala rasa (izquierda), y agregados de retención (derecha).

En contraposición, se destacó la retención combinada (RC) como el tratamiento que conservó la mayor densidad de árboles ($328,2 \text{ ind/ha} = 48\%$ de la densidad original), y por ello, el que dejó en pie la mayor área basal promedio (AB) ($40,3 \text{ m}^2/\text{ha} = 62\%$ del AB original) y los mayores volúmenes totales, tanto el VVSC como el VTCC (Tabla 3.3). En este tratamiento, un 30% de la superficie estuvo ocupada por retención agregada (densidad= $526,2 \pm 37,8 \text{ ind/ha}$; AB= $63,9 \pm 1,9 \text{ m}^2/\text{ha}$; VVSC= $298,2 \pm 21,8 \text{ m}^3/\text{ha}$; VTCC= $718,3 \pm 30,7 \text{ m}^3/\text{ha}$) y el 70% restante, por retención dispersa (densidad= $258,6 \pm 36,4 \text{ ind/ha}$; AB= $29,9 \pm 0,8 \text{ m}^2/\text{ha}$; VVSC= $131,0 \pm 21,1 \text{ m}^3/\text{ha}$; VTCC= $342,5 \pm 25,8 \text{ m}^3/\text{ha}$).

Finalmente, en las superficies donde se aplicó retención dispersa (RD), se dejaron $30,5 \text{ m}^2/\text{ha}$ de área basal (AB) remanente, es decir, el 47% del AB original, y un volumen total con corteza (VTCC) de $347,1 \text{ m}^3/\text{ha}$ que corresponde al 48% del VTCC original (Tabla 3.3). Los árboles en este sistema quedaron dispuestos en forma regular sobre la unidad de intervención (Figura 3.13). En todos los casos, las diferencias en los valores medios obtenidos en todas las variables fueron estadísticamente significativas con valores de $p < 0,05$.

Tabla 3.3. Estructura forestal del bosque intervenido. ANOVAS dobles de densidad, área basal (AB), volumen de vigas sin corteza (VVSC) y volumen total con corteza (VTCC) considerando el tratamiento silvícola ensayado (BP= bosque primario o control, RA=retención agregada, RD=retención dispersa, RC=retención combinada) y la calidad de sitio, considerando un rango de calidades de sitio (I-V) siguiendo a Martínez Pastur y col. (1997) como factores principales de análisis. El análisis se realizó con las variables transformadas por $Y=\ln(X)$, pero se presentan las medias no transformadas para una mejor interpretación de los resultados.

Factor de Análisis	Densidad (ind/ha)	AB (m²/ha)	VVSC (m³/ha)	VTCC (m³/ha)
Factor A = Tratamiento				
BP	525,9 d	65,0 d	303,5 d	725,1 d
RA	147,3 a	18,2 a	84,9 a	203,0 a
RD	250,3 b	30,5 b	134,9 b	347,1 b
RC	328,2 c	40,3 c	182,6 c	453,9 c
F	88,85	564,68	61,34	744,47
(p)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Factor B =Calidad de Sitio				
I	189,3 a	36,9 a	285,4 c	563,9 d
II	302,2 bc	36,4 a	209,6 c	491,1 c
III	239,6 b	38,4 ab	149,9 b	457,0 c
IV	337,8 c	42,2 b	157,7 b	389,3 b
V	495,6 d	38,5 ab	79,9 a	260,2 a
F	31,21	5,33	33,36	180,19
(p)	<0,0001	0,0005	<0,0001	<0,0001
Interacción = A X B				
F	0,15	0,96	0,43	1,26
(p)	0,9996	0,4950	0,9497	0,2509

Letras diferentes en cada columna muestran diferencias de acuerdo a la prueba de Tukey (P = 0,05).

Al considerar a la calidad de sitio como factor principal de análisis (Tabla 3.3), se encontró que en las mejores calidades de sitio (Calidades de Sitio I y II) se aprovechó mayor volumen de madera en comparación con las calidades de sitio más bajas que dieron los menores volúmenes. En las calidades de sitio I, se obtuvo el mayor volumen maderable (285,4 m³/ha) y por ende, fue la calidad en la que se dejó la menor densidad de árboles (189,3 ind/ha). En el otro extremo del gradiente, la calidad de sitio V dio los menores volúmenes de madera tanto el volumen de vigas sin corteza (VVSC) (79,9 m³/ha) como el volumen total con corteza (VTCC) (260,2 m³/ha). Para todas las variables, las diferencias en las medias obtenidas fueron estadísticamente significativas (p<0,05) (Tabla 3.3).

3.5.3. Análisis de estabilidad y cobertura de copas

3.5.3.1. Análisis de la evolución del dosel en sistemas con retención agregada (estabilidad)

No se observaron diferencias estadísticamente significativas en el volumen total con corteza (VTCC) y el área basal (AB) afectados por el viento, a lo largo del tiempo transcurrido desde la corta, tanto para la retención agregada (RA) como la retención combinada (RC) (Tabla 3.4). Sin embargo, en el sistema con retención agregada pura (RA) que combina agregados con tala rasa, se observó para todos los años, una tendencia de caída de un mayor VTCC y una mayor AB debido al efecto del viento, respecto a la retención combinada (RC), sistema que combina agregados con retención dispersa.

Tabla 3.4. Estabilidad estructural de los agregados de retención, analizando el volumen total con corteza (VTCC) y área basal (AB) promedios volteados por viento en los sistemas de regeneración que implementan agregados (RA = retención agregada y RC = retención combinada), durante los cuatro primeros años posteriores a la intervención.

Tratamiento	VTCC (m ³ /ha)			
	Año 1	Año 2	Año 3	Año 4
RA	5,37 ± 10,48	0,70 ± 1,38	0,82 ± 1,88	0,92 ± 2,38
RC	2,62 ± 6,01	0,49 ± 1,63	0,71 ± 2,16	0,12 ± 0,59
F	1,37	0,3	0,05	2,59
(p)	0,246	0,588	0,829	0,113
Tratamiento	AB (m ² /ha)			
	Año 1	Año 2	Año 3	Año 4
RA	0,44 ± 0,82	0,07 ± 0,15	0,07 ± 0,14	0,07 ± 0,18
RC	0,23 ± 0,53	0,04 ± 0,13	0,06 ± 0,17	0,01 ± 0,06
F	1,25	0,48	0,08	2,37
(p)	0,268	0,491	0,785	0,129

Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias de acuerdo a la prueba de Tukey (p < 0,05).

Respecto al tiempo transcurrido desde la intervención, se destacó el primer año posterior a la corta por la caída, en ambos tratamientos, del mayor VTCC y la mayor AB (Figura 3.16) en los agregados. Tanto en RA como RC se observó una tendencia de disminución del VTCC y AB volteados a medida que pasó el tiempo desde la intervención. En este sentido, en RA al primer año desde la corta se produjo la caída de 4 m³/ha de volumen volteado por agregado y a los

cuatro años, disminuyó a $1 \text{ m}^3/\text{ha}$, volteo que tiende a estabilizarse a medida que transcurre el tiempo desde la corta. Lo mismo se observó al analizar el tratamiento con RC (Figura 3.15)

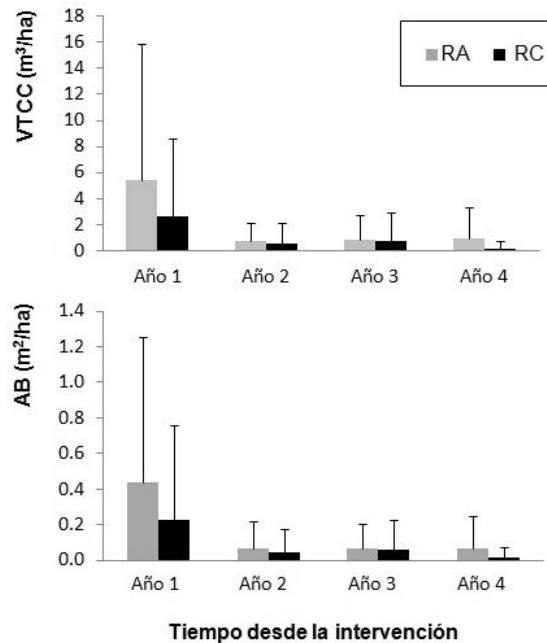


Figura 3.15. Volumen total con corteza (VTCC) y área basal (AB) promedios volteados por el viento en los sistemas de regeneración que conservan agregados de retención (RA = retención agregada y RC = retención combinada), durante los cuatro primeros años posteriores a la intervención.

En relación con lo anteriormente descrito, y analizando los resultados del ANOVA de medidas repetidas realizado, no se hallaron diferencias significativas para el volumen total con corteza (VTCC) y el área basal (AB) de árboles volteados por viento, entre factores principales de análisis, tanto para el tratamiento (RA y RC) como para la ubicación de los árboles dentro del agregado (centro, medio y borde) (Tabla 3.5). Sin embargo, se hallaron diferencias significativas tanto para el AB como el VTCC cuando el tiempo transcurrido desde la intervención (años) fue analizado ($p = 0,032$ y $p = 0,005$ respectivamente). El AB y el VTCC volteados, fueron significativamente más altos durante el primer año después de la intervención, respecto a los tres años posteriores. Por otro lado, aunque no se hallaron diferencias estadísticamente significativas se observaron tendencias claras en cuanto a la localización de los árboles. Tanto en RA como RC, los árboles más afectados estuvieron localizados principalmente en los sectores de borde de los agregados durante el primer año posterior a la corta y en el segundo y tercer año.

Al cuarto año, se cayeron más individuos localizados en sectores medios y en el centro de los agregados (Tabla 3.5).

Tabla 3.5. ANOVA de medidas repetidas y medias por tratamiento de regeneración [retención agregada y retención combinada (retención agregada con retención dispersa)] y localización de árboles en el agregado (centro, medio, borde), de acuerdo al área basal (AB) y al volumen total con corteza (VTCC) de los árboles volteados por viento, por agregado, a lo largo de 4 años después de la intervención en bosques de *N. pumilio*.

Factores	Gl	AB		VTCC	
		QM	F (p)	QM	F (p)
Efecto entre factores principales					
Tratamiento	1	1,17	3,99 (0,050)	186,51	3,71 (0,059)
Ubicación	2	0,61	2,09 (0,132)	84,46	1,68 (0,195)
Efecto dentro de factor de repetición					
Años	3	1,67	8,22 (0,032)	247,14	7,58 (0,005)
Interacciones					
Tratamiento x Ubicación	2	0,06	0,23 (0,796)	13,44	0,27 (0,766)
Tratamiento x Años	3	0,36	1,79 (0,185)	61,29	1,88 (0,173)
Ubicación x Años	6	0,27	1,32 (0,275)	36,86	1,13 (0,337)
Tratamiento x Ubicación x Años	6	0,03	0,18 (0,878)	6,18	0,19 (0,869)
Años post intervención		1	2	3	4
Tratamiento silvícola	Ubicación	AB (m². agregado)			
RA	Centro	0,34	0,04	0,03	0,15
	Medio	0,61	0,14	0,16	0,1
	Borde	0,87	0,15	0,18	0,05
RC	Centro	0,1	0	0	0
	Medio	0,05	0,05	0,03	0,04
	Borde	0,53	0,15	0,15	0
		VTCC (m³. agregado)			
RA	Centro	4,07	0,55	0,33	1,98
	Medio	7,92	1,28	2,13	1,29
	Borde	10,45	1,55	2,17	0,55
RC	Centro	1,08	0	0,04	0
	Medio	0,64	0,33	0,27	0,36
	Borde	6,14	1,86	1,92	0

Gl = grados de libertad; QM = cuadrado medio; F (p) = prueba de Fisher y probabilidad entre paréntesis.

3.5.3.2. Análisis de la cobertura de copas e índice del área foliar

En los distintos sistemas de aprovechamiento forestal ó tratamientos silvícolas que aplicaron distinto grado de retención, se encontraron diferencias muy notorias en la cobertura del dosel retenido y en el índice de área foliar (IAF) (Tabla 3.6): el bosque primario o tratamiento control (BP) presentó los mayores valores de cobertura e índice de área foliar (92,6% y 2,64, respectivamente), mientras que en los tratamientos con retención agregada (RC y RA), se registraron valores superiores a los de la retención dispersa (RD). La retención combinada (RC) fue más similar al tratamiento control (BP) tanto en cobertura de copas (59,1%) como en el IAF (1,17). Le siguió en importancia la retención agregada pura (RA) y por último la retención dispersa (RD), en el que se encontró un 37,5% de cobertura promedio y un IAF de 0,79. Al analizar la cobertura de copas a lo largo de los años (Tabla 3.7), esta tendencia se mantuvo en el tiempo, destacándose la retención combinada (RC) por mantener los mayores niveles y la retención dispersa (RD) por los inferiores. Las diferencias encontradas entre tratamientos fueron estadísticamente significativas para todos los años (Tabla 3.7).

Tabla 3.6. Cobertura de copas promedio por tratamiento (RA = retención agregada, RC = retención combinada, RD = retención dispersa, BP = bosque primario ó control) e índice de área foliar.

Tratamiento	Cobertura de copas (%)	Índice de área foliar
BP	92,6	2,64
RC	59,1	1,17
RA	45,1	0,99
RD	37,5	0,79

Tabla 3.7. ANOVA simple para las coberturas de copas de acuerdo al tratamiento silvícola ensayado (BP= bosque primario o control, RA=retención agregada, RD=retención dispersa, RC=retención combinado), a los largo de los años transcurridos desde la intervención.

Tratamiento	Cobertura de copas			
	Año 1	Año 2	Año 3	Año 4
BP	95,2 b	92,6 c	92,5 c	90,0 b
RC	59,6 a	61,6 b	57,9 b	57,4 a
RA	44,1 a	46,0 ab	45,4 ab	44,9 a
RD	43,3 a	36,1 a	34,4 a	36,1 a
F	9,45	10,06	10,69	9,19
(p)	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000

Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias de acuerdo a la prueba de Tukey ($p < 0,05$).

Considerando que la heterogeneidad estructural es más favorecida en los tratamientos con retención agregada (RA y RC), se analizaron las coberturas y el índice de área foliar (IAF) considerando un gradiente de influencia de la retención agregada (centro – borde – cerca – lejos). De este modo, tanto en RA como RC se registraron las coberturas y los IAF más altos en el centro del agregado, y los más bajos en el sector más alejado (Tabla 3.8 y Figura 3.16). Los valores de cobertura en todas las posiciones, siempre fueron mayores en RC respecto a RA, aunque se mantuvo la misma tendencia en ambos tratamientos (Figura 3.17).

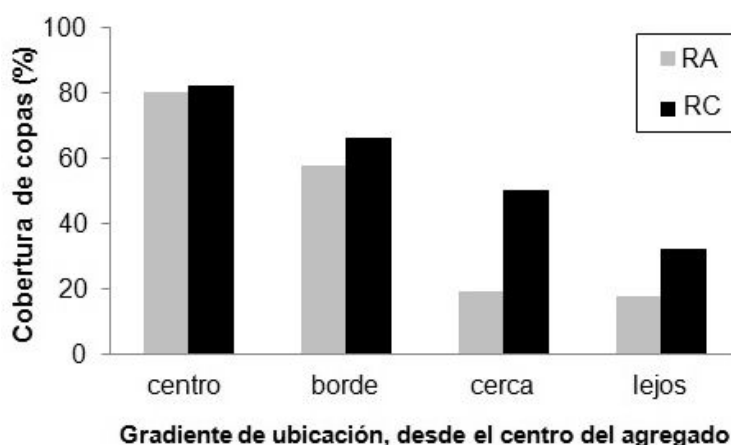


Figura 3.16. Cobertura de copas de acuerdo a un gradiente de influencia de la retención agregada (centro=centro del agregado; borde=borde del agregado; cerca=afuera del agregado a 40 m de su centro; lejos=afuera del agregado a 50 m de su centro), para los tratamientos que incorporan agregados de retención (RA=retención agregada; RC=retención combinada).

Tabla 3.8. Valores de cobertura de copas (CC) e índice de área foliar (IAF) de acuerdo a un gradiente de influencia de la retención agregada, para los tratamientos que la incluyen (RA = retención agregada; RC = retención combinada).

Tratamiento	Cobertura de copas (%)	Índice de área foliar
RA-centro	79,92	2,65
RA-borde	57,45	1,26
RA-cerca	19,11	0,04
RA-lejos	17,83	0,02
RC-centro	82,37	2,5
RC-borde	66,01	1,37
RC-cerca	50,25	0,67
RC-lejos	32,14	0,15

3.6. DISCUSIÓN

Estructura forestal del bosque sin intervención

Los datos de biometría básica registrados en el bosque antes de la intervención, la diversidad estructural encontrada con variedad de microambientes y con el 85% de los árboles en fases de crecimiento avanzadas, es decir en fases de envejecimiento (E) y desmoronamiento (D), son propios de un bosque primario y comparables con otros estudios realizados en bosques de *N. pumilio* sin manejo previo (Martínez Pastur y col., 2012b). La densidad, el área basal y el volumen fueron similares a los descritos por otros autores (Schmidt y Urzúa, 1982; Martínez Pastur y col., 2000; 2009; Gea y col., 2004; Cellini, 2010; Cellini y col., 2012; Soler y col., 2014). El diámetro cuadrático medio de los árboles estuvo fuertemente correlacionado con la densidad que alcanzaron los rodales, presentando mayor cantidad de árboles cuando los diámetros son pequeños, de acuerdo a la capacidad de ocupación que manifieste la especie según su curva de IDR. Cuando la calidad de sitio es baja, la oferta de recursos es limitada y aumentan las interacciones negativas de competencia por recursos (luz, agua, nutrientes) que se establecen entre ellos (Donoso, 1997) comparadas con calidades de sitio mejores. Resultando en bajos crecimientos diamétricos y en altura individuales. Es la ocurrencia de diámetros menores la que permite la supervivencia de mayor cantidad de árboles en un rodal, a un grado de ocupación máximo (Reineke, 1933).

El gradiente de calidades de sitio hallado en el bosque primario, contribuyó a generar una alta heterogeneidad en la estructura del bosque productivo debida fundamentalmente a las diferencias en las calidades de sitio y a la gran cantidad de micro-ambientes propios del bosque. La calidad de sitio es el factor que agrupa las distintas estructuras en los bosques de *N. pumilio* (Martínez Pastur y col., 2000; 2009; Attis Beltrán y col., 2015) y condiciona fuertemente el crecimiento de los árboles (Martínez Pastur y col., 1997). Esta diversidad de estructuras debidas a las diferencias de sitio asegura una diversidad de situaciones para las plantas que se desarrollan en el sotobosque, las cuales se deben tener en cuenta para la distribución de las parcelas de estudio. Asimismo, la presencia de gaps y las modificaciones que generan en el microclima forestal, contribuyeron aún más con la propia heterogeneidad del bosque primario aumentando la diversidad de condiciones para las plantas del sotobosque.

El mayor volumen total con corteza (VTCC) registrado con en mejores calidades de sitio, a pesar que el área basal (AB) registrada fue prácticamente la misma en las distintas calidades, se puede explicar debido a que para una misma AB, los árboles son más altos en los mejores sitios y por lo tanto, desarrollan mayores volúmenes. Esto en definitiva, demuestra que en mejores calidades de sitio, los rodales son más productivos, al desarrollar sus individuos un mayor crecimiento en altura y por ende, mayores volúmenes de madera. Por otro lado, la densidad completa de árboles encontrada en el bosque primario, evidenciada en los altos valores registrados en el índice de densidad del rodal (IDR) (valor de densidad promedio) y en el área basal (AB), fue similar a la descrita por otros autores (Schmidt y Urzúa, 1982; Martínez Pastur y col., 1997; 2000; 2009; 2002b; 2012b; Cellini, 2010; Cellini y col., 2012; Soler y col., 2014). El AB es una variable que al igual que el IDR mide la densidad del rodal pero en forma directa, y representa la ocupación del sitio por los árboles. Los valores registrados en los muestreos ponen en evidencia la estructura cerrada que caracteriza a un bosque primario, propiciando el desarrollo de condiciones específicas en el interior del rodal (ej: poca incidencia de luz en el suelo forestal), lo que influye fuertemente sobre el desarrollo del sotobosque que en general es ralo bajo estas condiciones.

Estructura forestal de los bosques intervenidos

Después de las intervenciones, la estructura forestal pierde la heterogeneidad que caracteriza al bosque primario, tendiendo a una homogeneización del sistema secundario cuya intensidad varía de acuerdo al sistema de aprovechamiento utilizado (Schmidt y Urzúa, 1982;

Martínez Pastur y col., 2000; 2009; 2012b; 2013a; 2013b; 2014; Cellini, 2010; Martínez Pastur y Lencinas, 2005; Gustafsson y col., 2012; Lindenmayer y col., 2012; Soler y col., 2014; Gamondes Moyano y col., 2015).

Los cambios registrados en las características estructurales del bosque primario luego de la intervención se produjeron principalmente a causa de la apertura del dosel y del menor número de individuos que se encuentran en las áreas intervenidas. Antes de la intervención, el bosque presentaba un dosel cerrado, muchos individuos sobremaduros de grandes dimensiones, una densidad completa de rodal y un alto volumen comercial de madera (VTCC 725,1 m³/ha). Después de la corta la estructura remanente que quedó en pie (árboles que no se cortaron y que se mantuvieron como retención) incluyó individuos menos productivos alternados con varios individuos productivos de importante diámetro (árboles semilleros), a partir de los cuales se producirá la semilla que ayudará a regenerar el bosque secundario. La forma en que quedaron distribuidos los árboles remanentes varió de acuerdo a los distintos sistemas de regeneración ó tratamientos silvícolas ensayados en el bosque. Como regla general, el dosel luego de la corta se encuentra abierto y algunos árboles caen posteriormente por efecto del viento, reduciéndose el área basal y el volumen remanente. Además, los residuos forestales en el suelo del bosque se incrementan considerablemente por la aparición de una gran cantidad de desechos madereros de gran volumen. Las implicancias del manejo sobre el ecosistema, asociadas al uso de distintos métodos silviculturales con retención variable que se basan en la regeneración natural del bosque, han sido propuestas para Patagonia Sur (Schmidt y Urzúa, 1982; Martínez Pastur y col., 1999b, 2000; 2013a; 2013b; Martínez Pastur y Lencinas, 2005; González y col., 2006; Rosenfeld y col., 2006; Cellini, 2010; Martínez Pastur y col., 2012b; 2013; 2014; Gamondés Moyano y col., 2015).

En el bosque aprovechado independientemente del sistema de regeneración utilizado, los valores de área basal y el VTCC disminuyeron respecto al bosque primario, en mayor o menor grado de acuerdo al tratamiento de regeneración ensayado. En las superficies donde se aplicó retención dispersa (RD), sistema que puede ser comparable con la corta de protección cuando no se realiza la corta final, los árboles quedaron dispuestos en forma regular sobre la unidad de intervención, siendo éste el tratamiento menos recomendado en términos de conservación ya que genera una notoria homogeneización de la estructura del bosque y de acuerdo a diferentes estudios, afecta significativamente la diversidad original de los bosques de *N. pumilio* (plantas, musgos, aves, insectos y mamíferos) (Martínez Pastur y col., 1999a; 2002; 2012b; 2013a; 2013b;

Pulido y col., 2000; Deferrari y col., 2001; Spagarino y col., 2001; Ducid y col., 2005; Matveinen-Huju, 2007; Cellini, 2010; Soler y col., 2014; Gamondés Moyano y col., 2015), pese a que en un momento la corta de protección fue recomendada para asegurar la regeneración del bosque (Schmidt y Urzúa, 1982; Martínez Pastur y col., 2000; Rosenfeld y col., 2006) en reemplazo de la tala rasa, método con el que inicialmente eran intervenidos los bosques de *N. pumilio* (Gea y col., 2004).

Durante los últimos 10 años, el uso de retención variable ha sido propuesto como una nueva alternativa que contribuye en mayor medida con la conservación de estos bosques (Martínez Pastur y Lencinas, 2005; Lencinas y col., 2007; 2008a; 2009a; 2009b; 2011; 2012a; 2014; Martínez Pastur y col., 2009; 2012a; 2012b; 2013a; 2013b; 2014; Cellini, 2010; Cellini y col., 2013; Soler y col., 2014). Entre las nuevas propuestas de manejo silvícola, la retención agregada (RA), dejó una retención dispuesta en bosquetes circulares (parches de bosque) intercalados con superficies desprovistas de árboles donde se aplicó tala rasa. Esta estructura remanente contribuye de algún modo con la preservación de la heterogeneidad del bosque tan necesaria para mantener determinados procesos y condiciones ecológicas importantes. Los agregados o parches de bosque primario podrían funcionar como “reservas facilitadoras” desde donde se pueden repoblar las áreas manejadas (Franklin y col., 1997; Martínez Pastur y col., 2012b; 2013a; Lindenmayer y col., 2012; Gustafsson y col., 2012). Además, ya se ha comprobado que la retención agregada beneficia a las aves (Lencinas y col., 2009) y contribuye con la conservación de los musgos (Lencinas y col., 2008a). Sin embargo, es la retención combinada (combinación de retención agregada con dispersa) la que contribuye mayoritariamente a la conservación de la heterogeneidad y microclima característico de la estructura del bosque original (Martínez Pastur y col., 2010; 2012b; 2013; 2014). En este sistema, también se dejaron en pie manchones circulares de bosque pero intercalados, en vez de con superficies desnudas o tala rasa, con retención dispersa, por lo que es el sistema silvícola que mejor se posiciona para áreas donde la producción maderera es deseable pero manteniendo la complejidad estructural y biológica encontrada en los bosques primarios (Franklin y col., 1997; Mitchell y Beese, 2002; Lindenmayer y col., 2012; Gustafsson y col., 2012). Al combinar retención agregada con dispersa, presenta nuevas condiciones producto de tal combinación e implica menos impacto a nivel del rodal completo debido a los beneficios que generan ambos patrones de retención. La retención combinada es el tratamiento que presentó los mayores niveles de retención, y resultó además,

en rodales de mayor heterogeneidad respecto a la retención agregada pura, por lo que adquiere gran importancia en términos de conservación.

Estabilidad de la retención agregada

La estabilidad de los árboles remanentes es uno de los puntos claves a analizar cuando un tratamiento silvícola es aplicado. Esto se debe a que la protección del canopy es necesaria para el mantenimiento de la regeneración y de la biodiversidad y para evitar pérdidas económicas debidas a los efectos del viento (Martínez Pastur y col., 1999a, 2000, 2009; Gea y col., 2004). Los efectos del viento en los bosques son determinados por una compleja interacción entre factores bióticos y abióticos. 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). A su vez, el rodal y las características de crecimiento, tales como la estructura forestal y el manejo previo determinan la velocidad del viento crítica a la cual ocurren los daños por viento. El riesgo de que existan daños por viento varía entre ubicaciones con diferente exposición y con las interacciones entre factores climáticos y topográficos (Cellini, 2010; Cellini y col., 2013).

En este estudio, si bien no se hallaron diferencias estadísticas significativas, en el sistema con retención agregada pura (RA) se observó para todos los años, una tendencia de caída de mayores volúmenes y áreas basales debido al efecto del viento, respecto a la retención combinada (RC). En RC los árboles que se dejan como retención dispersa en torno a los bosquetes circulares, podrían actuar como estabilizadores disminuyendo la velocidad del viento, lo que se traduce en menores volúmenes y área basal volteados en los agregados, a lo largo de los años. Además este sistema deja una mayor densidad de retención, lo que se corresponde con lo que plantea Scott y Mitchell (2005), quienes sugieren que la densidad post intervención parece ser más importante para el riesgo de volteos de viento que el patrón o tipo de retención empleado.

Por otro lado, los valores más altos de área basal y volumen volteado 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 los árboles vecinos (Cellini, 2010). El riesgo de que ocurran volteos de viento inmediatamente luego de la intervención es además afectado por la clase de copa. Los árboles dominantes son menos factibles de sufrir volteos que los árboles de

clases de copa más pequeñas con una relación mayor de altura/diámetro y sistemas radiculares menores (Cellini, 2010; Martínez Pastur, 2006). 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 a ser afectados por daños por viento (Prior, 1959). Asimismo, este efecto es temporario ya que estos árboles pueden desarrollar una forma resistente al volteo (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, se observó una clara tendencia de disminución de los valores de área basal y volumen caídos 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).

En los sistemas de regeneración con retención agregada, la estabilidad del canopeo remanente es crucial para la conservación de la biodiversidad, por ello debe conservarse por más de un turno de rotación forestal (Lencinas y col., 2007; 2008a; 2008b; 2009a; 2009b). La capacidad del bosque para resistir la dinámica de carga de viento se incrementa debido a la disminución en la relación altura/diámetro de los árboles después de la corta, y además debido al incremento en la longitud y masa de las raíces (Cellini, 2010). Por lo tanto, el pico de riesgo para los árboles ocurre durante los primeros años posteriores a la corta, conforme a lo observado en los tratamientos que aplicaron retención agregada en este estudio.

Asimismo, los mayores volteos de viento ocurren al año posterior de la intervención debido también al daño accidental que sufren los troncos de los árboles retenidos en las áreas bajo manejo (Hickey y col., 2001; Martínez Pastur, 2006; Cellini, 2010; Cellini y col., 2013), siendo la principal causa de volteo de viento después del aprovechamiento por medio de cortas de protección (Gea y col., 2004).

Por otro lado, aunque no se hallaron diferencias estadísticamente significativas se observó en los dos sistemas con retención agregada, que 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. La clase de copa de los árboles remanentes, la posición de los árboles en los agregados y la calidad de sitio de los rodales influyen también sobre los volteos de viento. Los árboles de las clases de copa menores, los árboles localizados en los cuadrantes donde prevalece la dirección del viento (sur y oeste para Tierra del Fuego) (Martínez Pastur, 2006; Cellini, 2010) y en las

calidades de sitio más altas fueron más susceptibles a ser volteados, como además fue reportado por Rebertus y col. (1997).

Cambios en el dosel debidos al aprovechamiento forestal

La estructura del dosel desempeña un papel fundamental en los procesos de intercambio de materia y energía entre la planta y la atmósfera, de tal forma que describir su estado y condición constituye un objetivo prioritario y fundamental en estudios sobre crecimiento vegetal. Tanto el índice de área foliar (IAF) como la distribución angular de las hojas son indicadores usados ampliamente para representar la arquitectura vegetativa de la parte aérea, si bien resultan difíciles de medir directamente (Gordon y col., 1994 en De la Casa y col., 2007). El cálculo de IAF por métodos directos requiere tiempo y medidas tediosas, por lo que el desarrollo de otros métodos indirectos (fotografía hemisférica, línea de sensores de PAR, ceptómetro de pulsos de radiación, etc.) (Dufréne y Breda, 1995) se ha buscado como una alternativa a los primeros, siendo normalmente sencillos y requiriendo poco tiempo (Calvo Polanco y col., 2005). De la Casa y col. (2007) reconocen que la capacidad del IAF para evaluar el estado del dosel en forma rápida y no destructiva, configura una opción muy atractiva de poner en práctica. Lo anteriormente mencionado, respalda el uso de fotografías hemisféricas que se ha aplicado en este estudio para calcular la cobertura del dosel y el IAF.

El dosel de un árbol individual se refiere a la capa superior de sus hojas. La canopia de los árboles, normalmente tiene una densa sombra que bloquea la luz solar a las plantas de un desarrollo más bajo. El IAF se puede utilizar para medir la densidad del dosel forestal y es una variable clave en modelos ecológicos regionales y globales (Yang y col., 2006) y muy útil para caracterizar la dinámica y productividad de los ecosistemas forestales (Aguirre Salado y col., 2011). Es un factor ecológico importante, ya que cubre el suelo del bosque y lo protege de los vientos fuertes y de las tormentas, como así también, impide que la luz solar, además de una considerable cantidad de lluvia, alcance el suelo. Como consecuencia, los suelos de la selva y de los bosques densos tienen, considerablemente, una menor cantidad de vegetación que el resto de las capas del bosque o que los bosques de menor densidad.

El índice de área foliar (IAF) por lo tanto, es una variable apropiada a partir de la cual se pueden establecer relaciones con el sotobosque que se desarrolla bajo las diferentes coberturas, dependiendo de la intensidad de la intervención y del AB retenida por los distintos tratamientos de regeneración que son analizados en este estudio. Técnicamente hablando, el IAF representa

la proyección sobre el plano del suelo del área foliar, el área del conjunto de las hojas por unidad de suelo (Vicente y Legaz, 1984; Calvo Polanco y col., 2005), considerándose la superficie de una cara en el caso de hojas planifolias. El IAF representa la principal superficie de intercambio entre la copa y la atmósfera (Le Dantec y col., 2000), siendo su valor la propiedad estructural de la copa que determina la interceptación de la radiación. Perry (1994) indica que los valores máximos de IAF para bosques caducifolios templados están entre 7 y 10 (Calvo Polanco y col., 2005). Otra variable importante en el monitoreo de la densidad del bosque es la cobertura arbórea, que regula la cantidad de luz penetrante, controla ciertos procesos ecológicos foto-dependientes, y promueve la infiltración de la precipitación como servicio hidrológico ambiental (Aguirre Salado y col., 2011). Ambas variables suelen analizarse juntas y se relacionan estrechamente.

En este estudio y como era de esperar, se encontró una relación directa entre el IAF y la cobertura de copas, encontrándose los mayores valores de CC e IAF en el bosque primario sin intervención y valores inferiores en las áreas aprovechadas, originados a partir de la apertura del dosel que se producen con las intervenciones, lo que reduce la cobertura del dosel y por ende, el IAF. En el bosque primario, el canopeo cerrado intercepta más radiación y precipitaciones y por ende, su incidencia sobre el suelo forestal es menor, lo que seguramente se traducirá en un sotobosque ralo y de pobre desarrollado, que contrastará con el encontrado en los bosques intervenidos. La respuesta del sotobosque a la intervención seguramente variará con el sistema de regeneración ensayado, al aplicar distintas formas de retención y dejar distintas áreas basales en pie.

En el bosque primario sin intervención se observaron altos niveles de cobertura e IAF. En el bosque aprovechado, la retención combinada que dejó los mayores niveles de retención, fue como era de esperar, en el que se encontraron los valores más altos de cobertura de copas e IAF y más próximos al bosque primario. En el otro extremo se encontró RD. En base a esto, se esperarían hallar diferencias en la cobertura del sotobosque de las áreas intervenidas por medio de estos tratamientos, con condiciones de desarrollo más similares al bosque primario en RC y más disímiles en RD. Estas relaciones se mantuvieron constantes a lo largo del tiempo.

Cuando se analizó el gradiente de influencia de la retención agregada, tanto en RA como RC se encontraron en el centro de los agregados de retención los valores más altos de CC e IAF y más similares a los hallados dentro del bosque primario (control). Con los agregados se intentan conservar parches de bosque lo más similares posibles al bosque original. Sin embargo en RA se

encontraron valores menores que los hallados en RC y en todas las posiciones, ya que se observaron valores de 17,8% de cobertura y un valor de 0,02 para el IAF en la situación de menor cobertura y valores de 79,9% de cobertura y 2,65 de IAF dentro del agregado. En el tratamiento combinado (RC), la ubicación del agregado de retención generó condiciones de canopeo donde es mayor la cobertura y el IAF, aunque en ambos sistemas, dicha cobertura e IAF fue menor que la encontrada en los bosques primarios sin intervención.

La cobertura decrece paulatinamente a medida que se acerca a los bordes del agregado o se aleja de su influencia. Los distintos niveles de cobertura se encuentran relacionados con diferentes variables abióticas que impactan sobre el desarrollo del sotobosque y la regeneración del bosque. Los bosques sin intervención 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; Caldente y col., 2005a; Martínez Pastur y col., 2007a; 2011a; 2011b; Cellini, 2010). En un bosque aprovechado se incrementa la radiación fotosintéticamente activa en 2,4 a 2,9 veces más que en el bosque sin intervención (Martínez Pastur y col., 2000), con una reducción del AB del 50% de la original (Caldente y col., 2005a; 2009; Martínez Pastur, 2006; Cellini, 2010; Martínez Pastur y col., 2008b; 2009; 2011a; 2013b; 2014). Sin embargo, la radiación, la temperatura y la velocidad del viento aumentan en los bosques aprovechados (Caldente y col., 2005b), causando un aumento en la evapotranspiración influyendo en la dinámica de la regeneración (Martínez Pastur y col., 2007a; 2011a; 2011b; 2013b; Soler y col., 2015). 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 y col., 2007; Cellini, 2010; Martínez Pastur y col., 2007a; 2011a; 2011b; 2013b; 2014, Soler y col., 2015) así como en el desarrollo del sotobosque. 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 y col., 2008a; 2014), la densidad, mortalidad y edad de las plántulas (Martínez Pastur y col., 1999c). Bava (1998) y Heinemann y col. (2000) observaron que *N. pumilio* no puede regenerarse en situaciones de muy baja cobertura, por el efecto del desecamiento y la temperatura del suelo. Sin embargo, *N. pumilio* es un árbol de temperamento semi-heliófilo 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; Martínez Pastur y col., 2007a; 2011b; 2013b; 2014). La respuesta del

sotobosque y la regeneración forestal, a los distintos porcentajes de cobertura proporcionada por el dosel del bosque en los distintos tratamientos analizados, se estudiarán en los siguientes capítulos de esta tesis.

CAPÍTULO 4
MICROCLIMA Y SUELO

4. MICROCLIMA Y SUELO

4.1. INTRODUCCIÓN

Entre los factores ambientales, el microclima y el suelo son los que juegan un papel importantísimo en el desarrollo de la estructura y las características de la vegetación. Al mismo tiempo el clima y la vegetación son decisivos en el desarrollo del suelo, aunque este último también es influido por otros factores, principalmente por la composición de la roca madre y la topografía. El suelo y la vegetación no afectan al clima de una región, pero sí, en conjunto con la topografía influyen en el microclima. Los ecosistemas forestales tienen particularmente una enorme influencia en la formación del microclima, debido a la mayor estratificación, o dicho en otras palabras, a la variación en el sentido vertical que son capaces de producir (Donoso, 1997). La presencia de cubiertas forestales modifica los parámetros climáticos locales y crea un microclima cuyas particularidades dependen del clima general y de las características estructurales de la cubierta vegetal (Lee, 1978). Debido a la alta acumulación de biomasa y a las dimensiones de los árboles, la cubierta vegetal influye sobre el comportamiento de la radiación solar, las precipitaciones, la humedad atmosférica, la temperatura del aire, el viento y la capacidad evaporativa del aire (Aussenac, 2000; Barnes y col., 1998; Geiger y col., 2003; Promis, 2013; Donoso y col., 2014). Además, el crecimiento de las plantas se ve afectado por la temperatura del aire, la radiación solar y la humedad al influir éstos sobre procesos fisiológicos tales como la fotosíntesis, la respiración, la germinación de semillas y la mortalidad (Barnes y col., 1998; Martínez Pastur y col., 2010; Donoso y col., 2014).

El suelo es un factor vital para la vida del bosque, porque es el medio natural donde crecen las plantas, a las cuales sirve de soporte y de almacén de agua y nutrientes, por lo que tiene gran influencia en la composición de los rodales forestales (Donoso y col., 2014; Moretto y Martínez Pastur, 2014). Influye en la composición florística y en el tipo morfológico de los árboles que componen el rodal. Asimismo, aunque el suelo sólo es uno de los factores que determinan la calidad de sitio es, no obstante, un importante factor del hábitat que influye considerablemente en la tasa de crecimiento, en el vigor reproductivo, en la calidad de la madera, en la resistencia a las enfermedades y en la resistencia al viento de los árboles (Bahamonde y col., 2015). Dentro de un mismo tipo de clima en un área dada, el suelo es el factor que controla esas características y cualidades del rodal, principalmente porque los suelos controlan el agua disponible para las plantas (Donoso, 1997; Donoso y col., 2014; Bahamonde y

col., 2015). Desde una perspectiva ecológica, los bosques deciduos de *Nothofagus* de Tierra del Fuego se caracterizan por tener una tasa de descomposición lenta (Moretto y col., 2004; Moretto y Andrioli, 2004; Frangi y col., 2005). La reserva de nutrientes en la hojarasca puede exceder la de la biomasa en pie, ya que los leños tienen baja concentración de nutrientes (Godeas y col., 1985; Ritcher y Frangi, 1992; Donoso y col., 2014). Además, presentan una importante cantidad de materia orgánica en el compartimiento de hojarasca y raíces finas en los primeros centímetros de suelo, los cuales tienen un papel relevante en el aporte de nutrientes a corto plazo (Ritcher y Frangi, 1992). La mineralización es baja, presentando una marcada tendencia a la inmovilización, en especial del N y P. En general, los suelos forestales de Tierra del Fuego son poco profundos y pobres en bases. La mayor parte de los nutrientes se concentra en los horizontes orgánicos. Para los *Nothofagus* los horizontes del suelo de mayor importancia son los superiores, ya que este género se caracteriza por presentar un sistema radical superficial (Schulze y col., 1996; Moretto y col., 2004; Moretto y Martínez Pastur, 2014), por lo que deficiencias en el reciclado, motivadas por lixiviación excesiva u otras causas, o su erosión por escorrentía, coladas de turba o volteo de árboles, tienen un impacto inmediato sobre la vegetación que soportan (Donoso y col., 2014).

Los aprovechamientos forestales suelen alterar los distintos microclimas que se encuentran en el interior del bosque (Promis y col., 2010a; Martínez Pastur y col., 2011b; 2014) y las características del suelo tales como disponibilidad de nitrógeno, densidad del suelo y las tasas de descomposición entre otros (Barg y Edmonds, 1999; Moretto y col., 2004; Martínez Pastur y col., 2007b; Bahamonde y col., 2015) pudiendo generar en consecuencia, modificaciones en las comunidades asociadas al ambiente intervenido. Es de esperar que las modificaciones que se producen en el dosel del bosque, como las aperturas a gran escala que generan los distintos métodos de aprovechamiento, se traduzcan en cambios en los parámetros microclimáticos y edáficos mencionados. De allí, la importancia de considerar el microclima y al suelo al estudiar la respuesta de la vegetación frente a las modificaciones que se producen en la estructura del bosque debidas al manejo forestal.

4.2. HIPÓTESIS ESPECÍFICA

El microclima y las características físico-químicas del suelo propias del bosque primario sin intervención, se modifican luego de la intervención del bosque, y la magnitud de los cambios

está relacionada con el grado y la forma de retención que dejan los distintos sistemas silvícolas de aprovechamiento.

4.3. OBJETIVO ESPECÍFICO

1) Caracterizar aspectos micro-climáticos y del ambiente (ej. suelo) en rodales aprovechados con diferentes sistemas silvícolas, y compararlos con rodales no intervenidos.

4.4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.4.1. Caracterización Microclimática

Para describir el microclima de los sitios de estudio se midieron la temperatura, humedad relativa y precipitación en el bosque primario (BP), en el sistema de regeneración con retención dispersa (RD) y en las área sin vegetación (tala rasa) del sistema que aplicó retención agregada pura (RA), utilizándose para ello estaciones meteorológicas Davis Weather Monitor II, instaladas en cada tratamiento, una por tratamiento (años 2008-2010). Debido a una limitante en el número de estaciones meteorológicas, se decidió incluir al sector de tala rasa en RA y a RD (descartando a la retención combinada RC), por las siguientes razones: (1) la tala rasa en RA es la condición más extrema generada por el aprovechamiento; (2) la retención dispersa (RD) es comparable a la intensidad de intervención de los sectores aprovechados de la retención combinada (RC); (3) se asumió que los agregados en RA y RC tendrían condiciones microclimáticas intermedias entre BP y los tratamientos más extremos. 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 (m/s a 2 m de altura) y la precipitación (pluvial y nival). El intervalo entre mediciones consecutivas fue de 60 minutos, en un período de 3 años. También se realizaron comparaciones con datos tomados en una estación meteorológica colocada en un área de pastizales fuera del bosque (PA).

Asimismo, se colocaron cinco *data loggers Hobo* para tomar datos de la temperatura del aire, del suelo y la humedad ambiental, de los cuales cuatro se ubicaron en el tratamiento con retención combinada (RC) a lo largo de un gradiente desde el centro del agregado hasta los sectores más alejados de la retención dispersa, y uno en el bosque primario o control (BP). La temperatura del suelo se determinó a una profundidad de 15 cm mediante un

sensor conectado al *data logger*. Los datos obtenidos fueron comparados con los datos climáticos de las estaciones meteorológicas de Ushuaia y Rio Grande para el periodo relevado, ya que al ser obtenidos en diferentes periodos, no son comparables entre sí. No se realizaron comparaciones estadísticas, ya que los *data loggers* y estaciones climáticas no contaban con réplicas.

4.4.2. Medición de las características físico-químicas del suelo

La caracterización físico-química del suelo, se realizó en los rodales con y sin intervención (bosque primario o control), tomando muestras compuestas (4 submuestras) a distinta profundidad. Se colectó material (años 2008-2009) tanto en el piso forestal como en el suelo mineral. El primero incluye la fracción orgánica, es decir los horizontes O (LFH: L = liter; F = fermentado; H = humificado). En este caso se retiró manualmente el estrato L que corresponde al de la hojarasca, y se colectaron los estratos F y H. El estrato F consiste en material orgánico en proceso de descomposición y fermentación, donde aún se puede distinguir la naturaleza física de los elementos (Moretto y col., 2014). El estrato H es el que está en contacto con el suelo mineral y donde se produce el proceso de humificación forestal. Para el suelo mineral, la muestra se extrajo a 0-10 cm de profundidad en cada uno de los sectores (Figura 4.1). Las muestras se tomaron aleatoriamente en cada tratamiento, a razón de 8 muestras en el bosque primario o control (BP) y 8 muestras en la retención dispersa (RD) ($N_{BP+RD}=16$), y 8 muestras por posición (centro, borde, afuera) en el tratamiento de retención agregada pura (RA), seleccionando agregados diferentes ($N_{RA}=24$). La cantidad total de muestras, considerando el gradiente espacial en el tratamiento RA, fue $N=40$. Debido a una limitante presupuestaria en el número de muestras a analizar, se decidió muestrear en RA y RD (descartando a la retención combinada - RC), asumiéndose que los cambios en las condiciones del suelo generados por el aprovechamiento en los agregados de RC serían comparables a los observados en los agregados de RA, mientras que las variaciones generadas en la retención dispersa (RD) serían comparables a las que se generarían en la retención dispersa entre agregados de la retención combinada (RC).

Las muestras colectadas en el campo fueron procesadas en el laboratorio del CADIC para realizar determinaciones químicas. En primer lugar, fueron secadas a temperatura ambiente y tamizadas a 2mm, para luego determinar: (1) pH utilizando un peachímetro Orion (relación suelo agua 1:2); (2) carbono orgánico (C) (%) a través del método de combustión seca a 500°C

utilizando un analizador automático LECO, (3) nitrógeno total (N) (%) e inorgánico se evaluó siguiendo el procedimiento estándar de digestión ácida de Kjeldahl; y (4) fósforo disponible (P)(%) a través del método propuesto por Bray-Kurtz (1945), y capacidad de intercambio catiónico (CIC). También se calculó la relación carbono/nitrógeno (C/N). Para más detalles sobre la metodología empleada, consultar Moretto y col. (2014). La medición de estos parámetros se realizó a fin de lograr una mejor comprensión de los cambios observados en la vegetación del sotobosque y su relación con las características del suelo. Los resultados fueron analizados estadísticamente por medio de ANOVAS no paramétricos (Kruskal-Wallis).



Figura 4.1. Muestreo del suelo mineral.

4.5. RESULTADOS

4.5.1. Microclima

En todos los tratamientos, las temperaturas del aire más altas se registraron siempre en verano, independientemente del sistema evaluado, y las más bajas en invierno y otoño. En el bosque primario sin intervención o tratamiento control (BP) se registró en el verano una temperatura media de 9,3°C con máximas de 15,1°C y mínimas de 5,5°C. En la estación más fría, la temperatura media fue de 0,01°C, con máximas de 5,4°C y mínimas de -5,3°C. La temperatura media anual calculada para el bosque sin intervención es de 4,6°C. Las temperaturas registradas en el tratamiento que aplicó retención dispersa (RD) fueron similares al bosque primario (BP) (Tabla 4.1). Sin embargo, se hallaron diferencias con las zonas abiertas de la retención agregada y con los pastizales, donde las temperaturas fueron casi siempre inferiores a las registradas en BP para todas las estaciones del año, destacándose que los registros fuera del bosque (PA)

siempre presentaron los valores más bajos. Pese a las diferencias en términos de magnitud, en general la tendencia estacional observada en la variación de las temperaturas en BP se mantuvo en las superficies intervenidas (Figura 4.2) con temperaturas superiores en el verano, intermedias en la primavera y otoño, y mínimas en el invierno (Tabla 4.1).

Las temperaturas del suelo mostraron en general una menor amplitud térmica respecto a las del aire, con temperaturas superiores en el verano e inferiores en el invierno las que en general, no fueron inferiores a los cero grados. En el bosque primario (BP) la temperatura media del suelo en el verano fue de 7,5°C con máximas de 9,5°C y mínimas de 5,9°C, y en el invierno, se registraron máximas de 2,5°C y mínimas de -0,1°C (Tabla 4.1). En las áreas intervenidas se registraron variaciones respecto a BP. En la retención dispersa (RD) se pronunció la amplitud térmica registrando un aumento de las temperaturas medias y máximas del verano y una disminución de las temperaturas inferiores del invierno, llegando a temperaturas mínimas en el suelo de -1,9°C. En la retención agregada (RA) en cambio, se registró una disminución de las temperaturas del suelo en todas las estaciones (Figura 4.2), aunque las mínimas registradas fueron superiores a las de la RD e incluso, a las de BP (Tabla 4.1).

La precipitación del bosque primario fue máxima en primavera (122,6 mm) y mínima en el verano (74,5 mm) aunque el porcentaje de humedad registrado fue mayor en las estaciones más frías, es decir, en otoño e invierno (82,3 y 86,8 mm, respectivamente). En las superficies intervenidas se registraron variaciones. En la retención dispersa (RD) se produjo un considerablemente incremento en las precipitaciones en todas las estaciones aunque la primavera continuó siendo la estación más lluviosa (Tabla 4.1). El porcentaje de humedad se mantuvo en valores muy similares a BP. En la retención agregada (RA) en cambio, disminuyeron las precipitaciones con la excepción de la precipitación del verano que fue considerablemente mayor a la registrada en BP, y disminuyó considerablemente el porcentaje de humedad en todas las estaciones. En las áreas abiertas de pastizales sin bosques (PA) se registraron mayores precipitaciones en el otoño e invierno y menores en las estaciones más cálidas (verano y primavera), y el porcentaje de humedad también disminuyó considerablemente respecto a BP (Tabla 4.1).

Tabla 4.1. Variables micro climáticas que fueron registradas en el bosque intervenido de acuerdo a los distintos tratamientos silvícolas ensayados (BP = bosque primario, RD = retención dispersa, RA = retención agregada, PA = áreas abiertas de pastizales). Para la temperatura del aire y del suelo, los valores se discriminaron en promedios (prom.), máximos (máx.) y mínimos (mín.). En el resto de las variables, los valores corresponden sólo a promedios.

	BP			RD			RA			PA		
Temperatura del aire (°C)												
	<i>prom.</i>	<i>máx.</i>	<i>mín.</i>	<i>prom.</i>	<i>máx.</i>	<i>mín.</i>	<i>prom.</i>	<i>máx.</i>	<i>mín.</i>	<i>prom.</i>	<i>máx.</i>	<i>mín.</i>
Otoño	4,42	9,12	-1,16	4,28	9,23	-1,74	3,09	8,84	-0,57	2,55	8,95	-4,09
Invierno	0,01	5,44	-5,26	-0,26	5,37	-6,23	0,21	4,43	-3,43	-0,96	6,07	-9,61
Primavera	4,57	8,94	0,55	4,65	9,10	0,38	2,18	9,58	-0,45	1,38	7,44	-1,22
Verano	9,32	15,09	5,53	9,66	15,62	5,41	7,94	15,09	2,11	2,87	10,64	0,00
Temperatura del suelo (°C)												
Otoño	4,82	7,03	2,29	4,64	7,46	1,96	0,51	3,20	0,00	–	–	–
Invierno	0,84	2,54	-0,10	0,04	1,25	-1,99	0,09	0,66	-0,08	–	–	–
Primavera	3,65	5,43	1,92	4,04	7,01	1,35	0,09	1,75	-0,07	–	–	–
Verano	7,50	9,50	5,90	10,43	13,53	8,08	1,35	8,85	0,00	–	–	–
Precipitación (mm) y Humedad (%)												
	<i>PP (mm)</i>	<i>H (%)</i>	<i>PP (mm)</i>	<i>H (%)</i>	<i>PP (mm)</i>	<i>H (%)</i>	<i>PP (mm)</i>	<i>H (%)</i>	<i>PP (mm)</i>	<i>H (%)</i>		
Otoño	83,27	82,36	157,00	80,02	73,93	42,92	106,63	61,62				
Invierno	98,57	86,78	145,06	85,33	60,73	32,94	106,09	83,46				
Primavera	122,60	74,38	181,47	71,73	70,63	37,68	72,60	38,60				
Verano	74,47	73,21	139,47	69,42	125,17	58,25	56,91	24,04				
Velocidad del viento (m/s)												
	<i>V prom.</i>	<i>V máx.</i>	<i>V prom.</i>	<i>V máx.</i>	<i>V prom.</i>	<i>V máx.</i>	<i>V prom.</i>	<i>V máx.</i>	<i>V prom.</i>	<i>V máx.</i>		
Otoño	0,44	2,68	1,99	9,03	1,68	7,28	14,17	54,54				
Invierno	0,32	2,20	1,67	9,90	0,89	5,11	14,31	44,44				
Primavera	0,84	4,46	3,07	12,75	2,03	7,01	10,21	42,56				
Verano	0,72	2,36	2,23	4,81	3,53	7,84	10,30	46,04				

Aclaración: los datos se obtuvieron de 4 estaciones meteorológicas y 5 data loggers. Para las variables de temperatura y humedad (N = 9); para las variables de precipitación y velocidad del viento (N=4). En RA la estación se ubicó afuera de los agregados en los sectores con tala rasa.

En las superficies intervenidas, independientemente del sistema silvícola aplicado, la velocidad del viento se incrementó considerablemente, sobre todo las velocidades máximas que fueron en todos los casos, muy superiores a las registradas en el bosque sin intervención. Se destacan las mediciones en las áreas abiertas de pastizales sin bosque (PA) por presentar los valores más altos y el mayor contraste respecto al bosque primario (BP) (Figura 4.2, Tabla 4.1), con velocidades medias comprendidas entre 10,0 y 14,0 m/s, y velocidades máximas de 44,4 m/s

para el invierno y de 54,5 m/s para el otoño. En la retención dispersa (RD) las velocidades del viento si bien se incrementaron, no fueron tan contrastantes como las registradas en PA. En la retención agregada (RA) se encontraron valores intermedios entre PA y RD (Tabla 4.1).

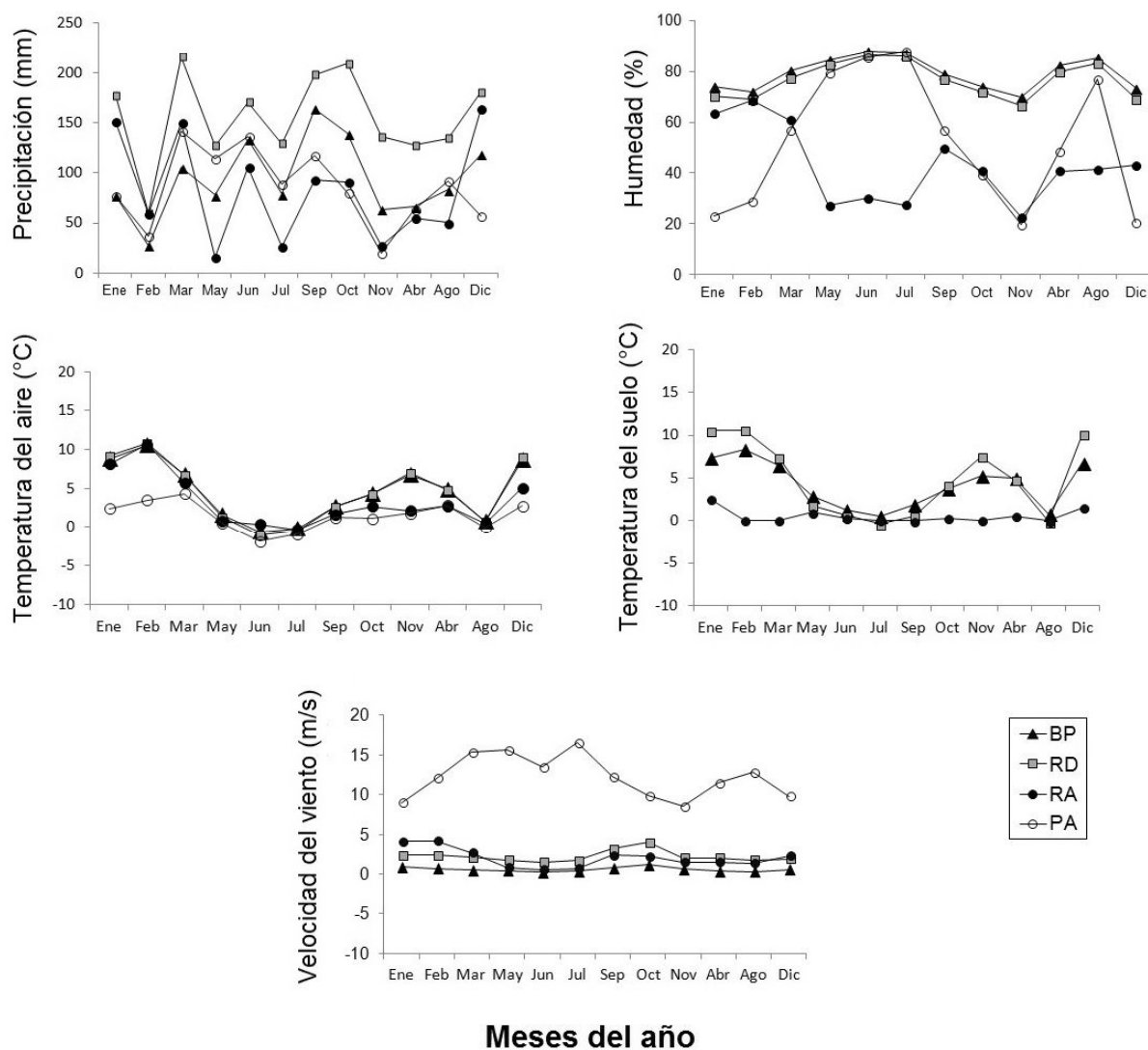


Figura 4.2. Promedios mensuales de las distintas variables climáticas registradas en el rodal productivo, de acuerdo a los diferentes tratamientos silvícolas ensayados (BP = bosque primario o control, RD = retención dispersa, RA = retención agregada, PA = áreas abiertas de pastizales sin bosque).

Al analizar las variables micro-climáticas considerando un gradiente de influencia de la retención agregada, se observó la existencia de un gradiente en las temperaturas máximas del aire, que en general, en la mayor parte del año, se incrementaron a medida que aumentaba la distancia al agregado (en el borde del agregado las temperaturas fueron inferiores respecto a los

sitios ubicados en los sectores más alejados) (Figura 4.3). Este gradiente fue inverso entre agosto y octubre. Con las temperaturas mínimas también se identificó un claro gradiente siendo las temperaturas en el borde del agregado las más altas, y disminuyendo gradualmente al alejarse de los mismos. En las posiciones más alejadas se registraron durante todo el año las temperaturas más bajas. Asimismo, las temperaturas por debajo de cero se registraron entre mayo y octubre para todas las posiciones del gradiente analizado (Figura 4.3).

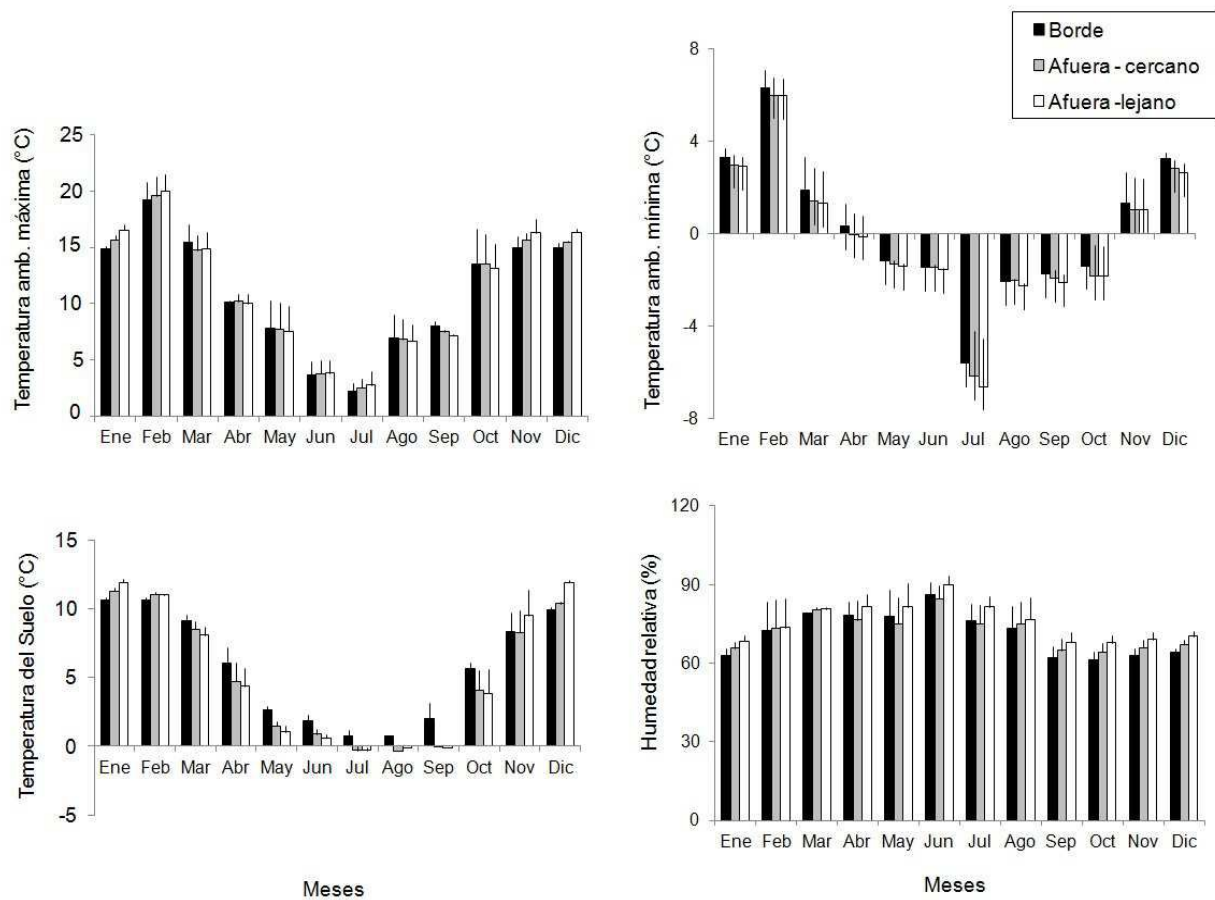


Figura 4.3. Temperaturas del aire (máximas y mínimas) (°C), del suelo (°C) y humedad relativa (%) registradas en el bosque intervenido durante los distintos meses del año de acuerdo a un gradiente de influencia de la retención agregada (Borde: a 30 m del centro del agregado; Afuera - cercano: a 40 m del centro del agregado; Afuera - lejano: a 50 m del centro del agregado).

Por otro lado, las temperaturas del suelo fueron aumentando entre noviembre y febrero desde el borde al extremo del gradiente de posición (afuera-lejano). A partir de marzo y hasta octubre, se invirtió esta tendencia y las temperaturas del suelo en las áreas intervenidas con retención agregada, mostraron un gradiente descendente desde el borde hacia afuera, por lo que las temperaturas más bajas en los meses más fríos se encontraron en los sectores más

alejados del área de influencia de los agregados (Figura 4.3). Finalmente, el porcentaje de humedad relativa varió entre 62% y 83% durante todo el año, hallándose a lo largo del gradiente analizado, un paulatino incremento del porcentaje de humedad desde el borde de los agregados hacia las zonas más alejadas de su influencia (Figura 4.3).

4.5.2. Suelo

La concentración de N total del piso forestal no fue afectada significativamente por el aprovechamiento forestal aunque se registró un incremento en la retención dispersa (RD) y la retención agregada (RA) respecto al bosque primario o control (BP). Tampoco se hallaron diferencias estadísticamente significativas para el C orgánico, el CIC y la relación C/N. Sin embargo RD presentó los menores valores de C orgánico y de CIC con respecto al bosque sin intervención, al igual que la relación C/N. En RA en cambio, se registraron valores superiores para la concentración de N total, C orgánico y CIC (Tabla 4.2). En cuanto al P y al N inorgánico del piso forestal, se hallaron diferencias significativas entre los sistemas de regeneración y el bosque primario. La concentración de P disminuyó en la retención dispersa (RD) respecto al bosque primario y se incrementó en la retención agregada (RA) ($p < 0,05$). En el caso del N inorgánico, aumentó considerablemente en las áreas aprovechadas respecto al bosque primario, destacándose RD por las mayores diferencias ($p < 0,05$).

En el suelo mineral, el C, N, la CIC y el P, fueron significativamente menores en la retención dispersa (RD) y estadísticamente diferentes del bosque primario o control (BP) ($p < 0,05$), a diferencia de lo ocurrido en la retención agregada (RA) en donde se encontraron valores similares a los registrados al bosque primario para todas las variables mencionadas. La relación C/N también se vio afectada en el sistema que aplicó retención dispersa (RD) encontrándose un valor inferior al del bosque primario ($p < 0,05$), a diferencia de RA que no mostró diferencias en sus medias (Tabla 4.2).

En relación a la concentración de N inorgánico del suelo mineral, no se registraron diferencias estadísticas significativas en las áreas intervenidas respecto al bosque primario sin intervención (Tabla 4.2).

Tabla 4.2. Parámetros físico químicos analizados en la porción orgánica del piso forestal (estratos F y H) y en el suelo mineral (0-10 cm) del bosque intervenido, de acuerdo a los distintos sistemas de regeneración ensayados (BP: bosque primario o control; RD: retención dispersa; RA: retención agregada). N = nitrógeno; C= carbono; CIC = capacidad de intercambio catiónico; C/N = relación carbono nitrógeno; P= fósforo.

<i>Piso forestal</i>						
Tratamiento	N total (%)	C orgánico (%)	CIC (<i>cmol/kg</i>)	C/N	P (<i>ppm</i>)	N inorgánico (<i>ppm</i>)
BP	0,97 ± 0,19	26,59 ± 8,63	87,68 ± 25,20	27,38 ± 7,71	125,75 ± 8,09	125,93 ± 24,08
RD	1,01 ± 0,22	23,70 ± 6,36	76,69 ± 16,55	23,35 ± 3,55	84,54 ± 7,64	258,53 ± 19,75
RA	1,14 ± 0,06	29,96 ± 1,19	89,79 ± 2,38	26,19 ± 0,95	154,09 ± 6,03	176,58 ± 5,02
E	5,19	2,05	2,405	1,84	20,48	18,74
(p)	0,074	0,359	0,300	0,399	0,00004	0,00008
<i>Suelo Mineral</i>						
BP	0,28 ± 0,06	5,06 ± 0,93	28,19 ± 3,65	5,35 ± 0,97	28,78 ± 4,02	47,03 ± 8,95
RD	0,16 ± 0,05	3,01 ± 0,60	21,65 ± 2,15	3,17 ± 0,64	18,11 ± 2,65	38,24 ± 6,42
RA	0,30 ± 0,01	5,10 ± 0,13	25,65 ± 0,30	5,20 ± 0,13	30,68 ± 1,26	39,69 ± 0,95
E	14,87	14,21	13,74	14,17	15,10	5,33
(p)	0,0006	0,0008	0,0067	0,0008	0,0005	0,0695

E (p) = Significancias de la prueba de Kruskal-Wallis ($p \leq 0,05$). N=40.

Cuando se analizó el piso forestal y el suelo mineral exclusivamente en la retención agregada pura (RA) y de acuerdo al gradiente de influencia de los agregados (Figura 4.4), se observaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) para todas las variables, de acuerdo a la posición respecto al agregado (centro – borde – afuera). En el piso forestal, la concentración de N total, C orgánico y CIC disminuyó desde el centro del agregado hacia los bordes y aumentó desde esta posición hacia afuera, alcanzando afuera valores más próximos a los del centro (Figura 4.4). La relación C/N fue similar adentro y en el borde y aumentó en el exterior del agregado, y se halló una relación opuesta en la concentración de P, hallándose los mayores valores en el centro y menores y similares entre ellos en el borde y afuera. El N inorgánico en cambio, mostró una clara tendencia de incremento desde el centro del agregado hacia el exterior (Figura 4.4). En el suelo mineral, el porcentaje de N total, C orgánico, CIC y la relación C/N presentaron una relación opuesta a la del piso forestal, con una tendencia a

aumentar desde el centro hacia los bordes y a disminuir desde el borde hacia afuera. Para todos los casos, en el centro y afuera del agregado los valores fueron similares e inferiores a los registrados en los bordes. La concentración de P en cambio, mostró una relación inversa, con concentraciones superiores en el centro y afuera e inferiores en el borde. Lo mismo ocurrió con la concentración de N inorgánico (Figura 4.4).

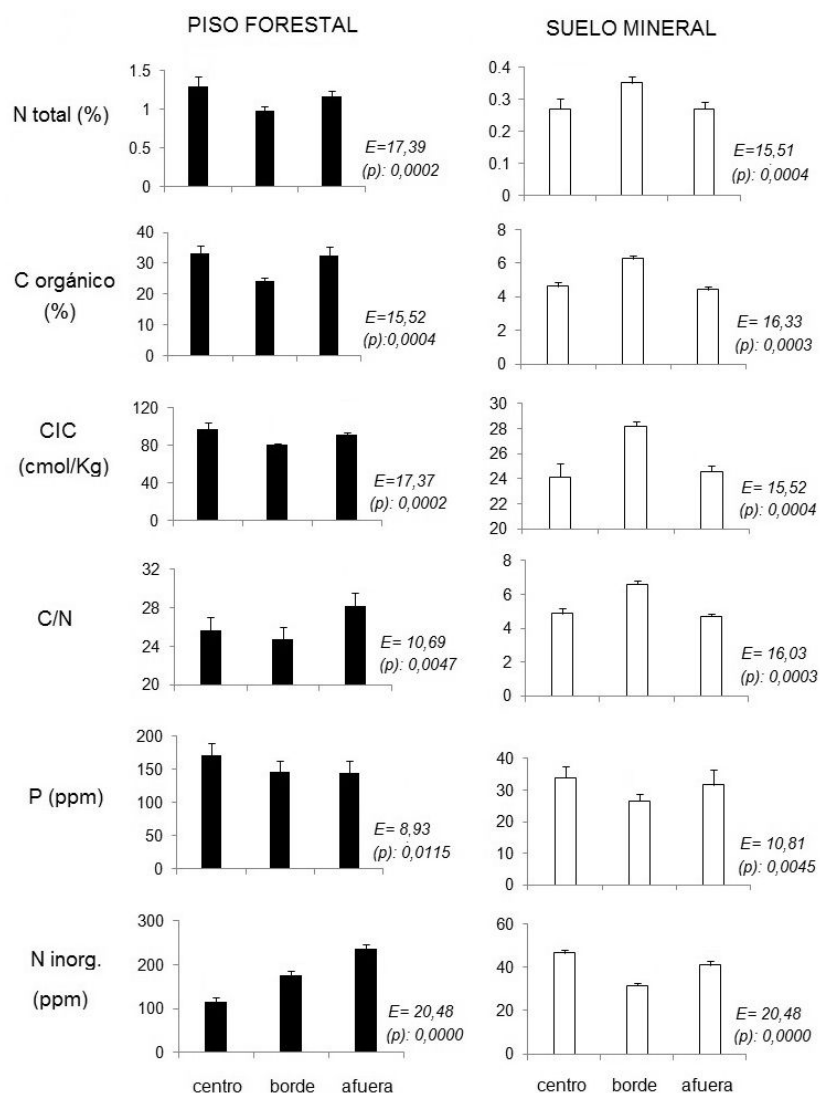


Figura 4.4. Parámetros químicos analizados en la porción orgánica del piso forestal (estratos F y H) y en el suelo mineral (0-10 cm), en el sistema con retención agregada pura (RA), de acuerdo a un gradiente de influencia de la retención agregada (centro = interior del agregado; borde = borde del agregado; afuera = afuera del agregado).

4.6. DISCUSIÓN

Microclima

Las temperaturas del aire registradas en el bosque primario se aproximaron a las registradas por Burgos (1985), quien reportó una amplitud térmica anual en Tierra del Fuego baja (7,5°C) y una temperatura media anual de 5,6°C. En este estudio la temperatura media anual calculada en el bosque primario fue de 4,8°C y se registró una amplitud térmica de 9,6°C para la estación más cálida. El dosel cerrado del bosque primario, genera un microclima en el interior del bosque, al limitar el ingreso de la luz al interior del rodal que incide escasamente sobre el suelo forestal por lo que el sotobosque suele estar pobremente desarrollado; se registran además bajas temperaturas y poca incidencia de viento en el interior. En el bosque primario la velocidad del viento no fue intensa, con valores medios que variaron entre los 0,32 m/s en el invierno y los 0,84 m/s en primavera. Sin embargo, en los sectores de gaps, debido a la apertura natural del dosel, las condiciones climáticas cambian (Promis y col., 2012a; Gallo y col., 2013; González y col., 2014; Donoso y col., 2014). En los gaps la luz que ingresa al rodal y llega al suelo forestal es mayor, lo que genera un ambiente con temperaturas más cálidas. A su vez, las precipitaciones que recibe el suelo también se incrementan lo que repercute sobre el desarrollo del sotobosque que aumenta considerablemente en los claros, respecto a los sectores con dosel cerrado.

La precipitación media anual calculada para el bosque primario (94,7 mm), fue considerablemente inferior a los valores anuales reportados por Cuevas (2000) que cita entre 400 y 500 mm al año. Estas diferencias se deben principalmente a la intercepción de las copas, que retienen un gran porcentaje de la precipitación (13-25% interceptada y 15-50% por evapotranspiración) y disminuyen la disponibilidad de luz a nivel del sotobosque (Frangi y Richter, 1994; Caldente y col., 2005a; Promis, 2013; Martínez Pastur y col., 2010; 2011b; 2012a; 2014). La humedad del suelo sin embargo puede llegar a aumentar un 50-60% de la capacidad durante la primavera tardía y verano en las mejores calidades de sitio en los bosques primarios de Patagonia Sur (Martínez Pastur y col., 1997). La primavera es la estación más lluviosa, tal como se ha registrado en el bosque primario en este estudio.

El porcentaje de humedad registrado en el bosque primario fue mayor en las estaciones más frías, es decir, en otoño e invierno (82,3% y 86,8%, respectivamente) posiblemente debido a los efectos combinados de una menor evapotranspiración y a las precipitaciones nivales que comienzan en otoño y son más abundantes en invierno.

El aprovechamiento del bosque modifica el microclima característico de un bosque primario. Los sistemas silvícolas más difundidos para bosques de *Nothofagus* están basados principalmente en la apertura del canopy para simular la regeneración natural por la modificación de la humedad del suelo y disponibilidad lumínica a nivel del sotobosque (Martínez Pastur y col., 2000; 2009; 2010; 2011a; 2013b; 2014). Estos factores (agua y luz) son los más críticos (Lieffers y col., 1999) que afectan el crecimiento y la supervivencia de las plántulas de *N. pumilio* del sotobosque de los bosques australes (Heinemann y col., 2000; Martínez Pastur y col., 2014; Caldentey y Promis, 2014; Torres y col., 2015). Cuando el canopy es abruptamente abierto, se registra en el suelo forestal una más alta precipitación efectiva y consecuentemente, se genera mayor humedad a nivel del suelo (Martínez Pastur y col., 2007a; 2011b; 2013b; 2014). Sin embargo, la incidencia de la radiación solar sobre el piso del bosque aumenta en relación directa con el grado de apertura del dosel, lo que se traduce en cambios en la temperatura del suelo y en la humedad relativa, tal cual lo registrado en este estudio. En la retención agregada (RA) para todas las estaciones y en la retención combinada (RC) se registró por ejemplo una disminución considerable del porcentaje de humedad. Asimismo, en las áreas aprovechadas aumentó considerablemente la amplitud térmica del suelo. En la retención agregada (RA) las temperaturas mínimas disminuyeron pero no tan pronunciadamente como en la retención dispersa (RD). En las áreas aprovechadas de igual forma, como era de suponer y coincidiendo con lo registrado en otros estudios en bosques manejados (Martínez Pastur y col., 1999b; 2011b; 2013a; 2013b; 2014; González y col., 2014; Caldentey y col., 2005b), el viento se incrementó considerablemente al abrirse el dosel.

Los cambios producidos sobre el microclima a causa de la intervención del bosque y sus consecuencias, fueron registrados por otras investigaciones (Caldentey y col., 1999-2000; Promis, 2013; Martínez Pastur y col., 2011b; 2014; Caldentey y Promis, 2014; Torres y col., 2015) Dichos cambios producen un gran impacto sobre los ciclos naturales (Richter y Frangi 1992; Caldentey y col., 2001) y la biodiversidad original incluyendo a los mamíferos (Martínez Pastur y col., 1999b; Pulido y col., 2000), aves (Deferrari y col., 2001; Vergara y Schlatter, 2006; Lencinas y col., 2005; 2007; 2009a), insectos (Lanfranco, 1977; Spagarino y col., 2001; Lencinas y col., 2008b; 2009b; 2012a; 2014), hongos (Ducid y col., 2005), y plantas, incluyendo a las briófitas (Martínez Pastur y col., 2000; Lencinas y col., 2008a; 2008c; 2011; Promis y col., 2012a; Gallo y col., 2013). Los trabajos de Promis y col. (2010a; 2010b) y Caldentey y col. (1999-2000) para el

sector chileno de la Isla Grande de Tierra del Fuego muestran diferencias entre bosques primarios y bosques intervenidos con cortas de regeneración y corta de protección, indicando registros mayores de radiación solar, temperatura del suelo y velocidad del viento en los sitios intervenidos. Para el sector argentino, Martínez Pastur y col. (2011b; 2014) encontraron resultados similares para bosques bajo retención variable o combinada. Sin embargo, ninguno de ellos considera si el impacto de la intervención sobre esas variables micro-climáticas perdura en el tiempo.

Los estudios de radiación, velocidad del viento, temperatura del aire y temperatura del suelo en el microclima forestal son silviculturalmente y ecológicamente importantes (González y col., 2014). La temperatura del suelo es uno de los factores principales que gobiernan la actividad biológica (Hashimoto y Masakazu, 2004; Donoso y col., 2014) y además, afecta la germinación de las semillas. Algunas especies germinan solamente en un estrecho rango de temperaturas, y otras germinan más fácilmente con el incremento de temperaturas (Yirdaw y Leinonen, 2002; Donoso, 1997; Donoso y col., 2014). La temperatura del suelo además afecta la respiración del suelo a través de la actividad de los microorganismos y la actividad radicular (Edwards y Ross-Todd, 1983; Howard y Howard, 1993; Lloyd y Taylor, 1994; Striegl y Wickland, 1998; Londo y col., 1999; Zak y col., 1999) y todo esto se relaciona profundamente con el desarrollo de la vegetación que crece en esas superficies.

La existencia de un gradiente de influencia de la retención agregada en los tratamientos que aplicaron esta retención, se vio reflejado en este estudio en un gradiente de factores climáticos desde el borde de los agregados hacia el exterior. Las temperaturas del aire en general se incrementaron con la distancia al agregado y las temperaturas mínimas, fueron inferiores en las posiciones más alejadas durante todo el año, debido a los efectos de la nieve y las heladas que alcanzaron su pico máximo en los sectores menos protegidos por la vegetación. En el suelo ocurrió algo similar en el invierno, registrándose las temperaturas más bajas en los sectores más alejados. El porcentaje de humedad en cambio se fue incrementando hacia las zonas más alejadas, como era de esperar debido a la mayor precipitación efectiva que recibe el suelo en los sectores sin cubierta vegetal.

Por todo lo anteriormente mencionado, es de esperar que los cambios del microclima que se registran en las áreas aprovechadas se traduzcan en cambios en la vegetación del sotobosque. Algunas especies seguramente se verán más beneficiadas que otras, y por ello,

resulta importante considerar estos efectos de la corta, a fin de poder encontrar variables explicativas para los cambios observados en el sotobosque que crece bajo la influencia de los distintos tratamientos de regeneración.

Suelo

En el presente trabajo, los valores registrados para el piso forestal en el bosque primario sin intervención fueron similares a los presentados anteriormente por Romanyà y col. (2005) y por Moretto y col. (2004), lo que podría significar que este parámetro es relativamente estable en estos bosques. Sin embargo la aplicación de los sistemas de regeneración con retención dispersa y agregada sobre el bosque original, produjeron algunas alteraciones sobre las características químicas del suelo (Martínez Pastur y col., 2007b; 2012b; 2013b). Esto se relaciona con lo mencionado por distintos autores respecto a cómo las prácticas de manejo del bosque afectan no sólo a la vegetación, al paisaje y a las condiciones micro-climáticas - como ya se ha mencionado - sino también al suelo (nutrientes, materia orgánica, propiedades físicas, etc.) (Reader y Bricker, 1992; Lewis y Whitfield, 1999; Moretto y col., 2004). Es sabido que los cambios en la entrada de radiación y precipitación al suelo, provocan aumentos de temperatura y disminución de su humedad (Chen y col., 1993; Barg y Edmonds, 1999; Donoso y col., 2014; Bahamonde y col., 2015), que repercuten en el proceso de descomposición (Wardle, 1992; Pérez-Batlón y col., 2001; Prescott, 2002; Palviainen y col., 2004) y en la dinámica del carbono y de los nutrientes (Bauhus y col., 1995, Piirainen y col., 2002), afectando en forma directa a la dinámica y productividad de los sistemas terrestres (Knoepp y Swank, 1994; 1997; Jurgensen y col., 1997; Bahamonde y col., 2015) y a la regeneración del bosque (Yoshida y col., 2005; Martínez Pastur y col., 2014). En Tierra del Fuego, al estudiar el impacto que genera la corta de protección sobre distintos componentes de los bosques de *N. pumilio*, se observó que afecta por ejemplo los ciclos y la disponibilidad de nutrientes (Caldentey y col., 1998a; Caldentey y col., 2001). Otro estudio en Tierra del Fuego que analizó como método alternativo a la retención combinada (combinación de agregados con retención dispersa) para lograr un balance entre la conservación y la producción maderera (Martínez Pastur y col., 2007b), encontró en relación al suelo, que la disponibilidad de N del suelo bajo ambas retenciones, fue similar a la del bosque primario. En este estudio, la concentración de N total del piso forestal tampoco varió significativamente en las áreas aprovechadas respecto al bosque primario coincidiendo con el

trabajo antes mencionado. De igual forma, no se hallaron diferencias significativas para el piso forestal respecto al C orgánico, el CIC y la relación C/N, aunque sí se registraron cambios significativos en las concentraciones de P y N inorgánicos. La concentración de P disminuyó en el piso forestal del tratamiento que aplicó retención dispersa (RD) y aumentó en la retención agregada (RA), lo que podría deberse a procesos de lixiviación en las áreas intervenidas con RD. El piso forestal incluye el primer grupo de horizontes del suelo. Donoso (1997) menciona que el primer grupo de horizontes, el más superficial, se conoce como el horizonte eluvial, porque en él se produce el máximo de lixiviación o lavado de minerales hacia las capas inferiores. En cuanto al N inorgánico, se encontró un incremento considerable en ambas retenciones siendo mayor en RD, posiblemente debido a un incremento en las tasas de descomposición de la materia orgánica a nivel del piso forestal de las áreas aprovechadas, en respuesta a la mayor incidencia de radiación que llega al suelo del bosque y al consecuente aumento de las temperaturas, cambios que se hacen menos intensos en la retención agregada (RA) respecto a la dispersa (RD), debido a la mayor cobertura de copas que existe en los agregados. Esto se condice con lo que plantea dicho autor (Donoso y col., 2014), que comenta que los raleos al permitir entrada de radiación al piso del bosque, favorecen el aumento de la temperatura del suelo y la aceleración de la descomposición de la materia orgánica, mejorando las condiciones del suelo.

Respecto al suelo forestal (suelo mineral), en la retención dispersa (RD) se hallaron diferencias significativas para el N total, C orgánico, CIC, C/N y P, no así para el N inorgánico. En todos los casos disminuyeron los valores de estas variables respecto a las encontradas en el bosque primario y en la retención agregada, tratamiento que presentó valores similares a este último. De acuerdo a Martínez Pastur y col. (2007b), las pérdidas de N del suelo en los bosques se producen por efectos de la explotación o cosechas de la madera (5 a 30 kg/ha/año) y por extracción del mantillo u hojarasca (40-150 kg/ha/año en EEUU). En cuanto al P, posiblemente disminuyó por efecto de los procesos de lixiviación que ocurren en las áreas intervenidas. Respecto a la relación C/N, usada frecuentemente como un indicador del grado de descomposición de la materia orgánica y de desarrollo del suelo (Donoso, 1997), disminuyó en la retención dispersa (RD) posiblemente debido a un menor aporte de materia orgánica provocado por la extracción de los árboles y también, a que el contenido de C de los restos vegetales fue más bajo en estas superficies intervenidas respecto al bosque primario, como consecuencia del incremento de las tasas de descomposición. A medida que la materia orgánica se humifica y

aumenta la profundidad del suelo, el cociente C/N se hace menor, puesto que hacia el interior del suelo la descomposición de la materia orgánica ha sido mayor, y además, la cantidad de materia orgánica es menor (Donoso, 1997; Donoso y col., 2014; Moretto y Martínez Pastur, 2014). Estos resultados mostrarían en términos generales, que el tratamiento que aplica retención dispersa (RD) impacta más negativamente sobre las propiedades químicas del suelo, que el tratamiento con retención agregada (RA). Cabe destacar que el tiempo es un factor preponderante en la definición de estos cambios.

Analizando el gradiente de influencia de la retención agregada, se hallaron diferencias en este estudio tanto en el piso forestal como en el suelo mineral. A nivel del piso forestal, es decir a nivel de la hojarasca o mantillo, el N Total, el C orgánico y la CIC disminuyeron desde el centro hacia el borde y desde ahí aumentaron hacia afuera. El cociente C/N aumento afuera del agregado, lo que podría explicarse por la abundancia - en las posiciones más alejadas - de residuos forestales de distinto tamaño como resultado de las tareas de corte, que implican un contenido de C en los restos vegetales muy alto. El P por otro lado disminuyó en el borde y afuera seguramente por efecto de la precipitación que es mayor en el borde y en las áreas sin cobertura, generando por lixiviación la disminución de este nutriente. En cambio el N inorgánico aumentó hacia el exterior, tal vez por el efecto de las mayores tasas de descomposición que se producen por las mayores temperaturas a nivel de la hojarasca, lo que genera una mayor disponibilidad para las plantas de este nutriente.

A nivel del suelo mineral, quedó en evidencia el efecto de borde entre dos ambientes de estructura bien diferente como lo son el centro del agregado con alta cobertura de copas, y el exterior, donde se encuentran superficies desnudas sin vegetación debido a la aplicación de tala rasa. En los sectores de borde, las variables medidas presentaron valores diferentes a los hallados en el centro y en el exterior. Para el caso del N total, C orgánico, CIC y la relación C/N, se registró un aumento en los sectores de borde y para el P y N inorg. valores inferiores. Esto demuestra la variabilidad de condiciones y la heterogeneidad que se asocia con la retención agregada en comparación con la retención dispersa, que genera una estructura mucho más homogénea.

Al igual que lo que ocurre con las variables microclimáticas, los cambios que se producen en el mantillo y en el suelo forestal de las áreas bajo manejo, influirán en gran medida, en

combinación con los factores climáticos, sobre el desarrollo de la vegetación de sotobosque y de la regeneración natural, los que serán analizados en los capítulos próximos.

CAPÍTULO 5
REGENERACIÓN DEL BOSQUE

5. REGENERACIÓN DEL BOSQUE

5.1. INTRODUCCIÓN

Nothofagus pumilio es una especie principalmente heliófila de tolerancia media que posee ciclos de regeneración por bosquetes (Rebertus y Veblen, 1993). La regeneración constituye la fase más frágil del ciclo de vida de estos bosques y contribuye a mantener su continuidad en el tiempo y espacio. Los bosques de Tierra del Fuego se regeneran a través de su propia dinámica natural, y los distintos métodos silvícolas intentan emularla. Esto implica que sea la regeneración, en parte, la principal responsable del éxito o el fracaso de una parte de los objetivos del manejo forestal (Martínez Pastur y col., 2013a; 2014).

Dentro de un bosque primario o sin intervención existe un banco de plántulas de *N. pumilio* en el sotobosque, que se va renovando a lo largo de los años y que será el primero en reaccionar al realizar una intervención silvícola. En estos bosques no existe un banco de semillas, ya que las mismas pierden su viabilidad al cabo de una estación de crecimiento. Las tareas de aprovechamiento forestal pueden afectar significativamente a las plántulas de *N. pumilio* preinstaladas, tanto por modificación de los parámetros de los que dependen como por las tareas de procesamiento y arrastre de fustes que producen notables alteraciones y daños en las plántulas (Vatasan, 1983; Perry, 1998; Martínez Pastur y col., 1999b; 2012a; 2013a; 2014).

Los distintos sistemas de aprovechamiento o sistemas silvícolas de regeneración intentan asegurar la correcta regeneración natural del bosque aprovechado y minimizar los impactos sobre la regeneración. Es por ello que resulta necesario analizar la incidencia de los distintos tratamientos silvícolas sobre la regeneración del bosque, considerándola en todas las etapas de su desarrollo: desde el estado de semilla, analizando su disponibilidad y viabilidad, y por ende, el poder germinativo de la especie para determinar luego el porcentaje de instalación dentro de cada tratamiento, y finalmente, dentro del estado de plántula, considerando su estructura y dinámica de crecimiento en respuesta a los diferentes grados de retención que utiliza cada tratamiento. El conocimiento de la estructura y dinámica de la regeneración es sumamente importante para establecer prácticas de manejo sustentable que aseguren la correcta instalación del bosque secundario, una vez finalizada la intervención forestal.

5.2. HIPÓTESIS ESPECÍFICA

Los diferentes grados y formas de retención influyen sobre la regeneración natural del bosque, siendo el sistema con retención combinada el que genera un mejor equilibrio entre aspectos favorecidos y desfavorecidos, debido a la combinación que ofrece la presencia de agregados y retención dispersa.

5.3. OBJETIVO ESPECÍFICO

Evaluar la dinámica de la regeneración de *Nothofagus pumilio* en bosques productivos con y sin intervención previa por medio de diferentes sistemas silvícolas, durante los cuatro primeros años posteriores al aprovechamiento.

5.4. MATERIALES Y MÉTODOS

5.4.1. Muestreos de la regeneración de *Nothofagus pumilio*

El análisis de la dinámica de la regeneración, implica el análisis de la producción de semillas y su viabilidad, la evaluación de la instalación de plántulas en el piso del bosque, el seguimiento del crecimiento de esas plántulas, así como la evaluación de la mortalidad que se produce a lo largo de los años en las mismas. Para esta tesis se evaluaron algunos aspectos de estas variables para poder considerar cómo interactúan la dinámica del sotobosque y la regeneración forestal que es una de las variables que determina el éxito de la implementación de las diferentes prácticas silvícolas (Martínez Pastur y col., 2014; Torres y col., 2015).

5.4.1.1. Análisis de la producción y viabilidad de las semillas

Para cuantificar la producción de semillas en cada tratamiento, se procedió a colocar en cada uno 8 colectores de 0,42 m² (años 2002-2005) (N=32; n=8). Los colectores de semillas consistieron en bastidores de madera sujetando una malla negra (Figura 5.1). En los tratamientos que aplicaron retención agregada (RA y RC), los colectores fueron colocados en 4 posiciones (2 réplicas por posición) cubriendo el gradiente de variación espacial desde el centro del agregado hasta los sectores más alejados de los mismos (centro – borde – afuera cercano – afuera lejano) (Figura 5.4). Para los análisis, las posiciones “centro” y “borde” se unificaron como sectores ubicados “adentro” de los agregados (n=4) y las posiciones “afuera cercano” y “afuera lejano” se unificaron como sectores ubicados “afuera” de los agregados (n=4). La recolección de

semillas se realizó conjuntamente con la de hojarasca, una vez por mes durante el período de mayor aporte (enero-mayo). Las semillas, una vez separadas del resto de los componentes de la hojarasca, fueron pesadas y contadas (Figura 5.2) (Torres y col., 2015).



Figura 5.1. Colector de semillas de 0,42 m² (en el centro se observa una piedra que evitaba que el viento lo moviera).

Posteriormente, se realizaron los estudios de viabilidad en el Laboratorio de Recursos Agroforestales del CADIC. Para estos análisis se empleó el *test de tetrazolium*, basado en definir la viabilidad de las áreas vivas y muertas del embrión, y del endosperma seminal por diferenciación. El objetivo fue conocer la capacidad que presentan las semillas de mantenerse viables y en qué porcentaje dentro de cada tratamiento evaluado. Para acceder a la semilla, se realizó una toma de muestras de 20 aquenios por tratamiento de los meses Enero, Marzo y Mayo al tercer año de la corta, y se realizó una medición de cada aquenio hasta obtener un valor promedio de unidad de longitud de cada muestra. Posteriormente, luego de medirlos, se realizó la imbibición de los 20 aquenios por muestra en agua estéril durante 48 hs. Luego de este periodo se procedió a la extracción del pericarpio y se fue clasificando de acuerdo al estado de la semilla en frescas, abortadas, muertas y vacías. Las semillas frescas son las que han absorbido humedad y aparecen con capacidades de germinar pero que no lo hacen hasta el final de la prueba. Las semillas vacías son aquellas que se encuentran completamente vacías o que pueden contener algún tejido residual mostrando la ausencia de endosperma y embrión, las semillas muertas no son ni duras ni frescas y no han tenido la capacidad fisiológica de producir plántula, y las abortadas son aquellas que contienen embrión abortado.



Figura 5.2. Detalle de hojarasca recolectada (a) y achenios de *N. pumilio* ya separados (b).

Al finalizar el periodo de ensayo prescripto según las reglas internacionales para ensayos de semillas ISTA, la viabilidad se realizó sobre las semillas frescas. Para ello, estas semillas fueron colocadas en el reactivo tri-fenil-tetrazolium al 1% (que funciona como indicador), pero antes se les realizó un corte en la zona próxima al embrión (Lindenbein y Bulat, 1960) para mejorar la penetración del reactivo (el embrión de *N. pumilio* presenta una posición basal). Las semillas fueron tratadas con este reactivo durante 48 hs y en oscuridad dando resultados positivos, aquellas que presentaron coloración roja en la zona embrionaria. En este ensayo bioquímico la presencia de los procesos de reducción que tienen lugar en las células vivas se hacen visibles por la reducción del tri-fenil-tetrazolium. Una vez transcurridas las 48 hs se procedió a la clasificación de las semillas. Aquellas con coloración rojiza fueron consideradas viables y las que no presentaron esta coloración, fueron consideradas no viables.

5.4.1.2. Análisis de la dinámica de la regeneración

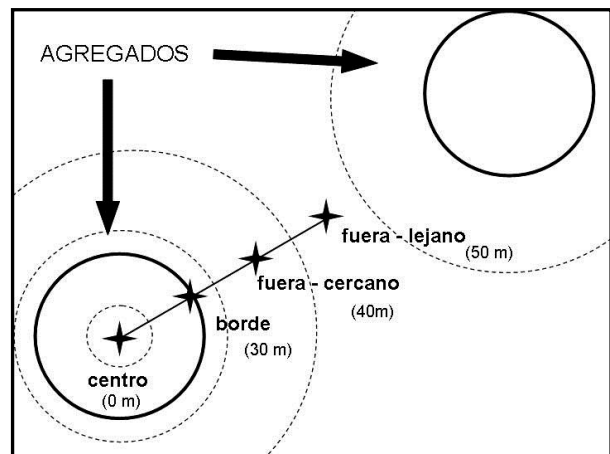
Se instalaron al año de ocurrida la intervención (año 2002), 4 parcelas permanentes de regeneración por tratamiento de 3 m² cada una (n=4), es decir que por tratamiento se muestreó anualmente durante 4 años una superficie de 12 m² (n=4 x 4 tratamientos = N=16 x 4 años = N total: 64). Las parcelas estuvieron compuestas de la siguiente forma: una parcela central de 1m² de superficie, dividida en cuatro cuadrantes de 0,25 m² (*NE*, *SE*, *SO* y *NO*) (Figura 5.3). Estas parcelas, fueron ubicadas, para el caso de los tratamientos con retención dispersa (RD) y el bosque primario o control (BP), por medio de un sistema al azar de coordenadas polares desde el centro de cada tratamiento, utilizando una tabla de números aleatorios para azimut (0º a 360º) y distancia (0 al radio máximo de cada situación, en metros), para localizar los puntos centrales de cada parcela.



Figura 5.3. Parcela central de 1 m² para el monitoreo de la dinámica de la regeneración (izquierda) y detalle de las transectas que parten de ella (derecha), al final de las cuales se ubican las sub-parcelas de 0,5 m².

Para el caso de los tratamientos con agregados (RA y RC), las parcelas – al igual que los colectores de semillas - se ubicaron considerando un gradiente de influencia de la retención agregada, a lo largo de una transecta a los 0 m (coincidiendo esta posición con el centro de uno de los agregados), a los 30 m (borde del agregado), a los 40 m (por fuera del agregado pero en sus cercanías) y a los 50 m (afuera del agregado y a la mayor distancia de él), a fin de cubrir y caracterizar dicho gradiente y evaluar si la modificación del grado de cobertura forestal produce cambios en la incorporación, mortalidad y el crecimiento en altura de las plántulas de *N. pumilio* (Figura 5.4). No se realizaron réplicas por posición. Para los análisis, las posiciones “centro” y “borde” se unificaron como sectores ubicados “adentro” de los agregados (n=2) y las posiciones “afuera cercano” y “afuera lejano” se unificaron como sectores ubicados “afuera” de los agregados (n=2).

Figura 5.4. Localización de las parcelas permanentes de muestreo de la regeneración en los tratamientos con retención agregada (RA) y combinada (RC); (con línea punteada se señalan las áreas de influencia de los agregados para cada zona de muestreo).



A su vez, cada una de estas cuatro parcelas de 1 m², estuvo acompañada por cuatro subparcelas de 0,5 m², que conforman en conjunto una parcela mayor de 3 m², y de la siguiente forma: en el centro se ubica la parcela cuadrada de 1 m² (subdividida en cuatro cuadrantes), y desde ésta, se proyectan cuatro transectas (N, S, E y O), al final de las cuales se ubican las subparcelas rectangulares de 0,5 m², que comienzan a los 5 m del centro de parcela, y tiene 2,5 m de longitud (Figura 5.5). A lo largo de esos 2,5 m, se procedió a medir las plántulas de *N. pumilio* incluidas en los 10 cm a cada lado de la transecta (Figura 5.5).

En cada parcela de los sitios de muestreo se individualizó y midió anualmente (años 2002-2005) cada plántula de *N. pumilio* presente, determinándose la densidad (en número de plántulas por hectárea), edad, altura de las plántulas y se realizó un mapeo de todas las plántulas 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 (Figura 5.6), siendo una herramienta de gran precisión hasta los 15-20 años de edad (Skrt y col., 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 (por parte de poblaciones naturales de *Lama guanicoe* o ganado doméstico) 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.

Figura 5.5. Parcelas de muestreo que fueron realizadas en los distintos tratamientos silvícolas. Cada parcela central de 1 m² fue acompañada por cuatro sub-parcelas de 0.5 m² (TR N: transecta norte; TR O: transecta oeste; TR E: transecta este; TR S: transecta sur; las zonas punteadas corresponden a las áreas de muestreo a lo largo de las transectas las que determinan las sub-parcelas de 0,50 m²).

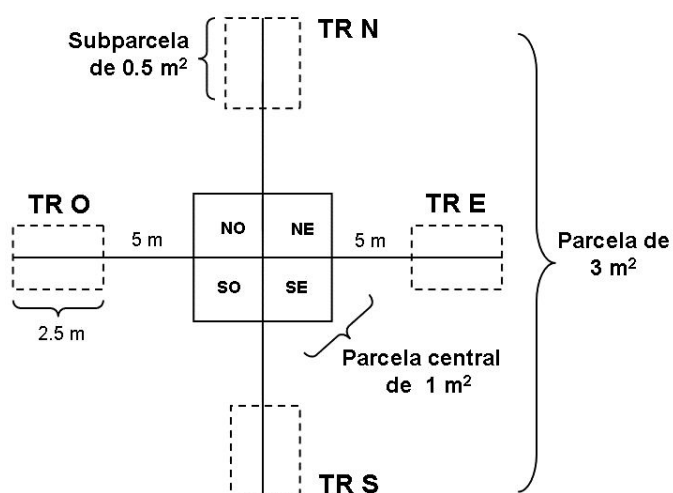




Figura 5.6. Detalle de un mucrón de un renoval de *N. pumilio*.

5.5. RESULTADOS

5.5.1. Producción y viabilidad de semillas

La producción de semillas, cuantificada en millones por hectárea (mill/ha), mostró variaciones entre los sistemas silvícolas y entre años (Figura 5.7). Al año de transcurrida la corta (año 1), la mayor producción se registró en RA-Ad (retención agregada pura adentro de los agregados) (Figura 5.7) con una producción promedio de 4,56 mill/ha de semillas, que fluctuó entre valores máximos y mínimos de 5,79 mill/ha y 3,21 mill/ha respectivamente (Tabla 5.1). Este valor fue un 39% mayor que la producción registrada en el tratamiento control o bosque primario (BP) (3,29 mill/ha) el que presentó sin embargo, valores extremos más pronunciados, con una producción máxima de 6,60 mill/ha y una mínima de 1,95 mill/ha (Tabla 5.1).

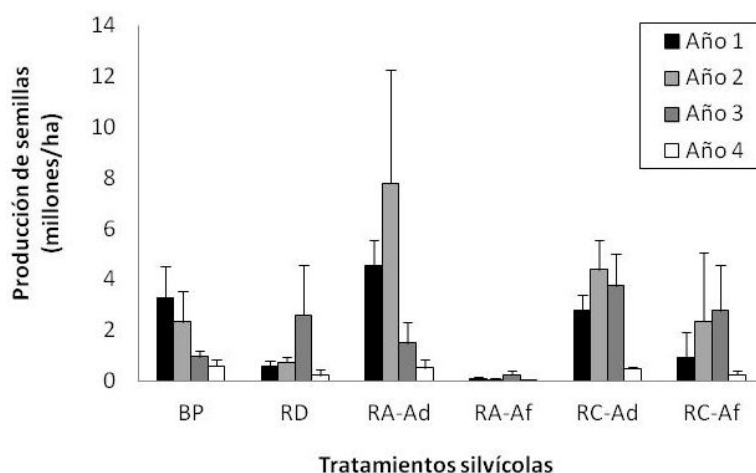


Figura 5.7. Producción de semillas en el bosque intervenido en los cuatro años posteriores a la intervención (Año 1 al 4 = años transcurridos desde la corta), de acuerdo a los diferentes tratamientos silvícolas ensayados y considerando la ubicación respecto a los agregados en los tratamientos que los aplican (BP = bosque primario o control; RC-Ad = retención combinada adentro del agregado; RC-Af = retención combinada afuera del agregado en sectores con

retención dispersa; RD = retención dispersa; RA-Ad = retención agregada adentro del agregado; RA-Af = retención agregada afuera del agregado en sectores con tala rasa).

Tabla 5.1. Producción de semillas (mill/ha) promedio, máxima y mínima registrada en cada tratamiento del bosque intervenido y considerando la ubicación respecto a los agregados en los tratamientos que los aplican (BP = bosque primario o control; RC-Ad = retención combinada adentro del agregado; RC-Af = retención combinada afuera del agregado en sectores con retención dispersa; RD = retención dispersa; RA-Ad = retención agregada adentro del agregado; =RA-Af = retención agregada afuera del agregado en sectores con tala rasa). N=32.

Tratamiento	Producción de semillas (mill/ha)		
	Promedio	Máximo	Mínimo
Año 1			
BP	3,29	6,60	1,95
RD	0,59	1,10	0,33
RA-Ad	4,56	5,79	3,21
RA-Af	0,08	0,14	0,02
RC-Ad	2,76	3,31	1,93
RC-Af	0,92	1,69	0,05
Año 2			
BP	2,33	4,50	0,79
RD	0,74	1,36	0,38
RA-Ad	7,80	11,52	4,17
RA-Af	0,05	0,10	0,02
RC-Ad	4,39	5,67	2,71
RC-Af	2,36	4,69	0,43
Año 3			
BP	0,96	1,26	0,29
RD	2,59	4,62	0,40
RA-Ad	1,49	2,60	0,81
RA-Af	0,25	0,48	0,10
RC-Ad	3,75	4,93	2,81
RC-Af	2,78	4,50	1,07
Año 4			
BP	0,59	1,17	0,19
RD	0,23	0,52	0,00
RA-Ad	0,51	1,07	0,24
RA-Af	0,01	0,02	0,00
RC-Ad	0,48	0,69	0,21
RC-Af	0,25	0,64	0,00

La producción de semillas en el bosque primario o control (BP) fluctuó en los años posteriores a la corta mostrando una tendencia de disminución a medida que transcurrió el tiempo desde la intervención (Figura 5.7). Sin embargo, esta tendencia observada en BP no se

registró en las áreas intervenidas. Por el contrario, al segundo año de transcurrida la corta (año 2) la producción de semillas aumentó en todos los tratamientos alcanzando el mayor incremento en la retención agregada adentro de los agregados (RA-Ad) (7,80 mill/ha) con una máxima de 11,52 mill/ha y una mínima de 4,17 mill/ha (Tabla 5.1), con excepción de las superficies con tala rasa ubicadas afuera de los agregados (RA-Af) donde la producción fue inferior que al año previo. En relación a esto último, en los sectores con tala rasa de la retención agregada (RA-Af) se registró la menor producción promedio de semillas para todos los años analizados (Figura 5.7; Tabla 5.1). Al tercer año del corte la producción de semillas se incrementó en el tratamiento con retención dispersa (RD) (2,59 mill/ha) y en las superficies donde también se aplicó retención dispersa en el tratamiento combinado (RC-Af) (2,78 mill/ha) y disminuyó adentro de los agregados, siendo la merma más pronunciada en los agregados de la retención agregada pura (RA-Ad) (1,49 mill/ha) respecto a los agregados de la retención combinada (RC-Ad) (3,75 mill/ha respectivamente) (Figura 5.7 y Tabla 5.1). Sin embargo RC-Ad fue el tratamiento que presentó los mayores valores máximos y mínimos al tercer año (Tabla 5.1). En el último año (Año 4), la producción de semillas disminuyó considerablemente en todos los tratamientos analizados (Figura 5.7 y Tabla 5.1). Finalmente, analizando exclusivamente los tratamientos con agregados y considerando la ubicación respecto a ellos (adentro ó afuera), se observó tanto en RA como RC que en las posiciones externas a los agregados la producción de semillas fue siempre menor respecto al interior, para todos los años analizados (Figura 5.7).

En relación a la calidad de las semillas producidas en los distintos tratamientos, se observó que más del 70% de las semillas se encontraron vacías en todos ellos, salvo en la retención combinada afuera de los agregados (RC-Af) donde el porcentaje fue menor (61%) (Figura 5.8). El porcentaje de semillas llenas en todos los tratamientos fue por ende inferior al 39%, variando entre un 23% en la retención dispersa (RD) y un 39% en la retención combinada afuera de los agregados (RC-Af). En el bosque primario o control (BP) y en la retención agregada adentro de los agregados (RA-Ad) se registró el mismo porcentaje (25%). De esas semillas llenas, la mayoría fueron semillas viables y se registró en la mayoría de las áreas intervenidas un mayor porcentaje respecto al bosque primario o control (BP) (21%), aunque en RD este porcentaje fue levemente inferior (20%). En las superficies externas a los agregados, el porcentaje de semillas llenas fue superior al encontrado adentro de los agregados: tanto en RC-Af y RA-Af fue de 29% mientras que adentro de los agregados, tanto en RC-Ad como en RA-Ad fue de 26% y 23%

respectivamente. Respecto a la viabilidad de las semillas que se encontraron llenas, el mayor porcentaje fueron semillas viables para todos los tratamientos, y se destacó RA-Af (sectores con tala rasa de la retención agregada) por presentar viables todas las semillas llenas (Figura 5.8). La retención dispersa (RD) y los sectores con retención dispersa del tratamiento combinado (RC-Af) se destacaron por presentar los mayores porcentajes de semillas no viables (11% y 10% respectivamente) (Figura 5.8).

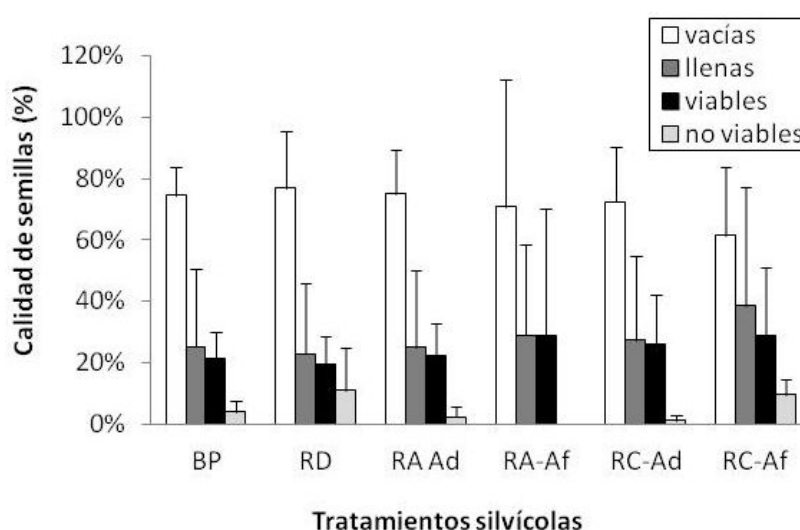


Figura 5.8. Calidad promedio de las semillas de *N. pumilio* de acuerdo a los diferentes tratamientos silvícolas ensayados y considerando la ubicación respecto a los agregados en los tratamientos que los aplican (BP = bosque primario o control; RC-Ad = retención combinada adentro del agregado; RC-Af = retención combinada afuera del agregado en sectores con retención dispersa; RD = retención dispersa; RA-Ad = retención agregada adentro del agregado; RA-Af = retención agregada afuera del agregado en sectores con tala rasa).

Con respecto al número de semillas por kilo, que es una variable que da una idea del tamaño de las semillas, varió con el tiempo en los distintos tratamientos. Al año de producida la corta, el número de semillas por kilo en las áreas intervenidas, independientemente del tratamiento analizado, disminuyó respecto al bosque primario o control (BP) (79992 semillas/kg), es decir, las semillas fueron de mayor tamaño, alcanzando un tamaño máximo en la retención combinada adentro de los agregados (RC-Ad) donde se encontró el menor número de semillas (60055 semillas/kg) (Figura 5.9). Al segundo año, las semillas aumentaron su tamaño en todos los tratamientos incluyendo el bosque primario o control (BP), es decir disminuyó el número de semillas por kilo, con excepción de RC-Ad, donde ocurrió una situación inversa

(Figura 5.9). Al tercer año de transcurrida la corta, se produjo la mayor variación en esta variable, observando un incremento considerable del número de semillas por kilo en todos los tratamientos (disminución del tamaño de las semillas), respecto a los años previos. En este sentido los mayores valores se registraron en las superficies externas a los agregados en los dos tratamientos que los incluyeron, es decir en RA-Af (148768 semillas/kg) y en RC-Af (120684 semillas/kg) (Figura 5.9). Finalmente en el último año analizado se produjo nuevamente una disminución en el número de semillas por kilo en todos los tratamientos, con excepción de los sectores con retención dispersa del tratamiento combinado (RC-Af) donde se mantuvo la misma tendencia que el año previo (Figura 5.9). En términos generales se podría decir que en las áreas intervenidas se registraron tendencias similares a las observadas en el bosque primario sin intervención o control (BP) aunque con cambios más intensos, sobre todo en las superficies ubicadas afuera de los agregados en los dos tratamientos que los aplican (RA-AF y RC-Af) (Figura 5.9).

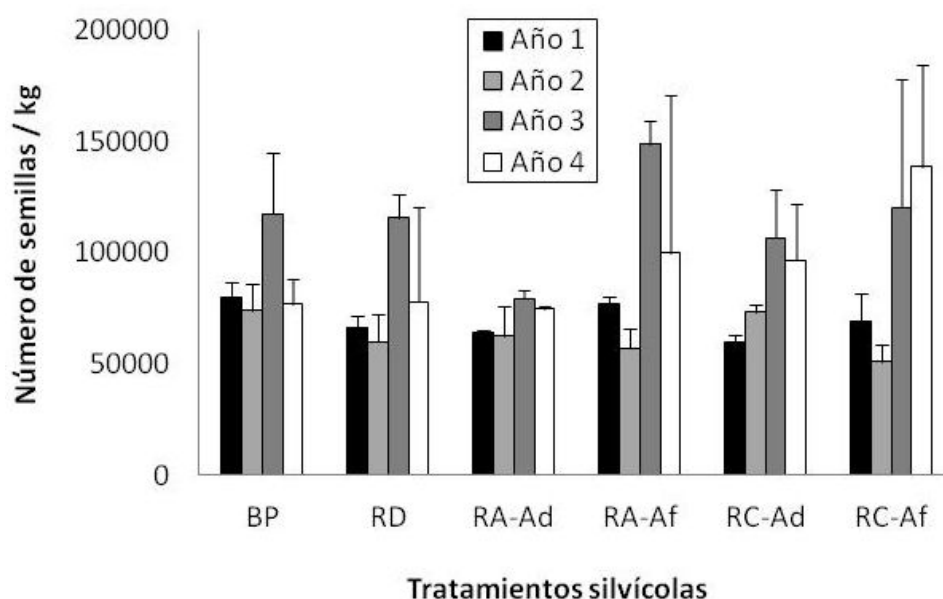


Figura 5.9. Cantidad de semillas de *N. pumilio* por kilogramo en el bosque intervenido, en los cuatro años posteriores a la intervención (Año 1 al 4= años transcurridos desde la corta), de acuerdo a los diferentes tratamientos silvícolas ensayados y considerando la ubicación respecto a los agregados en los tratamientos que los aplican (BP = bosque primario o control; RC-Ad = retención combinada adentro del agregado; RC-Af = retención combinada afuera del agregado en sectores con retención dispersa; RD = retención dispersa; RA-Ad = retención agregada adentro del agregado; RA-Af = retención agregada afuera del agregado en sectores con tala rasa).

Se observaron variaciones en el peso de las semillas para los distintos años analizados después de producida la intervención (Figura 5.10). En el bosque primario o control (BP), se registró una tendencia de disminución del peso de las semillas producidas a lo largo de los años, tendencia que no fue similar para todos los años en las áreas intervenidas. Sin embargo, se observó que las semillas más pesadas se encontraron en los dos primeros años en los sectores de bosque sin intervenir, tanto en el tratamiento control (BP), como adentro de los agregados de la retención agregada (RA-Ad) y la retención combinada (RC-Ad), destacándose RA-Ad por presentar los mayores valores tanto al año como a los dos años (0,07 y 0,12 ton/ha respectivamente). Las superficies donde se aplicó tala rasa en torno a los agregados (RA-Af) se destacaron por presentar las semillas más livianas en todos los años analizados, y un resultado similar se observó en las superficies externas a los agregados del tratamiento combinado (RC-Af), donde las semillas fueron más livianas en comparación con RA-Ad y RC-Ad, aunque fueron más pesadas respecto a la retención dispersa (RD), salvo para el último año donde prácticamente no se observaron diferencias (Figura 5.10).

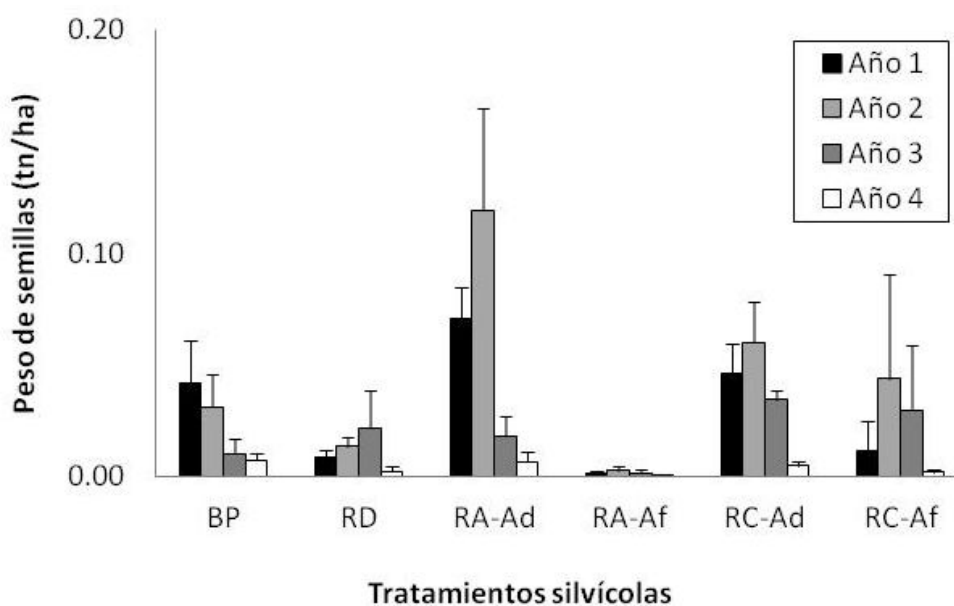


Figura 5.10. Peso promedio expresado en toneladas por hectárea de las semillas de *N. pumilio* en el bosque intervenido en los cuatros años posteriores a la intervención (Año 1 al 4= años transcurridos desde la corta), de acuerdo a los diferentes tratamientos silvícolas ensayados y considerando la ubicación respecto a los agregados en los tratamientos que los aplican (BP = bosque primario o control; RC-Ad = retención combinada adentro del agregado; RC-Af = retención combinada afuera del agregado en sectores con retención dispersa; RD = retención dispersa; RA-Ad = retención agregada adentro del agregado; RA-Af = retención agregada afuera del agregado en sectores con tala rasa).

5.5.2. Dinámica de la regeneración del bosque

Al analizar el número de plántulas de *N. pumilio* presente en el sotobosque de los distintos tratamientos a lo largo de los cuatro años posteriores a la intervención, se observaron claras tendencias de disminución de la densidad de plántulas a lo largo del tiempo y de aumento de sus alturas, independientemente del tratamiento analizado (Figura 5.11), y una relación entre estas tendencias y la cobertura del dosel (Figura 5.11). La disminución de la densidad de plántulas de *N. pumilio* fue más pronunciada en los dos primeros años y en sectores con menor cobertura de copas, es decir, afuera de los agregados (RA-Af y RC-Af). Con excepción del primer año, el resto de los años se registró la menor densidad de plántulas de *N. pumilio* en estas superficies respecto al resto de las áreas intervenidas y al bosque primario sin intervención o control (BP), variando entre un máximo de 525 miles/ha para el primer año en RA-Af, y mínimos de 77 miles/ha para el cuarto año tanto en RA-Af como en RC-Af (Figura 5.11-A). El tratamiento control (BP) mostró para todos los años densidades intermedias entre afuera de los agregados (RA-Af y RC-Af) y adentro de ellos (RA-Ad y RC-Ad), en donde se registró la mayor densidad de plántulas, alcanzando en los dos primeros años densidades superiores a los 500 miles de plántulas/ha, valor que nunca fue registrado en el bosque primario o control (BP). La retención dispersa (RD) mostró densidades más similares a BP en todos los años (Figura 5.11).

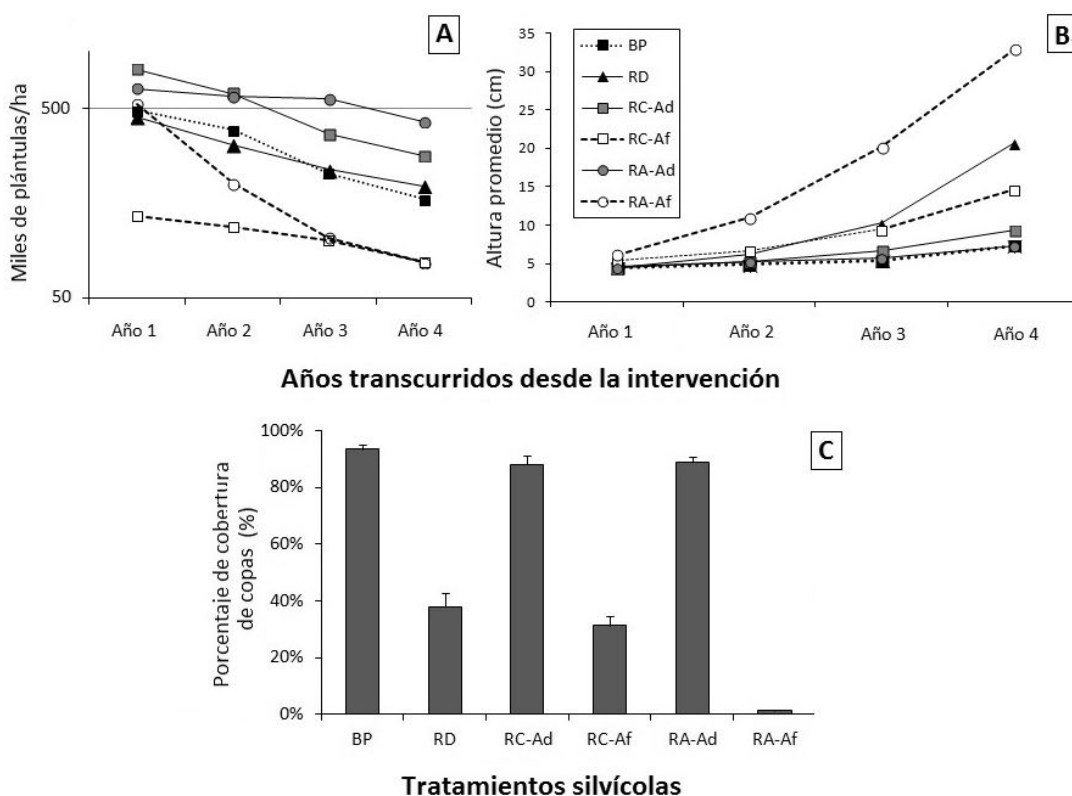


Figura 5.11. Plántulas de *N. pumilio* por hectárea (A) y su altura promedio (B) en el bosque intervenido registrada durante los cuatro años posteriores a la intervención, de acuerdo a los distintos tratamientos silvícolas ensayados y considerando la ubicación respecto a los agregados en los tratamientos que los aplican (BP = bosque primario o control; RD = retención dispersa; RC-Ad = retención combinada adentro del agregado; RC-Af = retención combinada afuera del agregado en sectores con retención dispersa; RA-Ad = retención agregada adentro del agregado; RA-Af = retención agregada afuera del agregado en sectores con tala rasa) y su relación con el porcentaje de cobertura de copas existente en ellos (C).

En el caso de las alturas de las plántulas de *N. pumilio* (Figura 5.11), la tendencia fue inversa a la de densidad, con un claro incremento a lo largo del tiempo. El incremento de las alturas que se produjo en el bosque primario o control (BP) fue gradual variando de alturas promedio de 4,5 cm durante el primer año a alturas de 7,4 cm en el cuarto año. Valores muy similares se registraron para todos los años en las superficies ubicadas adentro de los agregados (RA-Ad y RC-Ad) que son las superficies intervenidas que poseen los mayores valores de cobertura de copas (entre un 88% en RC-Ad y 89% para RA-Ad), muy similares a BP (93%) (Figura 5.11). En contrapartida, en el resto de las áreas intervenidas que poseen menor cobertura (Figura 5.11), se registraron las mayores alturas en las plántulas de *N. pumilio*, sobre todo en las superficies donde se aplicó tala rasa ubicadas afuera de los agregados, en el tratamiento de

retención agregada pura (RA-Af), donde las plántulas desarrollaron para todos los años las mayores alturas promedio (entre 6,2 cm en el primer año y 32,8 cm en el cuarto año) (Figura 5.11). Estas superficies, se caracterizan por presentar el menor porcentaje de cobertura de copas (1,3%), es decir, el dosel más abierto (Figura 5.11).

La incorporación de nuevas plántulas de *N. pumilio* al banco de plántulas existente en el sotobosque varió a lo largo de los años y se observaron tendencias similares - a la registrada en el bosque primario o control (BP) - en los distintos tratamientos analizados, con disminución de la incorporación de plántulas a medida que transcurrió el tiempo desde la corta (Figura 5.12), aunque con diferencias en los valores absolutos. Al año de la corta se produjo la mayor instalación de plántulas de 1 año en el sotobosque de todas las superficies analizadas, aunque los mayores valores se produjeron en el bosque primario o control (BP) y adentro de los agregados en RA (RA-Ad) (117,6 y 189,0 miles/ha respectivamente). Adentro de los agregados en RC (RC-Ad) y en la retención dispersa (RD) prácticamente se instaló un 50% menos de plántulas de *N. pumilio* respecto a BP (51,5 y 62,5 miles/ha respectivamente), mientras que los menores valores se registraron en las superficies externas a los agregados, destacándose la retención agregada pura (RA-Af) (4,7 miles/ha), cuya incorporación de plántulas fue mucho menor que la registrada en el tratamiento combinado (RC-Af) (31,8 miles/ha). Al segundo año en el bosque primario o control (BP) prácticamente se mantuvo la incorporación registrando una leve merma (116,0 miles/ha), aunque sí la disminución fue más pronunciada en las áreas intervenidas (Figura 5.12). Sin embargo, al igual que lo ocurrido durante el primer año, al segundo año adentro de los agregados, tanto en RA-Ad como RC-Ad, se registraron los mayores valores respecto al resto de las superficies intervenidas (78,5 y 22,5 miles/ha respectivamente), y en las superficies externas a los agregados la incorporación continuó siendo la más baja, sobre todo en RA-Af (2,5 miles/ha). Las superficies externas a los agregados en el tratamiento combinado (RC-Af) y la retención dispersa (RD) presentaron valores similares (12,1 y 11,4 miles/ha respectivamente) (Figura 5.12). Al tercer año la incorporación de plántulas fue mucho menor en todos los tratamientos respecto a los años previos, e incluso, directamente no se registró en las superficies externas a los agregados, tanto en RA-Af y como RC-Af. Por otro lado, en el bosque primario o control (BP) se registró el mayor valor (18,3 miles/ha) y le siguieron en importancia los sectores ubicados adentro de los agregados en RA (RA-Ad) (10 miles/ha) mientras que en los agregados del tratamiento combinado (RC-Ad) y en la retención dispersa (RD) la incorporación registrada fue

de 4,2 y 5,8 miles/ha respectivamente. En el último año analizado, la incorporación de plántulas de *N. pumilio* disminuyó aún más en el bosque primario o control (BP) (0,8 miles/ha), en RA-Ad (2,5 miles/ha), en RC-Ad (0,8 miles/ha) y en RD (1,7 miles/ha), mientras que en las superficies externas a los agregados del tratamiento combinado (RC-Af) volvió a registrarse instalación de plántulas en el sotobosque (0,8 miles/ha), aunque sin alcanzar los valores del primer año (Figura 5.12).

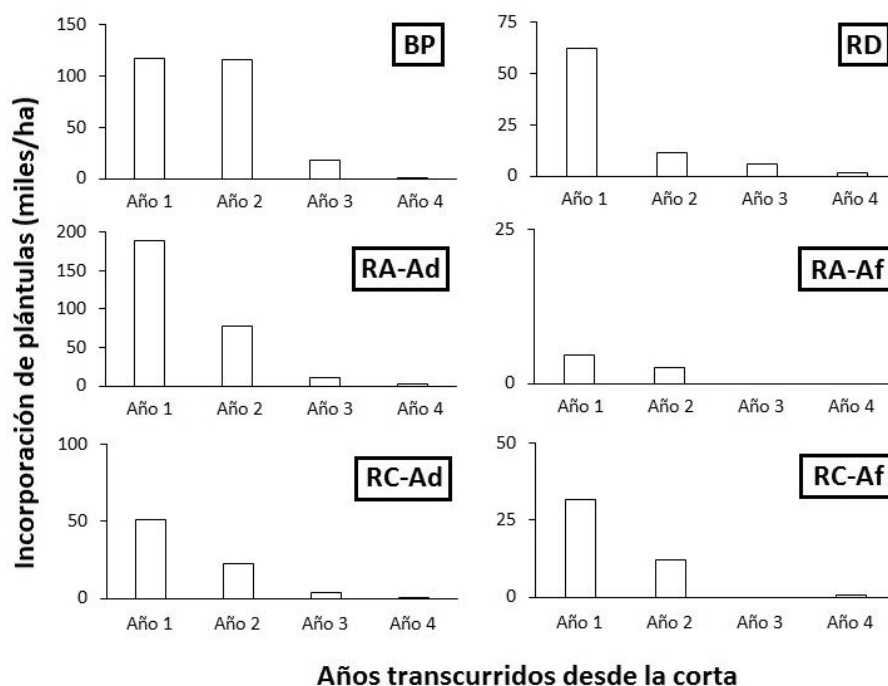
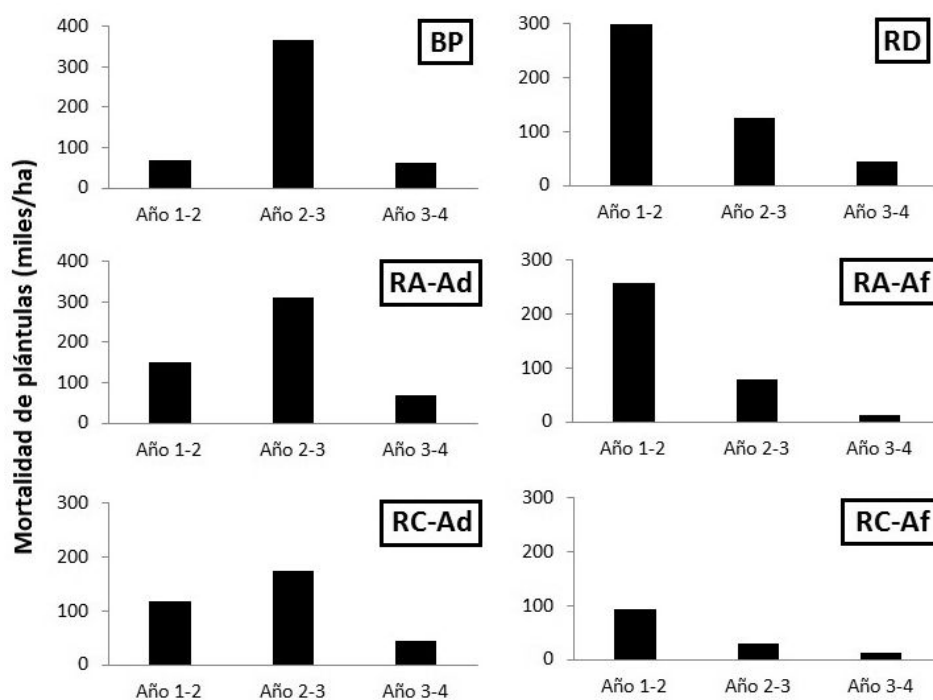


Figura 5.12. Incorporación de plántulas de *N. pumilio* registrada en el bosque intervenido durante los cuatro años posteriores a la intervención, de acuerdo a los diferentes tratamientos silvícolas ensayados y considerando la ubicación respecto a los agregados en los tratamientos que los aplican (BP = bosque primario o control; RC-Ad = retención combinada adentro del agregado; RC-Af = retención combinada afuera del agregado en sectores con retención dispersa; RD = retención dispersa; RA-Ad = retención agregada adentro del agregado; RA-Af = retención agregada afuera del agregado en sectores con tala rasa).

En cuanto a la mortalidad de las plántulas, se encontró que en el bosque primario o control (BP) entre el año 1 y 2 después de la corta, murieron 69,6 miles/ha de plántulas mientras que en las superficies intervenidas, con excepción de los sectores externos a los agregados del tratamiento combinado (RC-Af), la mortalidad superó las 100 miles de plántulas/ha llegando incluso a 400,5 miles/ha en la retención dispersa (RD) (Figura 5.13). Esta mortalidad del primer período analizado, fue ampliamente superada en el período siguiente tanto en el control (BP), donde alcanzó el mayor valor (367,3 miles/ha), así como en las superficies intervenidas ubicadas

adentro de los agregados, tanto en RA-Ad (309,5 miles/ha) como en RC-Ad (174,2 miles/ha), lo que se condice con la merma en la densidad de plántulas de *N. pumilio* que fue observada en la Figura 5.11-A entre el año 2 y 3. Por el contrario, en la retención dispersa (RD) y en todas las superficies ubicadas afuera de los agregados (RA-Af y RC-Af) la tendencia fue inversa registrándose una disminución considerable en el número de plántulas que murieron en el segundo período respecto al previo, con valores mínimos de 29,2 miles/ha para RC-Af, tendencia que se mantuvo en estas superficies entre el tercer y cuarto año, y que también se registró en el control (BP), RA-Ad y RC-Ad para el mismo período (Figura 5.13). Afuera de los agregados en el tratamiento combinado (RC-Af) se observó la menor mortalidad en todos los períodos analizados con un máximo de 93,7 miles/ha entre el año 1 y 2.



Comparación entre años transcurridos desde la corta

Figura 5.13. Mortalidad de plántulas de *N. pumilio* registrada en el bosque intervenido durante los cuatro años posteriores a la intervención, de acuerdo a los diferentes tratamientos silvícolas ensayados y considerando la ubicación respecto a los agregados en los tratamientos que los aplican (BP = bosque primario o control; RC-Ad = retención combinada adentro del agregado; RC-Af = retención combinada afuera del agregado en sectores con retención dispersa; RD = retención dispersa; RA-Ad = retención agregada adentro del agregado; RA-Af = retención agregada afuera del agregado en sectores con tala rasa).

Al analizar la distribución de edades en los distintos tratamientos analizados y a lo largo de los años posteriores a la corta, se observó una clara tendencia de desplazamiento de las

distribuciones hacia la derecha de las gráficas, sobre todo en el bosque primario o control (BP), adentro de los agregados en RA y RC (RA-Ad y RC-Ad) y en la retención dispersa (RD) (Figura 5.14). Para todos los casos, en el año inmediato posterior a la corta se observó que las plántulas de *N. pumilio* de 3 años de edad promedio dominaban el sotobosque, seguidas por las de 2 años, y que la densidad de plántulas fue alta en todos los sistemas, mostrando una lenta pero progresiva merma con el paso del tiempo. Las diferencias de mortalidad no son en su mayoría plántulas de 1 año de edad, sino que se observa el patrón general de que para todos los casos, al año de la corta las plántulas de 3 años de edad promedio dominaban el sotobosque en BP, RA-Ad (junto a los de 1 año), RC-Ad y RD, seguidos por los de 2 años. En las superficies con tala rasa de la retención agregada (RA-Af), la mayor mortalidad se produjo entre el año 1 y 2 (Figura 5.13) lo que se evidencia en la curva de frecuencias del año 2 respecto al año 1 (Figura 5.14). Plántulas de mayor edad también se registraron al año de la corta, aunque en baja densidad (Figura 5.14). En este sentido, en el control (BP) se registraron plántulas de 10 años (2,5 miles/ha). De forma similar, adentro de los agregados en RA (RA-Ad) se encontraron plántulas de 7 años (2,5 miles/ha) aunque afuera de los agregados (RA-Af) se registraron edades superiores (12 años) con una densidad de 5,0 miles/ha. En el sistema que aplica retención combinada, también se encontraron adentro de los agregados (RC-Ad) plántulas de 7 años (7,5 miles/ha) y afuera de los agregados (RC-Af) también se encontraron las plántulas de mayor edad (16 años) en bajo número (2,5 miles/ha). Finalmente en la retención dispersa (RD) la máxima edad representada en el banco de plántulas fue de 7 años (7,5 miles/ha).

Analizando puntualmente las frecuencias de edades comprendidas entre 1 y 2 años, se destacó el banco de plántulas del bosque primario o control (BP), por estar dominado por plántulas de escasa edad (Figura 5.15), al igual que lo registrado en los agregados en RA (RA-Ad), sectores que presentaron diferencias significativas con los otros tratamientos al incluir un número bastante superior de plántulas de 1 y 2 años en su sotobosque. Por otro lado, en las superficies externas a los agregados en RA (RA-Af), las plántulas de *N. pumilio* de edad promedio de 4 y 8 años dominaban en el sotobosque, mientras que en el tratamiento combinado (RC-Af) las de 4 y 7 años. Al segundo año desde la corta, se observó una mortalidad acentuada en las plántulas de 3 años de edad en las superficies con alta cobertura de copas (>70% de cobertura), como en el control (BP), RA-Ad, RC-Ad y RD, mientras que para superficies con coberturas de copas inferiores como las externas a los agregados, la mortalidad se observó en plántulas de 2, 3,

4 y 8 para el caso de RA-Af, y en plántulas de 4 y 7 en RC-Af. Las curvas de frecuencia en RC-Af no mostraron un desplazamiento tan acentuado como en el resto de las superficies intervenidas.

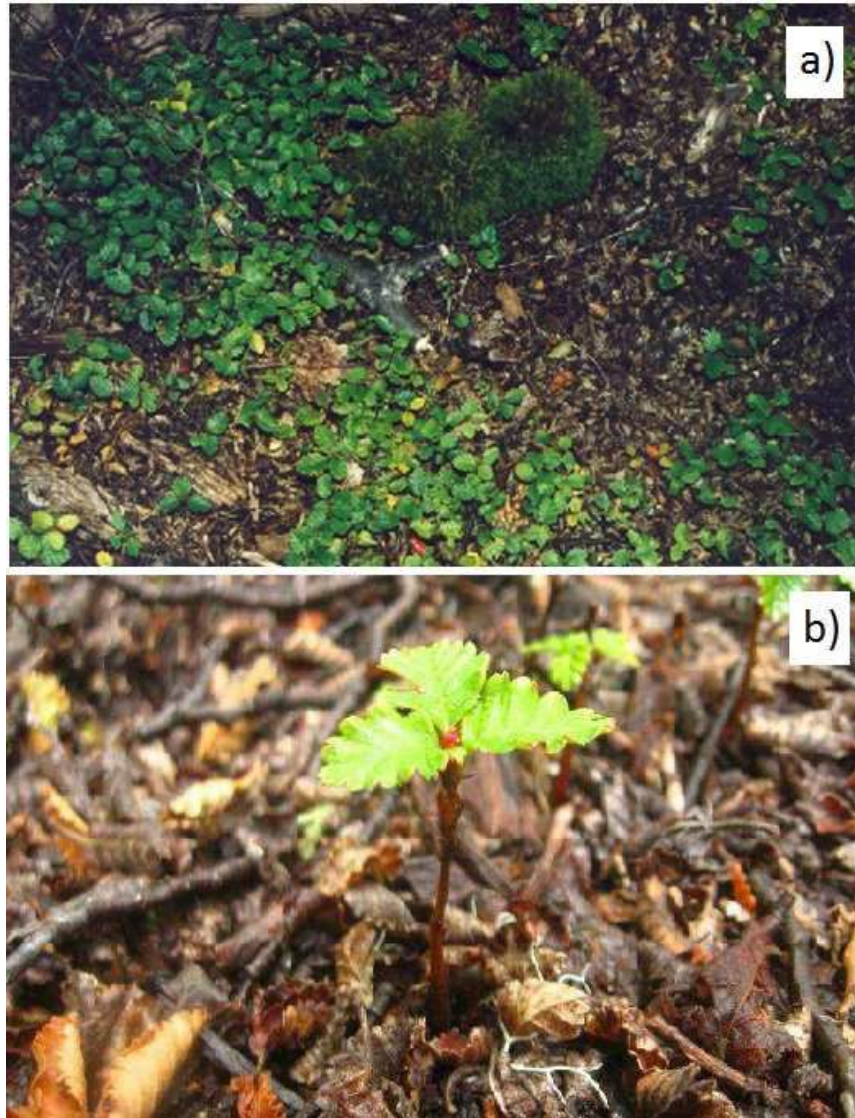


Figura 5.15. Banco de plántulas de *N. pumilio* en el bosque primario o control (a), y detalle de plántula de *N. pumilio* de 1 año de edad (b).

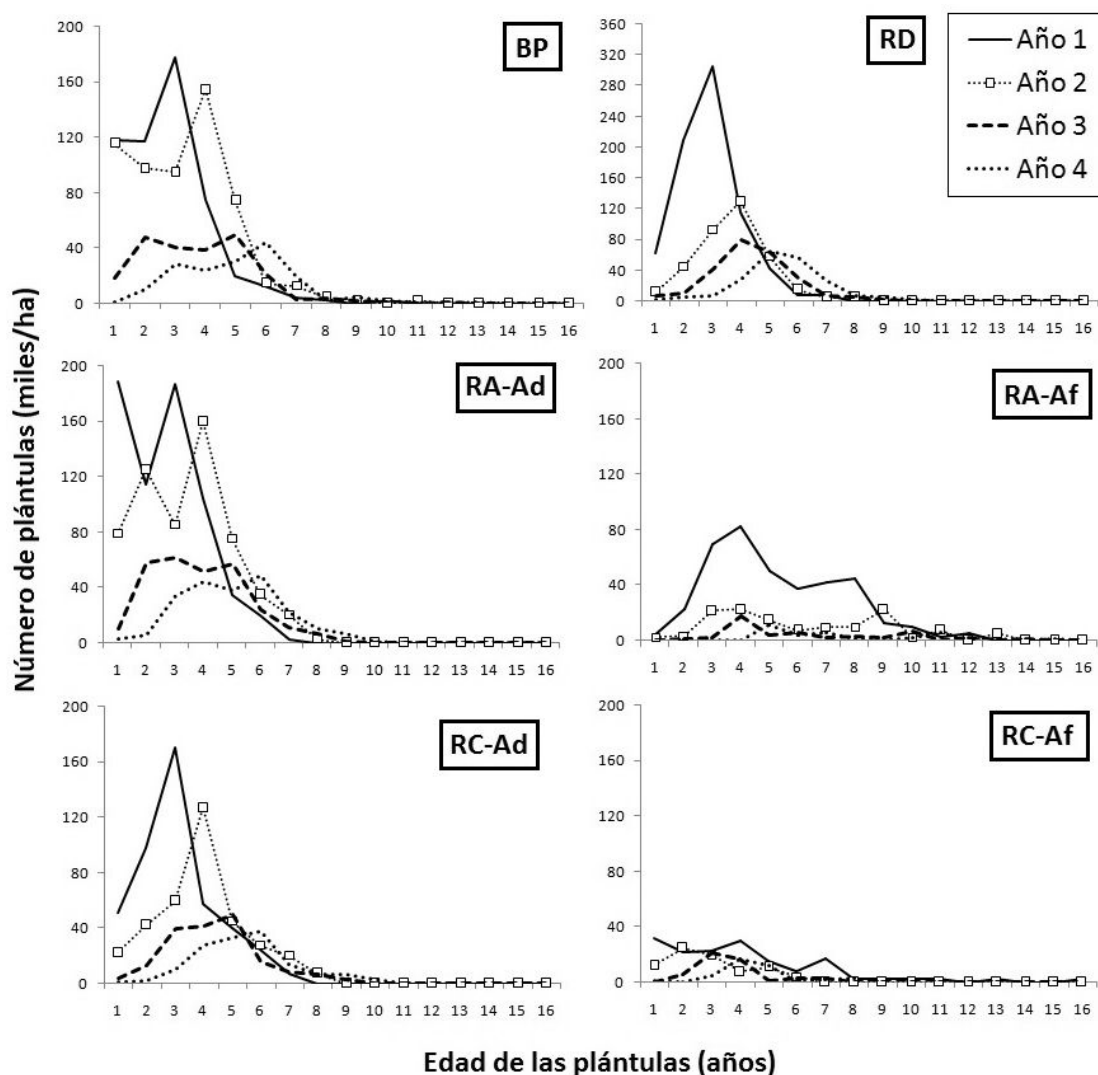


Figura 5.14. Frecuencia de edades de las plántulas de *N. pumilio* en el bosque intervenido en los cuatro años posteriores a la intervención (Año 1 al 4= años transcurridos desde la corta), de acuerdo a los diferentes tratamientos silvícolas ensayados y considerando la ubicación respecto a los agregados en los tratamientos que los aplican (BP = bosque primario o control; RC-Ad = retención combinada adentro del agregado; RC-Af = retención combinada afuera del agregado en sectores con retención dispersa; RD = retención dispersa; RA-Ad = retención agregada adentro del agregado; RA-Af = retención agregada afuera del agregado en sectores con tala rasa).

Al evaluar el porcentaje de ramoneo registrado en las plántulas de *N. pumilio* durante los cuatro años posteriores a la intervención (Figura 5.16), se observaron fluctuaciones entre años y entres tratamientos. En el año inmediato posterior a la corta, el ramoneo en los sectores con tala rasa (RA-Af) fue muy intenso alcanzando a más del 50% de los renovales (53%), y sólo fue de un 2% adentro de los agregados en el tratamiento combinado (RC-Ad), mientras que en el resto de las superficies intervenidas y en el control (BP) no se registró directamente. Al segundo año

desde la intervención, el ramoneo disminuyó considerablemente afuera de los agregados en el tratamiento con retención agregada (RA-Af) (5%) y se incrementó adentro de los agregados en el tratamiento combinado (RC-Ad) (4%). Asimismo, se detectó este impacto en el control (BP) (5%), adentro de los agregados en RA (RA-Ad) (4%) y en la retención dispersa (RD) (1%), a diferencia de lo ocurrido afuera de los agregados en el tratamiento combinado (RC-Af) donde los renovales continuaron sin este impacto. Al año siguiente, el ramoneo se intensificó en RA-Ad, RC-Ad (7%), BP (9%) y RD (6%), continuó disminuyendo en RA-Af (1%) y siguió sin ser registrado en RC-Af. Finalmente en el último año analizado, el ramoneo se incrementó en RA-Ad y RA-Af (12% y 5% respectivamente) y apareció en RC-Af (9%), mientras que en RC-Ad, BP y RD disminuyó (5%, 2% y 4% respectivamente) (Figura 5.16).

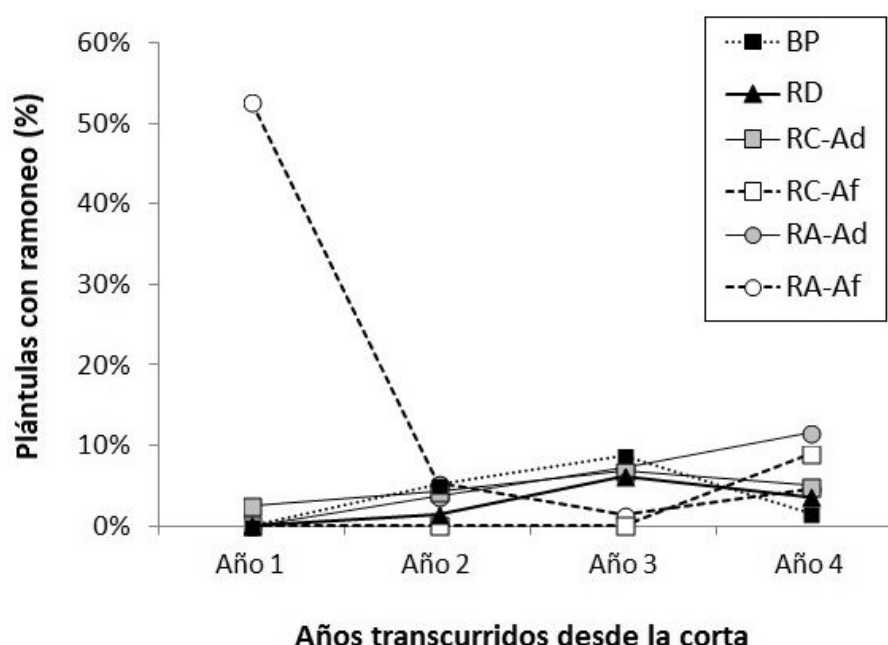


Figura 5.16. Porcentaje de ramoneo en plántulas de *N. pumilio* registrado en el bosque intervenido durante los cuatro años posteriores a la intervención, de acuerdo a los diferentes tratamientos silvícolas ensayados y considerando la ubicación respecto a los agregados en los tratamientos que los aplican (BP = bosque primario o control; RC-Ad = retención combinada adentro del agregado; RC-Af = retención combinada afuera del agregado en sectores con retención dispersa; RD = retención dispersa; RA-Ad = retención agregada adentro del agregado; RA-Af = retención agregada afuera del agregado en sectores con tala rasa).

La cobertura y biomasa de las plántulas de *N. pumilio* también fue analizada en este estudio. Si bien estas variables son analizadas en el capítulo siguiente considerando a las plántulas de *N. pumilio* como un componente más del sotobosque, se describen a continuación parte de los resultados encontrados.

En el bosque primario antes de la intervención (línea de base), no se encontraron claras diferencias en el porcentaje de cobertura de plántulas de *N. pumilio* debidas a la calidad de sitio, aunque en las clases de sitio bajas el porcentaje fue algo inferior (3.16%) respecto a las mejores calidades y a las medias (5,59% y 5,34% respectivamente) (Figura 5.17). Tampoco se observaron diferencias en la cobertura en función a la apertura del dosel, si bien en los claros o gaps se registró una cobertura algo inferior (4,62 %) en comparación con las superficies bajo canopy cerrado (5,59%). En el caso de la biomasa, sólo se encontraron diferencias debidas a la calidad de sitio, con valores que mostraron un gradiente decreciente a medida que disminuyó la calidad de sitio. De este modo, en las clases de sitio altas se registró la mayor biomasa (111,6 kg/ha ± 99,2), en las clases de sitio medias un valor intermedio (68,4 kg/ha ± 25,3) y en las peores calidades de sitio el valor más bajo (36,1 kg/ha ± 41,6) (Figura 5.17)

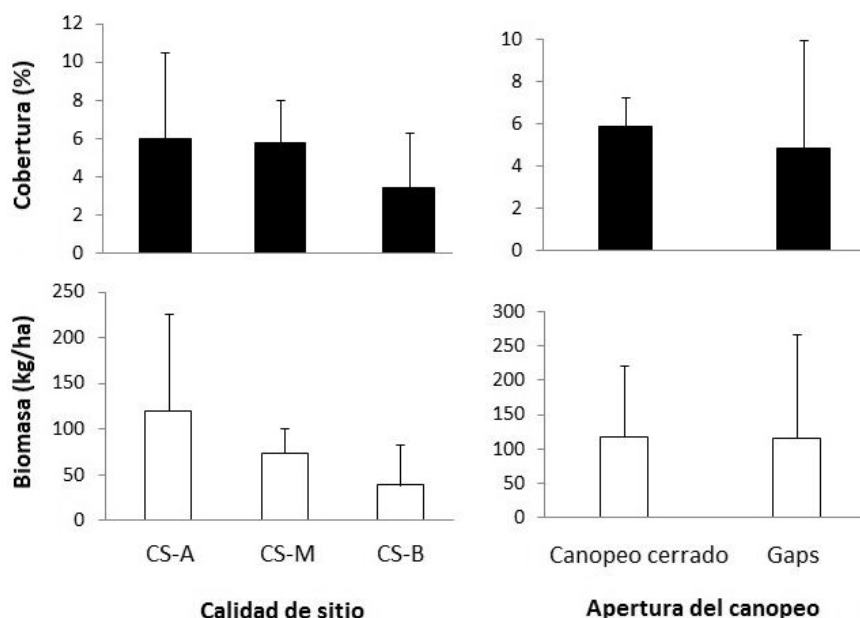


Figura 5.17. Cobertura y biomasa promedios de las plántulas de *N. pumilio* registradas durante los muestreos de la línea de base en el bosque primario antes de la intervención, de acuerdo a la calidad de sitio (CS-A: clase de sitio alta o CS I-II, CS-M: clase de sitio media o CS III; CS-B: clase de sitio baja o CS IV-V) y a la apertura del canopy.

En el bosque intervenido, se registraron diferencias en el porcentaje de cobertura de las plántulas de *N. pumilio* en función de los distintos tratamientos analizados, no así al analizar el tiempo transcurrido desde la intervención (Figura 5.18), mientras que en el caso de la biomasa, se registraron diferencias entre tratamientos y años transcurridos desde la corta. El mayor porcentaje de cobertura fue alcanzado adentro de los agregados en RA (RA-Ad) (6,21% ± 6,80) y en la retención dispersa (RD) (4,71% ± 3,62), lo que concuerda con la mayor biomasa también

registrada en estas superficies (134,8 kg/ha \pm 137,4 y 116,9 kg/ha \pm 141,1 respectivamente) (Figura 5.18). En el bosque primario o control (BP), se registró una cobertura de un 2,33%, similar a la registrada en el tratamiento combinado tanto adentro de los agregados (RC-Ad) como afuera (RC-Af) (2,41% y 2,01% respectivamente), mientras que el menor valor de cobertura fue registrado en las superficies con tala rasa de la retención agregada pura (RA-Af) (0,83% \pm 0,86), si bien las plántulas de *N. pumilio* alcanzaron las mayores alturas en estas superficies (Figura 5.11). Estas coberturas se relacionan positivamente con la biomasa registrada en los distintos tratamientos, es decir, a mayor cobertura de plántulas, mayor biomasa desarrollada, y viceversa (Figura 5.18). En relación con los años transcurridos desde la corta, se observó que al cuarto año se produjo la mayor producción de biomasa (109 kg/ha \pm 161,9) casi duplicando a la desarrollada al año previo (55 kg/ha \pm 100,4).

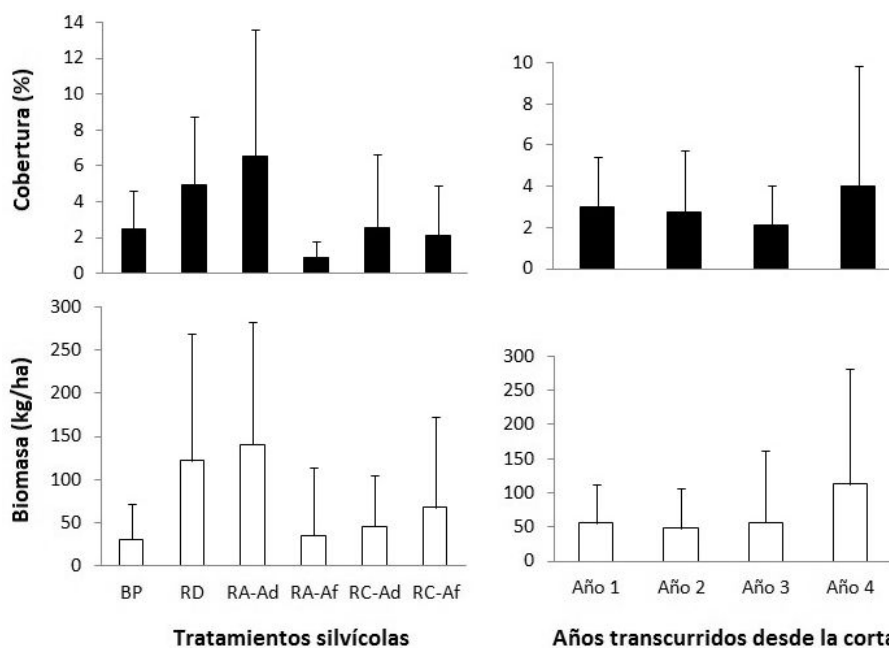


Figura 5.18. Cobertura y biomasa promedios de las plántulas de *N. pumilio* en el bosque intervenido de acuerdo a los diferentes tratamientos silvícolas ensayados y considerando la ubicación respecto a los agregados (BP = bosque primario o control; RC-Ad = retención combinada adentro del agregado; RC-Af = retención combinada afuera del agregado en sectores con retención dispersa; RD = retención dispersa; RA-Ad = retención agregada adentro del agregado; RA-Af = retención agregada afuera del agregado en sectores con tala rasa) y al tiempo transcurrido desde la intervención (Año 1 al 4= años transcurridos desde la corta).

5.6. DISCUSIÓN

Producción y viabilidad de semillas

La variabilidad detectada en la producción de semillas en este estudio, ha sido citada para muchas especies forestales (Kelly, 1994; Kelly y col., 2000; Koenig y Knops, 2000) y especialmente para las especies del género *Nothofagus* (Burschel y col., 1976; Wardle, 1984; Donoso, 1975; 1993; 1997; Donoso y col., 2014; Bahamonde y col., 2011; Martínez Pastur y col., 2008a; 2011b), siendo notable para *N. pumilio* (Schmidt y col., 1996; Monks y Kelly, 2006; Cellini, 2010; Martínez Pastur y col., 2012a; 2013b; 2014; Torres y col., 2015). Los *Nothofagus* poseen ciclos de semillazón que varían en su periodicidad y magnitud de acuerdo con la especie (Wardle 1984; Donoso y col., 2014). En *N. pumilio*, dicha periodicidad es cercana a los 7 años con producciones que llegan hasta los 15 mill/ha en bosques primarios y con grandes variaciones espaciales temporales (Schmidt 1995; Cellini, 2010; Martínez Pastur y col., 2012a; 2014; Torres y col., 2015), tal como lo documentan el estudio de Cuevas (2000) realizado a sólo 12,5 km del área de estudio (Ea. San Justo), quien señala una periodicidad del pico de producción de semillas cada 7 años, y el estudio de Schmidt y col., (1997) realizado a 250 km de San Justo, quienes documentan que en los años 1982, 1988 y 1996 ocurrieron altas producciones de semilla con valores que llegaron hasta los 15 millones de semillas por hectárea en bosques primarios. Asimismo en este último trabajo donde se recolectaron semillas de *N. pumilio* durante 20 años, se observó un aumento en la producción de semillas cada 6 u 8 años. Estos pulsos de máxima producción de semilla son conocidos como “semillazón” (“masting”). La semillazón es la producción sincronizada e intermitente de semillas en poblaciones de especies longevas (Janzen, 1971). Los valores promedio para *N. pumilio* encontrados por diversos estudios en años de máxima producción fueron de 14,7 millones por hectárea (Martínez Pastur y col., 2008a), 16,0 millones por hectárea en la XII Región (Schmidt y col., 1997) y 50,0 millones por hectárea en Tierra del Fuego (Cuevas, 2000). En esta tesis, los cuatro primeros años analizados pueden considerarse como de baja producción de semillas, comparados con los máximos mencionados. Las fluctuaciones en la semillazón pueden deberse a determinados procesos asociados, como los fisiológicos de cada árbol (ej. estrés), enfermedades o fluctuaciones anuales en las poblaciones de insectos y de aves frugívoras siendo estrategias para superar la depredación de insectos frugívoros (Silvertown, 1980). Asimismo, podría ser una respuesta a los cortos períodos de crecimiento de las especies de climas fríos. Según Torres y col. (2015), en el caso de *N. pumilio*, al presentar 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. La periodicidad mencionada, también se relaciona con el tipo de polinización que poseen los *Nothofagus*. Por ser ésta anemófila, es muy dependiente de las características climáticas que presenta durante el tiempo que dura la polinización. Inmediatamente después de la fecundación se inicia el desarrollo de los frutos, alcanzando su pleno desarrollo y madurez en un lapso de 5-6 meses. En este estado se inicia la dehiscencia de las cúpulas y con ello la diseminación de las semillas. Esto ocurre a partir de fines del mes de enero y se prolonga hasta abril, siendo máxima entre Febrero y Marzo. Dicho proceso varía según la especie, procedencia y año de producción. Para el caso de *N. pumilio*, el proceso de dispersión ocurre entre fines de Marzo y comienzos de Abril (Donoso, 1975; Martínez Pastur y col., 2014; Torres y col., 2015).

Los resultados obtenidos al analizar el número de semillas por kilo y el peso de las mismas podrían indicar cierta tendencia de que el tamaño (y por consiguiente el peso) de las semillas disminuye con la reducción de la cobertura. En las superficies externas a los agregados donde la cobertura arbórea fue menor, como en las superficies con retención dispersa del tratamiento combinado (RC-Af) y sobre todo en las superficies donde se aplicó tala rasa de la retención agregada pura (RA-Af), se encontró un mayor número de semillas por kilo (semillas de menor tamaño), sobre todo al tercer y cuarto año desde la corta, respecto a las otras superficies. La causa de esta tendencia podría deberse a la incorporación a los sectores de baja cobertura, de semillas provenientes de árboles semilleros alejados y de menor peso y tamaño, que son trasladadas por el viento a las áreas más abiertas. En contrapartida, el menor número de semillas por kilo (semillas de mayor tamaño) encontrado en sectores de alta cobertura como los ubicados adentro de los agregados, tanto en la retención agregada pura (RA-Ad) como el tratamiento combinado (RC-Ad), se debería a que las semillas más pesadas no llegan a ser dispersadas a grandes distancias por el viento, cayendo en el interior de los agregados, es decir en el lugar de producción. De acuerdo a Oliver y Larson (1996), las distancias de viaje de las semillas varían con las especies y están relacionadas con la velocidad del viento y la altura de los árboles y es inversamente relacionada con el peso de las semillas. En poblaciones de *N. nervosa*, Marchelli y Gallo (1999), observaron diferencias en el peso de semillas en diferentes sectores de la distribución natural. Estas diferencias fueron atribuidas a características genéticas o ambientales. Asimismo, el tamaño de las semillas es muy variable dentro de una misma especie, dependiendo de la latitud y longitud en que se ubican los rodales (Rodríguez y Rodríguez, 1990).

Es sabido que la producción de semillas de *N. pumilio* difiere entre sectores aprovechados y bosques sin intervención (Martínez Pastur y col., 2008a; 2011a; 2013b; 2014; 2015; Cellini, 2010; Torres y col., 2015), siendo coherentes con los resultados obtenidos en el presente estudio donde se observaron diferencias entre los distintos tratamientos silvícolas analizados y el bosque primario sin intervención o control (BP). Los resultados encontrados en el control (BP) y en el interior de los agregados de los dos tratamientos que los aplican (RA-Ad y RC-Ad) corroboran tales diferencias, con años de mayor producción de semillas respecto a las superficies intervenidas que dejaron menores coberturas de copas, como la retención dispersa (RD) y las superficies con retención dispersa del tratamiento combinado (RC-Af). Esto se traduciría en un mayor aporte de semillas respecto a las áreas que poseen un dosel más abierto, tales como los sectores con tala rasa de la retención agregada pura (RA-Af) donde se registró la menor producción de semillas para todos los años analizados. Asimismo, las diferencias encontradas entre los agregados y las superficies externas a ellos deja en evidencia que la producción de semillas en los sistemas que dejaron agregados (retención agregada y retención combinada), presenta una marcada variación espacial desde el centro del agregado hasta los sectores más alejados de los mismos. Por otro lado, el aumento en la producción de semillas encontrado adentro de los agregados en el tratamiento con retención agregada pura (RA-Ad) respecto al bosque primario podría deberse según Martínez Pastur y col. (2008a), a la exposición lateral de las copas a los rayos solares al realizar la quita de los individuos alrededor de los agregados cuando se realiza el aprovechamiento forestal, lo que aumentaría la producción de semillas por árbol superando incluso a la producida en el bosque primario.

Muchos estudios cuantifican la cantidad de semillas que son aportadas al sistema por el estrato forestal, pero pocas veces se incluyen estudios de viabilidad. La calidad de las semillas producidas en los años de estudio mostró para casi todas las situaciones analizadas, que más del 70% de las mismas estuvieron vacías para todos los tratamientos, es decir no fueron viables. Esto podría 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. Además del ataque de depredadores o enfermedades, otros factores que pueden afectar la viabilidad son la deshidratación de los árboles, la temperatura ambiente, el fotoperiodo, la edad de la planta madre o el grado de madurez fisiológica, así como las condiciones de almacenamiento de la semilla después de cosechada (Bahamonde y col., 2011; 2013).

Dinámica de la regeneración

La disminución general en el número de plántulas/ha registrada en los distintos tratamientos silvícolas con el paso del tiempo, podrían deberse a varios factores. Los bosques de *N. pumilio* sin intervención presentan normalmente una alta cobertura de copas y densidad de árboles como se ha explicado en el capítulo de estructura forestal, la cual retiene un gran porcentaje de la precipitación (13-25% por intercepción y 15-50% por evapotranspiración), reduciendo la luz disponible a nivel del sotobosque y la humedad del suelo (Frangi y Richter, 1994; Caldentey y col., 2005a; Martínez Pastur y col., 2007a; 2010; 2014; Gallo y col., 2013). Cuando se abre el dosel a causa por ejemplo del aprovechamiento, aumenta la radiación fotosintéticamente activa (Caldentey y col., 2009), aunque también se incrementa la temperatura y aumenta la velocidad del viento, lo que causa una mayor evapotranspiración (Caldentey y col., 2005b). Las mayores temperaturas que se registran si bien favorecerían la germinación de semillas, producen un porcentaje de mortalidad más elevado en las plántulas, generalmente, por problemas de desecación. Es decir, los efectos positivos de la temperatura en este caso se verían contrarrestados por los efectos negativos de la falta de humedad (Donoso, 1997). Estos cambios explicarían la mortalidad registrada y la consecuente disminución en la densidad de plántulas en las áreas aprovechadas, sobre todo en los años inmediatos posteriores a la corta como fue observado en las superficies con menos cobertura de copas, como afuera de los agregados en los sectores con tala rasa de la retención agregada pura (RA-Af) y en los sectores con retención dispersa del tratamiento combinado (RC-Af) y en el tratamiento con retención dispersa (RD). Como se ha visto en el capítulo de microclima, además de los cambios ya mencionados, en las superficies intervenidas también se registró una mayor incidencia de viento en el interior de los rodales, lo que seguramente causó la muerte de muchas plántulas debido a la desecación de los ápices. Además, la lenta y progresiva merma de la densidad con el paso del tiempo y el marcado aumento en las alturas promedio de los renovales, se debe a que los cambios mencionados de las condiciones microclimáticas se hacen más acentuados con el paso del tiempo. La apertura inicial del dosel, suele incrementarse 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. Las plántulas de *N. pumilio* por lo tanto, quedan más expuestas a la desecación y al estrés hídrico (Martínez Pastur y col., 2007a; 2014), también favorecida por la mayor incidencia de

viento. Como consecuencia, la mortalidad se incrementa en el banco de plántulas y esto repercute en su densidad, que disminuye en forma progresiva.

Asimismo, y en relación con el gradiente de influencia de la retención agregada, también se ha visto en el capítulo de microclima que se produjo un aumento de la temperatura máxima del aire a medida que aumentó la distancia del centro de los agregados (sobre todo entre los meses de noviembre y febrero), una disminución de las temperaturas mínimas y un incremento del porcentaje de humedad relativa. La combinación de estos cambios explicaría la mortalidad registrada en las áreas intervenidas y la menor incorporación de plántulas que fue registrada respecto a los sectores de bosque primario (control), sobre todo en los sectores con tala rasa del tratamiento con retención agregada pura (RA-Af) que se destacó por presentar la menor incorporación. En estas superficies no se dejó cobertura arbórea, por lo que las modificaciones en las condiciones microclimáticas fueron mucho más pronunciadas.

Por otro lado, la incorporación de plántulas fue escasa en todos los años analizados y fue disminuyendo con el paso del tiempo, sobre todo en las áreas intervenidas y con menor cobertura de copas (RA-Af, RC-Af y RD). Los principales motivos fueron la baja producción de semillas que caracterizó al período estudiado y las escasas precipitaciones y altas temperaturas registradas al momento del establecimiento (mes de noviembre), como se ha visto en el capítulo de microclima. En los tratamientos con agregados (RA y RC), además, se registró para el mes de noviembre - donde ocurre la germinación y la apertura de yemas - un bajo porcentaje de humedad (%). Estas condiciones microclimáticas explicarían a su vez, la alta mortalidad de plántulas registrada en las clases menores de edad (plántulas de 1-3 años) - que son más vulnerables al estrés hídrico por presentar un sistema radicular incipiente en los primeros centímetros del horizonte orgánico del suelo. Wardle (1970) observó por ejemplo una mayor mortalidad en plántulas de *N. solandri* var. *solandri* de un año de edad que en plantas mayores. La mortalidad además, podría deberse a los efectos de la competencia entre plántulas en los sectores de baja cobertura y al ramoneo de animales, que justamente fue muy alto en los sectores con tala rasa (RA-Af) al año desde la corta (más del 50% de las plántulas estaban ramoneadas). La aplicación de tala rasa generó superficies desnudas (sin árboles) más accesibles para los animales. Según Pulido y col. (2000) y Soler y col. (2012; 2013) el ramoneo por parte de guanacos (*Lama guanicoe*), un camélido nativo, produce pérdidas de plántulas tanto en el bosque primario sin intervención como en sectores con menor cobertura. Cuando las plántulas

presentan baja edad o tamaño, 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 a su vez, podría explicar en parte el menor crecimiento en altura promedio registrado durante los 4 años posteriores a la corta en las superficies de bosque primario, tanto en el control como dentro de los agregados de la retención agregada pura y la retención combinada, en comparación con las superficies intervenidas. De hecho, en estas superficies de bosque primario se observó un mayor porcentaje de ramoneo y que se fue incrementando en algunos años respecto a las superficies externas a los agregados (RA-Af y RC-Af) corroborando lo antedicho. Estos resultados concuerdan con muchos autores que mencionan cómo *Lama guanicoe* utiliza los bosques deciduos para alimentarse y refugiarse durante todo el año (Raedake, 1980, 1982; Ivanovich Segovia, 1989; Bonino y Fernández, 1994; Mella, 1995; Martínez Pastur y col., 1999b; Pulido y col., 2000; Soler y col., 2012; 2013). Sin embargo, pese a la influencia del ramoneo en el crecimiento en altura de las plántulas en sus primeros años, éste en general no impacta en el desarrollo normal de los árboles (Martínez Pastur y col., 1997; 1999b; 2002; 2004; Soler y col., 2012; 2013), aunque de acuerdo a Gea y col. (2004) si es continuo e intenso, podría impedir la correcta regeneración de los bosques. Por otro lado, las menores alturas registradas en los sectores de bosque primario se deben también y sobre todo, a la mayor cobertura de copas que restringe el ingreso de luz y de precipitación a nivel del sotobosque, retardando el crecimiento en altura de las plántulas de *N. pumilio*. Esta afirmación es respaldada por el trabajo de Donoso y col. (2014), quienes mencionan que 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. En el caso de *N. pumilio* la germinación es posible en condiciones de baja iluminación (Cuevas y Arroyo, 1999; Cellini, 2010; Martínez Pastur y col., 2014), a pesar de que con mayor iluminación el porcentaje aumenta. Por otro lado, el efecto de la disponibilidad de luz en el crecimiento de plántulas en *Nothofagus* fue estudiado por ejemplo por Cockayne (1926), Wardle (1967), Promis (2013) y Martínez Pastur y col., (2014) 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). Según distintos autores (Cuevas y Arroyo, 1999; Cuevas, 2002; Cellini, 2010) la adecuación de *N. pumilio* a la

supervivencia en altas coberturas le permitiría a la especie formar un banco de plántulas, donde los renovales pueden sobrevivir hasta 17 años de edad. En relación a esto último, en este estudio cuando se analizó la frecuencia de edades, se encontraron plántulas de edad avanzada aunque en bajas densidades, como las plántulas de 16 años halladas al año de la corta en los agregados del tratamiento combinado (RC-Ad), demostrando que si bien el banco de plántulas de *N. pumilio* en el bosque primario está dominado por plántulas de menor edad alberga también plántulas mayores que sobreviven en el sotobosque a la espera de que se produzcan condiciones propicias para su liberación y crecimiento. Cuando se abre el dosel superior, ya sea a causa de volteos de viento, daño por hielo, aprovechamiento forestal o acción de *Castor canadensis* (Grosse, 1988; Veblen, 1989; Rebertus y Veblen, 1993; Gutiérrez, 1994; Rebertus y col., 1997; Heinemann y col., 2000; Martínez Pastur y col., 2000; 2009; 2014; Anderson y col., 2006; 2015) el banco de plántulas respondería con un crecimiento en altura.

La mayor mortalidad registrada en el bosque primario (control) entre el segundo y tercer año desde la corta, también puede asociarse con la cobertura de copas. En el bosque primario la alta cobertura que lo caracteriza ya descrita en el capítulo de estructura forestal, favorece en menor medida la supervivencia de las plántulas. Gran parte de las plántulas instaladas mueren rápidamente en altas coberturas debido a la competencia que se establece entre ellas y los árboles del rodal, que se encuentran en mayor densidad respecto a las zonas aprovechadas. En cuanto a los tratamientos que utilizaron en algún grado retención agregada (RA y RC), la retención combinada presentó la menor mortalidad, sobre todo en las superficies externas a los agregados que poseen retención dispersa (RC-Af). En las áreas con menor cobertura, el grado de insolación es alto, lo que favorece el incremento en altura de las plántulas. Esto explica las mayores alturas promedios registradas en las superficies con menor cobertura de copas como ya se ha mencionado (afuera de los agregados tanto en RA como RC, y en la retención dispersa) y el incremento de las alturas registrado con el transcurso del tiempo.

Lencinas y col. (2007) trabajaron con plántulas de *N. pumilio* bajo distintas coberturas de copas y regímenes hídricos, observando que la biomasa total y compartimentada aumentó en forma diferencial según el régimen hídrico-lumínico al que estuvo sometida. Observaron un aumento de la biomasa aérea con el incremento de la luminosidad, aunque a altas intensidades lumínicas, la biomasa aérea disminuyó su crecimiento para favorecer el desarrollo de la biomasa subterránea. Las plántulas de *N. pumilio* tienen una extraordinaria capacidad de adaptación eco-

fisiológica a cambios en el medio ambiente (Peri y col., 2009; Ivancich y col., 2012; Martínez Pastur y col., 2007a; 2011a; 2011b; 2012a; 2013b; 2014) permitiendo la recuperación de la estructura forestal de los rodales frente a todas las propuestas silvícolas ensayadas (Martínez Pastur y col., 2013a). La exposición de las plántulas a altas intensidades de luz produce una disminución del área foliar para limitar la excesiva evapotranspiración, mejorando el nivel hídrico de la planta, la actividad fotosintética y el crecimiento de la misma (Aussenac, 2000; Martínez Pastur y col., 2007a; 2014). Bajo estas condiciones las plántulas re-direccionan sus fotosintatos hacia la producción de raíces a fin de mejorar la disponibilidad de agua (Lencinas y col., 2007). Esto podría explicar la menor cobertura y biomasa de plántulas registrada en las superficies con tala rasa del tratamiento con retención agregada pura (RA-Af), y las mayores alturas alcanzadas, en comparación con las otras superficies intervenidas.

Los cambios observados y descritos en la regeneración de *N. pumilio*, demuestran que el desarrollo de las plántulas de *N. pumilio* responde fuertemente a los cambios que se producen en las condiciones microclimáticas y a nivel del suelo en el bosque intervenido, debidos a la apertura del dosel a gran escala que produce la corta. Las plántulas de *N. pumilio* constituyen un componente fundamental del sotobosque de los bosques fueguinos, y es de esperar que los cambios registrados en este componente en particular, también se reflejen en el sotobosque en su conjunto, que está sujeto a los mismos cambios, lo que será analizado en el capítulo próximo.

CAPÍTULO 6

SOTOBOSQUE EN BOSQUES SIN MANEJO, Y CON MANEJO INTERVENIDOS POR DIFERENTES SISTEMAS DE RETENCIÓN

6. SOTOBOSQUE EN BOSQUES SIN MANEJO, Y CON MANEJO INTERVENIDOS POR DIFERENTES SISTEMAS DE RETENCIÓN

6.1. INTRODUCCIÓN

Uno de los componentes fundamentales del ecosistema forestal es el sotobosque, fuente de alimento y refugio para gran parte de la macro- y micro-fauna que lo habita, además de contribuir con la protección del suelo contra la erosión. Las plantas del sotobosque contribuyen además con la biodiversidad forestal, generando las interacciones de competencia iniciales con las fases de regeneración de las especies dominantes del canopy, determinan los flujos de energía y el ciclado de nutrientes, y responden complejamente tanto a los disturbios naturales como antrópicos (Gillian, 2007; Lencinas y col., 2011). La integridad del ecosistema de los bosques templados depende de la conservación de las especies de plantas del sotobosque, al igual que la estabilidad y supervivencia de otros organismos (Clement, 2001).

El sotobosque de los bosques productivos de *Nothofagus pumilio* es pobre en especies comparado con el de otros bosques templados del mundo (Moore, 1983; Christensen y Emborg, 1996; Liu y col., 1998; Wigley y Roberts, 1997), presentando pocas arbustivas y numerosas herbáceas, hongos, musgos, hepáticas y pteridofitas. Posee una escasa diversidad de plantas vasculares, las cuales incluyen especies de los géneros *Adenocaulon*, *Blechnum*, *Dysopsis*, *Galium*, *Osmorhiza*, *Ranunculus* y *Viola* bajo canopy cerrado, y *Acaena*, *Cardamine*, *Cotula*, *Gunnera*, *Rubus*, *Schizeilema* y *Senecio* bajo canopy abierto o sitios más húmedos (Lencinas y col., 2008c). También existen algunas especies de plantas exóticas que fueron introducidas, deliberada o accidentalmente, principalmente desde las praderas de Europa, ej. *Cerastium fontanum*, *Poa pratensis*, *Rumex acetosella*, *Taraxacum officinale* y *Veronica serpyllifolia* (Moore y Goodall, 1977; Collantes y Anchorena, 1993). Su composición específica y distribución espacial responden a las características bióticas y abióticas del medio, principalmente al clima y al suelo (Fitter y Hay, 1983; Robertson y col., 1988; Huston, 1994). Asimismo, las especies de plantas del sotobosque poseen patrones de distribución y abundancias heterogéneas, los cuales dependen de las especies del canopy y su estructura (ej. calidad de sitio de los rodales o presencia de gaps) (Warner y Harper, 1972; Goldblum, 1997; Hutchinson y col., 1999; Small y McCarthy, 2005; Fahey y Puettmann, 2008) también como de las condiciones micro ambientales del rodal (Huebner y col., 1995; Thomas y col., 1999; Palmer y col., 2000; Fraterrigo y col., 2009). Los

disturbios naturales y antrópicos en los ecosistemas forestales afectan estos factores determinantes para el sotobosque y modifican la diversidad y distribución del mismo (Chen y col., 1993; Ohlson y col., 1997; Jenkins y Parker, 1999; Økland, 2000; Martínez Pastur y col., 2010; 2014; Lencinas y col., 2011). Los disturbios generados por el manejo forestal se vinculan con cambios estructurales, microclimáticos y a nivel del suelo en las áreas intervenidas, afectando directamente a la diversidad asociada. La comunidad de plantas del sotobosque – sensible a tales disturbios - podría actuar como un útil indicador de la sostenibilidad forestal, de la salud del ecosistema (Hermy y col., 1999; Lindenmayer y col., 2000; Dale y col., 2002; Lencinas y col., 2011) y del poder de conservación de las nuevas propuestas de aprovechamiento forestal, el que podría ser mayor respecto al que posee el sistema tradicional de cortas de protección que fue utilizado en los últimos 25 años en Tierra del Fuego.

Dado que no hay experiencias previas de aplicación de sistemas de retención en Tierra del Fuego, se desconocen los impactos de este tipo de aprovechamientos sobre la diversidad del sotobosque, así como el efecto del paso del tiempo. El ensayo de tres sistemas de retención aplicados a nivel comercial en un manchón de bosque de *N. pumilio* en la Ea. San Justo, brindó la oportunidad de realizar este estudio comparando retenciones agregadas y dispersas puras, respecto de su aplicación combinada en una misma área y realizar su seguimiento durante los primeros cuatro años luego de la corta, previa definición de la línea de base en un gradiente de calidades de sitio. Complementariamente, y a partir de la comprobación de la influencia de la calidad de sitio sobre el sotobosque de los bosques primarios, se profundizó el estudio del sotobosque en bosques aprovechados por uno de los sistemas de retención que más impactos genera sobre el mismo (retención dispersa), para evaluar su respuesta bajo distintas calidades de sitio y con dos antigüedades desde el aprovechamiento (uno y seis años).

6.2. HIPÓTESIS ESPECÍFICAS

Hipótesis 1 - La diversidad original de plantas del sotobosque en un bosque primario sin manejo está en relación con la productividad de los bosques, siendo mayor (más riqueza, cobertura, biomasa) a medida que mejora la calidad de sitio. Asimismo, también depende de la cobertura del dosel, siendo mayor a medida que disminuye la misma.

Hipótesis 2 - La diversidad original de plantas del sotobosque se modifica cuando el bosque se aprovecha, siendo proporcional a la intensidad de la intervención (mayor riqueza, cobertura y

biomasa, a mayor grado de intervención). En aprovechamientos con distintos sistemas de retención, el nivel de conservación varía en función del grado y forma de retención (mayor similitud con la diversidad original con mayor grado de retención, y en retenciones agregadas que en dispersas), y del tiempo transcurrido desde la misma (las diferencias con la diversidad original se incrementan a medida que transcurre más tiempo). La combinación de retención agregada y dispersa en un mismo tratamiento, mejora la conservación de la diversidad de plantas del sotobosque en el bosque manejado.

Hipótesis 3- La potencialidad de las especies de plantas del sotobosque como indicadoras de impacto ambiental está en función de su sensibilidad a los cambios ambientales (generalistas vs. especialistas). La cantidad de potenciales indicadoras dependerá de la diversidad original (a mayor cantidad de especialistas, mayor cantidad de potenciales indicadoras).

Hipótesis 4 – El grado de afectación de la diversidad del sotobosque original está en función de la calidad de sitio del bosque aprovechado (mayor afectación a mayor calidad de sitio), pero el tiempo transcurrido desde el aprovechamiento actúa en forma diferencial según la calidad de sitio (las diferencias con la diversidad original se incrementan a medida que transcurre más tiempo en calidades de sitio altas, pero no en las bajas).

6.3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1) Evaluar las variaciones naturales en la diversidad de plantas del sotobosque (riqueza, cobertura y biomasa) en tres calidades de sitio (alta, media y baja) en bosques de *N. pumilio* primarios productivos sin manejo, así como en dos niveles de cobertura arbórea natural (ausencia o presencia de aperturas en el dosel) en bosques de calidad de sitio alta.

2) Analizar los cambios en la diversidad de plantas del sotobosque (riqueza, cobertura, y biomasa) en bosques productivos intervenidos por medio de distintos sistemas de retención, durante los cuatro primeros años posteriores al aprovechamiento.

3) Determinar la existencia de especies indicadoras de impacto del manejo forestal en el bosque productivo de *N. pumilio*.

4) Analizar los cambios en la diversidad de plantas del sotobosque en bosques aprovechados por sistemas de retención dispersa (primera etapa de un sistema de cortas de protección) en distintas calidades de sitio (alta, media y baja) y con distinta antigüedad desde el aprovechamiento (uno y seis años), y compararlos con bosques primarios sin manejo.

6.4. MATERIALES Y MÉTODOS

6.4.1. Metodología de muestreo del sotobosque en bosques sin manejo, y en bosques con manejo intervenidos por diferentes sistemas de retención

El sotobosque fue medido en cada tratamiento (BP: bosque primario o control; RD: retención dispersa; RA: retención agregada; RC: retención combinada) durante cinco años consecutivos en la estación estival (años 2001-2005), antes (primer año) y después de la intervención (segundo al quinto año). La línea de base fue realizada el año previo a la intervención (2001) y los cambios en el sotobosque fueron medidos en los cuatro años posteriores al aprovechamiento, resultando en un diseño experimental de mediciones repetidas.

El muestreo en el bosque primario sin intervención (línea de base), se realizó a lo largo de un gradiente de calidades de sitio, registrándose las variaciones entre una calidad de sitio alta (Calidad de sitio I y II) ($IS_{60} \geq 16,5$ m), media (Calidad de sitio III) ($IS_{60} = 13,1$ a $16,5$ m) y baja (Calidad de sitio IV y V) ($IS_{60} < 13,1$ m) de acuerdo a la clasificación propuesta por Martínez Pastur y col. (1997), y también, dentro y fuera de gaps naturales formados en el canopy (de 23 m de diámetro en promedio), pero solo en rodales de calidad de sitio alta.

Después de la intervención, el muestreo del sotobosque se realizó en cada uno de los sistemas de retención ensayados (RA, RD, RC) y también en superficies de bosque primario (BP) que permanecieron sin manejo y que funcionaron como tratamiento control.

La comunidad del sotobosque fue estudiada mediante parcelas de 1 m^2 , ubicadas aleatoriamente mediante un sistema de coordenadas polares en torno al centro geográfico de cada tratamiento (Tremblay y Larocque, 2001), con un ángulo y una distancia seleccionados al azar y proporcional al área del rodal. Para la línea de base se realizaron dos muestreos: (1) 10 parcelas por 3 calidades de sitio (alta, media y baja) ($N=30$); y (2) un análisis de la influencia de la presencia de gaps muestreando dos situaciones (dentro y fuera de gaps) en 5 gaps ($N=10$). Para la comparación posterior a la intervención entre los distintos sistemas de aprovechamiento ensayados (RA, RD, RC y BP), se realizaron en total 160 parcelas ($N=160$) (10 parcelas x 4 tratamientos x 4 años). En los tratamientos que aplicaron retención agregada (RA y RC), el esfuerzo de muestreo fue proporcional al área

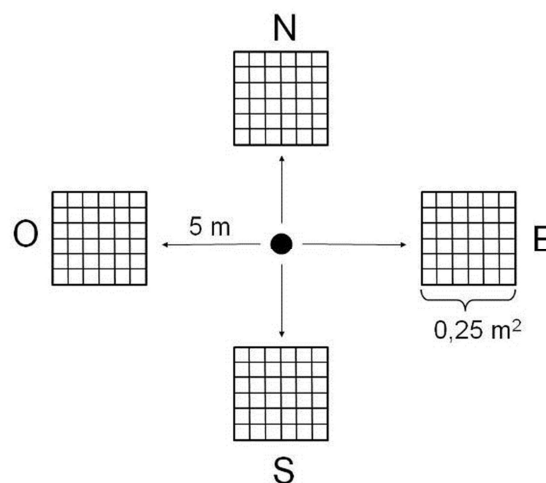
con retención agregada, con un 30% de las parcelas (3 parcelas) distribuidas adentro de los agregados y un 70% (7 parcelas) afuera de ellos, ya sea en los sectores con tala rasa (para el caso del tratamiento con retención agregada = RA) o sectores con retención dispersa (para el caso del tratamiento con retención combinada = RC).

Cada parcela de 1 m² fue muestreada una sola vez, y estuvo conformada por cuatro sub-parcelas de 0,25 m², dispuestas ortogonalmente a 5 m del centro de parcela (Martínez Pastur y col., 2002a) y orientadas según los puntos cardinales (norte, sur, este y oeste) (Figura 6.1).

En cada sub-parcela, las plantas vasculares [Dicotiledóneas, Monocotiledóneas (gramíneas y ciperáceas) y Pteridofitas] fueron clasificadas taxonómicamente a nivel de especie, de acuerdo a Moore (1983) y a Correa (1969-1998). Las plantas no vasculares (musgos y hepáticas) fueron consideradas en forma conjunta como parte de un mismo grupo (Briófitas). Las especies de plantas fueron a su vez clasificadas por origen (nativa o exótica), y según sus formas de vida (hierbas postradas, hierbas erectas, arbustos, árboles, pastos rizomatosos y pastos cespitosos), siguiendo a Moore (1983) y a Correa (1969-1998). La riqueza de especies del sotobosque se estimó como el número de especies presentes en cada sitio estudiado. A su vez, en cada sub-parcela se estimó la cobertura del suelo discriminando entre residuos forestales (ramas de más de 3 cm de diámetro y madera muerta), suelo con cobertura vegetal, o suelo desnudo (con o sin hojarasca, pero sin vegetación), mediante una grilla de 25 puntos (100 puntos por parcela) (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974), correspondiendo cada punto de intersección a un 4% de cobertura. En cuanto a la cobertura vegetal, se discriminó a las plántulas de *N. pumilio* (regeneración forestal), como un grupo aparte de las Dicotiledóneas.

Todo el material vegetal correspondiente a las partes aéreas de las plantas, fue colectado y secado en estufa a 70°C por 48 horas hasta peso constante, siendo la técnica más precisa para la estimación de biomasa (Catchpole y Wheeler, 1992; López Guerrero y col., 2011). La biomasa de las partes aéreas, se calculó a partir del material seco, que se pesó con una balanza electrónica de precisión ($\pm 0,01$ gr), y luego se expresó en kg/ha. Por otro lado, se midió la cobertura de copas mediante un cuantificador de espejo curvo (Spherical densiometer) (Lemmon, 1957). Paralelamente se realizaron relevamientos florísticos de todas las áreas estudiadas, para obtener una mejor estimación de la riqueza específica real.

Figura 6.1. Esquema del método de muestreo de sotobosque: parcela de 1 m² conformada por 4 sub-parcelas de 0,25 m² cada una, ubicadas a 5 m del centro de parcela de acuerdo a los puntos cardinales.



6.4.2. Metodología de muestreo del sotobosque en bosques aprovechados por sistemas de retención dispersa en tres calidades de sitio y dos antigüedades desde el aprovechamiento

En este estudio, los datos fueron obtenidos en distintos rodales de bosques puros de *N. pumilio* ubicados dentro de la misma Ea. San Justo y próximos a donde se realizaron el resto de las mediciones de esta tesis (años 2007-2008). En este análisis complementario (Gallo y col., 2013), se compararon tres condiciones de bosques: (1) bosques intervenidos por medio de retención dispersa (originada en la primera etapa de una corta de protección) de 1 año de antigüedad (1 año transcurrido desde la corta o bosques con aprovechamiento reciente - AR), (2) bosques intervenidos por medio de retención dispersa (ídem anterior) de 6 años de antigüedad (6 años transcurridos desde la corta o bosques con aprovechamiento viejo - AV), y (3) bosques primarios sin manejo que funcionó como tratamiento control (BP). Los rodales fueron aprovechados por el mismo aserradero en los dos períodos, con la misma maquinaria y el mismo sistema de extracción de fustes. Además, fueron analizadas tres calidades de sitio para cada condición forestal, definidas de acuerdo a Martínez Pastur y col. (1997): calidad de sitio alta (A = calidad de sitio I y II) (IS60=18,7-23,2 m) con volúmenes totales por sobre los 850 m³/ha, calidad de sitio media (M = calidad de sitio III) (IS60=14,3-18,7m) y 700-800 m³/ha, y calidad de sitio baja (B = calidad de sitio IV y V) (IS60=9,8-14,3m) con volúmenes totales <700m³/ha.

Para la medición del sotobosque, se seleccionaron cinco parcelas de 1 hectárea para cada condición y según 3 calidades de sitio (3 condiciones forestales x 3 calidades de sitio x 5 = N = 45), donde la riqueza y el porcentaje de cobertura de plantas del sotobosque fue registrada por

el método de relevé (Kent y Coker, 1992). Todas las plantas vasculares (Dicotiledóneas, Monocotiledóneas y Pteridofitas) fueron determinadas a nivel de especie, mientras que las plantas no vasculares (musgos y hepáticas) fueron consideradas como un único grupo (Briofitas). Para la taxonomía de las especies se siguió la clasificación propuesta por Moore (1983). Además de la vegetación, se estimó la cobertura de suelo desnudo (con o sin hojarasca, pero sin vegetación), y la cobertura de residuos (ramas caídas de más de 3 cm de diámetro y madera muerta). Asimismo, las plantas del sotobosque fueron agrupadas en diferentes categorías: (1) grupos (Dicotiledóneas, Monocotiledóneas, Pteridofitas y Briofitas), (2) origen (nativa o exótica), y (3) formas de vida (hierbas prostradas, hierbas erectas, arbustos, árboles, pastos rizomatosos y pastos cespitosos), siguiendo a Moore (1983) y a Correa (1969-1998). Asimismo, las especies fueron consideradas “exclusivas” solamente cuando fueron encontrados en alguna condición forestal (o calidad de sitio (CS)).

6.4.3. Métodos de análisis y estadística

6.4.3.1. Correspondientes a los muestreos realizados para analizar los sistemas de retención

Para la caracterización del sotobosque en el bosque sin manejo o línea de base, se realizó un ANOVA de una vía para la cobertura, biomasa y riqueza promedio de plantas del sotobosque de acuerdo a la calidad de sitio (CS-A: alta, CS-M: media, CS-B: baja), y un ANOVA de una vía para la cobertura, biomasa y riqueza promedio de plantas del sotobosque de acuerdo al cerramiento del dosel (bosques con canopeo cerrado y en gaps). El programa estadístico STATGRAPHICS (Statistical Graphics Corp., USA) fue utilizado para estos análisis. Asimismo se realizaron análisis de solapamiento de especies entre calidades de sitio y entre dos condiciones considerando la presencia de gaps.

Para la caracterización del sotobosque en el bosque intervenido de acuerdo a los distintos tratamientos, se realizaron análisis de solapamiento de especies a fin de analizar las diferencias en composición de especies entre las distintas superficies intervenidas y el bosque primario. Para la comparación de los tratamientos se realizaron tres ANOVAS de medidas repetidas, uno para la cobertura (%), otro para la biomasa y otro para la riqueza promedio considerando a los tratamientos y a los años transcurridos desde la corta como factores principales de análisis. En todos los casos las medias fueron comparadas con la prueba de Tukey ($p < 0,05$). Las variables dependientes en todos los análisis fueron: (1) cobertura (%) y biomasa

(kg/ha) de plántulas de *N. pumilio* y Briófitas; (2) cobertura, biomasa y riqueza promedio (especies por parcela) de Otras Dicotiledóneas, Monocotiledóneas, Pteridófitas y Vegetación Total; y (3) cobertura de Residuos Forestales y de Suelo Desnudo. Para la riqueza promedio, las plantas fueron además agrupadas en especies Nativas y Exóticas. Los programas estadísticos STATISTICA (Statsoft, USA) y STATGRAPHICS (Statistical Graphics Corp., USA) fueron utilizados para estos análisis.

La frecuencia de ocurrencia media de cada especie se obtuvo, de acuerdo con la definición de Raunkiaer, del número de unidades de muestreo o parcelas en las cuales una especie “ocurre” o está presente. En este estudio se calculó en base a la presencia-ausencia de las especies muestreadas, y se expresó como “porcentaje de frecuencia” (Brown, 1968).

Se realizó además, un análisis de ordenamiento por escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) con datos de presencia-ausencia para los primeros cuatro años posteriores a la intervención, usando la distancia de Bray-Curtis. Por otro lado, los distintos tratamientos y el bosque primario fueron clasificados usando el método de enlace de Ward con medición de distancias Euclidianas (Digby y Kempton, 1987), basado en la misma matriz de presencia-ausencia de especies de plantas acumulada durante los cuatro primeros años. Finalmente, un análisis de correspondencia sin tendencia (DCA) fue realizado para comparar la composición de especies de plantas al año y a los cuatro años de realizada la intervención, sobre la misma matriz de presencia-ausencia, sin considerar el peso de las especies raras y con re-escalamiento de los ejes (Manly, 1994). El DCA fue seleccionado porque ésta es la única técnica de ordenamiento que simultáneamente analiza las unidades de muestreo y las especies, permitiendo el análisis de las interrelaciones ecológicas entre ellas en un único nivel (Ludwig y Reynolds, 1988). En todos los análisis multivariados, los tratamientos considerados fueron: BP (bosque primario sin intervención o control), RD (retención dispersa), RA-Ad (retención agregada adentro de agregados), RA-Af (retención agregada afuera de agregados en superficies con tala rasa), RC-Ad (retención combinada adentro de agregados), RC-Af (retención combinada afuera de agregados en superficies con retención dispersa); es decir, que para el caso de los tratamientos que aplicaron agregados (RA y RC), se discriminó entre las superficies ubicadas adentro de los agregados y afuera. Los programas empleados para realizar estos análisis fueron el PC-ord (McCune y Mefford, 1999) y el STATISTICA (Statsoft, USA).

6.4.3.2. Correspondientes a los muestreos realizados para analizar el sistema de retención dispersa en tres calidades de sitio y dos antigüedades desde el aprovechamiento

Para los análisis estadísticos se realizaron ANOVAS de dos vías para analizar la influencia y la interacción de la condición forestal con tres niveles (BP, AR, AV) y calidad de sitio (A, M, B) en base a datos de cobertura del suelo forestal y riqueza de especies de plantas, clasificadas en diferentes categorías (por grupo y origen). Las medias fueron comparadas por la prueba de Tukey ($p < 0,05$) para todos los análisis. El programa estadístico STATGRAPHICS (Statistical Graphics Corp., USA) fue utilizado para estos análisis. Para los análisis multivariados se utilizaron matrices con datos de cobertura de especies. Un análisis de clúster con correlación de distancia y agrupamiento por el método de Ward fue usado para la evaluación entre grupos de condiciones forestales y calidad de sitio de los rodales. Un procedimiento de permutación multi-respuesta - MRPP, además con correlación de respuestas, fue utilizado para analizar el clúster y la significancia de los grupos. Por otro lado, dos análisis multivariados de ordenamiento (promedios recíprocos-RA y escalamiento multidimensional no métrico-NMDS) fueron utilizados para analizar la estructura del sotobosque en las distintas condiciones forestales y calidades de sitio. El RA permite, al igual que el análisis de correspondencia sin tendencia (DCA), graficar tanto las especies como las muestras en el mismo espacio muestral, permitiendo relacionar las especies y los tratamientos evaluados. En este análisis, se clasificaron las plantas por su origen y forma de vida. Este tipo de gráfico permite además evaluar la relación entre las especies (cuáles se asocian más y cuáles menos), de acuerdo a su ocurrencia o no en los distintos tratamientos. El escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) permitió representar las diferencias y semejanzas en la composición del sotobosque entre las distintas combinaciones de condición forestal y calidad de sitio. Se utilizó la distancia de Bray-Curtis y 9999 permutaciones azarosas no restrictivas, y nuevamente un procedimiento de permutación multi-respuesta (MRPP) fue empleado para evaluar la significancia de las agrupaciones, con distancias de Bray-Curtis. Este análisis no permite graficar la distribución de las especies en el espacio del ordenamiento, sólo de las parcelas. El Programa PCOrd (McCune y Mefford, 1999) fue utilizado para estos análisis.

6.5. RESULTADOS

6.5.1. Cambios en la comunidad del sotobosque en un bosque productivo de *Nothofagus pumilio* intervenido por medio de sistemas de retención

6.5.1.1. Bosque primario sin manejo antes de su intervención (LÍNEA DE BASE): riqueza, cobertura y biomasa de plantas del sotobosque en gradientes de calidad de sitio y de cobertura arbórea

Durante el primer año de muestreo en el bosque primario antes de su intervención o aprovechamiento forestal (muestreo de “línea de base”), fueron encontradas en el sotobosque 25 especies de plantas vasculares, 21 de las cuales fueron propias del bosque primario bajo dosel cerrado y las 4 restantes asociadas a gaps (espacios con dosel abierto). Entre todas las especies encontradas, predominaron las Dicotiledóneas (60% de las especies) y le siguieron en importancia las Monocotiledóneas (32% de las especies), siendo la minoría (2% de las especies) Pteridófitas (Tabla 6.1). En cuanto a su origen, la mayoría fueron nativas (88%) y sólo tres de ellas (12%) fueron exóticas (*C. fontanum*, *P. pratensis* y *T. officinale*) (Tabla 6.1). Al discriminar a las especies en cuanto a su forma de vida, se encontró un sotobosque con varias formas representadas (Figura 6.2). En este sentido, el 36% (9 especies) fueron hierbas postradas (HP), encontrándose dentro de este grupo especies tales como *A. magellanica*, *A. ovalifolia* y *D. glechomoides*, entre otras. Le siguieron en importancia las hierbas erectas (HE) con el 24% de las especies (6 especies). Entre ellas se encontraron *A. chilense*, *B. penna-marina*, *C. glacialis*, *Cystopteris fragilis*, *O. depauperata* y *T. officinale*. Luego, en orden de importancia se encontró la forma de vida definida como pasto cespitoso (PC) con el 16% de las especies (4 especies), incluyendo a *Bromus unioloides*, *Festuca magellanica*, *Phleum alpinum* y *Trisetum spicatum*. Asimismo, los pastos rizomatosos (PR) también estuvieron presentes en el sotobosque (12% de las especies = 3 especies), representados por *Elymus agropyroides*, *P. pratensis* y *Uncinia lechleriana*. Finalmente se encontraron pocas arbustivas (AR) (8% de las especies = 2 especies), que incluyeron a *Berberis buxifolia* y *Ribes magellanicum* (Figura 6.2), y los árboles (A), estuvieron representados por sólo 1 especie (4%) correspondiente a *N. pumilio*, que es la especie forestal que compone y domina el dosel del bosque (Tabla 6.1).

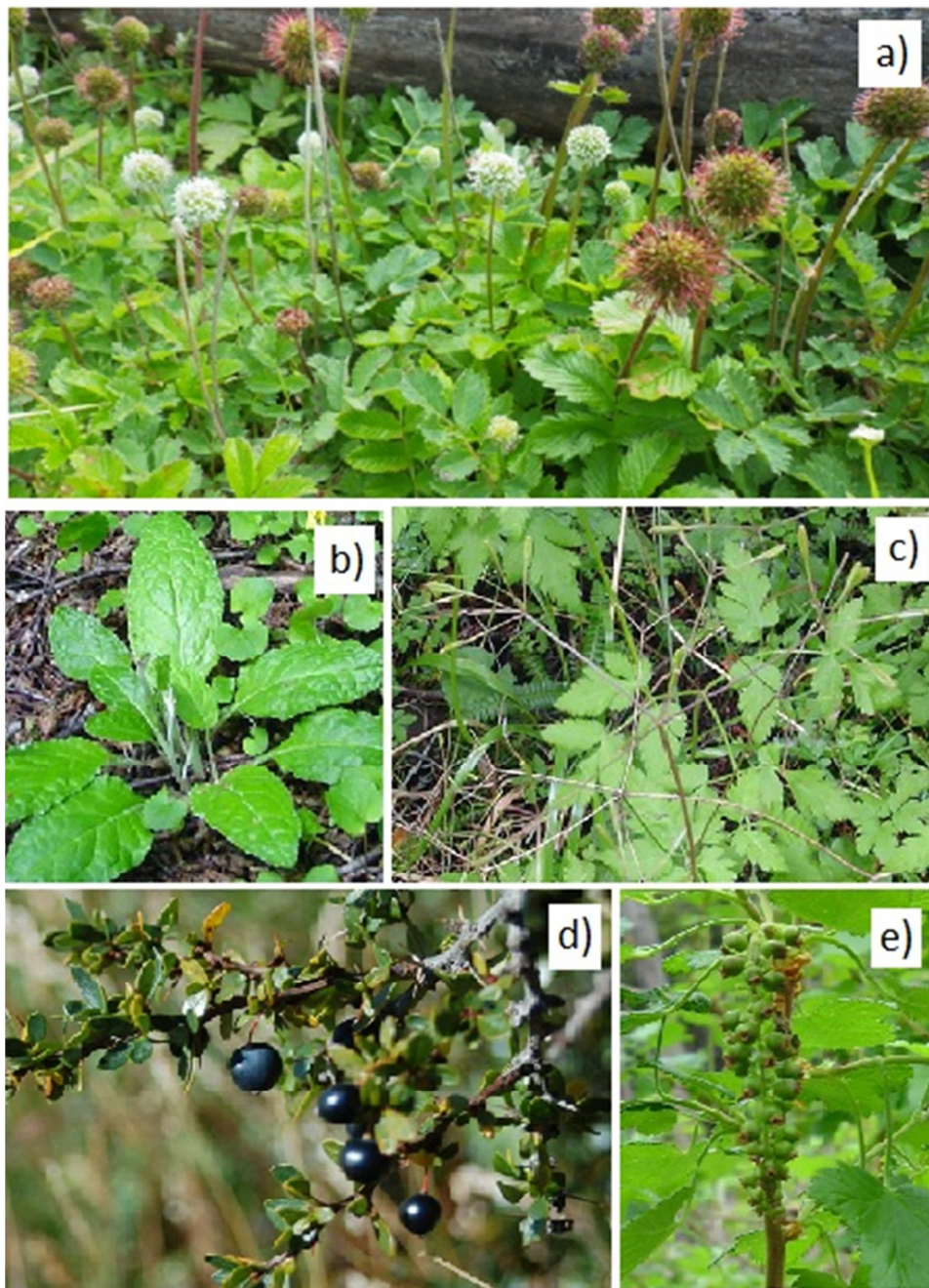


Figura 6.2. Algunas de las formas de vida que fueron encontradas durante la línea de base en el sotobosque del bosque primario antes de la corta: hierbas postradas (a = *Acaena magellanica* y *A. ovalifolia*), hierbas erectas (b = *Adenocaulon chilense* y c = *Osmorhiza depauperata*) y arbustos (d = *Berberis buxifolia*, e = *Ribes magellanicum*).

Tabla 6.1. Clasificación de las especies de plantas vasculares (ordenadas alfabéticamente) presentes en el sotobosque durante el primer año de muestreo en el bosque primario antes de la corta (línea de base), de acuerdo al grupo (Clasif.: clasificación; Dicot: Dicotiledónea; Mono: Monocotiledónea; Pteri: Pteridófita), familia taxonómica, origen (N: nativa; E: exótica), código, y forma de vida (A: árbol; AR: arbusto; HE: hierba erecta; HP: hierba postrada; PC: pasto cespitoso; PR: pasto rizomatoso).

Nombre de especies y autores	Clasif.	Familia	Origen	Código	Forma de Vida
<i>Acaena magellanica</i> (Lam.) Vahl 1804	Dicot.	Rosaceae	N	ACMA	HP
<i>Acaena ovalifolia</i> Ruiz y Pavón 1798	Dicot.	Rosaceae	N	ACOV	HP
<i>Adenocaulon chilense</i> Less. 1831	Dicot.	Asteraceae	N	ADCH	HE
<i>Agrostis flavidula</i> Steudel 1854	Mono.	Poaceae	N	AGFL	HP
<i>Berberis buxifolia</i> Lam. 1792	Dicot.	Berberidaceae	N	BEBU	AR
<i>Blechnum penna-marina</i> (Poiret) Khun 1868	Pteri.	Blechnaceae	N	BLPE	HE
<i>Bromus unioloides</i> Humb., Bonpl. y Kunth 1815	Mono.	Poaceae	N	BRUN	PC
<i>Cardamine glacialis</i> (Forster f.) DC 1821	Dicot.	Apiaceae	N	CAGL	HE
<i>Cerastium fontanum</i> Baumg. 1816	Dicot.	Caryophyllaceae	E	CEFO	HP
<i>Cystopteris fragilis</i> (L.) Bernh. 1806	Pteri.	Athyriaceae	N	CYFR	HE
<i>Dysopsis glechomoides</i> (A. Richard) Müller Arg. 1866	Dicot.	Euphorbiaceae	N	DYGL	HP
<i>Elymus agropyroides</i> C. Presl 1830	Mono.	Poaceae	N	ELAG	PR
<i>Festuca magellanica</i> Lam. 1788	Mono.	Poaceae	N	FEMA	PC
<i>Galium antarcticum</i> Hooker f. 1847	Dicot.	Rubiaceae	N	GAAN	HP
<i>Galium aparine</i> L. 1753	Dicot.	Rubiaceae	N	GAAP	HP
<i>Nothofagus pumilio</i> (Poeppig y Endl.) Krasser 1896	Dicot.	Fagaceae	N	NOPU	A
<i>Osmorhiza depauperata</i> Phil. 1894	Dicot.	Apiaceae	N	OSDE	HE
<i>Phleum alpinum</i> L. 1753	Mono.	Poaceae	N	PHAL	PC
<i>Poa pratensis</i> L. 1753	Mono.	Poaceae	E	POPR	PR
<i>Ranunculus biternatus</i> Sm. 1814	Dicot.	Ranunculaceae	N	RABI	HP
<i>Ribes magellanicum</i> Poiret 1812	Dicot.	Saxifragaceae	N	RIMA	AR
<i>Taraxacum officinale</i> Weber 1780	Dicot.	Asteraceae	E	TAOF	HE
<i>Trisetum spicatum</i> (L.) K. Richter 1890	Mono.	Poaceae	N	TRSP	PC
<i>Uncinia lechleriana</i> Steudel 1855	Mono.	Cyperaceae	N	UNLE	PR
<i>Viola magellanica</i> Forster f. 1789	Dicot.	Violaceae	N	VIMA	HP

Las especies encontradas se agruparon en 15 familias de plantas vasculares, con la mayor representación por parte de las Poaceae (28% de las especies = 7 especies) que pertenecen al grupo de las monocotiledóneas. El resto de las familias se pueden agrupar en aquellas que estuvieron representadas por 2 especies (8% cada una) (Apiaceae, Asteraceae, Rosaceae y Rubiaceae) y las que fueron monoespecíficas (4% cada una) (Athyriaceae, Berberidaceae,

Blechnaceae, Caryophyllaceae, Cyperaceae, Euphorbiaceae, Fagaceae, Ranunculaceae, Saxifragaceae y Violaceae) (Tabla 6.1).

Analizando el sotobosque en función del gradiente de calidades de sitio que estaba representado en el bosque primario, se observaron diferencias de acuerdo a las distintas variables analizadas (cobertura, biomasa y riqueza) y a los grupos considerados (Tabla 6.2). Para el caso de la cobertura de vegetación, se encontraron diferencias significativas en la cobertura Total ($F = 17,97$; $p < 0,001$), con valores máximos en las mejores calidades de sitio (altas) (57% de cobertura), intermedios en las calidades medias (45 % de cobertura) y valores de cobertura considerablemente menor en el sotobosque de las peores calidades (bajas) (20% de cobertura). Se observaron también diferencias significativas en el porcentaje de cobertura de Suelo Desnudo ($F = 9,56$; $p < 0,001$), aunque en este caso se encontró un comportamiento inverso en función al gradiente de calidades de sitio, con los mayores porcentajes de Suelo Desnudo en las calidades más bajas (58%), valores intermedios en las calidades medias (39%) y los menores valores en las mejores calidades (30%). La cobertura de Residuos Forestales también mostró diferencias significativas ($F = 3,98$; $p = 0,030$) y el mismo comportamiento que el Suelo Desnudo, con los valores más altos en las calidades más bajas (22%) y con menores coberturas en los sitios de mejor calidad (12%). Al analizar la cobertura en función de los distintos grupos de plantas, se encontraron diferencias significativas para la cobertura de dicotiledóneas (Otras Dicotiledóneas) ($F = 34,31$; $p < 0,001$) - sin incluir en este grupo la cobertura de las plántulas de *N. pumilio* que se analizó por separado, registrando un gradiente de cobertura decreciente desde las mejores calidades a las más bajas. En este sentido en las calidades de sitio altas, las dicotiledóneas alcanzaron la mayor cobertura con un 42% y en el otro extremo del gradiente se encontraron las calidades inferiores con una cobertura de dicotiledóneas considerablemente inferior (3% de cobertura). Respecto al grupo de las Briófitas, se hallaron de igual forma diferencias significativas ($F = 7,12$; $p = 0,003$), registrando un mayor porcentaje de cobertura en las calidades de sitio más bajas (14%), valores medios en las calidades altas (6%) y los menores valores en los sitios de calidades media (5%). Por otro lado, no se hallaron diferencias significativas con la calidad de sitio para la cobertura de plántulas de *N. pumilio* ($F = 1,84$; $p = 0,178$), las Monocotiledóneas ($F = 2,23$; $p = 0,123$) y las Pteridófitas ($F = 1,07$; $p = 0,356$) (Tabla 6.2).

Tabla 6.2. ANOVA de una vía para cobertura, biomasa y riqueza promedio de plantas del sotobosque de acuerdo a la calidad de sitio (CS-A: alta correspondiente a calidades de sitio I-II, CS-M: media correspondiente a calidades de sitio III, CS-B: baja correspondiente a calidades de sitio IV-V) en el bosque primario de *N. pumilio* antes de la corta (muestreos de línea de base).

Variable	CS - A	CS - M	CS - B	F (p)
Cobertura del sotobosque (%)				
Plántulas de <i>Nothofagus pumilio</i>	5,59	5,34	3,16	1,84 (0,178)
Otras Dicotiledóneas	41,54 c	27,74 b	2,52 a	34,31 (<0,001)
Monocotiledóneas	3,97	6,48	0,42	2,26 (0,123)
Pteridófitas	0,15	0,15	0,00	1,07 (0,356)
Briófitas	6,13 a	4,83 a	13,50 b	7,12 (0,003)
Vegetación Total	57,38 b	44,54 b	19,6 a	17,97 (<0,001)
Residuos Forestales	11,82 a	16,29 ab	22,35 b	3,98 (0,030)
Suelo Desnudo	29,90 a	38,57 a	57,95 b	9,56 (<0,001)
Biomasa del sotobosque (kg/ha)				
Plántulas de <i>Nothofagus pumilio</i>	111,6 b	68,4 ab	36,1 a	3,53 (0,043)
Otras Dicotiledóneas	230,9 c	99,5 b	6,9 a	23,41 (<0,001)
Monocotiledóneas	32,1	21,8	2,4	2,19 (0,131)
Pteridófitas	0,4	0,3	0,0	0,88 (0,426)
Briófitas	424,7 ab	288,6 a	844,3 b	3,54 (0,043)
Vegetación Total	799,8	478,6	889,6	1,94 (0,164)
Riqueza del sotobosque (especies por parcela)				
Dicotiledóneas	7,4 b	7,5 b	3,5 a	32,37 (<0,001)
Monocotiledóneas	1,9 b	2,1 b	0,4 a	11,54 (<0,001)
Pteridófitas	0,04	0,03	0,01	0,88 (0,426)
Vegetación Total	9,5 b	10,0 b	3,9 a	33,88 (<0,001)
Nativas	9,1 b	8,8 b	3,8 a	29,88 (<0,001)
Exóticas	0,4 a	1,2 b	0,1 a	9,81 (<0,001)

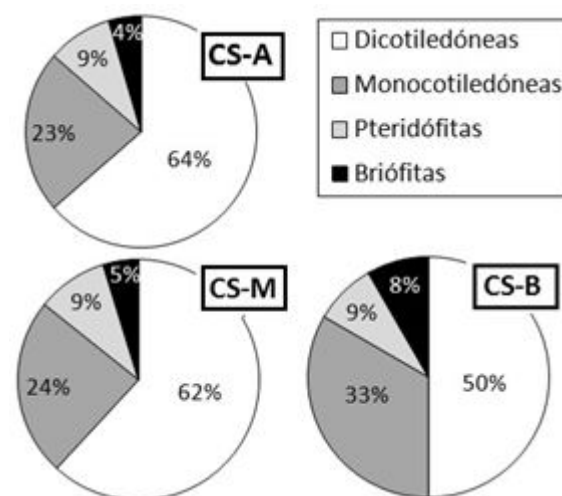
F (p): prueba de Fisher con el nivel de significancia entre paréntesis. Los valores con letras diferentes en una misma fila indican diferencias estadísticamente significativas de acuerdo a la prueba de Tukey (p <0,05). N=30

En cuanto a la biomasa (kg/ha), se hallaron diferencias significativas debidas a la calidad de sitio para las Plántulas de *N. pumilio* (F = 3,53; p = 0,043), las otras Dicotiledóneas (F = 23,41; p <0,001) y para las Briófitas (F = 3,54; p = 0,043) (Tabla 6.2). En este sentido se destacaron las Plántulas de *N. pumilio* y el resto de las dicotiledóneas por presentar valores de biomasa considerablemente superiores en las mejores calidades de sitio y un gradiente decreciente a medida que empeoró la calidad. En sentido inverso, se destacó el grupo de las Briófitas por desarrollar la mayor biomasa en las calidades de sitio más bajas. En contraposición, no se

hallaron diferencias significativas en la biomasa de Monocotiledóneas ($F = 2,19$; $p = 0,131$), Pteridófitas ($F = 0,88$; $p = 0,426$) y en la Vegetación Total ($F = 1,94$; $p = 0,164$) (Tabla 6.2).

La riqueza de especies del sotobosque varió significativamente en función del gradiente de calidades de sitio al considerar la Vegetación Total ($F = 33,88$; $p < 0,001$), las Dicotiledóneas ($F = 32,37$; $p < 0,001$), Monocotiledóneas ($F = 11,54$; $p < 0,001$), y el origen de las especies, es decir discriminando entre Nativas ($F = 29,88$; $p < 0,001$) y Exóticas ($F = 9,81$; $p < 0,001$), a excepción de la riqueza de Pteridófitas que no varió con la calidad de sitio (Tabla 6.2). La riqueza Total de plantas en el sotobosque, fue mayor en las calidades altas y medias, hallándose valores muy similares entre sí (9,5 y 10,0 especies por parcela, respectivamente), contrastando con los sitios de calidades bajas en donde la riqueza fue considerablemente menor (3,9 especies por parcela). Por otro lado, considerando el origen de las especies, se destacaron las peores calidades de sitio por presentar la menor riqueza de Nativas (3,8 especies por parcela) y de Exóticas (0,1 especies por parcela), a diferencia de las calidades de sitio media donde se encontró la mayor riqueza promedio de especies Exóticas (1,2 especies por parcela) (Tabla 6.2).

Figura 6.3. Proporción de riqueza del sotobosque en el bosque primario antes de la corta (línea de base), de acuerdo a la calidad de sitio (CS-A: clase de sitio alta CS I-II; CS-M: clase de sitio media CS III; CS-B: clase de sitio baja CS IV-V) y discriminada en Dicotiledóneas, Monocotiledóneas, Pteridófitas y Briófitas.



Al analizar la proporción de especies en las distintas calidades de sitio y considerando los distintos grupos de plantas (Figura 6.3), se observó la misma tendencia en todas las calidades, dominando en el sotobosque las dicotiledóneas, con proporciones que variaron entre 50% en las calidades bajas y 64% en los mejores sitios, y en segundo lugar las monocotiledóneas, con proporciones comprendidas entre un 23% en las calidades altas y un 33% en las calidades bajas. Le siguieron en importancia las Pteridófitas con un 9% en todas las calidades y las briófitas, que estuvieron mejor representadas en las calidades inferiores (Figura 6.3).

Tabla 6.3. ANOVA de cobertura, biomasa y riqueza promedio de plantas del sotobosque de acuerdo al cerramiento del dosel (bosques con canopeo cerrado y en gaps) en altas calidades de sitio del bosque primario, antes de la corta (muestreos de línea de base).

Variable	Canopeo cerrado	Gaps	F (p)
Cobertura del sotobosque (%)			
Plántulasde <i>Nothofagus pumilio</i>	5,59	4,62	0,36 (0,558)
Otras Dicotiledóneas	41,54	40,70	0,01 (0,906)
Monocotiledóneas	3,97	9,27	1,79 (0,198)
Pteridófitas	0,15	1,33	1,60 (0,221)
Briófitas	6,13	10,13	2,55 (0,128)
Vegetación total	57,38	66,06	1,03 (0,323)
Residuos forestales	11,82	15,40	0,60 (0,447)
Suelo desnudo	29,90 b	18,54 a	5,16 (0,036)
Biomasa del sotobosque (kg/ha)			
Plántulas de <i>Nothofagus pumilio</i>	111,6	110,4	0,00 (0,978)
Otras Dicotiledóneas	230,9	297,8	1,07 (0,316)
Monocotiledóneas	32,1	81,8	2,33 (0,144)
Pteridófitas	0,4	31,0	2,74 (0,116)
Briófitas	424,7	702,1	1,77 (0,200)
Vegetación total	799,8	1223,1	3,86 (0,065)
Riqueza del sotobosque (especie por parcela)			
Dicotiledóneas	7,4	6,6	0,84 (0,372)
Monocotiledóneas	1,9	2,9	2,83 (0,110)
Pteridófitas	0,2	0,6	1,80 (0,196)
Vegetación total	9,5	10,1	0,14 (0,713)
Nativas	9,1	9,6	0,11 (0,747)
Exóticas	0,4	0,5	0,13 (0,722)

F (p): prueba de Fisher con el nivel de significancia entre paréntesis. Los valores con letras diferentes en una misma fila indican diferencias estadísticamente significativas de acuerdo a la prueba de Tukey (p < 0,05). N= 10.

No se encontraron diferencias significativas en el sotobosque para la mayoría de las variables analizadas cuando fue considerado el cerramiento del dosel, excepto para la cobertura de Suelo Desnudo que sí mostró diferencias significativas (F = 5,16; p = 0,036) (Tabla 6.3). El mayor porcentaje de cobertura de Suelo Desnudo se halló bajo dosel cerrado (30% de cobertura), en comparación con los gaps, donde el porcentaje fue menor (19% de cobertura). Sin embargo, si bien no hubieron diferencias significativas, el sotobosque que creció bajo influencia de los gaps desarrolló una biomasa total considerablemente superior (1223,1 kg/ha) respecto a la registrada en el sotobosque creciendo bajo dosel cerrado (799,8 kg/ha) (Tabla 6.3).

Al igual que lo ocurrido con las calidades de sitio, se observó la misma tendencia cuando se analizó el cerramiento del dosel en cuanto a la proporción de especies según los distintos grupos de plantas. De esta manera, tanto en los sectores con canopeo cerrado como dentro de gaps, dominaron en el sotobosque las Dicotiledóneas, siguiéndoles en orden de importancia las Monocotiledóneas, las Pteridófitas y por último las Briófitas. Sin embargo, se registraron algunas diferencias sutiles, como por ejemplo dentro de los gaps el porcentaje de Monocotiledóneas fue mayor respecto al encontrado en el sotobosque que se desarrolló bajo canopeo cerrado (29% y 23% respectivamente), o bien, dentro de gaps el porcentaje de Dicotiledóneas fue menor que el encontrado bajo dosel cerrado (58% y 64% respectivamente) (Figura 6.4).

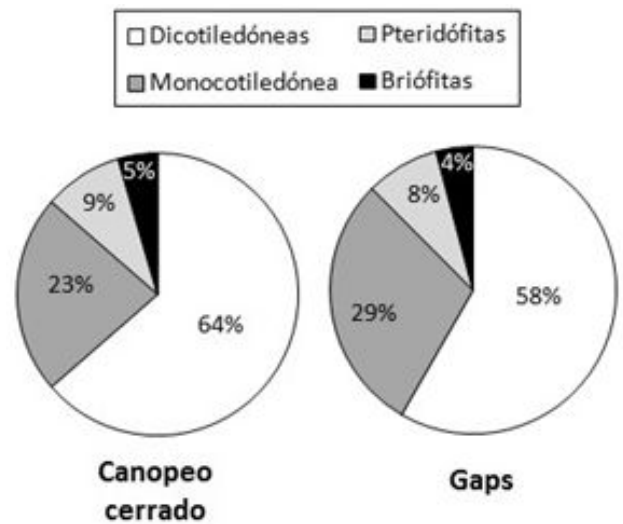


Figura 6.4. Proporción de riqueza del sotobosque en el bosque primario antes de la corta (línea de base), bajo canopeo cerrado y dentro de gaps, discriminada en Dicotiledóneas, Monocotiledóneas, Pteridófitas y Briófitas.

Algunos resultados interesantes que surgen de estos estudios están relacionados con la comparación de la riqueza (superposición de especies) entre los ambientes previamente definidos, ya sea entre sectores con dosel cerrado y gaps (Figura 6.5) o entre las distintas calidades de sitio (Figura 6.6). En el primer caso, se destacó que el 80% de las especies registradas en el bosque primario (20 especies), se desarrollaron tanto en sectores con canopeo cerrado como dentro de gaps, es decir, fueron compartidas por ambos ambientes (Figura 6.5). Sin embargo, se halló 1 especie (4% de las especies) exclusiva de las áreas con alta cobertura de copas (*A. ovalifolia*) y 4 especies (16% de las especies) exclusivas de gaps (Figura 6.5).

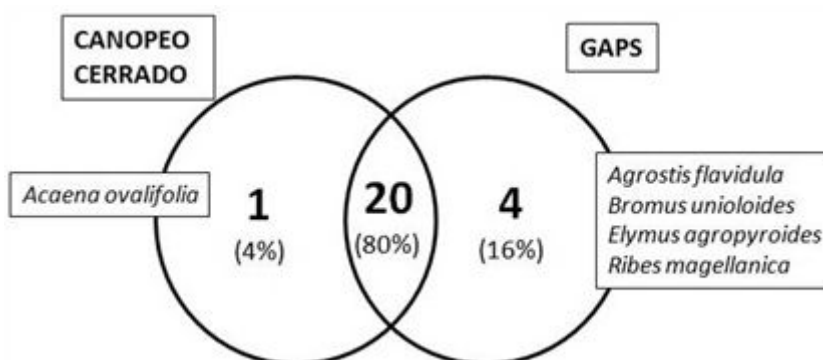


Figura 6.5. Superposición de especies de plantas superiores del sotobosque en el bosque primario antes de la corta (línea de base), entre sectores de bosque con canopeo cerrado (95,0% ± 4,6% de cobertura de copas) y gaps (75,0% ± 25,0% de cobertura de copas).

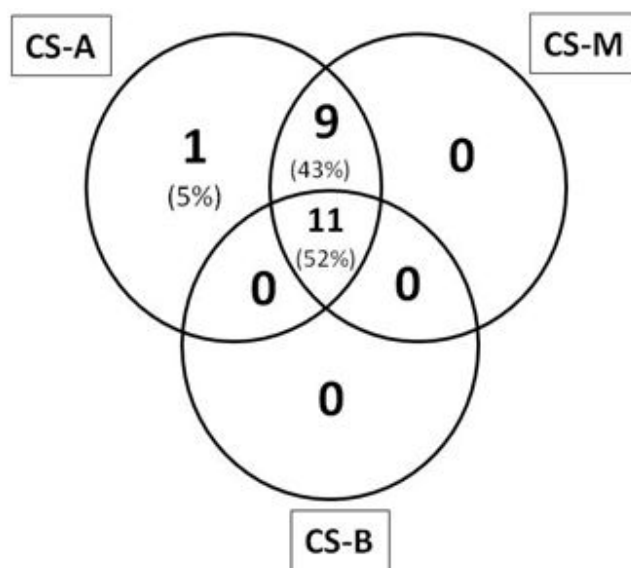


Figura 6.6. Superposición de especies de plantas superiores del sotobosque presentes en el bosque primario antes de la corta (línea de base), entre las distintas calidades de sitio representadas en el área de estudio.

Respecto a la riqueza específica presente en las distintas calidades de sitio, se encontró que 11 especies (52% de las especies presentes en el bosque primario) estuvieron presentes en todas las calidades de sitio (*C. glacialis*, *C. fragilis*, *F. magellanica*, *G. aparine*, *N. pumilio*, *O. depauperata*, *P. alpinum*, *P. pratensis*, *T. officinale*, *T. spicatum* y *V. magellanica*), 9 especies no se encontraron en los sitios de baja calidad (*A. magellanica*, *A. ovalifolia*, *B. buxifolia*, *B. penna-*

marina, *C. fontanum*, *D. glechomoides*, *G. antarcticum*, *R. biternatus* y *U. lechleriana*) y sólo 1 especie fue exclusiva de las mejores calidades de sitio (*A. chilense*) (Figura 6.6).

Desde otro punto de vista, cabe destacar que las especies no muestreadas fueron pocas en las distintas calidades de sitio (entre una y tres) y no existieron directamente en los gaps, por lo que se considera que el muestreo fue adecuado para los propósitos de este estudio (Tabla 6.4). Las especies que no fueron muestreadas pero que se registraron durante el relevamiento florístico de la línea de base pueden observarse en la Tabla 6.4. El helecho *B. penna-marina* por ejemplo (Figura 6.7) no fue encontrado en las parcelas de muestreo en el bosque con canopeo cerrado. Sin embargo sí se muestreó dentro de los gaps con una cobertura promedio de 0,91%. De igual modo, *C. fragilis* y *P. pratensis* no llegaron a ser muestreadas dentro de los sitios de calidad baja pero sí lo fueron en el resto de los ambientes estudiados, incluyendo a los gaps (Tabla 6.4).



Figura 6.7. Helecho *Blechnum penna-marina*.

Por otro lado, se encontró que algunas especies presentes bajo canopeo cerrado, aumentaron sus coberturas cuando se abrió el dosel de forma natural. Tal es el caso de *A. megellanica*, *G. aparine*, *B. buxifolia* y *V. magellanica*. Otras en cambio, se destacaron por presentar coberturas inferiores dentro de los gaps en comparación con los sectores bajo dosel cerrado, independientemente de la clase de sitio, como por ejemplo *C. fontanum*, *D. glechomoides* y *P. pratensis* (Tabla 6.4)

Tabla 6.4. Distribución de las especies de plantas superiores presentes en el bosque primario antes de la corta (línea de base), mostrando valores de cobertura promedio \pm el desvío estándar, de acuerdo a la clase de sitio (CS-A: clase de sitio alta o CS I-II; CS-M: clase de sitio media o CS III; CS-B: clase de sitio baja o CS IV-V) y a la presencia de gaps en el canopy. Aclaración: P = presencia de la especie (observada en el relevamiento florístico pero no muestreada); las Briófitas no fueron clasificados a nivel de especie en este estudio por lo que no fueron consideradas al cuantificar la riqueza.

Especies	CS-A	CS-M	CS-B	Promedio	GAPS
<i>Acaena magellanica</i>	0,81 \pm 1,62	0,63 \pm 1,14		0,48	1,00 \pm 2,50
<i>Acaena ovalifolia</i>	P	0,80 \pm 2,53		0,27	
<i>Adenocaulon chilense</i>	0,04 \pm 0,08			0,01	0,03 \pm 0,10
<i>Agrostis flavidula</i>					0,12 \pm 0,40
<i>Berberis buxifolia</i>	0,02 \pm 0,04	0,01 \pm 0,02		0,01	0,03 \pm 0,10
<i>Blechnum penna-marina</i>	P	P			0,91 \pm 2,79
<i>Bromus unioloides</i>					1,21 \pm 3,13
<i>Cardamine glacialis</i>	0,42 \pm 0,46	0,20 \pm 0,31	0,77 \pm 0,78	0,46	0,44 \pm 0,38
<i>Cerastium fontanum</i>	P	0,38 \pm 0,69		0,38	0,10 \pm 0,40
<i>Cystopteris fragilis</i>	0,15 \pm 0,34	0,15 \pm 0,32	P	0,15	0,42 \pm 0,81
<i>Dysopsis glechomoides</i>	2,74 \pm 1,74	4,88 \pm 7,00		3,81	1,15 \pm 2,53
<i>Elymus agropyroides</i>					0,40 \pm 1,61
<i>Festuca magellanica</i>	0,12 \pm 0,31	0,28 \pm 0,63	0,39 \pm 1,10	0,26	0,52 \pm 0,97
<i>Galium antarcticum</i>	0,00 \pm 0,01	0,10 \pm 0,32		0,05	0,00 \pm 0,01
<i>Galium aparine</i>	0,93 \pm 0,88	1,09 \pm 0,90	0,14 \pm 0,31	0,72	3,14 \pm 3,75
<i>Nothofagus pumilio</i>	5,60 \pm 4,16	5,34 \pm 2,09	3,16 \pm 2,73	4,70	4,63 \pm 4,90
<i>Osmorhiza depauperata</i>	24,01 \pm 12,81	17,33 \pm 9,28	1,62 \pm 2,13	14,32	25,14 \pm 12,67
<i>Phleum alpinum</i>	1,44 \pm 2,49	0,10 \pm 0,32	0,00 \pm 0,01	0,51	1,62 \pm 2,13
<i>Poa pratensis</i>	0,10 \pm 0,32	0,62 \pm 1,09	P	0,36	0,03 \pm 0,11
<i>Ranunculus biternatus</i>	10,14 \pm 7,75	0,94 \pm 0,95		5,54	8,59 \pm 11,64
<i>Ribes magellanicum</i>					0,08 \pm 0,30
<i>Taraxacum officinale</i>	0,08 \pm 0,24	0,01 \pm 0,04	0,00 \pm 0,01	0,03	0,10 \pm 0,40
<i>Trisetum spicatum</i>	0,08 \pm 0,20	1,15 \pm 3,46	0,03 \pm 0,08	0,42	1,04 \pm 3,11
<i>Uncinia lechleriana</i>	2,24 \pm 3,28	4,33 \pm 6,92		3,29	2,49 \pm 4,15
<i>Viola magellanica</i>	2,37 \pm 3,51	1,40 \pm 2,71	0,00 \pm 0,01	1,26	2,99 \pm 5,80
<i>Musgo sp.</i>	6,13 \pm 4,49	4,83 \pm 3,58	13,50 \pm 7,70	8,15	10,15 \pm 11,55
Riqueza muestreada	18	19	9		24
Riqueza no muestreada	3	1	2		0
Riqueza total	21	20	11		24

En relación con la calidad de sitio, varias especies presentaron mayores coberturas en las mejores calidades de sitio respecto a las calidades más bajas, como *G. aparine*, *N. pumilio*, *P. alpinum* y *V. magellanica*, destacándose en este sentido *O. depauperata*, por mostrar la diferencia con el mayor contraste, ya que ocupó un 24% de cobertura en las clases de sitio alta y

sólo un 2% en las calidades inferiores (Tabla 6.4). Asimismo, esta especie fue la que presentó la mayor cobertura promedio en el bosque primario, tanto en sectores ubicados bajo canopeo cerrado (14% de cobertura promedio) como dentro de gaps (25% de cobertura). *R. biternatus* también se encontró en altas coberturas en el bosque primario, sobre todo dentro de las mejores calidades de sitio (10%), al igual que en los gaps (9%). En contraposición, algunas especies presentaron coberturas ínfimas y coincidentes con las calidades de sitio más bajas, tales como *P. alpinum*, *T. officinale* y *V. magellanica*. Respecto a la cobertura de musgos en general, presentaron los mayores valores en las calidades de sitio más bajas (14%) y en los gaps (10%) (Tabla 6.4).

6.5.1.2. Bosque con manejo: cambios en riqueza, cobertura y biomasa de plantas del sotobosque en sectores intervenidos por medio de sistemas de retención, durante los cuatro primeros años posteriores a la corta

Un total de 30 especies de plantas vasculares fueron encontradas luego de la intervención, las que se suman a las 21 especies propias del bosque primario bajo canopeo cerrado, tanto en las zonas control de bosque primario como en los distintos tratamientos silvícolas ensayados, totalizando 51 especies de plantas que fueron clasificadas a lo largo de todo el estudio (Tabla 6.5). Estas especies se presentan y agrupan en la Tabla 6.9 de la siguiente manera: (i) especies características del bosque primario sin intervención: 21 especies (3 exóticas), que estuvieron bien representadas tanto en calidades de sitio medias como altas bajo dosel cerrado; (ii) especies introducidas desde bosques asociados de *N. antarctica*: 6 especies, y (iii) especies introducidas desde ambientes abiertos como pastizales, vegas y turbales: 24 especies (7 exóticas) (Figura 6.8). Algunas especies incluidas dentro de los últimos 2 grupos, fueron más frecuentemente observadas en gaps, como es el caso de *Agrostis flavidula*, *B. uniolooides*, *E. agropyroides* y *R. magellanicum*.

Como consecuencia de la intervención, se encontraron 26 especies nuevas en el bosque intervenido que no fueron registradas en la línea de base (Tabla 6.6). Entre ellas, 5 especies ingresaron desde el bosque de *N. antarctica*, y 21 especies - 7 de ellas exóticas - desde praderas y vegas, todos ambientes asociados al área de estudio y ubicados en su periferia (Tabla 6.6). En el bosque aprovechado se encontraron en total 10 especies exóticas, 3 de las cuales ya presentes en el bosque primario antes de la corta (línea de base). Asimismo, se encontraron representadas

5 nuevas familias de plantas: *Scrophulariaceae*, *Cruciferae*, *Onagraceae*, *Hydrophyllaceae* y *Polygonaceae*. Las especies arbustivas continuaron siendo escasas en las áreas intervenidas verificándose la aparición de sólo una nueva especie de arbusto luego de la corta (*Chilliotrichum diffusum*) que se suma a las dos especies encontradas en la línea de base.

Tabla 6.5. Clasificación de las especies de plantas vasculares que fueron observadas en el bosque intervenido (incluyendo a las propias del bosque primario detectadas en la línea de base), de acuerdo a su procedencia, y clasificadas por grupo (Dicot. = Dicotiledóneas; Mono. = Monocotiledóneas; Pteri.= Pteridófitas), familia taxonómica, origen (N: nativa; E: exótica) y código.

Nombre de especies y autores	Clasif.	Familia	Origen	Código
Presentes en el bosque primario de <i>N. pumilio</i> sin intervención				
<i>Acaena magellanica</i>	Dicot.	Rosaceae	N	ACMA
<i>Acaena ovalifolia</i>	Dicot.	Rosaceae	N	ACOV
<i>Adenocaulon chilense</i>	Dicot.	Asteraceae	N	ADCH
<i>Berberis buxifolia</i>	Dicot.	Berberidaceae	N	BEBU
<i>Blechnum penna-marina</i>	Pteri.	Blechnaceae	N	BLPE
<i>Cardamine glacialis</i>	Dicot.	Apiaceae	N	CAGL
<i>Cerastium fontanum</i>	Dicot.	Caryophyllaceae	E	CEFO
<i>Cystopteris fragilis</i>	Pteri.	Athyriaceae	N	CYFR
<i>Dysopsis glechomoides</i>	Dicot.	Euphorbiaceae	N	DYGL
<i>Festuca magellanica</i>	Mono.	Poaceae	N	FEMA
<i>Galium antarcticum</i>	Dicot.	Rubiaceae	N	GAAN
<i>Galium aparine</i>	Dicot.	Rubiaceae	N	GAAP
<i>Nothofagus pumilio</i> (Poeppig y Endl.) Krasser 1896	Dicot.	Fagaceae	N	NOPU
<i>Osmorhiza depauperata</i>	Dicot.	Apiaceae	N	OSDE
<i>Phleum alpinum</i>	Mono.	Poaceae	N	PHAL
<i>Poa pratensis</i>	Mono.	Poaceae	E	POPR
<i>Ranunculus biternatus</i>	Dicot.	Ranunculaceae	N	RABI
<i>Taraxacum officinale</i>	Dicot.	Asteraceae	E	TAOF
<i>Trisetum spicatum</i>	Mono.	Poaceae	N	TRSP
<i>Uncinia lechleriana</i>	Mono.	Cyperaceae	N	UNLE
<i>Viola magellanica</i>	Dicot.	Violaceae	N	VIMA
Introducidas desde bosques de <i>Nothofagus antarctica</i>				
<i>Bromus unioloides</i>	Mono.	Poaceae	N	BRUN
<i>Calceolaria biflora</i> Lam. 1785	Dicot.	Scrophulariaceae	N	CABI
<i>Cerastium arvense</i> L. 1753	Dicot.	Caryophyllaceae	N	CEAR
<i>Cotula scariosa</i> (Cass.) Franchet 1889	Dicot.	Asteraceae	N	COSC
<i>Deschampsia flexuosa</i> (L.) Trin. 1836	Mono.	Poaceae	N	DEFL
<i>Geum magellanicum</i> Comm ex Pers. 1806	Dicot.	Rosaceae	N	GEMA
Introducidas desde praderas y vegas				
<i>Agoseris coronopifolium</i> (Durv) Chambers ex. D.M.Moore 1986	Dicot.	Asteraceae	E	AGCO

<i>Agrostis flavidula</i>	Mono.	Poaceae	N	AGFL
<i>Alopecurus magellanicus</i> Lam. 1791	Mono.	Poaceae	N	ALMA
<i>Azorella lycopodioides</i> Gaudich. 1825	Dicot.	Apiaceae	N	AZLY
<i>Capsela bursa-pastoris</i> (L.) Medicus 1792	Dicot.	Cruciferae	E	CABU
<i>Chilliotrichum diffusum</i> (Forster f.) O. Kuntse 1898	Dicot.	Asteraceae	N	CHDI
<i>Deschampsia antarctica</i> Desv. 1853	Mono.	Poaceae	N	DEAN
<i>Elymus agropyroides</i>	Mono.	Poaceae	N	ELAG
<i>Epilobium australe</i> Poeppig y Hausskn. Ex Hausskn. 1884	Dicot.	Onagraceae	N	EPAU
<i>Galium fuegianum</i> Hooker f. 1847	Dicot.	Rubiaceae	N	GAFU
<i>Hieracium antarcticum</i> D`Urv. 1825	Dicot.	Asteraceae	N	HIAN
<i>Hordeum comosum</i> C. Presl 1830	Mono.	Poaceae	N	HOCO
<i>Luzula alopecurus</i> Desv. 1808	Dicot.	Cyperaceae	N	LUAL
<i>Osmorhiza chilensis</i> Hookers y Arn 1833	Dicot.	Apiaceae	N	OSCH
<i>Phacelia secunda</i> J.F. Gmelin 1791	Dicot.	Hydrophyllaceae	N	PHSE
<i>Phleum pratense</i> L. 1753	Mono.	Poaceae	E	PHPR
<i>Ranunculus peduncularis</i> Sm. 1814	Dicot.	Ranunculaceae	N	RAPE
<i>Ribes magellanicum</i>	Dicot.	Saxifragaceae	N	RIMA
<i>Rubus geoides</i> Sm. 1789	Dicot.	Rosaceae	N	RUGE
<i>Rumex acetosella</i> L. 1753	Dicot.	Polygonaceae	E	RUAC
<i>Senecio vulgaris</i> L. 1753	Dicot.	Asteraceae	E	SEVU
<i>Stellaria debilis</i> D`Urv. 1825	Dicot.	Caryophyllaceae	N	STDE
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill. 1789	Dicot.	Caryophyllaceae	E	STME
<i>Veronica serpyllifolia</i> L. 1753	Dicot.	Scrophulariaceae	E	VESE

El tratamiento de bosque primario (BP) que funcionó como control tuvo la riqueza total de especies más baja (30 especies) a lo largo de los 4 años estudiados y más similar a la registrada durante la línea de base (25 especies), mientras que la retención agregada (RA) fue el tratamiento más diverso (45 especies). La retención combinada (RC) y la retención dispersa (RD) tuvieron valores intermedios (34 y 41 especies, respectivamente). En relación con los tratamientos con agregados (RA y RC), y considerando la ubicación ya sea adentro o afuera de los agregados, las posiciones externas en ambos tratamientos tuvieron un mayor número de especies, destacándose la retención agregada pura (RA-Afuera) por presentar en estas superficies (con tala rasa) la mayor riqueza (44 especies), mientras que en los sectores externos de la retención combinada (RC-Afuera) donde se aplicó retención dispersa, la riqueza fue de 34 especies. En contraposición, adentro de los agregados se registró el menor número de especies, más similar a los valores del bosque primario o control (BP): en RA-Adentro la riqueza fue de 23 especies y en RC-Adentro de 21 especies (Tabla 6.6).



Figura 6.8. Especies nuevas de plantas que ingresaron en las áreas aprovechadas, desde el bosque de *N. antarctica* (a = *Calceolaria biflora*, b = *Geum magellanicum*), y desde ambientes abiertos (c = *Capsela bursa-pastoris*, d = *Veronica serpyllifolia*).

Tabla 6.6. Distribución y cobertura de especies de plantas del sotobosque, en la línea de base y en el bosque intervenido de acuerdo a los tratamientos ensayados (BP = bosque primario o control; RD = retención dispersa; RA = retención agregada: RA-Ad = retención agregada adentro del agregado; RA-Af = retención agregada afuera del agregado en sectores con tala rasa; RC = retención combinada: RC-Ad = retención combinada adentro del agregado; RC-Af = retención combinada afuera del agregado en sectores con retención dispersa). P = presencia de la especie (observada en el relevamiento florístico, no muestreada). Valores con \pm corresponden al desvío estándar.

Nombres de especies	Línea de Base	BP	RD	RA-Ad	RA-Af	RC-Ad	RC-Af
Presentes en el bosque primario de <i>Nothofagus pumilio</i>							
<i>Acaena magellanica</i>	0,61 \pm 0,43	0,36 \pm 0,71	0,10 \pm 0,16	0,02 \pm 0,04	1,09 \pm 0,89	0,08 \pm 0,12	0,21 \pm 0,24
<i>Acaena ovalifolia</i>	0,20 \pm 0,40	0,01 \pm 0,01	0,00 \pm 0,00	P	P	P	P
<i>Adenocaulon chilense</i>	0,02 \pm 0,02			P	0,04 \pm 0,09		
<i>Berberis buxifolia</i>	0,01 \pm 0,01	0,01 \pm 0,01	0,00 \pm 0,00	P	0,02 \pm 0,04	P	0,00 \pm 0,00
<i>Blechnum penna-marina</i>	0,23 \pm 0,46	0,00 \pm 0,01	P	0,05 \pm 0,10	0,10 \pm 0,12	P	P
<i>Cardamine glacialis</i>	0,46 \pm 0,24	0,40 \pm 0,18	1,71 \pm 1,26	0,38 \pm 0,35	2,55 \pm 1,95	0,64 \pm 0,47	0,87 \pm 0,60
<i>Cerastium fontanum</i>	0,12 \pm 0,18	0,06 \pm 0,10	0,15 \pm 0,16	0,02 \pm 0,04	1,18 \pm 1,46	0,14 \pm 0,24	1,16 \pm 0,97
<i>Cystopteris fragilis</i>	0,18 \pm 0,17		P	0,28 \pm 0,48	0,04 \pm 0,05	0,06 \pm 0,13	0,01 \pm 0,02
<i>Dysopsis glechomoides</i>	2,19 \pm 2,11	P	0,00 \pm 0,00	0,13 \pm 0,15	0,20 \pm 0,17	0,20 \pm 0,39	0,12 \pm 0,17
<i>Festuca magellanica</i>	0,32 \pm 0,17	2,52 \pm 1,13	4,37 \pm 1,59	0,87 \pm 0,99	1,73 \pm 1,31	0,97 \pm 0,98	0,36 \pm 0,08
<i>Galium antarcticum</i>	0,03 \pm 0,05			P			
<i>Galium aparine</i>	1,32 \pm 1,28	1,87 \pm 0,94	4,39 \pm 3,26	3,81 \pm 4,55	7,97 \pm 7,50	6,14 \pm 5,82	11,09 \pm 5,42
<i>Nothofagus pumilio</i>	4,68 \pm 1,09	2,33 \pm 0,56	4,63 \pm 1,90	6,21 \pm 4,61	0,83 \pm 0,40	2,44 \pm 1,96	2,01 \pm 0,75
<i>Osmorhiza depauperata</i>	17,02 \pm 10,83	7,91 \pm 1,99	9,91 \pm 4,05	11,57 \pm 11,03	13,20 \pm 7,26	11,63 \pm 6,21	23,85 \pm 8,49
<i>Phleum alpinum</i>	0,79 \pm 0,86	0,12 \pm 0,13	1,17 \pm 0,89	0,08 \pm 0,17	1,86 \pm 0,75	0,21 \pm 0,26	0,92 \pm 1,11
<i>Poa pratensis</i>	0,19 \pm 0,29	0,13 \pm 0,19	0,42 \pm 0,85	0,58 \pm 1,17	1,12 \pm 1,30	P	0,05 \pm 0,10
<i>Ranunculus biternatus</i>	4,92 \pm 5,19	0,62 \pm 0,36	0,76 \pm 0,87	1,53 \pm 1,50	1,28 \pm 0,68	0,74 \pm 1,05	1,64 \pm 1,09
<i>Taraxacum officinale</i>	0,05 \pm 0,05	0,13 \pm 0,10	0,39 \pm 0,25	0,01 \pm 0,02	1,73 \pm 1,23	0,07 \pm 0,12	1,19 \pm 1,16
<i>Trisetum spicatum</i>	0,57 \pm 0,61	0,35 \pm 0,43	1,16 \pm 0,59	0,24 \pm 0,14	0,22 \pm 0,21	0,70 \pm 1,36	0,78 \pm 0,75
<i>Uncinia lechleriana</i>	2,27 \pm 1,77	0,60 \pm 0,46	0,15 \pm 0,21	0,56 \pm 0,56	0,56 \pm 0,83	0,32 \pm 0,35	0,15 \pm 0,29
<i>Viola magellanica</i>	1,69 \pm 1,30	0,03 \pm 0,05		P	0,01 \pm 0,02		

Tabla 6.6. (Continuación).

Introducidas desde praderas y vegas					
<i>Agoseris coronopifolium</i>			P		0,01 ±0,01
<i>Agrostis flavidula</i>	0,03 ±0,06	P	P	0,04 ±0,08	P
<i>Alopecurus magellanicus</i>			P	P	
<i>Azorella lycopodioides</i>				P	P
<i>Capsela bursa-pastoris</i>			P	P	
<i>Chilliotrichum diffusum</i>		P	P		
<i>Deschampsia antarctica</i>		P		P	
<i>Elymus agropyroides</i>	0,10 ±0,20		P	0,51 ±1,03	P
<i>Epilobium australe</i>				P	
<i>Galium fuegianum</i>		0,03 ±0,05		P	
<i>Hieracium antarcticum</i>				P	
<i>Hordeum comosum</i>			P	P	P
<i>Luzula alopecurus</i>		0,01 ±0,01	P		
<i>Osmorhiza chilensis</i>			P	P	
<i>Phacelia secunda</i>		P	P	P	P
<i>Phleum pretense</i>		P	P		P
<i>Ranunculus peduncularis</i>			P		
<i>Ribes magellanicum</i>	0,02 ±0,04		0,00 ±0,00	0,01 ±0,02	P
<i>Rubus geoides</i>			P		
<i>Rumex acetosella</i>			1,05 ±2,09	2,18 ±4,28	0,60 ±1,20
<i>Senecio vulgaris</i>			P	P	
<i>Stellaria debilis</i>				P	
<i>Stellaria media</i>				P	P
<i>Veronica serpyllifolia</i>			P	0,01 ±0,02	0,01 ±0,02

Tabla 6.6. (Continuación).

<i>Introducidas desde bosques de Nothofagus antarctica</i>							
<i>Bromus unioloides</i>	0,30 ±0,61	P	0,46 ±0,93		0,90 ±1,76		0,97 ±1,94
<i>Calceolaria biflora</i>		P	P		P		
<i>Cerastium arvense</i>		P	P		P		P
<i>Cotula scariosa</i>			P		P		P
<i>Deschampsia flexuosa</i>		0,01 ±0,00	0,95 ±1,09	0,31 ±0,63	0,35 ±0,69	0,22 ±0,30	0,05 ±0,05
<i>Geum magellanicum</i>		P	0,03 ±0,06	0,00 ±0,00	0,03 ±0,05		P
Riqueza muestreada	25	20	21	18	27	17	20
Riqueza no muestreada	0	10	20	5	17	4	14
Riqueza total	25	30	41	23	44	21	34
Riqueza total general	25	30	41	45		34	

Se observó en el bosque aprovechado y en todos los tratamientos una ganancia de especies (comparada con la riqueza de la línea base) que se fue incrementando en el tiempo (Figura 6.9). La mayor introducción de especies comparada con la línea de base (que incluye a las cuatro especies exclusivas de los gaps: *A. flavidula*, *B. uniolooides*, *E. agropyroides*, *R. magellanicum*), fue observada en el tratamiento con retención agregada pura (RA) y puntualmente en los sectores con tala rasa ubicados afuera de los agregados (RA-Af), donde se registraron en total 20 especies nuevas (incluyendo especies muestreadas y registradas en el relevamiento florístico) (Tabla 6.6). La introducción se fue incrementando desde el primer año desde la corta (7 especies) al cuarto año (18 especies) (Figura 6.9). En la retención dispersa (RD), 19 especies introducidas fueron observadas en total (Tabla 6.6) (2-17 especies desde el año 1 al 4, respectivamente) (Figura 6.9). En la retención combinada (RC) se registró una menor introducción (13 especies en total) (Tabla 6.6) pero afuera de los agregados en las superficies con retención dispersa (RC-Af) (4-11 especies desde el año 1 al año 4, respectivamente). Adentro de los agregados, tanto en RA-Ad como RC-Ad, se produjeron los valores más bajos (2 y 3 especies introducidas a lo largo de todo el estudio, respectivamente) (Tabla 6.6), con pocas variaciones entre años (solamente 2 especies desde el año 1 al 4 en RA-Ad, y 1-3 especies en RC-Ad) (Figura 6.9), mientras que en el tratamiento control (BP) se registraron en total 10 introducciones, las cuales variaron desde 3 a 6 especies, desde el año 1 al 4.

En lo que respecta a la pérdida de especies a lo largo del tiempo y comparada con la línea de base original, si bien todas las especies de la línea de base fueron encontradas en los tratamientos considerando en total los 4 años, no estuvieron presentes en todos los años. De este modo, se observa una fuerte pérdida al principio en los años inmediatos posteriores a la corta y luego se va suavizando con el tiempo, debido a que las especies vuelven a aparecer en el bosque aprovechado al cabo de unos años (Figura 6.9). Sin embargo considerando los 4 años, se registró en todos los tratamientos pérdida de especies de plantas características de bosques de *N. pumilio* (que estaban presentes en la línea de base pero que nunca fueron registradas luego de la intervención en ningún año dentro de un tratamiento), tanto en la retención dispersa (RD) como en la combinada (RC), y tanto adentro como afuera de los agregados (3 especies = *V. magellanica*, *G. antarcticum* y *A. chilense*). De estas tres especies, *G. antarcticum* también desapareció de los sectores con tala rasa de la retención agregada (RA-Af) y *A. chilense* del bosque primario (Tabla 6.6). Adentro de los agregados en el tratamiento combinado (RC-Ad)

también desaparecieron *A. flavidula*, *E. agropyroides* y *R. magellanicum*, mientras que en la retención agregada pura (RA-Ad) se perdieron 4 especies (*A. flavidula*, *B. uniolooides*, *E. agropyroides* y *R. magellanicum*). Afuera de los agregados en los sectores con tala rasa de la retención agregada pura (RA-Af) solamente se perdió una especie (*G. antarcticum*) (Tabla 6.6). Por otro lado, se observaron variaciones anuales en la pérdida de especies características, con valores máximos y mínimos que variaron entre 10 - 7 en RC-Ad, 9 - 7 en RA-Ad, 9 - 3 en RD, 8 - 3 en RC-Af, 7 - 3 en BP y 6 - 3 en RA-Af (Figura 6.9).

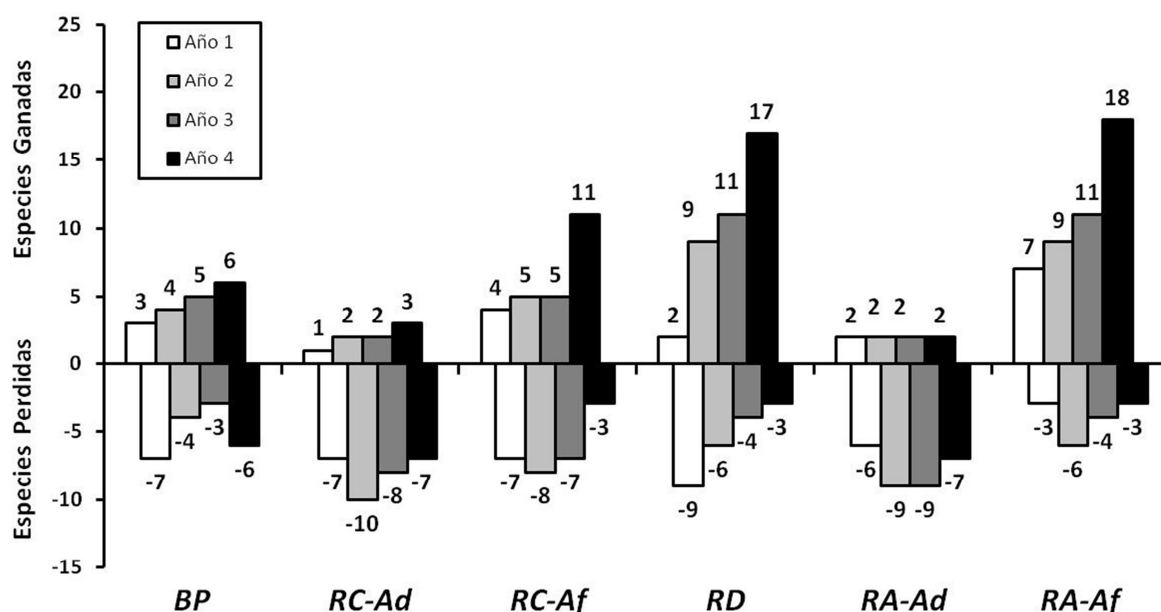


Figura 6.9. Incorporación y pérdida de especies de plantas del sotobosque en el bosque aprovechado durante los 4 primeros años después de la corta, de acuerdo al tratamiento utilizado (BP = bosque primario o control; RC-Ad = retención combinada adentro del agregado; RC-Af = retención combinada afuera del agregado en sectores con retención dispersa; RD = retención dispersa; RA-Ad = retención agregada adentro del agregado; RA-Af = retención agregada afuera del agregado en sectores con tala rasa), comparadas con la riqueza de especies detectada durante la línea de base en bosques de *N. pumilio*.

Comparando con la riqueza de la línea de base, una importante proporción de especies características del bosque primario de *N. pumilio* fue observada en todos los tratamientos (entre 60% y 80%), aunque con variaciones en sus coberturas (Tabla 6.6). Seis especies por ejemplo, se destacaron por disminuir sus coberturas en las áreas intervenidas, independientemente del tratamiento ensayado (*A. ovalifolia*, *B. penna-marina*, *D. glechomoides*, *R. biternatus*, *U. lechleriana* y *V. magellanica*). *A. ovalifolia* además, presentó coberturas tan bajas en las áreas aprovechadas que en la retención agregada y en el tratamiento combinado, directamente no

llegó a ser muestreada. Otras tres especies mostraron un comportamiento similar, con la salvedad que presentaron coberturas superiores en sólo un tratamiento: *A. megallanica* sólo aumentó su cobertura en RA-Af, *C. fragilis* en RA-Ad y *O. depauperata* en RC-Af. En relación con el helecho *C. fragilis*, se observó además, que desarrolló menores coberturas en las superficies externas a los agregados, tanto en RA-Af como RC-Af (0,04% y 0,01% respectivamente). Un comportamiento inverso, se observó en *F. megellanica* y *G. aparine*, que se destacaron por aumentar considerablemente sus coberturas luego del aprovechamiento, independientemente del tratamiento ensayado. *C. fontanum*, también incrementó sus coberturas pero sólo en RD y afuera de los agregados, tanto en RA-Af como RC-Af (Tabla 6.6). En relación con las 4 especies exclusivas de los gaps que fueron encontradas en la línea de base, tres de ellas incrementaron sus coberturas en las áreas intervenidas, dentro de los tratamientos en los que fueron muestreadas (*B. uniolooides*, *A. flavidula* y *E. agropyroides*). El resto de las especies propias de la línea de base no mostró patrones claros de variación. En relación con las especies nuevas que ingresaron a las áreas intervenidas, no estuvieron presentes en todos los tratamientos, con excepción de *Deschampsia flexuosa* (Tabla 6.6).

Al analizar la superposición de especies entre los distintos tratamientos silvícolas ensayados y el tratamiento de bosque primario (BP), se observó en todos los casos que las especies compartidas siempre fueron mayores respecto a las especies particulares de cada tratamiento, tanto al año de la intervención (Figura 6.10) como al cuarto año (Figura 6.11), aunque en el último año el número de especies se incrementó, tanto las compartidas como las exclusivas, lo que coincide con la tendencia comentada anteriormente de incremento de la riqueza a medida que transcurre el tiempo desde el aprovechamiento. Al año de la corta, se observó que el tratamiento que compartió el mayor número de especies con el bosque primario (BP) fue la retención combinada (RC) (Figura 6.10). En RC, el número de especies compartidas fue el mismo tanto adentro de los agregados (RC-Ad) como afuera (RC-Af), aunque en el último caso, aparecieron tres especies exclusivas que no se encontraron en BP al año de la corta. RC-Ad en cambio, no tuvo especies exclusivas, es decir que todas las especies encontradas en BP se encontraron también adentro de los agregados. Por otra parte, la retención agregada (RA) se destacó por presentar el mayor número de especies exclusivas, destacándose las superficies con tala rasa (RA-Af) por presentar la mayor riqueza (11 especies). *Calceolaria biflora* siempre fue una especie exclusiva del bosque primario sin manejo, no habiéndose encontrado en el bosque

aprovechado al año de la intervención. *Cerastium arvense* sólo estuvo presente en RC-Af, por lo que presentó un comportamiento similar. *Geum magellanicum* y *R. magellanicum* fueron exclusivas de las superficies ubicadas afuera de los agregados, tanto en RA como RC, mientras que *A. chilense* sólo fue exclusiva en RA, tanto dentro como fuera de los agregados (Figura 6.10).

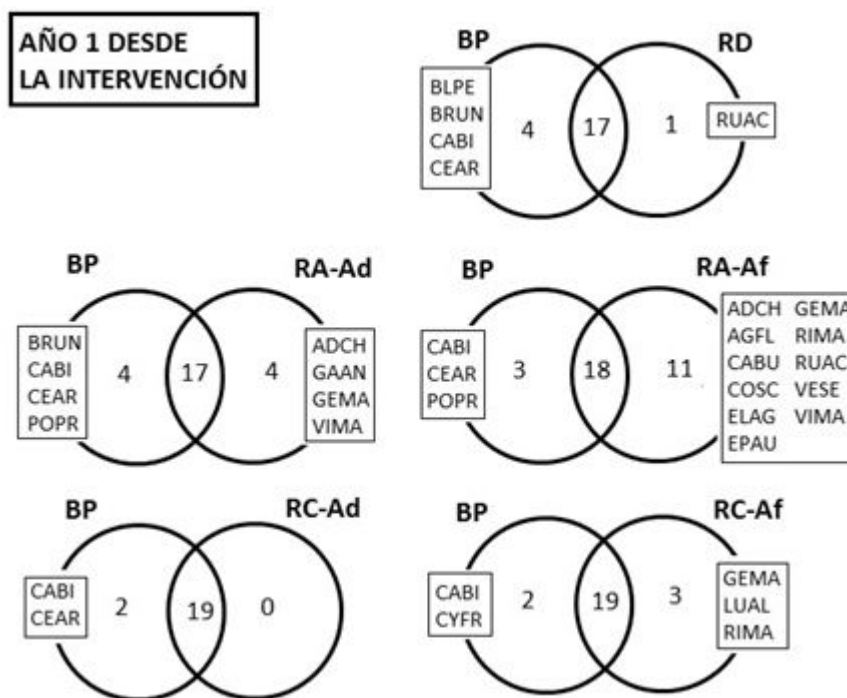


Figura 6.10. Superposición de especies de plantas superiores del sotobosque al año de la intervención entre el bosque primario y los distintos tratamientos silvícolas ensayados (BP = bosque primario o control; RD = retención dispersa; RA-Ad = retención agregada adentro del agregado; RA-Af = retención agregada afuera del agregado en sectores con tala rasa; RC-Ad = retención combinada adentro del agregado; RC-Af = retención combinada afuera del agregado en sectores con retención dispersa). Los códigos de las especies se encuentran en la Tabla 6.5.

Al cuarto año, el tratamiento control (BP) compartió la mayor riqueza con RA-Af, aunque en este tratamiento se encontró por otro lado, el mayor número de especies exclusivas (17 especies), valor que por otra parte coincide con las exclusivas de la retención dispersa (RD) (Figura 6.11). En contraposición, adentro de los agregados, tanto los presentes en RA como los presentes en RC, se registraron idénticos valores de riqueza compartida y exclusiva, aunque las especies no fueron las mismas. *Calceolaria biflora* continuó siendo una especie exclusiva del bosque primario sin manejo (BP), a excepción de RD, que compartió esta especie con BP. *Luzula alopecurus* no estuvo presente en ningún tratamiento silvícola al cuarto año desde la intervención, sólo en el tratamiento control, mientras que *G. fuegianum* sólo faltó del tratamiento combinado (RC). Por otra parte, *R. acetosella* y *V. serphyllifolia* se destacaron por ser

especies exclusivas de las áreas intervenidas, con excepción de RA-Ad en donde no fueron registradas (Figura 6.11).

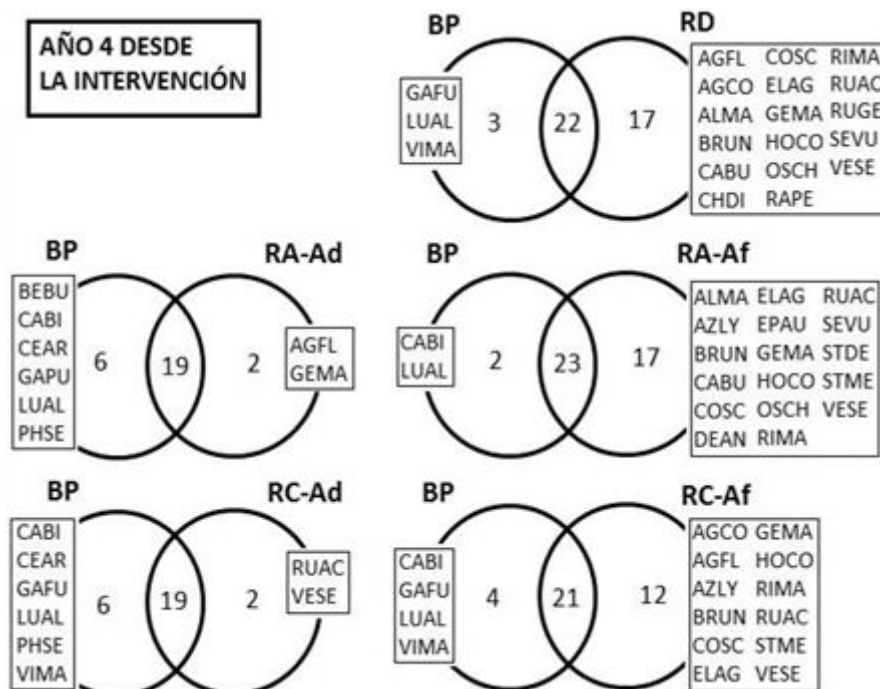


Figura 6.11. Superposición de especies de plantas superiores del sotobosque a los cuatro años desde la intervención entre el bosque primario y los distintos tratamientos silvícolas ensayados (BP = bosque primario o control; RD = retención dispersa; RA-Ad = retención agregada adentro del agregado; RA-Af = retención agregada afuera del agregado en sectores con tala rasa; RC-Ad = retención combinada adentro del agregado; RC-Af = retención combinada afuera del agregado en sectores con retención dispersa). Los códigos de las especies se encuentran en la Tabla 6.5.

En el bosque aprovechado, se mantuvo en general la misma proporción de riqueza en los distintos grupos taxonómicos de plantas que la línea de base, tanto al año de la corta como al cuarto año, dominando en todos los casos las dicotiledóneas, seguidas por las monocotiledóneas y en último lugar las Pteridófitas (Figura 6.12). Sin embargo los porcentajes variaron sutilmente con el tiempo. Al año de la corta en BP y RC-Ad se registró el menor porcentaje de dicotiledóneas (57% y 56% respectivamente) con valores máximos en RA-Ad (67%) que coincidieron con lo registrado en la línea de base. Al cuarto año, los porcentajes de este grupo se incrementaron en general variando entre un 60% en RA-Ad y un 68% en BP. Para el caso de las monocotiledóneas, que estuvieron representadas en un 24% en la línea de base, se incrementaron al año desde la intervención, alcanzando un máximo de 33% en BP, RD y RC - Ad, y mínimos e iguales a la línea de base en RA-Ad (24%). Al cuarto año, las monocotiledóneas disminuyeron en casi todos los

tratamientos volviendo a valores más similares a los de la línea de base: de 33% a 24% en BP, de 33% a 28% en RD, de 33% a 29% en RC-Ad y de 32% a 30% en RC-Af, mientras que en la retención agregada se registraron incrementos en este grupo de plantas, tanto en RA-Ad (24% - 30%) como en RA-Af (28% - 29%). Respecto a las Pteridófitas (8% en la línea de base), tanto al año como a los cuatro años desde la intervención estuvieron menos representadas en RD, y en las superficies ubicadas afuera de los agregados, tanto en la retención agregada pura (RA - Af) como en la retención combinada (RC - Af) (Figura 6.12), mientras que al año y al cuarto en BP, RA-Ad y RC-Ad fue similar entre sí.

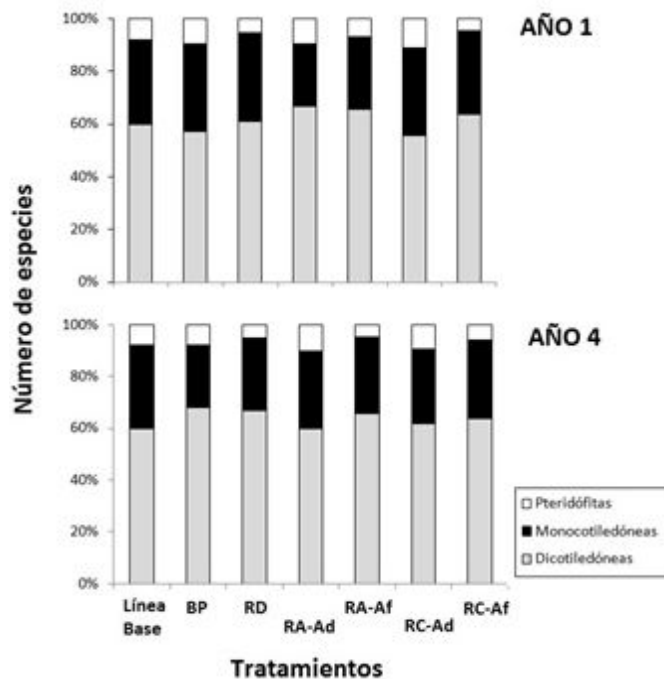


Figura 6.12. Proporción de riqueza del sotobosque discriminada en Dicotiledóneas, Monocotiledóneas y Pteridófitas, de acuerdo a los distintos tratamientos ensayados (BP = bosque primario o control; RD = retención dispersa; RA-Ad = retención agregada adentro del agregado; RA-Af = retención agregada afuera del agregado en sectores con tala rasa; RC-Ad = retención combinada adentro del agregado; RC-Af = retención combinada afuera del agregado en sectores con retención dispersa), al año de la corta (Año 1) y a los cuatro años (Año 4). Aclaración: No se incluyeron a las briófitas porque no se trabajó a nivel de especie con ese grupo).

Tabla 6.7. ANOVA de medidas repetidas para la cobertura del sotobosque (%) durante los cuatro primeros años después de la corta en el bosque primario (tratamiento control) y en los distintos tratamientos silvícolas ensayados (RC = retención combinada; RD = retención dispersa; RA = retención agregada).

Factores	GL	Plántulas <i>N. pumilio</i>	Otras Dicot.	Mono.	Pterid.	Briófitas	Residuos Forestales	Suelo Desnudo	Veg. Total
Efecto entre factores principales									
F (p)									
A: Tratamiento	3	4,23 (0,012)	12,28 (<0,001)	5,30 (0,004)	2,60 (0,067)	5,03 (0,005)	6,36 (0,001)	33,01 (<0,001)	9,23 (<0,001)
Efecto dentro de factor de repetición F (p)									
B: Año	3	2,13 (0,127)	2,99 (0,034)	1,65 (0,195)	1,19 (0,302)	1,22 (0,304)	1,70 (0,170)	6,04 (<0,001)	4,26 (0,007)
Interacción									
A x B	9	1,23 (0,300)	0,82 (0,600)	1,07 (0,389)	1,24 (0,303)	0,97 (0,455)	1,01 (0,437)	0,54 (0,839)	0,89 (0,532)
Tratamiento									
	BP	2,32 a	11,41 a	3,72 a	0,01	2,29 a	23,27 a	56,97 b	19,76 a
	RC	2,18 a	32,47 c	2,94 a	0,03	2,50 a	34,18 b	25,69 a	40,13 b
	RD	4,60 b	18,04 ab	8,49 b	0,00	4,50 b	35,15 b	29,23 a	35,62 b
	RA	2,44 a	27,29 bc	6,33 ab	0,20	2,12 a	37,19 b	24,42 a	38,38 b
Año									
	1	2,94	17,32 a	3,45	0,05	3,50	30,22	42,51 b	27,26 a
	2	2,66	24,46 ab	6,19	0,05	2,40	29,76	34,48 ab	35,76 a
	3	2,06	21,45 ab	5,22	0,00	3,09	36,22	32,96 a	31,81 a
	4	3,89	25,99 b	6,63	0,14	2,42	33,58	27,35 a	39,07 b

GL = grados de libertad. F (p) = prueba de Fisher con nivel de significancia entre paréntesis. Letras diferentes en cada columna indican diferencias significativas de acuerdo a la prueba de Tukey (P <0,05). Otras Dicot.: otras Dicotiledóneas; Mono.: monocotiledóneas; Dicot.: dicotiledóneas; Pterid.: Pteridófitas. N=160.

El ANOVA de medidas repetidas mostró diferencias significativas entre tratamientos silvícolas para todas las coberturas analizadas salvo la de Pteridofitas (Tabla 6.7). La cobertura promedio de las plántulas de *N. pumilio*, Monocotiledóneas y Briófitas fue mayor en la retención dispersa (RD) respecto a los otros tratamientos (4,6%, 8,5% y 4,5%, respectivamente), mientras que la cobertura de Otras Dicotiledóneas fue más alta en la retención combinada (RC) (33%) y en la retención agregada (RA) (27%). Los rodales intervenidos no difirieron entre sí en la cobertura de Residuos Forestales, Suelo Desnudo y Vegetación Total, pero ellos lo hicieron con el bosque primario o control (BP): la cobertura de Residuos Forestales y de Vegetación Total fue más baja

en BP (23% y 20%, respectivamente) respecto a las áreas intervenidas (34% - 35% y 37% y 40% - 36% y 38%, respectivamente), mientras que la cobertura de Suelo Desnudo fue más alta en BP (57%) respecto a las áreas intervenidas (26% - 29% y 24%). El efecto del año fue significativamente diferente para solamente tres variables (Otras Dicotiledóneas, Suelo Desnudo y Vegetación Total), siendo máximo al cuarto año para la Vegetación Total y cobertura de Otras Dicotiledóneas (39% y 26%, respectivamente), y al primer año, para la cobertura de Suelo Desnudo (43%). Las interacciones no fueron significativas para todas las variables de cobertura ($F < 1,24$, $p > 0,300$) (Tabla 6.7).

Tabla 6.8. ANOVA de medidas repetidas para la biomasa del sotobosque (kg/ha) durante los cuatro primeros años después de la corta, tanto en el bosque primario (tratamiento control) como en los distintos tratamientos silvícolas ensayados (RC = retención combinada; RD = retención dispersa; RA = retención agregada).

Factores	GL	Plántulas <i>N. pumilio</i>	Otras Dicot.	Mono.	Pterid.	Briófitas	Vegetación Total
Efectos entre factores principales F(p)							
A: tratamiento	3	5,41 (0,004)	10,29 (<0,001)	6,59 (0,001)	1,94 (0,141)	6,79 (<0,001)	12,71 (<0,001)
Efectos dentro de factor de repetición F(p)							
B: Año	3	3,49 (0,034)	7,29 (<0,001)	3,48 (0,037)	0,81 (0,423)	4,04 (0,024)	4,18 (0,008)
Interacción							
A x B	9	1,24 (0,292)	1,48 (0,184)	1,29 (0,274)	0,83 (0,527)	0,81 (0,557)	0,90 (0,527)
Tratamiento							
	BP	28,7 a	44,5 a	18,6 a	0,1	158,7 a	200,5 a
	RC	56,0 ab	613,9 bc	92,1 ab	0,1	237,9 a	1000,0 b
	RD	116,8 b	261,4 ab	241,6 b	0,0	425,6 b	1045,4 b
	RA	63,6 a	736,9 c	240,4 b	3,9	206,4 a	1251,3 b
Año							
	1	54,0 ab	200,7 a	52,2 a	2,1	412,1 b	721,1 a
	2	47,1 a	531,9 bc	146,7 ab	0,2	215,7 a	941,7 ab
	3	55,0 ab	304,1 ab	150,4 ab	0,0	207,6 a	717,1 a
	4	109,0 b	620,0 c	243,4 b	1,7	193,3 a	1167,3 b

GL = grados de libertad. F (p) = prueba de Fisher con nivel de significancia entre paréntesis. Letras diferentes en cada columna indican diferencias significativas de acuerdo a la prueba de Tukey ($P < 0,05$). Otras Dicot: otras dicotiledóneas; Mono.: monocotiledóneas; Dicot.: dicotiledóneas; Pterid.: Pteridófitas. N=160.

En los análisis de biomasa, el ANOVA de medidas repetidas (Tabla 6.8) mostró diferencias significativas entre tratamientos y años para todas las variables excepto para Pteridófitas, con los mayores valores para la biomasa de plántulas de *N. pumilio* y Briófitas en la retención dispersa (RD) (117 kg/ha y 426 kg/ha, respectivamente), para la biomasa de Otras Dicotiledóneas en RA (737 kg/ha), y para la biomasa de Monocotiledóneas en RD (242 kg/ha) y la retención agregada (RA) (240 kg/ha). Si bien la biomasa de la Vegetación Total del sotobosque fue significativamente más baja en el bosque primario o control (BP) (201 kg/ha) respecto a las áreas intervenidas (1000 - 1251 kg/ha), donde no hubieron diferencias significativas entre ellas, se destacó la retención combinada (RC) por presentar mayor similitud con BP en el resto de las variables analizadas, con los valores más bajos de biomasa. Todas las variables de biomasa se incrementaron significativamente con el tiempo, sobre todo al comparar el primer año y el cuarto, excepto para las Pteridófitas y Briófitas. Al igual que lo observado para la cobertura, las interacciones entre factores no fueron significativas para la biomasa ($F < 1,48$, $p > 0,184$).

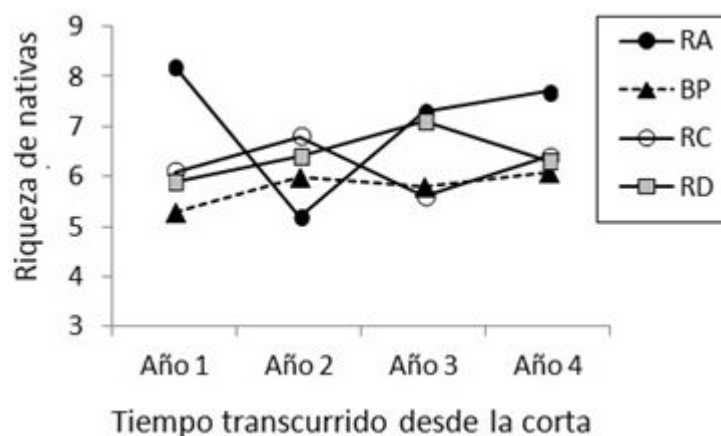
Las variables de riqueza del sotobosque mostraron diferencias significativas entre tratamientos en los ANOVAS de medidas repetidas (Tabla 6.9), excepto para Monocotiledóneas y especies Nativas, pero no al año, excepto en las especies Exóticas. La retención agregada (RA) mostró más Dicotiledóneas (6,0), Pteridófitas (0,2), riqueza Total (8,3) y de Exóticas que los otros tratamientos, con valores que fueron más pequeños en BP (4,9 - 0,0 - 6,2 y 0,5, respectivamente). Al cuarto año, la riqueza de exóticas redobló a los valores previos (1,3 vs 0,5-0,7, respectivamente). Las interacciones tampoco fueron significativas en las variables de riqueza promedio ($F < 2,00$, $p > 0,063$), excepto para las especies nativas ($F = 2,34$, $p = 0,019$). Las interacciones pueden ser explicadas debido a que la riqueza promedio de especies nativas mostró valores máximos, mínimos e intermedios para los diferentes años entre tratamientos (ej; al segundo año tuvo una riqueza promedio mínima de nativas en RA, máxima en RC y valores intermedios en RD y BP; mientras tanto, al tercer año hubo una riqueza promedio mínima en RC y BP, y máxima en RA y RD) (Figura 6.13).

Tabla 6.9. ANOVA de medidas repetidas para la riqueza de especies del sotobosque (especies por parcela) durante los cuatro primeros años después de la corta, en el bosque primario o tratamiento control (BP) y en los distintos tratamientos silvícolas ensayados (RC = retención combinada; RD = retención dispersa; RA = retención agregada).

Factores	GL	Dicot.	Mono.	Pterid.	Total	Nativas	Exóticas
Efecto entre factores principales							
F(p)							
A: Tratamiento	3	4,31 (0,011)	2,78 (0,055)	3,84 (0,017)	3,49 (0,025)	2,09 (0,119)	2,85 (0,051)
Efecto dentro de factor de repetición F(p)							
B: Año	3	1,69 (0,174)	1,71 (0,168)	1,94 (0,158)	2,35 (0,092)	0,61 (0,607)	6,96 (<0,001)
Interacción							
A x B	9	1,66 (0,108)	1,52 (0,150)	1,53 (0,193)	2,00 (0,063)	2,34 (0,019)	1,81 (0,074)
Tratamientos							
	BP	4,85 a	1,38	0,02 a	6,15 a	5,80	0,45 a
	RC	5,52 ab	1,40	0,05 ab	6,98 ab	6,22	0,75 ab
	RD	5,08 ab	2,05	0,01 a	7,12 ab	6,42	0,70 ab
	RA	5,95 b	2,10	0,20 b	8,25 b	7,10	1,15 b
Año							
	1	5,22	1,55	0,05	6,82	6,38	0,45 a
	2	5,05	1,60	0,08	6,72	6,10	0,62 a
	3	5,50	1,65	0,01	7,15	6,45	0,70 a
	4	5,62	2,12	0,15	7,90	6,62	1,28 b

GL = grados de libertad. F (p) = prueba de Fisher con nivel de significancia entre paréntesis. Letras diferentes en cada columna indican diferencias significativas de acuerdo a la prueba de Tukey ($p < 0,05$). Dicot.: dicotiledóneas; Mono.: monocotiledóneas; Pterid.: Pteridófitas. N=160.

Figura 6.13. Interacción en los resultados del ANOVA para la riqueza de especies de plantas nativas del sotobosque del bosque intervenido, entre los distintos tratamientos silvícolas ensayados (BP= bosque primario o control; RC = retención combinada; RD = retención dispersa; RA = retención agregada) y el tiempo transcurrido de la corta.



Cuando se analiza la frecuencia media de ocurrencia de las distintas especies encontradas en el bosque aprovechado al año y a los cuatro años desde la corta, y se comparan con la línea de base analizando además su correlación con las coberturas alcanzadas, se pueden encontrar interesantes relaciones y analizar más en profundidad, los cambios en la composición de especies que ocurren en las áreas aprovechadas (Tablas 6.10 y 6.11). De las 25 especies de plantas propias de los bosques primarios de *N. pumilio* encontradas durante la línea de base, sólo 5 tuvieron frecuencias superiores al 60% en las áreas aprovechadas. *O. depauperata* se destacó entre estas especies y entre todas las estudiadas, por presentar una frecuencia de ocurrencia del 100% en las áreas intervenidas, para todos los tratamientos y tanto al año como al cuarto año desde la intervención, es decir que estuvo presente en el 100% de las parcelas de muestreo. En la línea de base también tuvo una representatividad alta (96% de ocurrencia) aunque fue máxima en el bosque aprovechado. Sin embargo, la cobertura que desarrolló en las áreas intervenidas fue inferior a la encontrada en la línea de base, en todos los tratamientos y años, salvo en RC-Af y RA-Af donde desarrolló al año desde la corta, coberturas mayores a las originales (Tablas 6.10 y 6.11). Las otras especies que se encontraron con altas frecuencias en el bosque aprovechado fueron *N. pumilio*, *C. glacialis*, *G. aparine* y *R. biternatus*, aunque se encontraron algunas diferencias entre años y tratamientos. *N. pumilio* por ejemplo, alcanzó un 100% de ocurrencia al año de la corta y para todos los tratamientos, aunque al cuarto año disminuyó a valores comprendidos entre 43% en RA-Af y 90% en RD. Algo similar ocurrió con *C. glacialis* que presentó entre un 90% y 100% de ocurrencia al año de la corta y valores inferiores al cuarto año, comprendidos entre un 50% y 67% para las áreas intervenidas y un 90% en BP. *Galium aparine* tuvo una ocurrencia de más del 70% en todos los tratamientos al año de la corta llegando a estar presente en el 100% de las parcelas de RA-Ad, RC-Ad y RC-Af, mientras que al cuarto año, se registraron incrementos y valores máximos en todos los tratamientos, salvo en RA-Ad, donde disminuyó su representatividad (de 100% a 67%), pese a que incrementó su cobertura al cuarto año (Tablas 6.10 y 6.11). En este sentido, si bien la frecuencia de ocurrencia media de esta especie fue similar a la hallada en la línea de base, las coberturas cambiaron considerablemente con la intervención, registrándose incrementos muy notorios al cuarto año, que fueron máximos en RA y RC (14% - 19%), medios en RD (9%) e inferiores en BP (2%), aunque siempre superiores a la cobertura original (1%) (Tablas 6.10 y 6.11). El resto de las especies características de los bosques primarios de *N. pumilio*, presentaron fluctuaciones en sus

frecuencias medias tanto entre tratamientos como entre años, a veces superiores y otras inferiores a los de la línea de base, las que estuvieron comprendidas entre un 29% y 67% al año de la corta y un 14% y 86% al cuarto año, llegando incluso en algunos casos, a encontrarse con una frecuencia menor al 1% (<0,01), y rara vez con una frecuencia del 100% (ej. *F. magellanica* alcanzó una frecuencia máxima al año en RD y mínima al cuarto año en RC-Ad).

Tabla 6.10. Frecuencia de ocurrencia media y cobertura media (entre paréntesis) de especies de plantas del sotobosque en la línea de base y luego de la intervención, al año de la corta y a los cuatro años, de acuerdo a los tratamientos BP = bosque primario o control y RD = retención dispersa. Se asume una frecuencia de ocurrencia <0,01 para aquellas especies presentes en los tratamientos (observadas) pero no muestreadas. Los códigos de las especies se encuentran en la Tabla 6.9. El superíndice E se utilizó para señalar las exóticas; A1: al año de la corta; A4: a los cuatro años de la corta.

Código Especies	Línea de Base	BP		RD	
		A 1	A 4	A 1	A 4
<i>Especies propias del bosque primario de N. pumilio</i>					
NOPU	0,98 (4,68)	1,00 (2,76)	0,70 (1,74)	1,00 (4,65)	0,90 (7,31)
OSDE	0,96 (17,02)	1,00 (5,68)	1,00 (10,07)	1,00 (5,14)	1,00 (8,15)
CAGL	0,95 (0,46)	1,00 (0,56)	0,90 (0,25)	0,90 (2,74)	0,50 (0,07)
GAAP	0,84 (1,32)	0,80 (0,56)	1,00 (2,04)	0,70 (1,33)	1,00 (8,99)
RABI	0,64 (4,92)	0,40 (0,45)	0,60 (1,15)	0,50 (0,38)	0,40 (0,11)
DYGL	0,53 (2,19)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
UNLE	0,53 (2,27)	<0,01	0,30 (1,00)	0,10 (0,10)	<0,01
FEMA	0,37 (0,32)	0,80 (2,91)	0,60 (1,74)	1,00 (2,96)	0,80 (3,76)
VIMA	0,35 (1,69)		<0,01		
POPR ^E	0,19 (0,19)	0,20 (0,09)	0,10 (0,01)	<0,01	<0,01
PHAL	0,37 (0,79)	<0,01	0,30 (0,14)	0,30 (0,34)	0,40 (1,02)
ACMA	0,33 (0,61)	<0,01	<0,01	<0,01	0,20 (0,33)
CYFR	0,26 (0,18)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
TAOF ^E	0,13 (0,05)	0,20 (0,22)	0,40 (0,08)	0,20 (0,09)	0,50 (0,65)
CEFO ^E	0,17 (0,12)	0,20 (0,20)	0,20 (0,04)	0,10 (<0,01)	0,20 (0,38)
TRSP	0,21 (0,57)	<0,01	0,20 (0,33)	0,30 (0,84)	0,40 (1,53)
BEBU	0,09 (0,01)	0,20 (0,03)	<0,01	0,10 (0,01)	<0,01
GAAN	0,07 (0,03)				
ADCH	0,07 (0,02)				
ACOV	0,02 (0,20)		0,20 (0,03)		<0,01
BLPE	0,07 (0,23)	0,10 (0,01)	<0,01		<0,01
<i>Introducidas desde bosques de N. antarctica</i>					
DEFL		<0,01	0,10 (0,00)	<0,01	0,50 (1,83)
BRUN	0,07 (0,30)	<0,01			0,10 (1,86)
CEAR		<0,01	<0,01		<0,01
CABI		<0,01	<0,01		<0,01
GEMA					0,10 (0,11)
COSC					<0,01

<i>Introducidas desde praderas y vegas</i>				
PHPR ^E				
CHDI				<0,01
AGFL	0,09 (0,03)			<0,01
DEAN				
GAFU		0,10 (0,10)		
LUAL		0,10 (0,03)		
PHSE		<0,01		<0,01
RIMA	0,03 (0,02)			<0,01
RUAC ^E			<0,01	0,30 (4,18)
ELAG	0,03 (0,10)			<0,01
VESE ^E				<0,01
AGCO ^E				<0,01
HOCO				<0,01
AZLY				
STME ^E				
CABU ^E				<0,01
SEVU ^E				<0,01
OSCH				<0,01
ALMA				<0,01
RAPE				<0,01
RUGE				<0,01
EPAU				
HIAN				
STDE				

En relación con las especies nuevas introducidas que aparecieron luego de la intervención, se observó que estuvieron pobremente representadas en las áreas intervenidas, con frecuencias medias en general muy inferiores a las descriptas para las otras especies propias del bosque primario de *N. pumilio*. Las frecuencias de estas especies variaron entre valores mínimos inferiores al 1% y máximos a 33%, con sólo dos excepciones para *D. flexuosa* y *R. acetosella* que presentaron al cuarto año, frecuencias iguales o superiores al 50% (50% en RD y 57 en RA-Af, respectivamente) (Tablas 6.10 y 6.11).

Tabla 6.11. Frecuencia de ocurrencia media y cobertura media (entre paréntesis) de plantas del sotobosque en la línea de base y luego de la intervención (1 a 4 años) por tratamientos silvícolas (RA= retención agregada: RA-Ad = RA adentro del agregado; RA-Af = RA afuera del agregado con tala rasa; RC = retención combinada: RC-Ad = RC adentro del agregado; RC-Af = RC afuera del agregado). Se asume una frecuencia de ocurrencia <0,01 para aquellas especies observadas pero no muestreadas. Los códigos de especies están en la Tabla 6.5. El superíndice E se utilizó para señalar las exóticas; A1: al año de la corta; A4: a los cuatro años de la corta.

Código Especie	Línea de Base	RA				RC			
		RA-Ad		RA-Af		RC-Ad		RC-Af	
		A 1	A 4	A 1	A 4	A 1	A 4	A 1	A 4
Especies propias del bosque primario de <i>N. pumilio</i>									
NOPU	0,98 (4,68)	1,00 (4,29)	1,00 (12,90)	1,00 (1,38)	0,43 (0,59)	1,00 (1,98)	0,75 (1,54)	1,00 (2,17)	1,00 (2,89)
OSDE	0,96 (17,02)	1,00 (9,35)	1,00 (7,16)	1,00 (20,71)	1,00 (7,12)	1,00 (7,95)	1,00 (6,93)	1,00 (25,30)	1,00 (16,61)
CAGL	0,95 (0,46)	1,00 (0,48)	0,67 (0,03)	1,00 (4,36)	0,57 (0,15)	1,00 (0,74)	0,50 (0,29)	1,00 (0,89)	0,67 (0,04)
GAAP	0,84 (1,32)	1,00 (2,96)	0,67 (10,41)	0,71 (3,00)	1,00 (15,99)	1,00 (1,48)	1,00 (14,29)	1,00 (5,77)	1,00 (18,59)
RABI	0,64 (4,92)	1,00 (3,08)	0,67 (0,27)	0,86 (0,95)	0,71 (1,03)	0,83 (2,25)	0,25 (0,03)	0,75 (1,88)	0,67 (2,16)
DYGL	0,53 (2,19)	0,33 (0,17)	0,33 (0,33)	0,29 (0,32)	0,57 (0,36)	<0,01	<0,01	<0,01	0,50 (0,11)
UNLE	0,53 (2,27)	0,67 (1,30)	0,67 (0,67)	0,57 (1,77)	0,43 (0,42)	<0,01 (0,25)	<0,01	0,25	<0,01
FEMA	0,37 (0,32)	0,67 (0,21)	0,67 (0,35)	0,43 (0,70)	0,29 (0,53)	0,33 (1,82)	0,25 (0,01)	0,50 (0,45)	0,50 (0,26)
VIMA	0,35 (1,69)	<0,01	<0,01	<0,01	0,14 (0,04)				
POPR ^E	0,19 (0,19)		<0,01		0,57 (2,34)	<0,01	<0,01	<0,01	0,33 (0,21)
PHAL	0,37 (0,79)	0,33 (0,33)	<0,01	0,57 (0,88)	0,71 (2,65)	0,50 (0,53)	<0,01	<0,01	0,67 (2,23)
ACMA	0,33 (0,61)	0,33 (0,08)	<0,01	0,29 (0,93)	0,43 (2,16)	0,25 (0,25)	0,25 (0,06)	<0,01	0,17 (0,56)
CYFR	0,26 (0,18)	<0,01	0,33 (1,00)	<0,01	0,14 (0,09)	<0,01	<0,01		0,17 (0,05)
TAOF ^E	0,13 (0,05)	0,33 (0,01)	<0,01	0,29 (0,13)	0,71 (2,86)	0,17 (0,03)	0,25 (0,25)	0,25 (0,17)	0,67 (1,12)
CEFO ^E	0,17 (0,12)	0,33 (0,01)	<0,01	0,14 (0,13)	0,86 (3,24)	<0,01	0,25 (0,50)	<0,01	0,50 (1,50)
TRSP	0,21 (0,57)	0,33 (0,33)	0,33 (0,33)	0,43 (0,11)	0,29 (0,48)	0,33 (0,03)	0,25 (0,03)	0,25 (0,23)	0,33 (1,78)
BEBU	0,09 (0,01)	<0,01		0,14 (0,07)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,20 (<0,01)
GAAN	0,07 (0,03)	<0,01							
ADCH	0,07 (0,02)	<0,01		0,29 (0,18)					
ACOV	0,02 (0,20)		<0,01		<0,01		<0,01		<0,01
BLPE	0,07 (0,23)	<0,01	0,33 (0,21)	0,14 (0,25)	0,29 (0,15)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Introducidas desde bosques de <i>N. antarctica</i>									
DEFL		<0,01	<0,01	<0,01	0,14 (<0,01)	<0,01 (0,63)	0,25 (0,25)	<0,01	0,33 (0,08)

BRUN	0,07 (0,30)		0,14 (0,07)	0,29 (3,54)	0,30 (0,06)	<0,01	0,33 (3,89)
CEAR				<0,01		<0,01	<0,01
CABI							
GEMA	0,33 (0,01)	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01
COSC			0,14 (<0,01)	<0,01			<0,01
Introducidas desde praderas y vegas							
PHPR ^E							
CHDI							
AGFL	0,09 (0,03)	<0,01	<0,01				<0,01
DEAN				<0,01			
GAFU				<0,01			
LUAL						<0,01	
PHSE				<0,01			<0,01
RIMA	0,03 (0,02)		<0,01	0,29 (0,05)		<0,01	<0,01
RUAC ^E			0,14 (0,11)	0,57 (8,60)	0,25 (2,39)		0,17 (0,15)
ELAG	0,03 (0,10)		<0,01	0,29 (2,05)			<0,01
VESE ^E			0,14 (0,02)	0,14 (0,04)	<0,01		<0,01
AGCO ^E							0,17 (0,02)
HOCO				<0,01			<0,01
AZLY				<0,01			<0,01
STME ^E				<0,01			<0,01
CABU ^E			<0,01	0,14 (<0,01)			
SEVU ^E				<0,01			
OSCH				<0,01			
ALMA				<0,01			
RAPE							
RUGE							
EPAU			<0,01	<0,01			
HIAN							
STDE				<0,01			

El análisis de ordenamiento (NMS) de composición de especies de plantas mostró una gran similitud entre puntos de muestreo del tratamiento control de bosque primario y adentro de los agregados en los dos tratamientos que los aplicaron (BP, RC-Ad y RA-Ad), y disimilitud entre tratamientos del bosque intervenido (RC-Af, RA-Af y RD) (Figura 6.14).

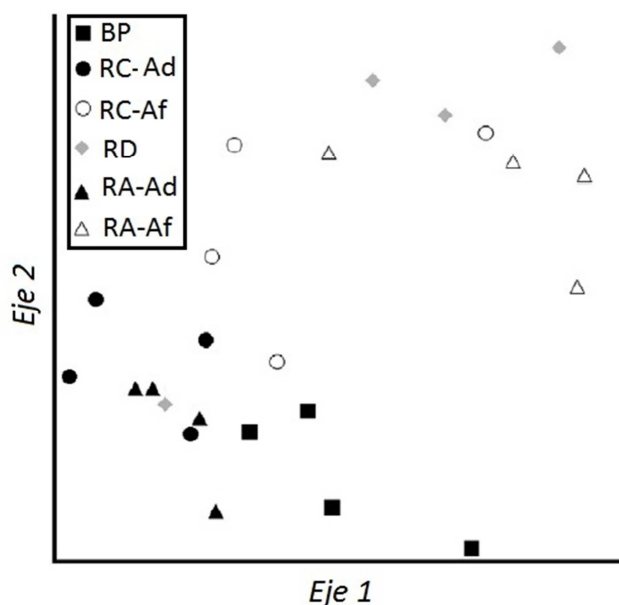


Figura 6.14. Ordenamiento por escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) (estrés final = 23,8, inestabilidad final = 0,054) con datos de presencia-ausencia de especies de plantas del sotobosque durante los 4 primeros años posteriores a la corta de un bosque de *N. pumilio* con diferentes tratamientos silvícolas (BP = bosque primario o control; RC-Ad = retención combinada adentro del agregado; RC-Af = retención combinada afuera del agregado en sectores con retención dispersa; RD = retención dispersa; RA-Ad = retención agregada adentro del agregado; RA-Af = retención agregada afuera del agregado en sectores con tala rasa).

El análisis de clúster (Figura 6.15) tuvo resultados comparables con los descriptos por el ordenamiento, permitiendo la confirmación de los resultados obtenidos del primer análisis multivariado. La clasificación de los tratamientos mostró una relación estrecha entre los tratamientos que aplicaron retención agregada adentro de los agregados (RC-Ad y RA-Ad) (2,45 de distancia Euclidiana) los que constituyeron un bloque conspicuo, y este grupo estuvo secundariamente relacionado con el bosque primario del control (BP) (3,95 de distancia Euclidiana) conformando de esta forma, un grupo mayor que posee como denominador común, a las superficies de bosque sin intervenir (bosque primario) que presentaron mayor retención y mayores coberturas de copa (ya sea los agregados o el control). Finalmente, el último grupo incluyó RC-Af y RD (3,15 de distancia Euclidiana), el que se relacionó con RA-Af a una mayor

distancia (4,10 de distancia Euclídeana), que se diferenció claramente del primer bloque (Figura 6.15).

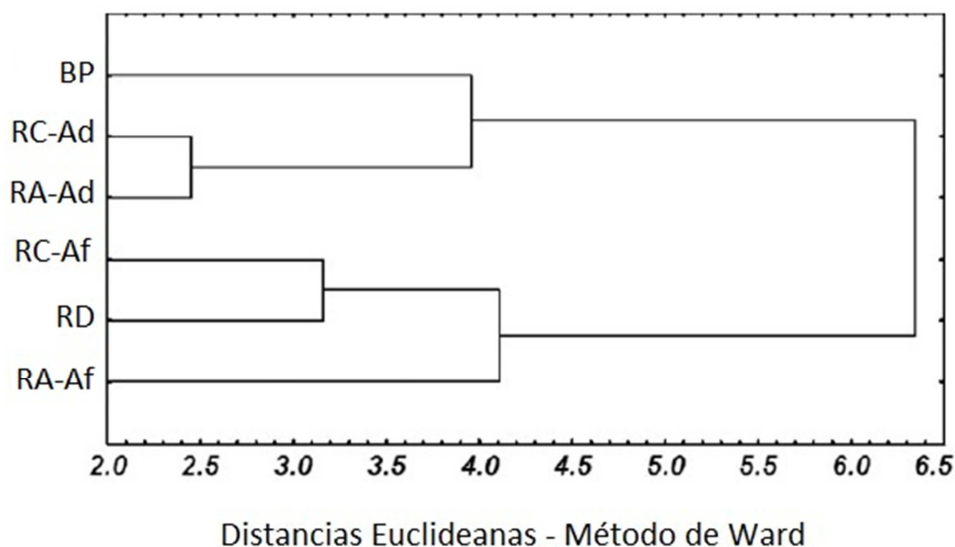


Figura 6.15. Clasificación en base a datos de presencia-ausencia de especies de plantas del sotobosque durante los cuatro primeros años después de la corta de un bosque de *N. pumilio*, sometido a diferentes tratamientos silvícolas (BP = bosque primario o control; RC-Ad = retención combinada adentro del agregado; RC-Af = retención combinada afuera del agregado en sectores con retención dispersa; RD = retención dispersa; RA-Ad = retención agregada adentro del agregado; RA-Af = retención agregada afuera del agregado en sectores con tala rasa).

En el análisis de DCA, el centro del primer y cuarto año de muestreo para cada tratamiento fue representado para resaltar la magnitud del cambio en la diversidad de especies (Figura 6.16). RC-Ad y RA-Ad mostraron cambios menores, mientras que la retención dispersa (RD) tuvo la mayor variación. El eje 1 estuvo principalmente relacionado con el tiempo, mientras que el eje 2 podría estar relacionado con un gradiente de humedad en el suelo o preferencias ecológicas de las especies. Las especies características del bosque primario fueron observadas en la zona central del gráfico de especies del DCA, y las especies introducidas del bosque de *N. antarctica* fueron concentradas hacia la derecha. Las especies introducidas desde las praderas y vegas quedaron localizadas en la periferia del gráfico (Figura 6.16).

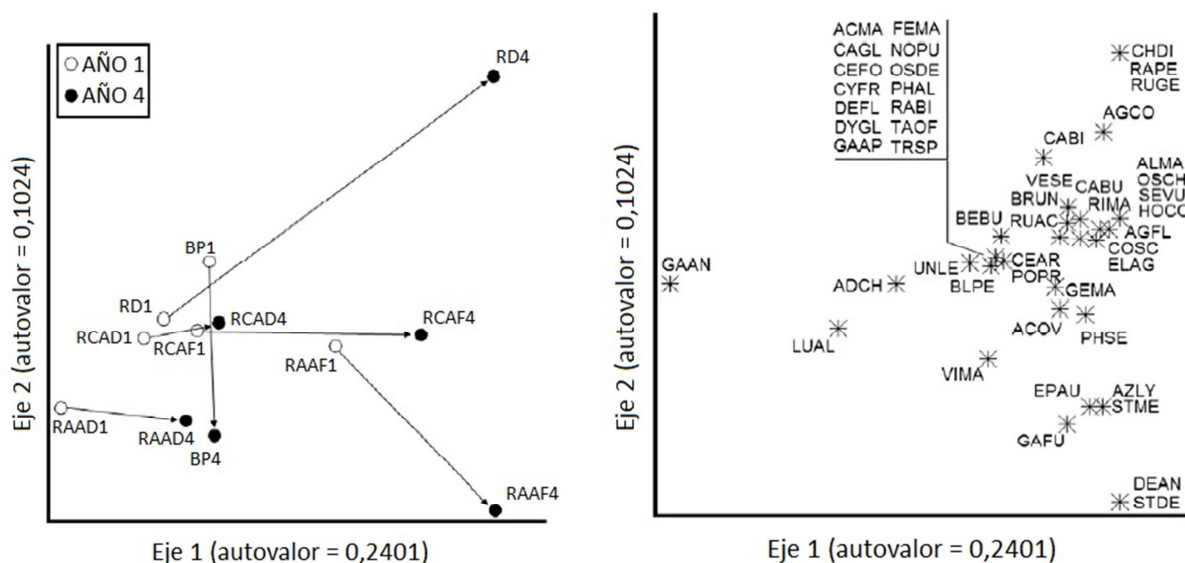


Figura 6.16. Análisis de correspondencia sin tendencia (DCA) para comparar la composición de especies de plantas del sotobosque al año desde la corta (Año 1) y a los cuatro años (Año 4), en bosques de *N. pumilio* intervenidos con distintos tratamientos silvícolas (BP = bosque primario o control; RAAD = retención agregada adentro del agregado, RAAF = retención agregada afuera del agregado; RCAD = retención combinada adentro del agregado; RCAF = retención combinada afuera del agregado). Las líneas indican la magnitud del cambio en la composición de especies en un mismo tratamiento). Los códigos de las especies se encuentran en la Tabla 6.5.

6.5.2. Cambios en la comunidad del sotobosque en rodales productivos de *N. pumilio* intervenidos con retención dispersa en tres calidades de sitio y dos antigüedades desde el aprovechamiento

Fueron observadas en total 53 especies de plantas vasculares (33 Dicotiledóneas, 18 Monocotiledóneas y 2 Pteridófitas) (Tabla 6.12). Entre ellas, 26 especies fueron encontradas en el bosque primario sin manejo (BP), 32 en los aprovechamientos recientes (AR) y 50 en los aprovechamientos viejos (AV) (Tabla 6.13). Del total de especies, 21 fueron comunes en todas las condiciones forestales analizadas (BP, AR y AV), 27 fueron introducidas por la corta y encontradas exclusivamente en sectores intervenidos (AR y AV), 4 desaparecieron de los aprovechamientos recientes (AR) pero estuvieron presentes en los aprovechamientos viejos (AV) y el bosque sin manejo (BP), y 19 especies fueron exclusivas de una condición forestal: *L. alopecurus* (nativa) fue la única especie exclusiva de BP y *Capsella bursa-pastoris* (exótica) y *Phaiophleps biflora* (nativa) fueron exclusivas de AR, mientras que en AV se encontraron 16 especies exclusivas (de las cuales 3 fueron exóticas) (Tabla 6.13). Por otro lado, la riqueza total

de especies fue desigual en las diferentes calidades de sitio, con una mayor riqueza registrada en las calidades medias-M (45 especies, con 6 especies exclusivas) respecto a las calidades bajas-B (40 especies, con 5 especies exclusivas) y a las calidades de sitio altas-A (36 especies, 2 exclusivas) (Tabla 6.13). Por otro lado, 28 especies fueron comunes a todas las calidades de sitio, mientras que 5 fueron compartidas entre M y A, 6 entre M y B, y solamente 1 entre A y B.

La riqueza de plantas exóticas incluyó 11 especies en el estudio completo (Tabla 6.12 y 6.13), de las cuales 4 fueron compartidas entre todas las condiciones forestales y calidades de sitio: *C. fontanum*, *P. pratensis*, *R. acetosella* y *T. officinale*. Las siete especies restantes fueron apareciendo luego del aprovechamiento incrementándose el número con los años: 3 fueron encontrados en los aprovechamientos recientes (AR) y 6 en los viejos (AV). Entre estas especies exóticas, 3 fueron encontradas en ambas condiciones de bosque intervenido (*S. vulgaris*, *Stellaria media* y *V. serpyllifolia*), una sola fue encontrada exclusivamente en AR (*C. bursa-pastoris*) y 3 fueron exclusivas de AV (*A. stolonifera*, *Hieracium pilosela* y *Sagina procumbens*). Entre las especies exóticas exclusivas de las áreas intervenidas, una de ellas fue observada en todas las calidades de sitio (*S. vulgaris*), tres estuvieron presentes en M y B (*A. stolonifera*, *S. procumbens* y *S. media*), dos en M y A (*C. bursa-pastoris* y *V. serpyllifolia*), y una exclusivamente en A (*H. pilosela*).

Tabla 6.12. Clasificación de las especies de plantas vasculares (ordenadas alfabéticamente) presentes en el sotobosque de los bosques de *N. pumilio* aprovechados por retención dispersa en tres calidades de sitio y dos antigüedades desde el aprovechamiento, de acuerdo al grupo (Clasif.: clasificación; Dicot: Dicotiledónea; Mono: Monocotiledónea; Pteri: Pteridófito), familia taxonómica, origen (N: nativa; E: exótica), código y forma de vida (A: árbol; AR: arbusto; HE: hierba erecta; HP: hierba postrada; PC: pasto cespitoso; PR: pasto rizomatoso).

Código	Especies	Clasif.	Familia	Origen	Forma de Vida
ACMA	<i>Acaena magellanica</i>	Dicot.	Rosaceae	N	HP
ACOV	<i>A. ovalifolia</i>	Dicot.	Rosaceae	N	HP
ACPI	<i>A. pinnatifida</i>	Dicot.	Rosaceae	N	HE
ADCH	<i>Adenocaulon chilense</i>	Dicot.	Compositae	N	HE
AGFL	<i>Agrostis flavidula</i>	Mono.	Gramineae	N	HP
AGST	<i>A. stolonifera</i>	Mono.	Gramineae	E	PR
AGUL	<i>A. uliginosa</i>	Mono.	Gramineae	N	PC
ALMA	<i>Alopecurus magellanicus</i>	Mono.	Gramineae	N	PC
AZTR	<i>Azorella trifurcata</i>	Dicot.	Apiaceae	N	AR
BEBU	<i>Berberis buxifolia</i>	Dicot.	Berberidaceae	N	AR
BLPE	<i>Blechnum penna-marina</i>	Pteri.	Blechnaceae	N	HE
BRUN	<i>Bromus unioloides</i>	Mono.	Gramineae	N	PC
CABU	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Dicot.	Brassicaceae	E	HE
CAGL	<i>Cardamine glacialis</i>	Dicot.	Brassicaceae	N	HE

CACU	<i>Carex curta</i>	Mono.	Cyperaceae	N	PR
CAMA	<i>Carex macloviana</i>	Mono.	Cyperaceae	N	PR
CEAR	<i>Cerastium arvense</i>	Dicot.	Caryophyllaceae	N	HP
CEFO	<i>Cerastium fontanum</i>	Dicot.	Caryophyllaceae	E	HP
CYFR	<i>Cystopteris fragilis</i>	Pteri.	Athyraceae	N	HE
DEAN	<i>Deschampsia antarctica</i>	Mono.	Gramineae	N	PC
DEFL	<i>Deschampsia flexuosa</i>	Mono.	Gramineae	N	PR
DYGL	<i>Dysopsis glechomoides</i>	Dicot.	Euphorbiaceae	N	HP
ELAG	<i>Elymus agropyroides</i>	Mono.	Gramineae	N	PR
EPAU	<i>Epilobium austral</i>	Dicot.	Onagraceae	N	HE
ERMY	<i>Erigeron miosotis</i>	Dicot.	Compositae	N	HE
FEMA	<i>Festuca magellanica</i>	Mono.	Gramineae	N	PC
GAAN	<i>Galium antarcticum</i>	Dicot.	Rubiaceae	N	HP
GAAP	<i>Galium aparine</i>	Dicot.	Rubiaceae	N	HP
GANI	<i>Gamochaeta nivalis</i>	Dicot.	Compositae	N	HE
GEMA	<i>Geum magellanicum</i>	Dicot.	Rosaceae	N	HE
HIPI	<i>Hieracium pilosela</i>	Dicot.	Compositae	E	HP
HOCO	<i>Hordeum comosum</i>	Mono.	Gramineae	N	PC
LUAL	<i>Luzula alopecurus</i>	Mono.	Juncaceae	N	PC
MAGR	<i>Macrachaenium gracile</i>	Dicot.	Compositae	N	PR
NOPU	<i>Nothofagus pumilio</i>	Dicot.	Fagaceae	N	A
OSCH	<i>Osmorhiza chilensis</i>	Dicot.	Apiaceae	N	HE
PHBI	<i>Phaiophleps biflora</i>	Mono.	Iridaceae	N	HE
PHAL	<i>Phleum alpinum</i>	Mono.	Gramineae	N	PC
POPR	<i>Poa pratensis</i>	Mono.	Gramineae	E	PR
RABI	<i>Ranunculus biternatus</i>	Dicot.	Ranunculaceae	N	HP
RASE	<i>Ranunculus sericocephalus</i>	Dicot.	Ranunculaceae	N	HP
RIMA	<i>Ribes magellanicum</i>	Dicot.	Saxifragaceae	N	AR
RUAC	<i>Rumex acetosella</i>	Dicot.	Polygonaceae	E	HE
SAPR	<i>Sagina procumbens</i>	Dicot.	Caryophyllaceae	E	HP
SELE	<i>Senecio leucomallus</i>	Dicot.	Compositae	N	HE
SEVU	<i>Senecio vulgaris</i>	Dicot.	Compositae	E	HE
STME	<i>Stellaria media</i>	Dicot.	Caryophyllaceae	E	HP
TAGI	<i>Taraxacum gillesii</i>	Dicot.	Compositae	N	HE
TAOF	<i>Taraxacum officinale</i>	Dicot.	Compositae	E	HE
TRSP	<i>Trisetum spicatum</i>	Mono.	Gramineae	N	PC
UNLE	<i>Uncinia lechleriana</i>	Mono.	Cyperaceae	N	PR
VESE	<i>Veronica serpyllifolia</i>	Dicot.	Scrophulariaceae	E	HP
VIMA	<i>Viola magellanica</i>	Dicot.	Violaceae	N	HP

Tabla 6.13. Porcentaje de cobertura (media \pm desvío estándar) de las especies de plantas del sotobosque de bosques de *N. pumilio* aprovechados por retención dispersa en tres calidades de sitio y dos antigüedades desde el aprovechamiento, considerando la condición forestal (BP = bosque primario sin aprovechamiento o control, AR = rodales con aprovechamiento reciente, AV = rodales con aprovechamiento viejo) y calidad de sitio (CS) (A = alta; M = media; B = baja). Ver código de especies en Tabla 6.12.

Código	BP			AR			AV		
	A	M	B	A	M	B	A	M	B
ACMA	3,81 \pm 3,64	1,24 \pm 1,97		10,43 \pm 14,22	1,88 \pm 1,53	0,40 \pm 0,89	8,55 \pm 6,83	13,35 \pm 6,33	3,30 \pm 2,39
ACOV					0,36 \pm 0,80	0,40 \pm 0,65	0,88 \pm 1,21	4,94 \pm 4,55	
ACPI							0,16 \pm 0,22	0,32 \pm 0,29	0,10 \pm 0,22
ADCH	5,50 \pm 7,58							0,24 \pm 0,54	
AGFL	0,14 \pm 0,31		0,10 \pm 0,22	1,77 \pm 3,50		0,06 \pm 0,13	5,90 \pm 4,62	1,25 \pm 0,44	1,80 \pm 1,60
AGST								0,24 \pm 0,54	0,90 \pm 0,89
AGUL							0,40 \pm 0,89		
ALMA						0,12 \pm 0,27		0,10 \pm 0,22	0,20 \pm 0,45
AZTR								0,24 \pm 0,54	
BEBU	0,28 \pm 0,62	1,90 \pm 2,88	0,50 \pm 0,50	0,09 \pm 0,20		1,74 \pm 1,87		0,12 \pm 0,27	0,20 \pm 0,27
BLPE	7,94 \pm 4,35	0,13 \pm 0,30		0,59 \pm 0,82	0,42 \pm 0,78			2,70 \pm 3,07	
BRUN	0,05 \pm 0,11	0,20 \pm 0,45		0,85 \pm 1,90	0,06 \pm 0,13	0,60 \pm 1,34	2,85 \pm 1,35	4,75 \pm 5,18	4,60 \pm 3,51
CABU				0,34 \pm 0,76	0,14 \pm 0,19				
CACU							0,60 \pm 1,34		0,10 \pm 0,22
CAGL	0,73 \pm 1,38	3,00 \pm 1,41	3,40 \pm 2,63	9,80 \pm 11,03	17,00 \pm 9,54	42,20 \pm 15,17	0,53 \pm 0,66	1,80 \pm 4,02	1,00 \pm 1,00
CAMA								0,24 \pm 0,54	
CEAR	0,20 \pm 0,27						2,60 \pm 5,81	0,50 \pm 1,12	2,00 \pm 2,74
CEFO		1,47 \pm 1,61	1,70 \pm 1,72	3,20 \pm 6,61	37,60 \pm 7,92	1,56 \pm 1,37	11,98 \pm 13,33	7,94 \pm 4,78	26,00 \pm 6,52
CYFR	1,56 \pm 2,19	0,47 \pm 0,51		0,19 \pm 0,26	0,35 \pm 0,35	0,06 \pm 0,13	0,20 \pm 0,27	0,22 \pm 0,30	0,10 \pm 0,22
DEAN								0,36 \pm 0,80	
DEFL		0,07 \pm 0,15	0,10 \pm 0,22	0,92 \pm 0,93		0,28 \pm 0,44	0,40 \pm 0,55		
DYGL	19,07 \pm 7,30	2,07 \pm 1,92					0,16 \pm 0,36	0,22 \pm 0,30	2,10 \pm 4,42
ELAG					0,18 \pm 0,40		0,40 \pm 0,55	1,39 \pm 1,52	0,20 \pm 0,45

EPAU									0,20 ± 0,45
ERMY								0,40 ± 0,39	0,20 ± 0,45
FEMA	1,00 ± 0,97	3,64 ± 2,73	1,80 ± 1,30	4,03 ± 3,96	7,06 ± 1,97	9,60 ± 4,04	2,38 ± 2,06	1,48 ± 2,23	2,60 ± 2,19
GAAN	0,06 ± 0,14	0,47 ± 0,87						1,01 ± 2,12	0,70 ± 0,76
GAAP	3,00 ± 0,47	1,94 ± 2,78	2,10 ± 2,66	11,54 ± 14,76	13,70 ± 7,09	13,20 ± 4,09	3,25 ± 0,83	6,41 ± 4,86	11,60 ± 7,27
GANI								0,10 ± 0,22	
GEMA			0,10 ± 0,22		0,09 ± 0,20			1,01 ± 0,80	
HIPI							0,18 ± 0,25		
HOCO				0,17 ± 0,38			0,33 ± 0,47	2,68 ± 1,91	
LUAL		0,10 ± 0,22							
MAGR								0,24 ± 0,54	
NOPU	14,67 ± 1,58	38,18 ± 22,02	24,60 ± 12,38	10,80 ± 5,02	7,96 ± 5,21	13,60 ± 2,51	38,60 ± 13,96	16,10 ± 7,40	10,00 ± 6,12
OSCH	4,19 ± 4,48	7,14 ± 4,72	0,50 ± 0,50	47,00 ± 17,59	43,20 ± 13,31	24,00 ± 9,25	17,95 ± 6,55	15,75 ± 9,12	12,00 ± 5,70
PHAL	0,90 ± 0,94	0,90 ± 1,24	0,60 ± 0,55	8,70 ± 6,80	2,58 ± 1,55	1,50 ± 1,00	12,30 ± 15,09	21,10 ± 6,77	8,40 ± 4,22
PHBI						0,10 ± 0,22			
POPR		1,20 ± 1,10	4,00 ± 5,48	0,60 ± 1,11	0,12 ± 0,27	2,00 ± 2,55	8,39 ± 10,63	10,75 ± 5,92	7,60 ± 10,50
RABI	2,45 ± 1,59	3,64 ± 7,32		2,21 ± 1,44	1,97 ± 0,94		7,55 ± 5,92	1,58 ± 1,26	2,60 ± 4,22
RASE									0,20 ± 0,45
RIMA				0,10 ± 0,22	0,17 ± 0,35		0,66 ± 0,94	1,72 ± 1,01	0,40 ± 0,22
RUAC		0,13 ± 0,30		2,00 ± 3,66	0,16 ± 0,23	0,92 ± 1,02	7,25 ± 3,89	19,30 ± 13,01	25,00 ± 7,91
SAPR								0,06 ± 0,13	0,20 ± 0,27
SELE									0,60 ± 0,89
SEVU				3,40 ± 7,60		0,76 ± 1,30		1,25 ± 2,02	
STME					0,92 ± 1,74	1,60 ± 2,30		0,50 ± 1,12	
TAGI									0,10 ± 0,22
TAOF	19,74 ± 16,93	1,07 ± 1,32	0,20 ± 0,45	8,40 ± 5,98	2,92 ± 1,19	4,40 ± 4,51	15,22 ± 8,53	11,15 ± 3,31	7,80 ± 2,17
TRSP	0,52 ± 0,72	0,43 ± 0,43	0,30 ± 0,67	7,58 ± 7,75	2,14 ± 0,85	10,20 ± 5,89	11,35 ± 6,24	9,45 ± 5,19	3,80 ± 3,49
UNLE	11,19 ± 7,78	3,58 ± 5,60	1,20 ± 2,14	12,10 ± 16,58	3,18 ± 2,03	0,20 ± 0,28	1,01 ± 0,79	3,87 ± 4,05	1,00 ± 1,00
VESE				0,17 ± 0,38	0,02 ± 0,04		0,40 ± 0,89	0,01 ± 0,03	
VIMA				3,40 ± 7,60	0,84 ± 1,88			0,17 ± 0,26	0,10 ± 0,22
Musgos	8,45 ± 3,04	26,94 ± 19,92	58,70 ± 23,25	4,90 ± 5,00	4,86 ± 2,38	24,20 ± 7,36	0,77 ± 0,98	1,06 ± 1,31	1,10 ± 0,22

La cobertura del suelo cambió significativamente con la condición forestal y la calidad de sitio (Tabla 6.14), y todas las variables de cobertura excepto la cobertura de Monocotiledóneas, presentaron interacciones entre estos dos factores principales. En la cobertura de Dicotiledóneas, Nativas y Vegetación Total, las interacciones ocurrieron principalmente debido a los valores altos y similares entre sí que se observaron en la calidad de sitio alta (A) independientemente de la condición forestal (Figura 6.17), mientras que las calidades de sitio media (M) y baja (B) presentaron diferencias según la condición forestal: para las Dicotiledóneas y la Vegetación Total, se observaron los menores valores en el BP de calidades de sitio media y baja, que en B se incrementaron con el aprovechamiento y con el tiempo (BP<AR<AV), mientras que en M aumentaron mucho en AR, sin generar mayor cambios con el paso del tiempo (BP<AR=AV), alcanzando además valores similares a los de la calidad de sitio alta. La cobertura de Nativas también presentó los menores valores en BP de calidades de sitio media y baja, pero ambos aumentaron con el aprovechamiento, y se mantuvieron en valores similares con el paso del tiempo (BP<AR=AV en M y B).

Tabla 6.14. ANOVA para cobertura del suelo forestal (%) de especies de plantas del sotobosque (grupo, origen y total), suelo desnudo y residuos forestales en bosques de *N. pumilio* aprovechados por retención dispersa en tres calidades de sitio y dos antigüedades desde el aprovechamiento, considerando la condición forestal (BP = bosque primario, AR = rodales con aprovechamiento reciente, AV = rodales con aprovechamiento viejo) y la calidad de sitio (CS) (A = alta; M = media; B = baja) como factores principales.

Factor	Dicot.	Mono.	Pterid.	Musgos	Nativas	Exóticas	Total	Suelo desnudo	Residuos forestales
A=condición forestal									
BP	22,39 a	4,25 a	1,90 b	5,79 c	29,35 a	4,98 a	34,33 a	43,33 c	22,33 a
AR	42,53 b	9,39 a	0,23 a	3,31 b	45,74 b	6,70 a	55,47 b	13,20 b	31,33 b
AV	49,95 c	20,35 b	0,43 a	0,45 a	45,77 b	25,46 b	71,20 c	6,80 a	22,00 a
F	55,17	24,55	9,09	25,86	20,50	36,92	84,65	113,98	11,47
(p)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
B=calidad de sitio									
A	46,50 c	14,61 b	1,98 b	2,51	52,50 c	13,10	65,60 c	9,40 a	25,00
M	38,90 b	11,15 ab	0,56 b	3,12	40,32 b	13,41	53,73 b	22,27 ab	24,00
B	29,48 a	8,23 a	0,03 a	3,93	28,05 a	13,62	41,67 a	31,67 b	26,67
F	19,71	3,70	11,15	1,83	34,16	0,02	35,42	37,42	0,74
(p)	<0,001	0,034	<0,001	0,175	<0,001	0,979	<0,001	<0,001	0,483
Interacción									
A x B	<0,001	0,389	<0,001	0,040	0,009	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001

F = prueba de Fisher. Letras diferentes en cada columna indican diferencias significativas de acuerdo a la prueba de Tukey (P <0,05). Mono.: monocotiledóneas; Dicot.: dicotiledóneas; Pterid.: pteridófitas. N=45.

Para la cobertura de Pteridófitas, el gráfico de interacción mostró valores más altos en BP-A (bosque primario de calidad de sitio alta) comparado con otras calidades de sitio y condiciones forestales (Figura 6.17), y disminuyó con la intervención aproximadamente seis veces respecto a BP, mientras que permaneció a similares valores a los de BP y muy baja después de la corta, en las otras calidades de sitio. En el caso de la cobertura de Briofitas (figura como musgos en el gráfico), hubo una disminución generada por el aprovechamiento que se profundizó con el paso del tiempo (BP>AR>AV) tanto en calidades de sitio altas como medias, pero en las calidades bajas, se generó una interacción que permitió valores altos en AR (aprovechamientos recientes), en donde fue aproximadamente dos veces mayor que en los otros sectores intervenidos y calidades de sitio, el cual decayó a valores similares a los de las otras calidades de sitio en AV (Figura 6.17).

La cobertura de Exóticas fue inicialmente mayor en BP-A que en BP-M y BP-B. El aprovechamiento interactuó con la calidad de sitio, generando: en calidades altas una disminución en AR que luego volvió a aumentar en AV; en calidades medias, un incremento significativo en AR que se mantuvo en AV; y en calidades bajas, una escasa reacción en AR que se incrementó fuertemente en AV, incluso superando los valores máximos de las otras calidades de sitio (Figura 6.17). En la cobertura de Suelo Desnudo, la interacción respondió a valores similares y bajos en la calidad de sitio alta (A) independientemente de la condición forestal (Figura 6.17), mientras que en las calidades medias (M) y bajas (B) disminuyó enormemente desde BP a los rodales intervenidos (70% menos en AR y 85% menos en AV comparado con BP). Finalmente, la cobertura de Residuos mostró valores mayores en AR-B (aprovechamientos recientes en calidades de sitio bajas) comparados con las otras calidades y condiciones forestales (Figura 6.17), que se mantuvieron en valores similares independientemente de la calidad de sitio y la condición forestal.

La cobertura de Monocotiledóneas no presentó interacciones (Tabla 6.14), y fue independientemente influenciada tanto por la condición forestal como por la calidad de sitio. La cobertura de Monocotiledóneas necesitó tiempo para cambiar, permaneciendo similar entre el bosque sin manejo (BP) y los aprovechamientos recientes (AR), pero se incrementó un 125% en los aprovechamientos viejos (AV); mientras que ésta fue un 80% más grande en las calidades de sitio altas (A) respecto a las bajas (B), pero sin diferencias con la calidad media. Las especies con mayores cambios en cobertura fueron *O. chilensis*, *C. fontanum*, *R. acetosella* y *G. aparine* en el

grupo de las dicotiledóneas, y *Phelum alpinum*, *T. spicatum* y *B. uniolooides* en el grupo de las monocotiledóneas (Tabla 6.13).

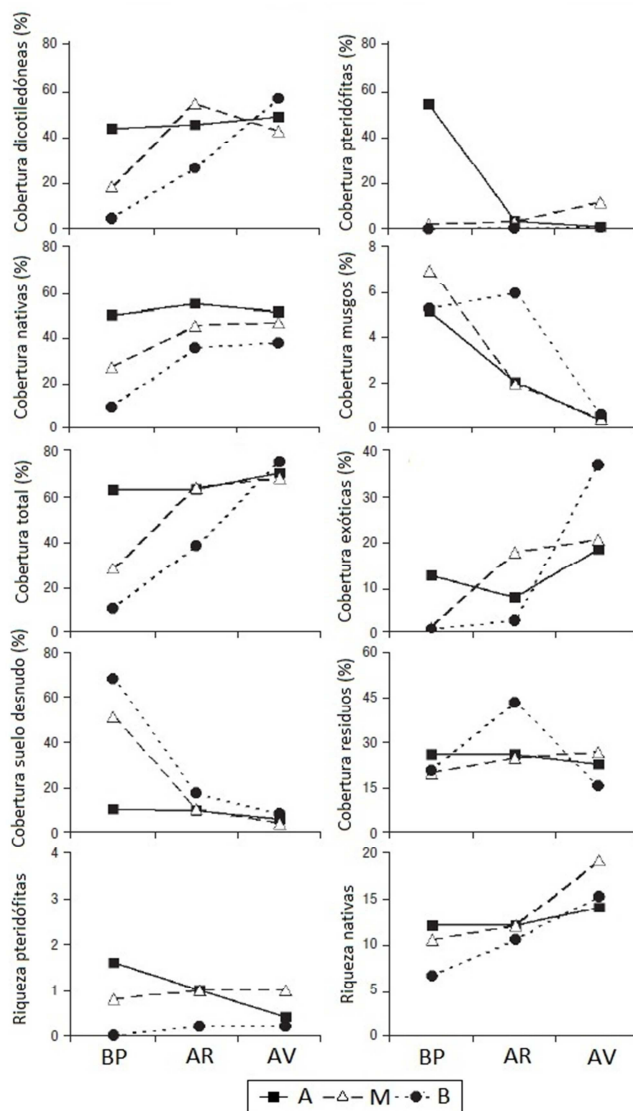


Figura 6.17. Cobertura y riqueza de especies de plantas del sotobosque por variable, con interacciones en los resultados de los ANOVAS de dos vías (ver Tablas 6.12 y 6.13) entre la condición forestal (BP = bosque primario o control, AR = rodales con aprovechamiento reciente, AV = rodales con aprovechamiento viejo) y la calidad de sitio (CS) (A = alta o CS I; M = media o CS II-III; B = baja o CS IV-V) en bosques de *N. pumilio* aprovechados por retención dispersa en tres calidades de sitio y dos antigüedades desde el aprovechamiento.

La riqueza de especies de plantas del sotobosque cambió significativamente con la condición forestal y la calidad de sitio de los rodales (Tabla 6.13), y las interacciones fueron significativas solamente para la riqueza de Pteridófitas y de especies Nativas. En las Pteridófitas (Figura 6.17), la riqueza se mantuvo en valores similares independientemente de la condición

forestal, tanto para la calidad de sitio media como baja, mientras que disminuyó con la intervención y el tiempo en las calidades de sitio altas (A). En las especies Nativas, la riqueza fue similar para las condiciones forestales en las calidades altas (A), pero se incrementó con la intervención y el tiempo en M y B (Figura 6.17). Para las otras variables de riqueza, la tendencia general mostró un incremento con la intervención y el tiempo (Tabla 6.13). La riqueza de Monocotiledóneas en el bosque primario sin manejo (BP) (similar a los aprovechamientos recientes-AR) fue duplicada en los aprovechamientos viejos (AV), mientras que la riqueza de Dicotiledóneas, Total y de Exóticas se incrementó gradualmente con la intervención y el tiempo, siendo aproximadamente 30%-100% más grande en AR respecto a BP, y 85%-195% más grande en AV respecto a BP (Tabla 6.13). Por otro lado, la calidad de sitio no influyó significativamente la riqueza de Monocotiledóneas y Exóticas, pero sí se observaron diferencias para la riqueza de Dicotiledóneas y Total, las cuales fueron aproximadamente 25% más alta en M que en B, con valores intermedios en A (Tabla 6.13).

Tabla 6.13. ANOVAS de dos vías para la riqueza de especies de plantas del sotobosque (grupo, origen y total) de los bosques de *N. pumilio* aprovechados por retención dispersa en tres calidades de sitio y dos antigüedades desde el aprovechamiento, considerando la condición forestal (BP =bosque primario o control, AR = rodales con aprovechamiento reciente, AV = rodales con aprovechamiento viejo) y la calidad de sitio (CS) (A = alta; M = media; B = baja) como factores principales.

Factor	Dicot.	Mono.	Pterid.	Total	Nativas	Exóticas
A = condición forestal						
BP	6,9 a	3,7 a	0,8	11,4 a	9,8 a	1,6 a
AR	9,3 b	4,8 a	0,7	14,9 b	11,6 a	3,2 b
AV	12,8 c	7,7 b	0,5	21,1 c	16,3 b	4,7 c
F	26,63	35,94	0,81	35,07	28,95	23,04
(p)	<0,001	<0,001	0,451	<0,001	<0,001	<0,001
B = calidad de sitio						
A	9,3 ab	5,3	1,0 b	15,6 ab	12,8 ab	2,7
M	11,0 b	5,7	0,9 b	17,7 b	14,1 b	3,6
B	8,8 a	5,2	0,1 a	14,1 a	10,8 a	3,3
F	4,11	0,63	9,81	4,62	6,68	1,79
(p)	0,024	0,536	<0,001	0,016	0,003	0,181
Interacción						
A x B	1,94	1,11	4,40	2,26	3,73	0,33
	0,125	0,367	0,005	0,081	0,012	0,853

F = prueba de Fisher. Letras diferentes en cada columna indican diferencias significativas de acuerdo a la prueba de Tukey (P <0,05). Mono.: monocotiledóneas; Dicot.: dicotiledóneas; Pterid.: pteridófitas. N=45.

En el análisis de clúster (Figura 6.18), se observaron tres grupos principales a un 70% de información remanente, los cuales estuvieron representados por cada condición forestal (BP, AR y AV). A una distancia mayor (45% de información remanente), se unieron los grupos que representan a los rodales intervenidos (AR y AV), mostrando mayores similitudes entre sí respecto con el bosque sin manejo (BP). Por otro lado, los rodales con más tiempo de intervención (AV) formaron el grupo más conspicuo, mientras que BP fue el más disímil, con una distancia muy baja entre los rodales de bosque primario de calidad de sitio M y B, y una mayor distancia entre éstos y los rodales de alta calidad (A). En los rodales intervenidos, M y A fueron más similares entre sí respecto a los rodales de baja calidad (B). El análisis de MRPP entre los tres grupos del clúster fue significativo ($p = 0,001$).

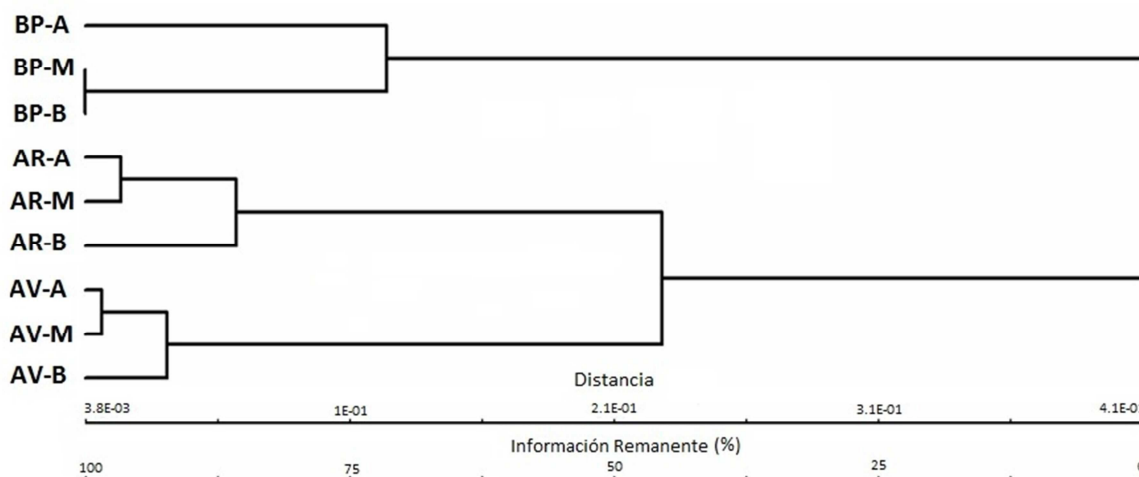


Figura 6.18. Análisis de clúster basado en datos de cobertura de especies de plantas del sotobosque de bosques de *N. pumilio* aprovechados por retención dispersa en tres calidades de sitio y dos antigüedades desde el aprovechamiento, clasificando los grupos de acuerdo a la condición forestal (BP = bosque primario, AR = rodales con aprovechamiento reciente, AV = rodales con aprovechamiento viejo) y a la calidad de sitio (CS) (A = alta; M = media; B = baja).

Los gráficos de ordenamiento por promedios recíprocos, mostraron patrones claros entre las especies de plantas del sotobosque, la condición forestal y la calidad de sitio, lo cual fue relacionado con la forma de vida y el origen de las especies. Para la condición forestal, los promedios recíprocos mostraron que las especies exóticas están más relacionadas con los rodales intervenidos (Figura 6.19), y respecto a la calidad de sitio, las especies exóticas estuvieron uniformemente distribuidas entre A, M y B.

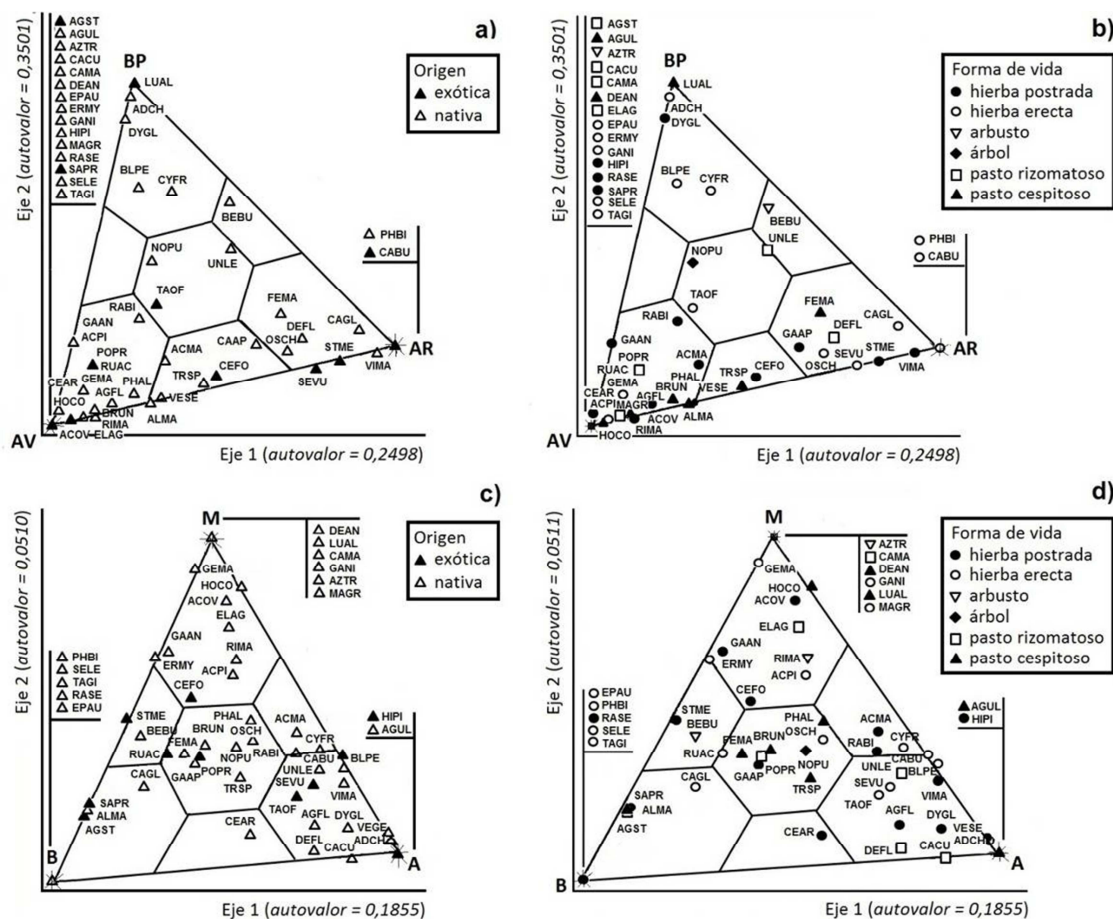


Figura 6.19. Análisis de promedios recíprocos basado en datos de cobertura de especies de plantas del sotobosque de bosques de *N. pumilio* aprovechados por retención dispersa en tres calidades de sitio y dos antigüedades desde el aprovechamiento: (i) con parcelas agrupadas por condición forestal (BP = bosques primarios, AR = rodales con aprovechamiento reciente, AV = rodales con aprovechamiento viejo) y especies clasificadas según (a) origen y (b) forma de vida, y (ii) con parcelas agrupadas por calidad de sitio (CS) (A = alta; M = media; B = baja) y especies clasificadas según (c) origen y (d) forma de vida.

Respecto a las formas de vida (Figura 6.19), los promedios recíprocos para la condición forestal mostraron a los pastos cespitosos y rizomatosos más relacionados a ambas condiciones de intervención, mientras que los arbustos estuvieron mejor representados en los aprovechamientos viejos (AV) excepto para *B. buxifolia*, la cual tuvo una cobertura mayor en AR. Entre calidades de sitio, las hierbas postradas dominaron en las calidades de A y M (Figura 6.19), al igual que los pastos rizomatosos que estuvieron mejor representados en A. La distribución de las plántulas de *N. pumilio* no fue condicionada por la calidad de sitio de los rodales ni por la condición forestal, por lo que estuvo localizada en el área central de todos los gráficos.

El escalamiento multidimensional no métrico (estrés final: 20,82) complementó los resultados del clúster y de promedios recíprocos (Figura 6.20). Se separaron claramente tres grupos de acuerdo a la condición forestal (BP, AR y AV), y dentro de cada grupo, fue separada la calidad de sitio de los rodales. Solamente un grupo de AR-A estuvo localizado en el grupo de AV, debido a su mayor diversidad interna. Los bosques primarios sin manejo constituyeron el grupo más diferente, y además el más disperso en el eje 2, contrariamente a los grupos de los rodales intervenidos (AR y AV) que estuvieron más concentrados. El eje 1 maximizó las diferencias en las condiciones forestales, mientras que el eje 2 estuvo más relacionado con la calidad de sitio y los años desde la corta (Figura 6.20). El análisis de MRPP (procedimiento de permutación multi-respuesta) entre los tres NMS fue significativo ($p < 0,001$).

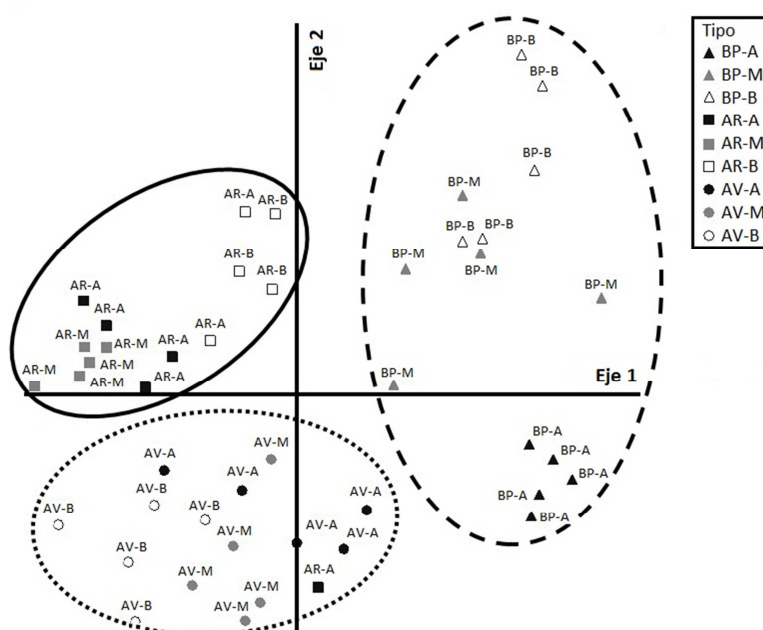


Figura 6.20. Escalamiento multidimensional no-métrico (NMDS) basado en datos de cobertura de especies de plantas del sotobosque en bosques de *N. pumilio* aprovechados por retención dispersa en tres calidades de sitio y dos antigüedades desde el aprovechamiento (estrés final: 20,82), con parcelas clasificadas por condición forestal (BP = bosque primario, AR = rodales con aprovechamiento reciente, AV = rodales con aprovechamiento viejo) y calidad de sitio (A = alta; M = media; B = baja) de los rodales.

6.6. DISCUSIÓN

Línea de base. Sotobosque característico de un bosque sin manejo

La riqueza total de especies de plantas del sotobosque encontrada durante la línea de base (25 especies) en el bosque primario productivo de *N. pumilio* en Tierra del Fuego fue más baja que la registrada en otros bosques primarios templados del Hemisferio Norte (ej. desde 45 a 69 especies, Warner y Harper, 1972; Boncina, 2000; Quinby, 2000; Nelson y Halpern, 2005), pero fue comparable con la riqueza hallada en los bosques primarios estudiados cuando se analizó la corta de protección en este estudio (26 especies), comparable asimismo con otros bosques de *N. pumilio* en Patagonia (19 especies según Martínez Pastur y col., 2002; 26 especies según Damascos y Rapoport, 2002) y con bosques primarios ubicados a similares latitudes en el Hemisferio Norte (ej: 13-16 especies en bosques del este de Canadá, Tremblay y Larocque, 2001). Asimismo, la biomasa total del sotobosque fue bastante baja en el bosque primario (478-889 kg/ha) comparada con otros bosques templados (ej. 420– 1170 kg/ha, Warner y Harper, 1972; y 660–3930 kg/ha, Tremblay y Larocque, 2001) aunque similar a la registrada por Lencinas y col. (2008c) para Tierra del Fuego (269 kg/ha – 856 kg/ha).

La baja diversidad de plantas del sotobosque en los bosques de Tierra del Fuego es probable que ocurra debido a las condiciones climáticas extremas durante la estación de crecimiento: corto período de crecimiento (Roig y col., 2002), bajas temperaturas promedio, y baja amplitud térmica entre el invierno y el verano (Ferreyra y col., 1998). Por otro lado, tal como lo observaron otros autores en bosques deciduos de *N. pumilio* se encontraron pocas especies arbustivas en el área de estudio las cuales se encuentran citadas entre las más comunes (*B. buxifolia* y *R. magellanicum*) y un predominio de dicotiledóneas en el sotobosque (Martínez Pastur y col., 2002a; Gallo y col., 2013; Lencinas y col., 2008c; 2011; 2012b), al igual que la baja proporción de especies exóticas respecto a las nativas, aunque no fueron tantas especies como lo observado por Collantes y Anchorena (1993). *Taraxacum officinale* por ejemplo fue hallada en todas las calidades de sitio e incluso dentro de gaps, coincidiendo con los resultados de Lencinas y col. (2008c) quienes la hallaron en todos los tipos forestales que estudiaron en Tierra del Fuego. Según Moore y Goodall (1974) y Brion y col. (1988), esta especie es frecuente en lengales talados o incendiados, es decir en sitios disturbados, y posee una amplia tolerancia y bajos requerimientos, lo que le permite adaptarse fácilmente a las situaciones más diversas (Collantes y Anchorena, 1993), lo que explicaría su amplia distribución en el bosque primario. Por otro lado, es probable que la mayor diversidad en el estrato herbáceo que en el arbustivo se deba a una baja disponibilidad de recursos, tal como fue observado por Huston (1994), por lo que pocas especies de este último estrato podrían tolerar la alta competencia que se genera con los árboles

y con las hierbas. Los árboles en el bosque primario, tal como fue descrito en el capítulo de estructura forestal, se encuentran en alta densidad, por lo que la competencia por recursos (luz, agua y nutrientes del suelo) es alta, tanto la competencia intraespecífica como la interespecífica, lo que explicaría el poco desarrollo de arbustos. Esto último asimismo, podría explicar por qué *R. magellanicum* fue hallada exclusivamente dentro los gaps en el bosque primario.

En este estudio, la diversidad de plantas del sotobosque (principalmente dicotiledóneas) fue positivamente correlacionada con la calidad de sitio en bosques primarios, excepto para las plantas inferiores. La asociación positiva y negativa de las especies de plantas vasculares con la calidad de sitio ha sido además observada en otros bosques, también como entre la producción de biomasa y la calidad de sitio (Warner y Harper, 1972; Hutchinson y col., 1999; Small y McCarthy, 2005). En Tierra del Fuego, la calidad de sitio de los rodales es principalmente determinada por factores abióticos (ej. contenido de humedad del suelo, drenaje y profundidad del suelo, pendiente, aspectos topográficos y exposición al viento) (Martínez Pastur y col., 1997), lo cual influye tanto en la estructura del canopy y la diversidad del sotobosque. La alta humedad del suelo y disponibilidad de luz además incrementan la diversidad del sotobosque en Patagonia Sur (ej. bosques de ribera) (Lencinas y col., 2008b; Veblen y col., 1977, 1979) como también lo hace la diversidad de hábitats y microambientes (ej. depresiones y lomadas, rocas, residuos forestales en el suelo forestal) comúnmente observada en bosques de *Nothofagus* (Ramírez y col., 1985; Lencinas, 2005; Martínez Pastur y col., 2002a; 2012b; 2013a; Cellini, 2010; Promis y col., 2010b; 2012a). El ensamble de especies de plantas del sotobosque podría presentar patrones de distribución no azarosos en parches como consecuencia de la existencia de parches de hábitats, lo cual implica que los sitios con alta riqueza de hábitats soportarán casi todas las especies, y los más pobres, solamente a especies generalistas (Honnay y col., 1999). Esto podría explicar la mayor cobertura y biomasa de briófitas encontrada en las bajas calidades de sitio, donde son comunes los sectores con alta cobertura de residuos forestales, los que aumentan la heterogeneidad espacial. En este caso, el establecimiento de musgos es facilitado por una mayor disponibilidad de sustratos adecuados, como así también por la menor competencia por agua y luz a nivel del sotobosque que se establecen con las plantas vasculares (hay mayor superficie de suelo desnudo), comparado con las mejores calidades de sitio. Finalmente, las modificaciones naturales en la estructura del canopy (ej: gaps) modifican el microclima y la disponibilidad de recursos a nivel del sotobosque (ej. humedad del suelo, luz y temperatura) (Promis y col., 2010b; 2012a; Donoso y col., 2014), comparado con sectores con

dosel cerrado (Veblen y col., 1977; 1979; Veblen, 1985; Heinemann y col., 2000; Promis y col., 2010a), y los efectos están principalmente relacionados con el tamaño del gap, grado de disturbio y el tiempo transcurrido desde la creación del gap (Goldblum, 1997; Damascos y Rapoport, 2002; Fahey y Puettmann, 2008; Promis y col., 2010b; 2012a). En este estudio, la presencia de gaps no influyó en gran medida sobre la diversidad de plantas del sotobosque, como fue además observado para los bosques de *N. pumilio* de Patagonia Norte por Damascos y Rapoport (2002), aunque hay significativamente menos suelo desnudo en los gaps. La falta de diferencias podría ser explicada por la micro-heterogeneidad de los gaps (Heinemann y col., 2000) y una usualmente alta proporción de plantas generalistas versus especies tolerantes/intolerantes a la sombra (Damascos y Rapoport, 2002). Por otro lado, los altos valores de riqueza y biomasa en los gaps podrían ser enmascarados por interacciones entre la presencia de gaps y la calidad de sitio, ya que solamente los gaps de las mejores calidades fueron analizados, y los mayores valores de diversidad del sotobosque fueron observados en los bosques de mejor calidad de sitio comparado con las calidades medias y bajas. Sin embargo, la riqueza total de especies adentro de los gaps fue mayor que la encontrada en sectores con canopy cerrado, lo cual es similar a lo observado en gaps de otros bosques templados (Goldblum, 1997).

Sotobosque en bosques con manejo. Impactos de la intervención por diferentes sistemas de retención en la diversidad del sotobosque

En el bosque de *N. pumilio* luego de su aprovechamiento por medio de diferentes sistemas de retención, la riqueza total de especies de plantas vasculares registrada en el sotobosque (51 especies), incluyendo los sectores con bosque primario (tratamiento control) y los sectores intervenidos con distinto tipo de retención, fue más alta que la registrada por Martínez Pastur y col. (2002) en rodales intervenidos en Tierra del Fuego por medio de cortas de protección (35 especies), aunque similar a la riqueza hallada en el estudio de bosques de *N. pumilio* aprovechados por retención dispersa en tres calidades de sitio y dos antigüedades desde el aprovechamiento (50 especies en los aprovechamientos más viejos). La diversidad de arbustos continuó siendo baja en las áreas aprovechadas y fue representada por sólo tres especies: *B. buxifolia*, *C. diffusum* y *R. magellanicum*, probablemente debido a la baja disponibilidad de recursos y a la poca habilidad de estas especies para competir con árboles y hierbas (Huston, 1994). *C. diffusum* no fue muestreada en la línea de base. De acuerdo a Moore (1983), se

encuentra asociada a los márgenes o claros de bosques deciduos y siempreverdes, en sectores más secos de turberas o entre grietas de rocas. Los ambientes de borde como los que se formaron entre el bosque primario (control) y los ambientes asociados, o el bosque primario y los distintos tratamientos, son ambientes de transición donde las condiciones del microclima podrían beneficiar el desarrollo de especies más xéricas como *C. diffusum*, pero no a aquellas especies que necesitan mayor protección del canopeo, como por ejemplo *A. chilense* (Lencinas y col., 2008c). Su registro exclusivo en la retención dispersa, posiblemente responda a que en este tratamiento ocurrieron las mayores modificaciones a nivel del piso forestal y suelo mineral, cambios que podrían haber favorecido a esta especie. La riqueza total de especies exóticas en el bosque aprovechado luego de la aplicación de los distintos sistemas silvícolas, las cuales compiten con vegetación nativa por recursos y nichos (Moore y Goodall, 1977), es además alta en este trabajo (10 especies), similar a los resultados reportados previamente en Martínez Pastur y col. (2002) (6 especies), y similar a lo hallado en este estudio cuando se analizó el sistema tradicional de cortas de protección (7 especies exóticas nuevas). Algunas de las especies exóticas observadas (*C. fontanum*, *P. pratensis*, *R. acetosella* y *V. serpyllifolia*) están naturalizadas y crecen libremente tanto en comunidades disturbadas como no (Moore, 1983) debido a su habilidad para dispersarse y aclimatarse. La abundancia relativa de otras exóticas es asociada con mecanismos de dispersión de semillas tales como especies anemócoras como *T. officinale* que incrementa su frecuencia en áreas ventosas (Lencinas y col., 2008c). Finalmente, *Agoseris coronopifolium*, *C. bursa-pastoris*, *P. pratense*, *S. vulgaris* y *S. media* fueron otras exóticas encontradas aquí, y frecuentes en suelos disturbados (Moore, 1983; Roig, 1998).

En este estudio, los sistemas de aprovechamiento con retención estimularon la introducción de especies nativas y exóticas en el bosque aprovechado desde los ambientes asociados, al igual que el sistema tradicional de cortas de protección. Del total de especies registrado al analizar las nuevas propuestas silvícolas, 26 especies fueron nuevas y no fueron encontradas durante la línea de base. Los cambios estructurales, microclimáticos y a nivel del suelo que se producen en el bosque con la intervención, indistintamente del método de aprovechamiento analizado, estimulan la introducción de especies en las áreas intervenidas, provenientes de los ambientes asociados al área de estudio (praderas, vegas y bosques de *N. antártica*). Estos ambientes como ya se ha mencionado, funcionan como reservorios de especies y son más diversos que los bosques productivos de *N. pumilio* (Lencinas, 2005; Lencinas y col., 2008c), incluyendo a todas las especies de plantas que caracterizan al sotobosque de los

bosques productivos sin manejo (Lencinas, 2005; Lencinas y col., 2008c). Los cambios en la composición de especies, son entendidos como una consecuencia negativa del aprovechamiento (Beese y Bryant, 1999; Lencinas y col., 2009a; 2009b; 2011; 2012a; 2014; 2015; Gallo y col., 2013; Martínez Pastur y col., 2007b; 2012b; 2014; Soler y col., 2015). Los cambios en los patrones de vegetación pueden causar a más largo plazo cambios en el paisaje (Martínez Pastur y col., 2012c; 2013a) y originar previamente el aislamiento de especies que luego vuelven a tomar contacto, lo que causa nuevos patrones de vegetación, eliminación de algunas especies por competencia, o para el caso de microorganismos o animales, depredación, e hibridación donde las especies relacionadas se cruzan. Además, pueden generar rodales más predispuestos al disturbio (viento, incendios, insectos u otros), más temprano o más tarde en su ciclo de desarrollo (Oliver y Larson, 1996). La facilitación de las introducciones de especies está relacionada con la intensidad de la intervención (27 especies en sectores con cortas de protección; 20 especies en sectores con tala rasa de la retención agregada pura, 19 en la retención dispersa y 13 en sectores con retención dispersa del tratamiento combinado, versus 3 especies en los agregados del tratamiento combinado y 2 en los agregados de la retención agregada pura) y el tiempo desde el disturbio (los valores más altos fueron encontrados al cuarto año para el caso de las nuevos tratamientos, y en los aprovechamientos más viejos con corta de protección). Las introducciones de especies dentro de los tratamientos con retención variable fue además observada en otros bosques aprovechados con retención: Nelson y Halpern (2005) registraron una ganancia de 9 especies sucesionales tempranas (pioneras) en el sotobosque al segundo año de la corta, mientras que en la retención agregada una ganancia de 2 especies forestales y 0-1 especies pioneras. En el caso de la corta de protección, la introducción de especies también fue observada en otros bosques templados del mundo aprovechados con este sistema (ej. Quinby, 2000; Poorbabaei y Poor-Rostam, 2009). De forma similar que a los efectos sobre la riqueza, la cobertura y biomasa del sotobosque en el bosque intervenido con las nuevas propuestas, se incrementaron de acuerdo al nivel de modificación de la estructura del canopy, siguiendo la secuencia *Retención Agregada*>*Retención Dispersa*>*Retención Combinada*. Arnott y Beese (1997), encontraron que la rápida invasión de especies pioneras generalmente explicó la mayor cobertura del sotobosque que registraron en superficies con talas rasas, comparada con sectores con retención de árboles verdes. Telfer (1972) halló que la influencia positiva de la disponibilidad de luz y precipitación produjo dos o tres incorporaciones mayores de biomasa en rodales abiertos comparados con rodales cerrados. Es sabido que la intensidad de la intervención es normalmente proporcional a

los cambios en los factores microclimáticos (Promis, 2013; Promis y col., 2010b) y en la disponibilidad de recursos a nivel del sotobosque (ej. radiación y precipitación efectiva) (Chen y col., 1993; 1995; Beese y Bryant, 1999; Promis y col., 2010a; Promis, 2013), lo cual favorece el crecimiento de algunas especies (Beese y Bryant, 1999; Honnay y col., 2002; Lencinas y col., 2008a; 2011; Gallo y col., 2013; Martínez Pastur y col., 2002a; 2012b; Soler y col., 2015). El uso de una investigación con control antes y después del impacto (Vanha-Majamaa y Jalonen, 2001; Nelson y Halpern, 2005; Smith y col., 2008) en este estudio permitió evitar la atribución de los cambios en el sotobosque a diferencias previas a la intervención, como fue criticado por North y col. (1996).

Aunque la introducción de especies pioneras en los rodales intervenidos puede aún estar ausente en la primera temporada post-tratamiento (Vanha-Majamaa y Jalonen, 2001), los cambios en la composición del sotobosque observados con la aplicación de las nuevas propuestas silvícolas se iniciaron en el primer año posterior a la intervención y se fueron incrementando con el tiempo. Lo mismo se encontró en el sistema tradicional de cortas de protección, donde la mayor riqueza y cobertura se relacionó con el tiempo transcurrido desde la aplicación de la corta con valores más altos en aprovechamientos viejos respecto a los recientes. El incremento de los cambios con el tiempo trascurrido desde la intervención, podrían deberse al aumento de las diferencias en la textura y química del suelo debidos a una menor incorporación de hojarasca en el suelo forestal (Økland y col., 1999; Moretto y Romina, 2004; Moretto y col., 2005; Moretto y Martínez Pastur, 2014). La presencia de una reciente exposición del suelo por remoción de la hojarasca generada por la maquinaria que es utilizada para extraer la madera del bosque (skidders) o por el movimiento de acarreo de troncos durante el aprovechamiento (Martínez Pastur y col., 2007b; Moretto y Martínez Pastur, 2014), podría además favorecer la introducción de las especies ruderales (especies que son las primeras en colonizar las tierras disturbadas), tal como fue observado por Palmer y col. (2000) en promontorios y depresiones de la microtopografía del suelo forestal que mostraron una alta proporción de plantas anuales y bianuales. Usualmente, los bosques nuevos contienen una proporción más alta de plantas con estrategias ruderales que los bosques más viejos, considerando que los bosques primarios están más caracterizados por estrategias estrés-tolerantes (Graae y Sunde, 2000). El desplazamiento por parte de malezas invasoras de las especies residuales sería esperado que ocurra con el tiempo (Roberts y Gilliam, 1995; Achinelli y col., 2014), dependiendo del origen de los propágulos, atributos fenológicos y potencial de expansión vegetativa (Halpern, 1989; Oliver y

Larson, 1996). El incremento de los cambios en el tiempo, también podría deberse a las características propias de las especies. Algunas especies de plantas sobreviven en las áreas disturbadas como semillas latentes a la espera de las condiciones que beneficien su desarrollo, mientras que otras son transportadas por el viento o por vectores animales (Oliver y Larson, 1996) y logran instalarse rápidamente en las áreas disturbadas.

Sorpresivamente, los sectores de bosque primario (tratamiento control) adyacentes a las zonas intervenidas con las nuevas propuestas silvícolas tuvieron una riqueza de especies mayor después de la intervención que la línea de base (10 especies en total, 3-6 especies desde el año 1 al año 4), aunque los incrementos se estabilizaron al cuarto año. La ubicación azarosa de las parcelas de bosque primario en diferentes aspectos (este vs. oeste) antes y después de la intervención, al igual que las diferentes distancias de éstas a los ambientes asociados descritos en capítulos previos (parches de bosques de *N. antarctica* en humedales o bordes) y al hecho de estar rodeado este tratamiento por bosque aprovechado, podría resultar en una mayor presencia de especies raras o menos frecuentes. Además, los cambios en la riqueza del sotobosque de los sectores control de bosque primario, podría ser atribuido a fluctuaciones de la comunidad de plantas anuales (Smith y col., 2008; Lencinas y col., 2008c), debidas a cambios en los patrones de precipitación y temperatura entre años y sus efectos como conductores primarios de la fenología de plantas (Nelson y Halpern, 2005). Más allá de esto, la intervención modifica las condiciones microclimáticas no solamente adentro de las áreas aprovechadas sino además en los bosques sin manejo adyacentes (ej. en la permeabilidad al viento), lo cual facilita la dispersión de especies anemócoras como *C. diffusum*. Junto a esto, los sectores intervenidos incrementan la disponibilidad de alimento para algunos animales, incluyendo al rumiante nativo *Lama guanicoe* (Martínez Pastur y col., 1999a; Soler y col., 2012; 2013) y a especies de aves frugívoras y granívoras (Deferrari y col., 2001; Lencinas y col., 2005; 2009a), lo cual incrementa el uso de estos hábitats y de los bosques sin manejo adyacentes también. El resultado último, por lo tanto, es la facilitación de la introducción de especies de plantas con los mecanismos de dispersión animal (ej. *B. unioides*).

Por otro lado, la intervención con retención variable de los bosques de *N. pumilio* produjo extinciones locales (ej. *V. magellanica*) o una disminución en la abundancia relativa (ej. *A. chilense*) de especies del sotobosque extremadamente sensibles. En otros bosques templados, la pérdida de especies bajo retención variable (ej. dos especies en un período de 2 años; Nelson y Harpern, 2005) es principalmente relacionada con los disturbios en el suelo bajo diferentes

patrones de retención, siendo más frecuente en tratamientos agregados puros (con tala rasa entre agregados) que en tratamientos con retención dispersa (Aubry y col., 2004). Sin embargo en este estudio, las mayores modificaciones en la composición química del suelo ocurrieron en la retención dispersa tanto en el piso forestal (disminución de la concentración de P y aumento de N inorg.) como en el suelo mineral en casi todas las variables analizadas, coincidiendo con los estudios de Caldentey y col. (1998a; 2001), lo cual podría explicar los cambios en composición de especies observados. Mataji y col. (2010) también hallaron una estrecha relación entre la distribución de las plantas del sotobosque en un bosque del norte de Irán y factores del suelo como el contenido de materia orgánica, PH y fósforo soluble. Cuando se analizó el sistema tradicional de cortas de protección también se registraron extinciones locales de especies extremadamente sensibles (*L. alopecurus*), al igual que lo observado en otros estudios en Patagonia Sur (Martínez Pastur y col., 2002a; Promis y col., 2010a), y en bosques boreales (Quinby, 2000). La ausencia de una especie particular en años post intervención puede ser atribuida a los impactos de la intervención en las condiciones microclimáticas y de sitio originados por los cambios en la estructura del bosque (Promis y col., 2010a), a variaciones naturales en las características de la historia de vida de las plantas, o a una combinación de estos factores (Smith y col., 2008). Las especies clasificadas como localmente extintas pueden haber estado latentes o simplemente no haber sido detectadas en los años de muestreos posteriores a la intervención, lo que podría explicar por ejemplo, en el caso de los análisis en la corta de protección, por qué algunas especies estuvieron ausentes en los aprovechamientos recientes pero volvieron a registrarse en los aprovechamientos viejos (ej. *D. glechomoides*, *C. arvense*). Por otro lado, otras especies que inicialmente persisten en las áreas disturbas pueden ser gradualmente extirpadas como resultado del estrés relativo al disturbio (Promis, 2013; Martínez Pastur y col., 2012b; Soler y col., 2015), inhabilidad para adaptarse a los cambios microclimáticos, y mayor competencia con especies ruderales (Halpern y col., 2005). Un indicador de pérdida gradual podría ser la disminución en la abundancia relativa de ciertas especies o grupos (musgos y helechos), los cuales mostraron ser también sensibles en otros estudios (Lencinas y col., 2008c; 2011). Las especies sensibles al disturbio, además frecuentemente tienen estrechos requerimientos de condiciones de hábitats (Gilliam, 2007) y frecuentemente están presentes a naturalmente bajas densidades en bosques primarios (ej. <9%; Smith y col., 2008). Por lo tanto, ellas tienen más probabilidades de ser afectadas por las prácticas de manejo forestal, pero en bosques de *N. pumilio*, las especies sensibles pueden

también presentar frecuencias mayores (<20%). De hecho, una de ellas (*V. magellanica*) ciertamente tuvo una abundancia natural relativamente alta (33% de frecuencia en bosques sin manejo). La pérdida de esta especie clonal, la cual completamente desapareció en la retención dispersa y la retención combinada, pero no en la retención agregada, estuvo probablemente asociada con su distribución en parches generada por propagación asexual (principalmente se reproduce por estolones) bajo canopeos cerrados, como es observado en otras especies clonales forestales (Kudoh y col., 1999). De igual modo, cuando se analizó la corta de protección, se encontró en algunas parcelas de bosque primario un 100% de frecuencia para *U. lechleriana*, lo cual también estaría relacionado con su distribución en parches. La pérdida promedio de especies de bosques primarios de *N. pumilio* (5-19% de la riqueza de la línea de base) durante los primeros cuatro años luego de la intervención sugiere fluctuaciones anuales de las especies del sotobosque, como ha sido observado por Smith y col., (2008). Estas especies más sensibles al disturbio podrían ser consideradas especies indicadoras. Según Donoso (1997), en general se estima que las especies del sotobosque, especialmente aquellas de vida más corta, son mejores indicadores del sitio que los árboles y especies de larga vida. Esto se debe a que estas plantas son más sensibles que los árboles en el sentido de que después que un bosque sufre algún tipo de alteración, esas especies alcanzan un equilibrio con las condiciones del sitio en forma más rápida que los árboles y especies de larga vida (Husch, 1963 en Donoso 1997). Generalmente el área de distribución ecológica de estas especies, área que es determinada por sus respectivas tolerancias ecológicas, es más restringida que en el caso de los árboles; esto las transforma en indicadores relativamente fieles de un tipo de sitio o condiciones específicas.

Los agregados de retención en los dos tratamientos que los aplicaron (RA y RC) actuaron como reservorios de la vegetación del sotobosque (Lindenmayer y col., 2012; Gustafsson y col., 2010; 2012; Martínez Pastur y col., 2012b; 2014; Soler y col., 2015), permitiendo la supervivencia y/o mejor crecimiento de especies sensibles a las aperturas del canopeo (ej. *U. lechleriana*), como fue observado por Hazell y Gustafsson (1999) y Nelson y Halpern (2005) para algunas especies (usualmente especies sucesionales tardías) y grupos de especies. Esto es bien representado en este estudio por el agrupamiento entre parcelas de RA-Adentro y RC-Adentro (adentro de agregados) con parcelas de bosque primario ó control (BP) en los análisis multivariados y también, en los análisis de superposición de especies, sobre todo al cuarto año desde la corta. Mediante los análisis multivariados fue posible confirmar la separación de las superficies intervenidas planteada intuitivamente para las mismas, de acuerdo a sus

características estructurales y a las modificaciones que las mismas generan en el microclima y suelo forestal, y por ende, en la composición del sotobosque. Los patrones de retención parecen ser más importantes que la cantidad de retención, para soportar poblaciones que desaparecen o declinan sustancialmente en las áreas intervenidas, como fue observado en mayores niveles de retención (70%) en retención dispersa donde presentaron daños mecánicos y efectos de borde en el rodal entero que no soportaron a las especies sucesionales tardías, comparado con niveles más bajos (50%) de retención agregada (Vanha-Majamaa y Jalonen, 2001). Por otro lado, la ausencia virtual de suelo disturbado adentro de los agregados (RA-Adentro y RC-Adentro) puede haber limitado el establecimiento de especies introducidas (solamente 2-3 especies en cuatro años), como fue además observado por Palmer y col. (2000) y Nelson y Halpern (2005). Los distintos patrones de retención y la combinación de patrones como en el caso de la retención agregada (coexisten agregados con superficies con tala rasa) ó la retención combinada (coexisten agregados con superficies con retención dispersa), aportan heterogeneidad estructural en un bosque manejado, contribuyendo a la conservación de distintas especies que poseen requerimientos y tolerancias diferentes. Además, la preservación de parches de comunidad del sotobosque original adentro de las áreas intervenidas en bosques de *N. pumilio*, podría conservar mejor la diversidad de plantas sensibles del sotobosque no solo para mitigar los impactos de la corta, sino también para asegurar una fuente de propágulos de especies sucesionales tardías que contribuyan a recolonizar las áreas intervenidas. A diferencia de estas nuevas propuestas de aprovechamiento, la corta de protección, homogeniza la estructura del canopy y las condiciones microclimáticas (Martínez Pastur y col., 2000; 2012b; Promis y col., 2010a; Caldentey y col., 2009). De este modo el sistema tradicional de aprovechamiento reduce la disponibilidad de microambientes y las posibilidades de supervivencia de muchas especies, y gradualmente desde la intervención, incrementa la similitud entre el sotobosque de diferentes calidades de sitio. Esto fue observado en el ordenamiento por NMS donde los grupos más conspicuos y homogéneos estuvieron formados entre las parcelas de aprovechamientos recientes de distintas calidades de sitio (alta, media y baja), también como entre parcelas de aprovechamientos viejos incluyendo todas las calidades (alta, media y baja). Como fue discutido previamente, la heterogeneidad ambiental propia de un bosque primario (sin manejo) y la preservación de microhábitats son importantes para el mantenimiento de la diversidad de especies en el sotobosque, no solamente para especies frecuentes sino además, para especies raras o grupos funcionales específicos. El manejo del paisaje para un rango mayor de condiciones

de hábitats debe, por lo tanto, ser esencial para algunos organismos (Mitchell y Beese, 2002; Martínez Pastur y col., 2013a). Siguiendo esto, la corta de protección en bosques de *N. pumilio* debería generar heterogeneidad a nivel del sotobosque, lo cual podría ser conseguido, por ejemplo, dejando un canopy más irregular y generando parches, tal como se logra con los nuevos sistemas de aprovechamiento que aplican distintos patrones y formas de retención.

En resumen, las especies consideradas como sucesionales tardías muestran una fuerte afinidad por bosques primarios (sin manejo) y ambientes del interior del bosque, caracterizados por parches de sombra profunda y fría, humedad y microclima relativamente estable (Chen y col., 1993; 1995), también como por estructuras de rodal que se asemejan a bosques primarios (Peet y Christensen, 1988; Spies, 1991; Lindenmayer y col., 2012; Gustafsson y col., 2012; Martínez Pastur y col., 2012b; Soler y col., 2015). A una mayor escala, la presencia continua de especies sensibles en el paisaje depende de la variación en gaps y estructura de estratos arbóreos, lo cual influye y es conocido como calidad de bosque envejecido (Ohlson y col., 1997; Oliver y Larson, 1996; Martínez Pastur y col., 2012b; 2013a; Soler y col., 2015). Esto entonces indica, que la calidad de bosque envejecido ó bosque primario podría diferir en diferentes bosques del mundo, ej. el canopy multiespecífico no existe en los bosques primarios de *N. pumilio*.

Finalmente, cabe mencionar que la introducción de especies y el incremento del crecimiento del sotobosque fue mayor en rodales de baja calidad de sitio, probablemente debido a los mayores cambios en las condiciones microclimáticas que ocurren después de la intervención y a la menor competencia con la comunidad de plantas original, que es más pobre en las bajas calidades. Esto debería ser tenido en cuenta al considerar el tiempo necesario para lograr el establecimiento de un bosque secundario luego del aprovechamiento, ya que un mayor desarrollo del sotobosque podría hacer más dificultosa la regeneración del rodal después de la corta.

Implicancias en el manejo ecosistémico de la retención variable o combinada

Los diferentes patrones y niveles de retención variable producen diversa resistencia a los impactos de la intervención en la diversidad del sotobosque en bosques de *Nothofagus*. Se considera que la retención dispersa es más apropiada donde los objetivos ecológicos requieren estructuras target o condiciones que están uniformemente distribuidas, tales como el suministro de residuos forestales y tocones, o mitigación de los impactos microclimáticos o hidrológicos. Sin

embargo, en Patagonia sur, la retención dispersa es comparable con la corta de protección cuando la intervención final no es aplicada (Cellini, 2010; Martínez Pastur y col., 2012b; 2013a). Entonces, los impactos de la retención dispersa sobre la biodiversidad de los bosques de *Nothofagus*, probablemente serían los mismos que en los rodales con corta de protección. Por otro lado, la retención agregada es esperable que sea más efectiva en el mantenimiento de una amplia variedad de elementos estructurales y condiciones ecológicas, asemejándose a las características de los bosques primarios adentro de las áreas aprovechadas (Lindenmayer y col., 2012; Gustafsson y col., 2012). Los bosques primarios son menos dinámicos pero más complejos estructuralmente que los rodales intervenidos. La heterogeneidad ambiental y la preservación de microhábitats son entonces cruciales para el mantenimiento de la diversidad local de especies en el sotobosque forestal, no solamente para especies comunes sino también para especies infrecuentes o grupos funcionales (Lencinas y col., 2012a; Martínez Pastur y col., 2012b; 2013a; 2014; Soler y col., 2014; 2015).

Los sistemas que combinan retención agregada con dispersa, como la retención combinada en este estudio (RC), implican menos impacto a nivel de todo el rodal debido a los beneficios combinados – como ya se ha mencionado -de ambos patrones de retención, tal como el hecho que menores cambios en la cobertura, biomasa y riqueza del sotobosque fueron observados en el tratamiento combinado respecto a los tratamientos puros (retención agregada y retención dispersa), también como el menor nivel de introducciones de especies. Por otro lado, la no intervención de los ambientes asociados ó hábitats claves, crean parches de retención en el paisaje manejado (Lindenmayer y col., 2012; Gustafsson y col., 2012; Martínez Pastur y col., 2012b; 2013a; 2014), pero sus características estructurales y funcionales enormemente difieren de los rodales productivos de bosque primario (Lencinas y col., 2005; 2008b; 2008c). Por lo tanto, solamente los agregados podrían conservar las cualidades del bosque primario y las características particulares del hábitat propias de los bosques productivos (Martínez Pastur y col., 2012b; 2013a).

Esto es importante para señalar que contrariamente a lo que ocurre en la mayoría de los otros bosques templados encontrados alrededor del mundo, los bosques puros de *N. pumilio* de Tierra del Fuego son principalmente primarios y nunca han sido intervenidos en el pasado. En los bosques con una larga historia de manejo intensivo, como los bosques templados de Europa, las especies intolerantes a los cambios en las condiciones ambientales generadas por el manejo forestal podrían estar ya extintas y una mayor homogenización en la estructura del bosque

podría existir debido a los ciclos repetidos de aprovechamiento intensivo (Martínez Pastur y col., 2012b; 2013a). Esta podría ser una explicación de la falta de diferencias entre la composición específica de los bosques nuevos y viejos en algunos estudios Europeos (Graae y Sunde, 2000), también como los bajos beneficios de los tratamientos con retención variable para la conservación de su sotobosque (Vanha-Majamaa y Jalonen, 2001). Los beneficios de la retención variable en los bosques de *Nothofagus* de Patagonia Sur podrían por lo tanto, ser potenciados gracias a la condición prístina de sus bosques primarios, no solamente en composición sino en diversidad de estructuras y hábitats (Gamondés Moyano y col., 2015; Soler y col., 2015). Sin embargo, en los bosques secundarios regenerados a partir de grandes áreas disturbadas por causas naturales, incluyendo volteos de viento o sectores de avalancha, el manejo con retención variable podría preservar parches que simularán las características de los bosques primarios en menos tiempo que otras técnicas de aprovechamiento (Martínez Pastur y col., 2012b; 2013a; Cellini y col., 2013). Además, los parches de retención deben ser mantenidos sin aprovechamiento por más de un ciclo de manejo forestal, lo que permitiría la recuperación de hábitat a largo plazo y la diversidad de especies tanto en bosques históricamente aprovechados como en bosques primarios sin manejo.

CAPÍTULO 7
ESTRATEGIAS DE MANEJO PARA LA CONSERVACION

7. ESTRATEGIAS DE MANEJO PARA LA CONSERVACIÓN

El bosque es un complejo ecosistema con múltiples interacciones que ocurren entre los árboles entre sí y con su ambiente, y con el resto de las especies que forman parte, como las plantas del sotobosque y otros grupos de organismos (insectos, aves y mamíferos). La heterogeneidad espacial que caracteriza a un bosque primario, horizontal y vertical, dada por la calidad de sitio, la presencia de gaps, de árboles muertos y los diferentes microclimas que existen adentro de un bosque, deben ser considerados en los estudios de línea de base de forma tal de poder captar la mayor diversidad posible durante los muestreos iniciales y detectar los cambios más sutiles que puedan llegar a producirse luego de la intervención.

Toda intervención antrópica por más pequeña que sea generará un impacto en este ecosistema, y dependiendo de la intensidad y magnitud de la misma, el impacto desbordará sus efectos a otros sistemas asociados, es decir que trabajará a distintas escalas: local, regional y de paisaje. Por otro lado, el tiempo a lo largo del cual se desarrollan o aparecen dichos impactos variará en función de las especies y grupos de organismos estudiados. Algunos impactos se producirán más rápido que otros o serán más evidentes que otros, por lo que es crucial para poder detectarlos, que se planteen estudios a largo plazo y a distintas escalas. Estudios recientes evidencian por ejemplo que a escala de paisaje, los mismos tipos forestales dentro y fuera de áreas de reservas, presentan ensambles de especies distintos de acuerdo a su locación geográfica (coleópteros y plantas del sotobosque). Es por ello que es necesario motivar la implementación de estrategias de conservación a otras escalas y dentro de las áreas bajo manejo silvícola (Martínez Pastur y col., 2013a).

En relación con los impactos del aprovechamiento forestal, los bosques manejados ofrecen ambientes adecuados para especies que usualmente no viven dentro del bosque primario y que suelen crecer en los ambientes asociados (ej. bosques de *Nothofagus antarctica* o pastizales), así como una gran diversidad de especies exóticas que pueden ingresar a los bosques debido a los disturbios generados por la intervención (ej. Lencinas y col., 2007; 2009; 2011). Esta incorporación de nuevas especies genera nuevas interacciones de competencia y/o facilitación con las especies propias del bosque primario que son el objeto primario de la conservación. Como consecuencia de los impactos del aprovechamiento, a nivel de rodal es posible encontrar entonces una mezcla de: (i) especies nativas propias del bosque primario, (ii) especies nativas propias de los ambientes asociados, y (iii) especies exóticas que ingresan desde otros ambientes

(ej., principalmente por los caminos o los cursos de agua). Es por ello, que los estudios de conservación son complejos y deben considerar una gran cantidad de factores, y a largo plazo. Este tipo de estudios son fundamentales para comprender la magnitud de los impactos o los potenciales beneficios de las acciones realizadas en conservación.

En el caso de las plantas del sotobosque, el ingreso de nuevas especies que no forman parte del sotobosque original, y el consecuente cambio y reemplazo de especies, es un impacto que se observa con relativa rapidez en las áreas bajo aprovechamiento, al igual que lo que se observa al estudiar otros componentes del bosque (ej. las aves). La pérdida de especies más sensibles y menos generalistas, también es un impacto recurrente que suele darse cuando se realiza una intervención forestal, sobre todo si no se tienen en cuenta parámetros ecológicos.

Es importante considerar cuando se planifica un estudio en bosques de *Nothofagus*, que éstos raramente se presentan como manchas continuas, sino como paisajes donde se entremezclan distintas estructuras y tipos de vegetación, incluyendo bosques productivos y ambientes asociados no productivos (Lencinas y col., 2005; 2008b; 2008c). Los distintos estudios ya mencionados que han comparado la biodiversidad de plantas del sotobosque, aves e insectos (Lencinas y col., 2005; 2008a; 2008b) entre bosques productivos y ambientes asociados no productivos, evidencian un ensamble diferencial de biodiversidad a nivel de meso-escala, donde una parte es compartida por todos los ambientes boscosos (especies generalistas) y otra parte solo se encuentra en un tipo de ambiente. Las plantas del sotobosque por ejemplo están mayormente representadas en los ambientes asociados y pocas están exclusivamente en bosques productivos (*Dysopsis glechomoides*). Por lo tanto, dado que existe un ensamble diferencial de especies, y que una mayor biodiversidad específica se asocia a bosques productivos de lenga de alta calidad de sitio, la conservación a meso-escala no es suficiente para proteger a todas las especies. Es por ello que se hace necesario implementar estrategias de conservación a nivel de micro-escala, es decir, dentro de los rodales con manejo silvícola (Martínez Pastur y col., 2013a).

El estado de conservación a escala de rodal es directamente proporcional a los legados o atributos del bosque original que se dejan dentro del bosque secundario bajo manejo (parches de bosque sin manejo, árboles remanentes, residuos, troncos en descomposición o componentes del sotobosque) (Lencinas y col., 2009a; 2009b; 2010; Luque y col., 2010). El aprovechamiento de bosques en países industrializados ha llegado a límites extremos, incluyendo no solo madera para aserrado y pulpa, sino también ramas, hojas, tocones y raíces

para la generación de energía. En Tierra del Fuego, los niveles de cosecha se han quintuplicado en los últimos 20 años (de 40 a 200 m³/ha), siendo esperable una tendencia creciente en relación a los costos, mercados y tecnologías (Gea y col., 2004; Martínez Pastur y col., 2009; 2013a). En consecuencia, es necesario establecer pautas de conservación a escala de rodal para conservar in situ la biodiversidad asociada a los bosques de producción (Lencinas y col., 2009a) y generar una matriz de conservación que permita a todas las especies sobrevivir a distintas escalas de paisaje, y no solo dentro de las reservas a macro- y meso-escalas (Martínez Pastur y col., 2013a). En este sentido, la propuesta que ha sido implementada para *N. pumilio* en Tierra del Fuego (Argentina) se denomina retención variable (retención combinada en este estudio), (Martínez Pastur y Lencinas 2005; Martínez Pastur y col., 2009) e incluye: (i) la retención de parte del bosque productivo original en forma de agregados circulares sistemáticamente distribuidos (uno por hectárea) manteniendo el suelo y el sotobosque sin impactos de caminos ni maquinarias, (ii) la retención dispersa de árboles vivos entre los agregados (10-15 m²/ha), (iii) la preservación de la madera muerta y los restos de la cosecha distribuidos homogéneamente en las áreas de cosecha, así como de tocones y sistemas radiculares. Los diferentes grados de retención incrementan la heterogeneidad de los rodales manejados, generando como se ha visto en este estudio, un gradiente que va desde condiciones similares al bosque primario dentro de los agregados (con menor impacto) hasta zonas con mayor impacto, en los sectores más alejados de los mismos en la retención dispersa. Estos cambios en la estructura forestal (área basal y cobertura) modifican las variables abióticas del bosque (micro-clima y ciclos de nutrientes) provocando la pérdida de especies propias del bosque primario y favoreciendo el ingreso de otras. Estos estudios evidencian que la variedad de micro-ambientes que se generan en los bosques manejados por retención combinada o variable favorece la conservación de una mayor diversidad de especies que otros métodos silvícolas (Lindenmayer y col., 2012; Gustafsson y col., 2012), al generar un gradiente de condiciones diferentes para las especies en vez de una superficie con condiciones homogéneas. La investigación en este sentido y a distintas escalas, es crucial para demostrar a las empresas y autoridades la importancia de implementar esta estrategia de manejo que no sólo apunta a conservar el ecosistema y asegurar la regeneración natural del bosque nativo, sino también, a maximizar la producción pero en un marco de sustentabilidad.

Considerando entonces las nuevas alternativas de manejo forestal, se recomienda planificar a distintas escalas. El manejo forestal tradicional solo se focaliza a escala de rodal pero

las nuevas propuestas silvícolas incluyen diferentes escalas de manejo (regional, predial, rodal, microambientes). El objetivo de trabajar a diferentes escalas es considerar la conservación de todo el ensamble de la biodiversidad y los demás servicios ecosistémicos, y no solo aquellos relacionados con los bosques productivos, debido a que un cambio en una determinada área induce a impactos indirectos en otras áreas, como ya se ha mencionado. Este abordaje, supone asumir que cualquier cambio que se produzca en un componente del ecosistema forestal, debidos al manejo del bosque, repercutirá sobre otros componentes y traspasará los límites de la escala local a la cual está operando el cambio inicialmente, para afectar a escalas mayores.

Resulta crucial para el mantenimiento de la inmensidad de valores que se desprenden de los bosques en todo el mundo, desarrollar e implementar políticas que estimulen la adopción y el uso de la retención, lo que contribuirá significativamente a reunir los objetivos económicos, sociales y los beneficios ambientales, también como aquellas otras iniciativas internacionales como el Convenio de Diversidad Biológica (CDB), para el cual el manejo integrado de los recursos naturales es crítico. La adopción global de la retención como forma de implementar un manejo sostenible de los bosques, es crítica para balancear los valores ecológicos, sociales y económicos de los bosques. De acuerdo con Lindenmayer y col., 2012, esto representaría uno de los cambios más significativos ocurridos en las prácticas forestales de las últimas décadas.

CAPÍTULO 8
CONCLUSIONES

8. CONCLUSIONES

La estructura forestal del bosque primario cambia con la calidad de sitio e influye sobre el ensamble de especies del sotobosque, generando mayor diversidad en mejores calidades.

El aprovechamiento genera cambios en la estructura forestal, modificando el microclima y el suelo, influyendo sobre la regeneración y el ensamble de especies del sotobosque.

La magnitud de estos cambios se relaciona con la forma y el grado de retención.

La retención agregada mantiene gran parte de las condiciones del bosque original, mientras que la dispersa amortigua los impactos de la tala rasa.

La dinámica de la regeneración se relaciona con el grado de retención, siendo mayor la producción de semillas e instalación en altas coberturas (agregados), y mayor el crecimiento y la supervivencia en coberturas medias (dispersa).

Los daños en la regeneración también están relacionados con el grado de retención, tanto los abióticos (mayor desecación en altas coberturas y mayores heladas en bajas coberturas) como los bióticos (mayor ramoneo en la tala rasa).

La magnitud de los cambios en la diversidad del sotobosque (riqueza, cobertura, biomasa, formas de vida) está en directa relación con la forma y grado de retención, y se intensifica con los años.

El interior de los agregados mantuvo una diversidad similar al bosque original, mientras que en los sectores aprovechados gran parte de la diversidad del sotobosque original decreció con los años y al disminuir la cobertura remanente.

El ingreso de especies exóticas y nativas de otros ambientes aumentó con los años y a medida que disminuyó el grado de retención, sin embargo, los agregados no impidieron que las

mismas ingresen, al igual que en el bosque primario, debido a la cercanía con los sectores aprovechados.

La pérdida de especies es mayor en las especialistas que en las generalistas, desapareciendo durante los primeros años después de la corta, pudiendo ser empleadas como indicadores de la magnitud de los impactos (e.g. *Viola magellanica*, *Adenocaulon chilense*, *Galium antarcticum*).

La calidad de sitio es otro factor que influye en la respuesta del sotobosque al aprovechamiento, siendo más afectadas las plantas no vasculares (e.g. Briófitas).

Incrementar la regeneración y conservar la diversidad del sotobosque original en los bosques aprovechados presentan conflictos en las propuestas silvícolas.

La regeneración presenta mejores respuestas en coberturas intermedias, como las generadas por la retención dispersa, mientras que el grado de conservación aumenta con el grado de retención como los que ofrecen los agregados. La tala rasa no mejora ninguna de estas variables.

La retención combinada (agregados y dispersa) ofrece la mejor alternativa para satisfacer los objetivos de producción forestal y conservación dentro de los bosques aprovechados.

CAPÍTULO 9
BIBLIOGRAFÍA

9. BIBLIOGRAFÍA

Trabajos Publicados

- AGUIRRE SALADO, C.A.; VALDEZ LAZALDE, J.R.; ÁNGELES PÉREZ, G.; DE LOS SANTOS POSADAS, H.M. y AGUIRRE SALASO, A.I. (2011). Mapping leaf area index and canopy cover using hemispherical photography and spot 5 hrg data: regression and k-nn. *Agrociencia* 45:105-119.
- ALFONSO, J.L. (1940). Algunas consideraciones sobre los bosques de Tierra del Fuego. *Revista de Ingeniería Agronómica* 1(6): 10-23.
- 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, Catsky J, Jarvis PG, eds. *Plant photosynthetic production: Manual of methods*. Junk, The Hague, The Netherlands: 412–466.
- ANDERSON, C.B.; GRIFFITH, C.R.; ROSEMOND, A.R.; ROZZI, R. y DOLLENZ, O. (2006). The effects of invasive North American beavers on riparian plant communities in Cape Horn, Chile: Do exotic beavers engineer differently in sub-Antarctic ecosystems? *Biol. Conserv.* 128(4):467-474.
- ANDERSON, C.B.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; LENCINAS, M.V.; SOLER ESTEBAN, R.; GUILLOZET, K.; SANTO, A.; HENN, J.; ZAGAROLA, J.P. y KREPS, G. (2015). Más que un ingeniero de ecosistemas: Impactos ambientales, restauración ecológica y la dimensión social del castor. *Rev. La Lupa* 7:4-9.
- ARNOTT, J.T. y BEESE, W.J. (1997). Alternatives to clearcutting in British Columbia coastal montane forests. *Forest. Chron.* 73:670–678.
- ATTIS BELTRÁN, H; MARTÍNEZ PASTUR, G.; IVANCICH, H.; LENCINAS, M.V. y CHAUCHARD, L. (2013). Tree health influences diameter growth along site quality, crown class and age gradients in *Nothofagus* forests of Southern Patagonia. *J. For. Sci.* 59:328-336.
- AUBRY, K.B.; HALPERN, C.B. y MAGUIRE, D.A. (2004). Ecological effects of variable retention harvests in the north-western United States: the DEMO study. *For. Snow Landsc. Res.* 78:119–137.
- AUSSENAC, G. (2000). Interactions between forest stands and microclimate: Ecophysiological aspects and consequences for silviculture. *Ann. For. Sci.* 57:287-301.
- BAHAMONDE, H.; PERI, P.L.; MONELOS, L. y MARTÍNEZ PASTUR, G. (2011). Aspectos ecológicos de la regeneración por semillas en bosques nativos de *Nothofagus antarctica* en Patagonia Sur, Argentina. *Bosque* 32(1):20-29.
- BAHAMONDE, H.A.; PERI, P.L.; MONELOS, L.H. y MARTÍNEZ PASTUR, G. (2013). Regeneración por semillas en bosques nativos de *Nothofagus antarctica* bajo uso silvopastoril en Patagonia Sur, Argentina. *Bosque* 34(1):89-101.
- BAHAMONDE, H.A.; PERI, P.L.; MARTÍNEZ PASTUR, G. y MONELOS, L.H. (2015). Litterfall and nutrients return in *Nothofagus antarctica* forests growing in a site quality gradient with different management uses in Southern Patagonia. *Europ. J. For. Res.* 134:113-124.
- BARG, A.K. y EDMONDS, R. (1999). Influence of partial cutting on site microclimate, soil nitrogen dynamics, and microbial biomass in Douglas-fir stands in western Washington. *Can. J. For. Res.* 29:705-713.
- BAUHUS, J. y BARTSCH, N. (1995). Mechanisms for carbon and nutrient release and retention in beech forest gaps. *Plant Soil* 168-169:579-584.
- BAVA, J. y PUIG, C. (1992). Regeneración natural de lenga. Análisis de algunos factores involucrados. Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico. *Pub. Téc.* 8:85-110.

- BAVA, J. y LÓPEZ BERNAL P.M. (2005). Cortas de selección en grupo en bosques de lenga. IDIA-XXI 5(8):39-42.
- BEESE, W.J. y BRYANT, A.A. (1999). Effect of alternative silvicultural systems on vegetation and bird communities in coastal montane forests of British Columbia, Canada. For. Ecol. Manage. 115:231-242.
- BERG, A.; EHNSTROM, B.; GUSTAFSSON, L.; HALLINGBACK, T.; JONSELL, M. y WESLIEN, J. (1995). Threat levels and threat to red-listed species in Swedish forest. Conserv. Biol. 9:1629-1633.
- BERGER, A.L. y PUETTMANN, K.J. (2000). Overstory composition and stand structure influence herbaceous plant diversity in the mixed aspen forest of Northern Minnesota. Am. Midl. Nat. 143:111–125.
- BONCINA, A. (2000). Comparison of structure and biodiversity in the Rajhenav virgin forest remnant and managed forest in the Dinaric region of Slovenia. Glob. Ecol. Biogeogr. 9:201–211.
- BONINO, N. y FERNANDEZ E. (1994). Distribución general y abundancia relativa de guanacos (*Lama guanicoe*) en diferentes ambientes de Tierra del Fuego, Argentina. Ecol. Aust. 4(2):79-85.
- BRAY, R.H. y KURTZ, L.T. (1945). Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. Soil Science 59: 39-45.
- BROOKS D.J. y GRANT G.E. (1992a). New approaches to forest management. Background, science issues, and research agenda. Part I. J. Forest. 90:25-28.
- BROOKS D.J. y GRANT G.E. (1992b). New approaches to forest management. Background, science issues, and research agenda. Part II. J. Forest. 90:21-24.
- BUREL, F.; BAUDRY, J.; BUTET, A.; CLERGEAU, P.; DELETTRE, Y.; LE COEUR, D.; DUBS, F.; MORVAN, N.; PAILLAT, G.; PETIT, S.; THENAIL, C.; BRUNEL, E. y LEFEUVRE, J. (1998). Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. Acta Oecol. 19(1):47-60.
- BURSCHEL, N.P.; GALLEGOS, G.C.; MARTÍNEZ, M.O. y MOLL, W. (1976). Composición y dinámica regenerativa de un bosque virgen mixto de Raulí y Coigüe. Bosque 2:55-74.
- CALDENTEY, J.; PROMIS, A.; SCHMIDT, H.E. y IBARRA, M. (1999-2000). Variación microclimática causada por una corta de protección en un bosque de lenga (*Nothofagus pumilio*). Cienc. For. 14(12):51-59.
- CALDENTEY, J.; IBARRA, M. y HERNÁNDEZ, J. (2001). Litter fluxes and decomposition in *Nothofagus pumilio* stands in the region of Magallanes, Chile. For. Ecol. Manage. 148:145-157.
- CALDENTEY, J.; MAYER, H.; IBARRA, M. y PROMIS A. (2009). The effects of a regeneration felling on photosynthetic photon flux density and regeneration growth in a *Nothofagus pumilio* forest. Eur. J. For. Res. 128:75-84.
- CALVO POLANCO, M.; SILVA PANDO, F.J.; ROZADOS LORENZO, M.J.; DÍAZ BLANCO, M.; RODRÍGUEZ DORRIBA, P. y DUO SUÁREZ I. (2005). El índice de área foliar en masas de abedul (*Betula celtibérica* Rothm. Et Vasc.) en Galicia. Cuad. Soc. Esp. Cienc. For. 20:111-116.
- CAMINOS, R. (1980). Cordillera fueguina. Apartado de "Geología Regional Argentina". Academia de Ciencias. Córdoba. Vol. II: 1463-1501.
- CASERMEIRO, J.; DE PETRE A.A.; SPAHN, E. y VALENTI, R. (2001). Efectos del desmonte sobre la vegetación y el suelo. Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales 10 (2): 233-244.
- CATCHPOLE, W.R. y WHEELER, C.J. (1992). Estimating plant biomass: a review of techniques. Aust J Ecol 17: 121-131.
- CELLINI, J.M.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; VUKASOVICK, R.; LENCINAS, M.V.; DÍAZ, B. y WABO, E. (2005). Pautas de sustentabilidad en el manejo forestal de los bosques de *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser. Yvyrareta 13:77-82.
- CELLINI, J.M.; GALARZA, M.; BURNS, S.L.; MARTÍNEZ PASTUR, G. y LENCINAS, M.V. (2012). Equations of bark thickness and volume profiles at different heights with easy-measurement variables. For. Syst. 21(1):23-30.

- CELLINI, J.M.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; SOLER ESTEBAN, R.; BARRERA, M.D. y LENCINAS, M.V. (2013). Retención variable en bosques de *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser en Patagonia Sur: Estructura forestal, estabilidad estructural y regeneración. *Yvyretá* 20:40-47.
- CHANDLER, K.C. (1968). Climatic damage to the forests of the Tapanui District. *N.Z. J. Forest.* 13:98-110.
- CHAZDON, R.L. y FIELD, C.B. (1987). Photographic estimation of photosynthetically active radiation: evaluation of a computerized technique. *Oecología* 73: 525- 532.
- CHEN, J.; FRANKLIN, J.F. y SPIES, T.A. (1993). Contrasting microclimates among clear-cut, edge, and interior of old-growth Douglas-fir forest. *Agric. For. Meteorol.* 63:219–237.
- CHEN, J.; FRANKLIN, J.F. y SPIES, T.A. (1995). Growing season microclimatic gradients from clear-cut edges into old-growth Douglas–fir forests. *Ecol. Appl.* 5:74–86.
- CHRISTENSEN, M. y EMBORG, J. (1996). Biodiversity in natural versus managed forest in Denmark. *For. Ecol. Manage.* 85:47-51.
- 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 For. Serv.* 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.
- COLLANTES, M.B. y ANCHORENA, J. (1993). Las malezas exóticas y plantas escapadas de cultivo en la región de estepa de Tierra del Fuego. *Parodiana* 8:213–217.
- CONWAY, M. J. (1959). Hurricane damage in Northland. *N. Z. J. For.* 8:151-152.
- CUEVAS, J. y ARROYO, M.T.K. (1999). Ausencia de banco de semillas persistente en *Nothofagus pumilio* (Fagaceae) en Tierra del Fuego, Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 72:73-82.
- CUEVAS, J. (2000). Tree recruitment at the *Nothofagus pumilio* alpine timberline in Tierra del Fuego, Chile. *J. Ecol.* 84:840-855.
- CUEVAS, J.G. (2002). Episodic regeneration at the *Nothofagus pumilio* alpine timberline in Tierra del Fuego, Chile. *J. Ecol.* 90:52-60.
- DA CUNHA, T.A. y GUIMARÃES FINGER, C.A. (2008). Selección del factor de área basal del relascopio de Bitterlich para el muestreo de un rodal de *Pinus taeda* L. en el sur de Brasil. *Rev. Ftal. Kurú (Costa Rica)* (5) 15: 1-11.
- DALE, V.H.; BEYELER, S.C. y JACKSON, B. (2002). Understory vegetation indicators of anthropogenic disturbance in longleaf pine forests at Fort Benning, Georgia, USA. *Ecol. Indic.* 1:155–170.
- DAMASCOS, M.A. y RAPOPORT, E.H. (2002). Diferencias en la flora herbácea y arbustiva entre claros y áreas bajo dosel en un bosque de *Nothofagus pumilio* en Argentina. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 75(3):465-472.
- DEFERRARI, G.; CAMILION, C.; MARTINEZ PASTUR, G. y PERI, P. (2001). Changes in *Nothofagus pumilio* forest biodiversity during the forest management cycle: 2. Birds. *Biodiv. Conserv.* 10:2093–2108.
- DE LA CASA, A.; OVANDO, G.; BRASSANINI, L.; RODRÍGUEZ, A. y MARTÍNEZ J. (2007). Uso del índice de área foliar y del porcentaje de cobertura del suelo para estimar la radiación interceptada en papa. *Agric. Téc. (Chile)* 67(1):78-85.
- DIMITRI, M. (1964). Los procesos de sucesión y zonación vegetal en los bosques de montaña. *An. Parques Nacionales Tomo X* (1):1-59.
- DUCID, M.G.; MURACE, M. y CELLINI, J.M. (2005). Diversidad fúngica en el filoplano de *Osmorhiza spp.* relacionada con el sistema de regeneración empleado en bosques de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego, Argentina. *Bosque* 26(1):33–42.
- DUFFY, D.C. y MEIER, A.J. (1992). Do Appalachian herbaceous understories ever recover from clearcutting? *Conserv. Biol.* 6:196–201.

- DUFRENE, E. y BREDA, N. (1995). Estimation of deciduous forest leaf area index using direct and indirect methods. *Oecologia* 104:156-162.
- EDWARDS, N.T. y ROSS-TODD, B.M. (1983). Soil carbon dynamics in a mixed deciduous forest following clear-cutting with and without residue removal. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47:1014–1021.
- ELLIOT, K. y SWANK, W. (1994). Changes in tree species diversity after successive clearcuts in the Southern Appalachians. *Vegetation* 115:11-18.
- ELLIOT, K.J., BORING, L.R., SWANK, W.T. y HAINES, B.R. (1997). Successional changes in plant species diversity and composition after clearcutting a southern Appalachian watershed. *For. Ecol. Manage.* 92:67–85.
- ENDLICHER, W. y SANTANA ÁGUILA, A. (1988). El clima sur de la Patagonia y sus aspectos ecológicos. Un siglo de mediciones climatológicas en Punta Arenas. *An. Inst. Patagonia. S. Cienc. Nat.* 8:57-86.
- EVERHAM, E.M. y BROKAW N.V.L. (1996). Forest damage and recovery from catastrophic wind. *The Bot. Rev.* 62:113-185.
- FAHEY, R.T. y PUETTMANN, K.J. (2008). Patterns in spatial extent of gap influence on understory plant communities. *For. Ecol. Manage.* 255:2801-2810.
- FERREYRA, M.; CINGOLANI, A.; EZCURRA, C. y BRAN, D. (1998). High-Andean vegetation and environmental gradients in northwestern Patagonia, Argentina. *J. Veg. Sci.* 9:307–316.
- FRANGI, J. y RICHTER L. (1994). Balances hídricos de bosques de *Nothofagus* de Tierra del Fuego, Argentina. *Rev. Fac. Agr. La Plata* 70:95-79.
- FRANGI, J.L.; BARRERA, M.D.; RICHTER, L.L. y LUGO, A.E. (2005). Nutrient cycling in *Nothofagus pumilio* forest along and altitudinal gradient in Tierra del Fuego, Argentina. *For. Ecol. Manage.* 217:80-94.
- FRANGI, J. y RICHTER, L. (1992). Los ecosistemas forestales de la Tierra del Fuego. *Vida Silvestre (ICONA, España)* 72, 2º sem.:36-43.
- FRANKLIN, J. y FORMAN, R. (1987). Creating landscape patterns by forest cutting: Ecological consequences and principles. *Lands. Ecol.* 1:5-18.
- FRANKLIN, J.F. (1989). Towards a new forestry. *Amer. For.* 95:37–44.
- FRANKLIN, J. (1993). Preserving biodiversity: Species, ecosystems or landscapes? *Ecol. Appl.* 3:202-205.
- FRATERRIGO, J.M.; PEARSON, S.M. y TURNER, M.G. (2009). The response of understory herbaceous plants to nitrogen fertilization in forests of different land-use history. *For. Ecol. Manage.* 257:2182-2188.
- FRAZER, G.W.; FOURNIER, R.A.; TROFYMOW, J.A. y HALL R.J. (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.
- GALLO, E.; LENCINAS, M.V. y MARTÍNEZ PASTUR, G. (2013). Site quality influence over understory plant diversity in old-growth and harvested stands of *Nothofagus pumilio* forest. *For. Syst.* 22(1):25-38.
- GEA, G.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; CELLINI, J.M. y LENCINAS, M.V. (2004). Forty years of silvicultural management in southern *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser primary forests. *Forest Ecol. Manage.* 201 (2-3):335-347.
- GERDING, V. y THIERS, O. (2002). Caracterización de suelos bajo bosques de *Nothofagus betuloides* (Mirb) Blume, en Tierra del Fuego (Chile). *Rev. Chil. Hist. Nat.* 75:819-833.
- GILLIAM, F.S. (2007). The ecological significance of the herbaceous layer in temperate forest ecosystems. *BioScience* 57 (10):845-858.
- GODEAS, A.M.; ARAMBARRI, A.M.; GAMUNDI, I.J. y SPINEDI, H.A. (1985). Descomposición de la hojarasca del bosque de lenga (*Nothofagus pumilio*). *Cienc. Suelo* 3:68-77.
- GOLDBLUM, D. (1997). The effects of treefall gaps on understory vegetation in New York State. *J. Veg. Sci.* 8 (1):125-132.

- GORDON, R.; BROWN, D.M. y DIXON, M.A. (1994). Nondestructive estimation of potato leaf area index using a fish-eye radiometer. *Potato Res.* 37:393-402.
- GRAAE, B.J. y SUNDE, P.B. (2000). The impact of forest continuity and management on forest floor vegetation evaluated by species traits. *Ecography* 23:720–731.
- GROSSE H. (1988) Desarrollo de plantas de los géneros *Fagus* y *Nothofagus* en función de la luminosidad. Revisión bibliográfica. *Cien. Invest. For.* 2(3):114-120.
- GUSTAFSSON, L.; KOUKI, J. y SVERDRUP-THYGESON, A. (2010). Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests of northern Europe: a review of ecological consequences. *Scand. J. For. Res.* 25:295-308.
- GUSTAFSSON, L.; BAKER, S.C.; BAUHUS, J.; BEESE, W.J.; BRODIE, A.; KOUKI, J.; LINDENMAYER, D.B.; LÖHMUS, A.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; MESSIER, C.; NEYLAND, M.; PALIK, B.; SVERDRUP-THYGESON, A.; VOLNEY, W.J.A; WAYNE, A. y FRANKLIN J.F. (2012). Retention Forestry to Maintain Multifunctional Forests: A World Perspective. *BioScience* 62(7):633-645.
- GUTIÉRREZ, E. 1994. Els boscos de *Nothofagus* de la Terra del Foccom a paradigma de dinàmica successional del no-equilibri. *Treballs de la SCB* 45:93-121.
- HAIGHT, R. (1995). Comparing extinction risk and economic cost in wildlife conservation planning. *Ecol. Applic.* 5(3):767-775.
- HALPERN, C.A. (1989). Early successional patterns of forest species: interactions of life history traits and disturbance. *Ecology* 70:704–720.
- HALPERN, C.B.; MCKENZIE, D.; EVANS, S.A. y MAGUIRE, D.A. (2005). Initial responses of forest understories to varying levels and patterns of green-tree retention. *Ecol. Appl.* 15 (1):175-195.
- HANSEN, A.J.; McCOMB, W.C; VEGA, R.; RAPHAEL, M.G. y HUNTER, M. (1995). Bird habitat relationships in natural and managed forest in the West Cascades of Oregon. *Ecol. Applic.* 5:555-569.
- HASHIMOTO, S. y MASAKAZU, S. (2004). The impact of forest clear-cutting on soil temperature: a comparison between before and after cutting, and between clear-cut and control sites. *J. For. Res.* 9:125–132.
- HAZELL, P. y GUSTAFSSON, L. (1999). Retention of trees at final harvest-evaluation of a conservation technique using epiphytic bryophyte and lichen transplants. *Biol. Conserv.* 90:133–142.
- HEINEMANN, K.; KITZBERGER, T.H. y VELEN, T.H. (2000). Influences of gap microheterogeneity on the regeneration of *Nothofagus pumilio* in a xeric old-growth forest of northwestern Patagonia, Argentina. *Can. J. For. Res.* 30(1):25-31.
- HEINEMANN, K. y KITZBERGER, T.H. (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. *J. Biogeogr.* 33(8):1357-1367.
- HERMY, M.; HONNAY, O.; FIRBANK, L.; GRASHOF-BOKDAM, C. y LAWESSON, J.E. (1999). An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biol. Conserv.* 91:9-22.
- HICKEY, J.E.; NEYLAND, M.G. y BASSETT, O.D. (2001). Rationale and design for the Warra silvicultural systems trial in wet *Eucalyptus oblique* forests in Tasmania. *Tasforests* 13 (2):155–182.
- HILDEBRAND-VOGEL, R.; GODOY, R. y VOGEL, A. (1990) Subantarctic-Andean *Nothofagus pumilio* forests. Distribution area and synsystematic overview; vegetation and soils as demonstrated by an example of South Chilean stand. *Vegetation* 89:55-68.
- HONNAY, O.; HERMY, M. y COPPIN, P. (1999). Nested plant communities in deciduous forest fragments: species relaxation or nested habitats? *Oikos* 84:119-129.

- HONNAY, O.; VERHEYEN, K. y HERMY, M. (2002). Permeability of ancient forest edges for weedy plant species invasion. *For. Ecol. Manage.* 161 (1–3):109-122.
- HOWARD, D.M. y HOWARD, P.J.A. (1993). Relationships between CO₂ evolution, moisture content and temperature for a range of soil types. *Soil Biol. Biochem.* 25:1537–1546.
- HOPKINS, K.D.; HOPKINS, B.R. y GLASS, G.V. (1997) Estadística Básica para las Ciencias Sociales y del Comportamiento (3ª ed). México: Prentice-Hall Hispanoamericana.
- HUEBNER, C.D.; RANDOLPH, J.C. y PARKER, G.R. (1995). Environmental factors affecting understory diversity in second-growth deciduous forests. *Am. Midl. Nat.* 134:155-165.
- HUTCHISON, B.A. y MATT, D.R. (1977). The distribution of solar radiation within a deciduous forest. *Ecology Monographs* 47: 47: 185-207.
- HUTCHINSON, T.F.; BOERNER, R.E. IVERSON, L.R.; SUTHERLAND, S. y SUTHERLAND, E.K. (1999). Landscape patterns of understorey composition and richness across a moisture and nitrogen mineralization gradient in Ohio (USA) *Quercus* forests. *Plant. Ecol.* 144:177-189.
- IVANOVICH SEGOVIA, J. (1989). El guanaco de Tierra del Fuego, señor de las llanuras patagónicas. *Chile Forestal* 162:16-17.
- IVANCICH, H.; LENCINAS, M.V.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; SOLER ESTEBAN, R.; HERNÁNDEZ, L.; LINDSTROM, I. (2012). Foliar anatomical and morphological variation in *Nothofagus pumilio* seedlings under controlled irradiance and soil moisture levels. *Tree Physiol.* 32(5):554-564.
- JANE, G.T. (1986). Wind damage as an ecological process in mountain beech forests of Canterbury, New Zealand. *N. Z. J. Ecol.* 9:25-39.
- JANE, G. (1994). The impact of browsing animals on the stand dynamics of monotypic mountain beech (*Nothofagus solandri*) forests in Canterbury, New Zealand. *Aust. J. Bot.* 42:113-124.
- JANZEN, D.H. (1971). Seed predation by animals. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 2:465-492.
- JENKINS, M.A. y PARKER, G.R. (1999). Composition and diversity of ground-layer vegetation in silvicultural openings of southern Indiana forests. *Am. Midl. Nat.* 142:1-16.
- JURGENSEN, M.F.; HARVE, A.E.; GRAHAM, R.T., PAGE-DUMROESE, D.S.; TONN, J.R.; LARSEN, M.J. y JAIN, T.B. (1997). Impacts of timber harvesting on soil organic matter, nitrogen, productivity, and health of inland northwest forests. *For. Sci.* 43:234-251.
- KELLY, D. (1994). The evolutionary ecology of mast seeding. *Trends Ecol. Evol.* 9:465-70.
- KELLY, D.; HARRISON, A.L.; LEE, W.G.; PAYTON, I.J.; WILSON, P.R. y SCHAUBER, E.M. (2000). Predator satiation and extreme mast seeding in 11 species of *Chionochloa* (Poaceae). *Oikos* 90:477-88.
- KNOEPP, J.D. y SWANK, W.T. (1994). Long-Term Soil Chemistry Changes in Aggrading Forest Ecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:325-331.
- KNOEPP, J.D. y SWANK, W.T. (1997). Forest management effects on surface soil carbon and nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61(3):928-935.
- KOENIG, W.D. y KNOPS, J.M. (2000). Patterns of annual seed production by northern hemisphere trees: a global perspective. *Am. Nat.* 155:59-69.
- KUDOH, H.; SHIBAIKE, H.; TAKASU, H.; WHIGHAM, D.F. y KAWANO, S. (1999). Genet structure and determinants of clonal structure in a temperate deciduous woodland herb, *Uvularia perfoliata*. *J. Ecol.* 87(2):244–257.
- LANFRANCO, D. (1977). Entomofauna asociada a los bosques de *Nothofagus pumilio* en la región de Magallanes: I parte: Monte Alto (Río Rubens, Última Esperanza). *An. Inst. Patagonia* 8:319-346.
- LE DANTEC, V.; DUFRÊNE E. y SAUGIER B. (2000). Interannual and spatial variation in maximum leaf area index of temperate deciduous stands. *For. Ecol. Manage.* 134:71-81.

- LEMMON, P. (1957). A new instrument for measuring forest overstory density. *Journal of Forestry* 55: 667-668.
- LENCINAS, M.V. (2005). Biodiversidad en el bosque productivo de *Nothofagus pumilio* y sus ambientes asociados en Tierra del Fuego. Tesis de doctorado. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca (Argentina). 251 pp.
- LENCINAS, M.V.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; MEDINA, M. y BUSSO, C. (2005). Richness and density of birds in timber *Nothofagus pumilio* forests and their unproductive associated environments. *Biodiv. Conserv.* 14(10):2299-2320.
- LENCINAS, M.V.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; SOLÁN, R.; GALLO, E. y CELLINI, J.M. (2008a). Forest management with variable retention impact over bryophyte communities of *Nothofagus pumilio* understory. *Forstarchiv* 79:77–82.
- LENCINAS, M.V.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; ANDERSON, C. y BUSSO, C. (2008b). The value of timber quality forests for insect conservation on Tierra del Fuego Island compared to associated non-timber quality stands. *Insect Conserv.* 12:461-475.
- LENCINAS, M.V.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; RIVERO, P. y BUSSO, C. (2008c). Conservation value of timber quality vs. associated non-timber quality stands for understory diversity in *Nothofagus* forests. *Biodiv. Conserv.* 17:2579-2597.
- LENCINAS, M.V.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; GALLO, E. y CELLINI, J.M. (2009a). Alternative silvicultural practices with variable retention improve bird conservation in managed South Patagonian forests. *For. Ecol. Manage.* 258:472–480.
- LENCINAS, M.V.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; GALLO, E.; CELLINI, J.M. (2011). Alternative silvicultural practices with variable retention to improve understory plant diversity conservation in southern Patagonian forests. *For. Ecol. Manage.* 262:1236-1250.
- LENCINAS, M.V.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; GALLO, G. y CELLINI, J.M. (2014). Decreasing negative impacts of harvesting over insect communities using variable retention in southern Patagonian forests. *Insect Conserv.* 18:479-495.
- LEWIS, C.N. y WHITFIELD, J.B. (1999). Braconid wasp (Hymenoptera: *Braconidae*) diversity in forest plots under different silvicultural methods. *Env. Entom.* 28:986-997.
- LIEFFERS, V.; MESSIER, C. ; GENDRON, F. ; STADT, K. y COMEAU, P. (1999). Predicting and managing light in understory of boreal forests. *Can. J. For. Res.* 29:796-811.
- LINDENBEIN, W. y BULAT, H. (1960). Beitrage zur topographischen tetrazolium Methode I Forstliches Saatgut (Contributions to the topographical tetrazolium method I (Foresrtseed). *Proc int Seed Test .Ass* (25): 452-459.
- LINDENMAYER, D. (1995). Forest disturbance, forest wildlife conservation and the conservative basis for forest management in the mountain ash forests of Victoria – comment. *For. Ecol. Manage.* 74:223-231.
- LINDENMAYER, D.B.; MARGULES, C.R. y BOTKIN, D.B. (2000). Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conserv. Biol.* 14(4):941-950.
- LINDENMAYER, D.B.; FRANKLIN, J.F.; LÖHMUS, A.; BAKER, S.C.; BAUHUS, J.; BEESE, W.; BRODIE, A.; KIEHL, B.; KOUKI, J.; PASTUR, G.M.; MESSIER, C.; NEYLAND, M.; PALIK, B.; SVERDRUP-THYGESON, A.; VOLNEY, J.; WAYNE, A. y GUSTAFSSON, L. (2012), A major shift to the retention approach for forestry can help resolve some global forest sustainability issues. *Cons. Lett.* 5(6):421-431.
- LITTLEJOHN, R.N. (1984). Extreme winds and forest devastation resulting from Cyclone. J. 'Bernie'. *Weat. Clim.* 4:47-52.

- LIU, Q.J.; KONDOH, A. y TAKEUCHI, N. (1998). The forest vegetation and its differentiation under disturbance in a temperate mountain, China. *J. For. Res.* 3:111-117.
- LLOYD, J. y TAYLOR, J.A. (1994). On the temperature dependence of soil respiration. *Funct. Ecol.* 8:315–323.
- LONDO, A.J.; MESSINA, M.G. y SCHOENHOLTZ, S.H. (1999). Forest harvesting effects on soil temperature, moisture, and respiration in a Bottomland hardwood forest. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63:637–644.
- LÓPEZ GUERRERO, I.; FONTENOT, J. y GARCÍA-PENICHE T.B. (2011). Comparaciones entre cuatro métodos de estimación de biomasa en praderas de festuca alta. *Rev. Mex. Cienc. Pecu* 2(2):209-220.
- LUDWIG, J.A. y REYNOLDS, J.F. (1988). *Statistical Ecology: A Primer in Methods and Computing*. John Wiley and Sons Ltd., New York.
- LUSK, C. (1996). Gradient analysis and disturbance history of temperate rain forests of the coast range summit plateau, Valdivia, Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 69:401-411.
- MANSON, B.R. (1974). The life history of silver beech (*Nothofagus menziesii*). *P. N. Z. Ecol. Soc.* 21:27–31.
- MARCHELLI, P. y GALLO, L.A. (1999). Annual and geographic variation in seed traits of Argentinean populations of southern beech *Nothofagus nervosa* (Phil.) Dim. et Mil. *For. Ecol. Manage.* 121:239-250.
- MARK, A.; BAYLIS, G. y DICKINSON, K. (1991). Monitoring the impacts of deer on vegetation condition of Secretary Island, Fjorland National Park, New Zealand: a clear case for deer control and ecological restoration. *J. Royal Soc. N. Z.* 21(1):43-54.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; PERI, P.; VUKASOVIC, R.; VACCARO, S. y PIRIZ CARRILLO, V. (1997). Site index equation for *Nothofagus pumilio* Patagonian forest. *Phyton* 6(1/2):55-60.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; PERI, P.; FERNÁNDEZ, C.; STAFFIERI, G. y RODRÍGUEZ, D. (1999a). 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.; PERI, P.; FERNANDEZ, C. y STAFFIERI, G. (1999b). 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(2):39-46.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; CELLINI, J.M.; PERI, P.; VUKASOVICK, R. y FERNÁNDEZ C. (2000). Timber production of *Nothofagus pumilio* forests by a shelterwood system in Tierra del Fuego (Argentina). *For. Ecol. Manage.* 134(1-3):153-162.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; CELLINI, J.M.; LENCINAS, M.V.; VUKASOVIC, R.; VICENTE, R; BERTOLAMI, F. y GIUNCHI, J. (2001). Modificación del crecimiento y de la calidad de fustes en un raleo fuerte de un rodal en fase de crecimiento óptimo inicial de *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser. *Ecol. Aust.* 11:95-104.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; PERI, P.; FERNÁNDEZ, M.C.; STAFFIERI, G. y LENCINAS, M.V. (2002a). Changes in understory species diversity during the *Nothofagus pumilio* forest management cycle. *J. For. Res.* 7(3):165-174.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; LENCINAS, M.V.; CELLINI, J.M.; DIAZ, B.; PERI, P. y VUKASOVIC, R. (2002b). Herramientas disponibles para la construcción de un modelo de producción para la lenga (*Nothofagus pumilio*) bajo manejo en un gradiente de calidad de sitio. *Bosque* 23(2):69-80.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; CELLINI, J.M.; PERI, P.L. y CAPIEL, I. (2005a) Ecuación estándar de crecimiento diamétrico individual para árboles de *Nothofagus pumilio*. *Rev. Asoc. Forestal Argentina* 59(1):17-24.
- MARTÍNEZ PASTUR, G. y LENCINAS, M.V. (2005b). El manejo forestal en los bosques de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego. *IDIA-XXI* 5 (8):107–110.

- MARTÍNEZ PASTUR, G.; LENCINAS, M.V.; ESCOBAR, J.; QUIROGA, P.; MALMIERCA, L. y LIZARRALDE, M. (2006). Understory succession in *Nothofagus* forests in Tierra del Fuego (Argentina) affected by *Castor Canadensis*. *Appl. Veg. Sci.* 9(1):143-154.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; LENCINAS, M.V.; PERI, P. y ARENA, M. (2007a). Photosynthetic plasticity of *Nothofagus pumilio* seedlings to light intensity and soil moisture. *For. Ecol. Manage.* 243(2):274-282.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; LENCINAS, M.V.; PERI, P.; MORETTO, A.; CELLINI, J.M.; MORMENEO, I. y VUKASOVIC, R. (2007b). Harvesting adaptation to biodiversity conservation in sawmill industry: technology innovation and monitoring program. *J. Technol. Manag. Innov.* 2(3):58-70.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; LENCINAS, M.V.; PERI, P. y CELLINI, J.M. (2008a). Flowering and seeding patterns in unmanaged and managed *Nothofagus pumilio* forests with a silvicultural variable retention system. *Forstarchiv* 79:60-65.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; CELLINI, J.M.; LENCINAS, M.V. y PERI, P. (2008b). Stand growth model using volume increment/basal area ratios. *J. For. Sci.* 54(3):102-108.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; LENCINAS, M.V.; CELLINI, J.M.; PERI, P.L. y SOLER ESTEBAN, R. (2009). Timber management with variable retention in *Nothofagus pumilio* forests of Southern Patagonia. *For. Ecol. Manage.* 258:436–443.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; CELLINI, J.M.; LENCINAS, M.V.; BARRERA, M. y PERI, P.L. (2010). Environmental variables influencing regeneration of *Nothofagus pumilio* in system with combined aggregated and dispersed retention. *For. Ecol. Manage.* 261:178-186.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; PERI, P.; CELLINI, J.M.; LENCINAS, M.V.; BARRERA, M. y IVANCICH, H. (2011a). Canopy structure analysis for estimating forest regeneration dynamics and growth in *Nothofagus pumilio* forests. *Ann. For. Sci.* 68:587-594.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; CELLINI, J.M.; LENCINAS, M.V.; BARRERA, M. y PERI, P.L. (2011b). Environmental variables influencing regeneration of *Nothofagus pumilio* in a system with combined aggregated and dispersed retention. *For. Ecol. Manage.* 261:178-186.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; JORDÁN, C.; SOLER ESTEBAN, R.; LENCINAS, M.V.; IVANCICH, H. y KREPS, G. (2012a). Landscape and microenvironmental conditions influence over regeneration dynamics in old-growth *Nothofagus betuloides* Southern Patagonian forests. *Plant. Biosyst.* 146:201-213.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; PERI, P.L.; CELLINI, J.M.; LENCINAS, M.V.; BARRERA, M.D.; SOLER ESTEBAN, R. y IVANCICH, H. (2012b). Métodos de cosecha forestal que combinan conservación de la biodiversidad y los ciclos naturales del bosque primario con la producción maderera en Tierra del Fuego. *Amb. For.* 7(12):5-14.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; ANDRIEU, E.; IVERSON, L.R. y PERI, P.L. (2012c). Agroforestry landscapes and global change: Landscape ecology tools for management and conservation. *Agrof. Syst.* 85(3):315-318.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; SOLER, R.M.; PULIDO, F. y LENCINAS, M.V. (2013b). Variable retention harvesting influences biotic and abiotic drivers of regeneration in *Nothofagus pumilio* southern southern Patagonian forests. *For. Ecol. Manage.* 289:106-114.
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; SOLER, R.M.; CELLINI, J.M.; LENCINAS, M.V.; PERI, P.L. y NEYLAND, M.G. (2014). Survival and growth of *Nothofagus pumilio* seedlings under several microenvironments after variable retention harvesting in southern Patagonian forests. *Ann. For. Sci.* 71:349-362.
- MATAJI, A.; MOAREFVAND, P.; BABAIE KAFKI, S. y MADANIPOUR KERMANSHAHI M. (2010). Understory vegetation as environmental factors indicator in forest ecosystems. *Int. J. Environ. Sci. Tech.* 7(4):629-638.

- MICHAELS, K. y MCQUILLAN, P. (1995). Impact of commercial forest management on geophilous carabid beetles (*Coleoptera: Carabidae*) in tall, wet *Eucalyptus obliqua* forest in southern Tasmania. *Australian J. Ecol.* 20:316-323.
- MITCHELL, S.J. y BEESE, W.J. (2002). The retention system: reconciling variable retention with the principles of silvicultural systems. *For. Chron.* 78(3):397–403.
- MONKS, A. y KELLY, D. (2006). Testing the resource-matching hypothesis in the mast seeding tree *Nothofagus truncate* (Fagaceae). *Aust. Ecol.* 31:366-375.
- MOORE, D.M. y GOODALL R.N.P. (1974). Further additions to the native vascular flora of Tierra del Fuego. *Bot. Notiser* 127:38-43.
- MOORE, D.M. y GOODALL, R.N.P. (1977). La flora adventicia de Tierra del Fuego. *An. Inst. Pat.* 8:263-274.
- MORETTO, A. y ROMINA A. (2004). Producción, descomposición y mineralización de la hojarasca en bosques primarios e intervenidos de Tierra del Fuego (Argentina). 3er Congreso forestal de Cuba y III Simposio Internacional de Técnicas Agroforestales, septiembre.
- MORETTO, A.; LENCINAS, M.V.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; GALLO, E. y CELLINI, J.M. (2005). Aportes de nutrientes de la vegetación en bosques de *Nothofagus pumilio* primarios e intervenidos en Tierra del Fuego. XXX Jornadas Argentinas de Botánica. Rosario, 6-10 Noviembre.
- MORETTO, A.S. y MARTÍNEZ PASTUR, G. (2014). Litterfall and leaf decomposition in *Nothofagus pumilio* forests along an altitudinal gradient in Tierra del Fuego. *J. For. Sci.* 60(12):500-510.
- NAGAIKE, T.; KAMITANI, T. y NAKASHIZUKA, T. (1999). The effect of shelterwood logging on the diversity of plant species in a beech (*Fagus crenata*) forest in Japan. *For. Ecol. Manag.* 118:161–171.
- NELSON, C.R. y HALPERN, C.B. (2005). Edge-related responses of understory plants to aggregated retention harvest in the Pacific Northwest. *Ecol. Appl.* 15 (1):196-209.
- NEYLAND, M.; HICKEY, J. y READ, S.M. (2012). A synthesis of outcomes from the Warra silvicultural systems trial, Tasmania, Australia: safety, timber production, economics, biodiversity, silviculture and social acceptability. *Aust. For.* 75:147-162.
- NORTH, M.; CHEN, J.; SMITH, G.; KRAKOWIAK, L. y FRANKLIN, J. (1996). Initial response of understory plant diversity and overstory tree diameter growth to a green tree retention harvest. *Northwest Sci.* 70(1):24-35.
- OHLSON, M.; SÖDERSTRÖM, L.; HÖRNBERG, G.; ZACKRISSON, O. y HERMANNSSON, J. (1997). Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forest. *Biol. Conserv.* 81:221-231.
- ØKLAND, R.; RYDGREN, K. y ØKLAND, T. (1999). Single-tree influence on understorey vegetation in a Norwegian boreal spruce forest. *Oikos* 87:488–498.
- ØKLAND, R.H. (2000). Understorey vegetation development in North Finish *Picea* forests after disturbance: re-analysis of Sirén's data. *J. Veg. Sci.* 11:533-546.
- PALMER, M.W.; MCALISTER, S.D.; ARÉVALO, J.R. y DECOSTER, J.K. (2000). Changes in the understory during 14 years following catastrophic windthrow in two Minnesota forests. *J. Veg. Sci.* 11:841-854.
- PALVIAINEN, M.; FINER, L.; KURKA, A.M.; MANNERKOSKI, H.; PIIRAINEN, S. y STARR, M. (2004). Decomposition and nutrient release from logging residues after clear-cutting of mixed boreal forest. *Plant Soil* 263:53–67.
- PÉREZ-BATALLÓN, P.; OURO, G. y MERINO, A. (2001). Initial mineralization of organic matter in a forest plantation soil following different logging residue management techniques. *Ann. For. Sci.* 58:807–818.
- PERI, P.L., MARTÍNEZ PASTUR, G. y LENCINAS, M.V. (2009). Photosynthetic response to different light intensities and water status of two main *Nothofagus* species of southern Patagonian forests, Argentina. *J. For. Sci.* 55(3):101-111.

- PERRY, D.A. (1998). The scientific basis of forestry. *Ann. Rev. Ecol. System.* 29:435-466.
- PETERSON, C.J. (2000). Catastrophic wind damage to North American forests and the potential impact of climate change. *The Sci. Total Env.* 262:287-311.
- PIIRAINEN, S.; FINÉR, L.; MANNERKOSKI, H. y STARR, M. (2002). Effects of forest clear-cutting on the carbon and nitrogen fluxes through podzolic soil horizons. *Plant Soil* 239:301–311.
- PISANO, E. (1997). Los bosques de Patagonia Austral y Tierra del Fuego chilenas. *Anales del Instituto de la Patagonia, Serie Ciencias Naturales* 25: 9-19.
- POORBABAEI, H. y POOR-ROSTAM, A. (2009). The effect of shelterwood silvicultural method on the plant species diversity in a beech (*Fagus orientalis Lipsky*) forest in the north of Iran. *J. For. Sci.* 55:387-394.
- PRESCOTT CE (2002). The influence of the forest canopy on nutrient cycling. *Tree Physiol.* 22:1193-1200.
- PRIOR, K.W. (1959). Wind damage in exotic forests in Canterbury. *N. Z. J. For.* 8:57-68.
- PROMIS, A.; CRUZ, G.; REIF, A. y GÄRTNER, S. (2008). *Nothofagus betuloides* (MIRB.) OERST 1871 (Fagales: Nothofagaceae) forests in southern Patagonia and Tierra del Fuego. *An. Inst. Patagonia* 36:53-68.
- PROMIS, A. y CRUZ, G. (2009). Fotografías Hemisféricas: un método para estimar estructuras del dosel arbóreo e iluminación en el interior del bosque. *Rev. Bosq. Nativ.* 44:12-15.
- PROMIS, A.; CALDENTEY, J. e IBARRA, M. (2010a). Microclima en el interior de un bosque de *Nothofagus pumilio* y el efecto de una corta de regeneración. *Bosque* 31 (2):129-139.
- PROMIS, A.; GÄRTNER, S.; REIF, A. y CRUZ, G. (2010b). Effects of natural small-scale disturbances on understorey light and regeneration patterns in an old-growth *Nothofagus betuloides* forest in Tierra del Fuego, Chile. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 181(3/4):53-64.
- PROMIS, A.; GÄRTNER, S.; REIF, A. y CRUZ, G. (2012a). Effects of canopy gaps on forest floor vascular and non-vascular plant species composition and diversity in an uneven-aged *Nothofagus betuloides* forest in Tierra del Fuego, Chile. *Comm. Ecol.* 13(2):145-154.
- PROMIS, A.; CALDENTEY, J. y CRUZ, G. (2012b). Evaluating the usefulness of hemispherical photographs as a means to estimate photosynthetic photon flux density during a growing season in the understorey of *Nothofagus pumilio* forests. *Plant Biosyst.* 146 (1):237-243.
- PROMIS, A. (2013). Medición y estimación del ambiente lumínico en el interior del bosque. Una revisión. *Rev. Chap., S. Cienc. For. y Amb.* 19(1):139-146.
- PULIDO, F.; DÍAZ, B. y MARTÍNEZ PASTUR, G. (2000). Incidencia del ramoneo del guanaco (*Lama guanicoe*) sobre la regeneración de lenga (*Nothofagus pumilio*) en bosques de Tierra del Fuego, Argentina. *Inv. Agr.: Sist. Rec. For.* 9(2):381-394.
- QUINBY, P.A. (2000). First-year impacts of shelterwood logging on understory vegetation in an old-growth pine stand in central Ontario, Canada. *Environ. Conserv.* 27(3):229-241.
- RAEDAKE, K. (1980). Food habitats of the guanaco (*Lama guanicoe*) of Tierra del Fuego, Chile. *Turrialba* 30:177-181.
- RAEDAKE, K. (1982). Habitat use by guanacos (*Lama guanicoe*) and sheep on common range, Tierra del Fuego, Chile. *Turrialba* 32(3):309-314.
- RAMÍREZ, C.; CORREA, M.; FIGUEROA, H. y SAN MARTÍN, J. (1985). Variación del hábito y hábitat de *Nothofagus antarctica* en el centro sur de Chile. *Bosque* 6(2):55-73.
- READER, R.J. y BRICKER, B.D. (1992). Response of five deciduous forest herbs to partial canopy removal and patch size. *The Ameri. Midl. Natur. J.* 127:149-157.
- REBERTUS, A. y VELEN, T.H. (1993). Structure and tree-fall gap dynamics of oldgrowth *Nothofagus* forests in Tierra del Fuego, Argentina. *J. Veg. Sci.* 4:641-654.
- REBERTUS, A.; KITZBERGER T.; VELEN T. y ROOVERS L. (1997). Blowdown history and landscape patterns in the Andes of Tierra del Fuego, Argentina. *Ecology* 78(3):678-692.

- REINEKE, L. (1933) Perfecting a stand-density index for even-aged forests. *J. Agr. Res.* 16(7):627-638.
- RITCHER, L.L. y FRANGI, J.L. (1992). An ecological basis for *Nothofagus pumilio* Forest management in Tierra del Fuego. *Rev. de la Fac. de Agr. La Plata* 68:35-52.
- ROBERTS, M.R. y GILLIAM, F.S. (1995). Patterns and mechanisms of plant diversity in forested ecosystems: implications for forest management. *Ecol. Appl.* 5(4):969-977.
- ROBERTSON, G.P.; HUSTON, M.A.; EVANS, F.C. y TIEDJE, J.M. (1988). Spatial variability in a successional plant community: patterns of nitrogen mineralization, nitrification, and denitrification. *Ecology* 69:1517–1524.
- ROBISON, S.A., y Mc CARTHY, B.C. (1999). Potential factors affecting the estimation of light availability using hemispherical photography in oak forest understories. *Bull. Torrey Bot. Club.* Nº 126 Pp: 344–349.
- RODRÍGUEZ, S. y RODRÍGUEZ, M. (1990). Propagación de *Nothofagus* chilenos por medio de semillas. *Agrociencia* 6: 123-129.
- ROMANYÀ, J.; FONS, J.; SAURAS-YERA, T.; GUTIÉRREZ, E. y VALLEJO, V.R. (2005). Soil–plant relationships and tree distribution in old growth *Nothofagus betuloides* and *Nothofagus pumilio* forests of Tierra del Fuego. *Geoderma* 124:169-180.
- ROSENFELD, J.M.; NAVARRO CERRILLO, R.M. y GUZMÁN ÁLVAREZ, J.R. (2006). Regeneration of *Nothofagus pumilio* (Poepp. et. Endl.) Krasser forests after five years of seed tree cutting. *J. Environ. Manage.* 78:44–51.
- ROXBURGH, J. R., y NELLY, D. (1995). Uses y limitations of hemispherical photography for estimating forest light environments. *NZ J. Ecol.* 19: 213-217.
- SCHLATTER, R.P. (1995). Ornithology. Informe del Subproyecto 94-14. Estudios de línea base: Proyecto Río Cóndor (Chile). 51 pp.
- SCHULZE, E.D.; MOONEY, H.A.; SALA, O.D.; JOBBAGY, E.; BUCHMANN, N.; BAUER, G.; CANADELL, J.; JACKSON, R.B.; LORETI, J.; OESTERHELD, M. y EHLERINGER, J.R. (1996). Rooting depth, water availability and vegetation cover along an aridity gradient in Patagonia. *Oecologia* 108:503-511.
- SCOTT, R.E. y MITCHELL, S.J. (2005). Empirical modelling of windthrow risk in partially harvested stands using tree, neighbourhood, and stand attributes. *For. Ecol. Manage.* 218:193-209.
- SILVERTOWN, J.W. (1980). The evolutionary ecology of mast seeding in trees. *Biol. J. Linn. Soc.* 14:235-250.
- SKOOVSGAARD, J.P. y VANCLAY, J.K. (2008). Forest site productivity: a review of the evolution of dendrometric concepts for even-aged stands. *Forestry* 81(1):13-31.
- SKRT, M.V.; STAFFIERI, G.; FERRERE, P.; MARTINEZ PASTUR, G. y PERI, P. (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.
- SMALL, C.J. y MCCARTHY, B.C. (2005). Relationship of understory diversity to soil nitrogen, topographic variation, and stand age in an eastern oak forest, USA. *For. Ecol. Manage.* 217(2–3):229-243.
- SMITH, K.J.; KEETON, W.S.; TWERY, M.J. y TOBI, D.R. (2008). Understory plant responses to uneven-aged forestry alternatives in northern hardwood–conifer forests. *Can. J. For. Res.* 38:1303-1318.
- SOLER ESTEBAN, R.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; LENCINAS, M.V. y BORRELLI, L. (2012). Differential forage use between native and domestic herbivores in southern Patagonian *Nothofagus* forests. *Agrofor. Syst.* 85(3):397-409.

- SOLER ESTEBAN, R.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; LENCINAS, M.V. y BORRELLI, L. (2013). Seasonal diet of *Lama guanicoe* (Camelidae: Artiodactyla) in a heterogeneous landscape of South Patagonia. *Bosque* 34(2):129-141.
- SOLER ESTEBAN, R.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; LENCINAS, M.V. y ROSENFELD, M. (2014). Variable retention management influences biomass of *Misodendrum* and *Usnea* in *Nothofagus pumilio* southern Patagonian forests. *N. Z. J. Bot.* 52(2):224-235.
- SOLER ESTEBAN, R.; SCHINDLER, S.; LENCINAS, M.V.; PERI, P.L. y MARTÍNEZ PASTUR, G. (2015). Retention forestry in southern Patagonia: Multiple environmental impacts and their temporal trends. *Intern. Forest. Rev.* 17(2):231-243.
- SPAGARINO, C.; MARTÍNEZ PASTUR, G. y PERI, P. (2001). Changes in *Nothofagus pumilio* forest biodiversity during the forest management cycle: insects. *Biodiv. Conserv.* 10(12):2077-2092.
- STENBURG, P.; LINDER, S.; SMOLANDER, H. y FLOWER-ELLIS, J. (1994). Performance of the LAI-2000 plant canopy analyzer in estimating leaf area index of some Scots pine stands. *Tree Physiol.* 14: 981-995.
- STRIEGL, R.G. y WICKLAND, K.P. (1998). Effects of a clear-cut harvest on soil respiration in a jack pine-lichen woodland. *Can. J. For. Res.* 28:534–539.
- TELFER, E.S. (1972). Understory biomass in five forest types in southwestern Nova Scotia. *Can. J. Bot.* 50:1263-1267.
- TELFER, E. (1995). Moose range under resettlement fire cycles and forest management regimes in the boreal forest of western Canada. *Alces* 31:153-165.
- THOMPSON, I.; W. CURRAN; J. HANCOCK y C. BUTLER (1992). Influence of moose browsing on successional forest growth on black spruce sites in Newfoundland. *For. Ecol. Manage.* 47:29-37.
- THOMAS, S.C.; HALPERN, C.B.; FALK, D.A.; LIGUORI, D.A. y AUSTIN, K.A. (1999). Plant diversity in managed forests: Understory responses to thinning and fertilization. *Ecol. Appl.* 9(3):864-879.
- TORRES, A.D.; CELLINI, J.M.; LENCINAS, M.V.; BARRERA, M.D.; SOLER ESTEBAN, R.; DÍAZ-DELGADO, R. y MARTÍNEZ PASTUR, G. (2015). Seed production and recruitment in primary and harvested *Nothofagus pumilio* forests: Influence of regional climate and years after cuttings. *For. Syst.* 24(1): e-016, 11 pp.
- TREMBLAY, N.O. y LAROCQUE, G.R. (2001). Seasonal dynamics of understory vegetation in four eastern Canadian forest types. *Int. J. Plant. Sci.* 162(2):271–286.
- TUHKANEN, S.; IKUOKKA, I.; HYVONEN, N.; STENROONS, S. y NIEMELA, J. (1989-1990). Tierra del Fuego as a target for biogeographical research in the past and present. *An. Ins. Patagonia* 19(2):107pp.
- VANHA-MAJAMAA, I. y JALONEN, J. (2001). Green tree retention in Fennoscandian forestry. *Scand. J. For. Res. Suppl.* 3:79-90.
- VATASAN, G. (1983). Notes on the regeneration of beech after logging on Mt Giluwe. *Klinkii* 2:65-68.
- VEBLEN T.T. (1989). Tree regeneration responses to gaps along a transandean gradient. *Ecology* 70:541-543.
- VEBLEN, T.T. (1985). Forest development in tree-fall gaps in the temperate rain forests of Chile. *Natl. Geogr. Res.* 1:162-183.
- VEBLEN, T.T. (1979). Structure and dynamics of *Nothofagus* forests near timberline in South-central Chile. *Ecology*, 60(5):937-945.
- VEBLEN, T.T. y ALABACK, P.B. (1996). A comparative review of forest dynamics and disturbance in the temperate rainforests of North and South America. En: *High-latitude rainforests and associated ecosystems of the west coast of the Americas. Climate, hydrology, ecology and conservation. Ecological Studies* 116 (eds R. Lawford, P. Alaback & E. Fuentes), pp. 173–213. Springer, Berlin.

- VEBLEN, T.T.; ASHTON, D.H.; SCHLEGEL, F.M. y VEBLEN, A.T. (1977). Distribution and dominance of species in the understory of a mixed evergreen-deciduous *Nothofagus* forest in south-central Chile. *J. Ecol.* 65(3):815–830.
- VEBLEN, T.T.; VEBLEN, A.T. y SCHLEGEL, F.M. (1979). Understory patterns in mixed evergreen-deciduous *Nothofagus* forests in Chile. *J. Ecol.* 67:809-823.
- VERGARA, P. y SCHLATTER, R. (2006). Aggregate retention in two Tierra del Fuego *Nothofagus* forests: Short-term effect on bird abundance. *For. Ecol. Manage.* 225:213-224.
- 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* regeneration N.Z. *J. Bot.* 8:571-608.
- WARDLE, D.A. (1992). A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. *Biol. Rev.* 67(3):321-358.
- WARNER, J.H. y HARPER, K.T. (1972). Understory characteristics related to site quality for aspen in Utah. *Brigham Young Univ. Sci. Bull.-Biol. S.* 16(2):1-20.
- WIGLEY, T.B. y ROBERTS, T.H. (1997). Landscape-level effects of forest management on faunal diversity in bottomland hardwoods. *For. Ecol. Manage.* 90:141-154.
- YANG, W.; TAN, B.; HUANG, D.; RAUTIAINEN, M.; SHABANOV, N.V.; WANG, Y.; PRIVETTE, J.L.; HUENNRICH, K.F.; FENSHOLT, R.; SANDHOLT, I.; WEISS, M.; AHL, D.E.; GOWER, S.T.; NEMANI, R.R.; KNYAZIKHIN, Y. y MYNENY, R.B. (2006). MODIS leaf area index products: from validation to algorithm improvement. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 44:1885-1898.
- YIRDAW, E. y LEINONEN, K. (2002). Seed germination responses of four afro-montane tree species to red/far-red ratio and temperature. *For. Ecol. Manage.* 168:53–61.
- YOSHIDA, T.; IGA, Y.; OZAWA, M.; NOGUCHI, M. y SHIBATA, H. (2005). Factors influencing early vegetation establishment following soil scarification in a mixed forest in northern Japan. *Can. J. For. Res.* 35:175-188.
- ZAK, D.R.; HOLMES, W.E.; MACDONALD, N.W. y PREGITZER, K.S. (1999). Soil temperature, matric potential, and the kinetics of microbial respiration and nitrogen mineralization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63:575-584.

Trabajos aceptados para su publicación

- ATTIS BELTRÁN, H.; CHAUCHARD, L.M. y MARTÍNEZ PASTUR, G. (2015). Curvas preliminares de índice de sitio para bosques puros y mixtos de *Nothofagus alpina* y *N. obliqua* en la Patagonia Argentina. *Bosque. For. Syst.*
- GAMONDÉS MOYANO, I.; MORGAN, R.K. y MARTÍNEZ PASTUR, G. (2015). Reshaping forest management in Southern Patagonia: A qualitative assessment. *J. Sust. Forest.* DOI: 10.1080/10549811.2015.1043559.
- LENCINAS, M.V.; KREPS, G.; SOLER ESTEBAN, R.; PERI, P.L.; PORTA, A.; RAMÍREZ, M. y MARTÍNEZ PASTUR, G. (2015). *Neochelanops michaelsoni* Simon (1902) as potential bioindicator in managed and unmanaged *Nothofagus* forests of Tierra del Fuego. *J. of Arach.*

Presentaciones en Reuniones Científicas

- BAVA J. y RECHENE, C. (1998) Alternativas para el manejo de lenga (*Nothofagus pumilio* Poepp. et Endl Krasser) en base a la dinámica de su regeneración, en la provincia de Tierra del Fuego, Argentina. Primer Congreso Latinoamericano de IUFRO. Valdivia, Chile, 22 al 28 de noviembre. (CD)
- BRAVO, O.; BUSSO, C.; LENCINAS, M.V. y MARTÍNEZ PASTUR, G. (2002). Caracterización de suelos en bosques de *Nothofagus* y sus ambientes asociados en Tierra del Fuego. XVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Puerto Madryn, Argentina, 16 al 19 de abril. Pp. 110.
- CALDENTEY, J.; SCHMIDT, H.; IBARRA, M. y PROMIS, A. (1998a). Modificaciones microclimáticas causadas por el uso silvícola de bosques de Lenga (*Nothofagus pumilio*), en Magallanes, Chile. Primer Congreso Latinoamericano de IUFRO. Valdivia, Chile, 22 al 28 de noviembre. (CD)
- CALDENTEY, J.; IBARRA, M.; PEÑA, K.; HERNÁNDEZ, J. (1998b). Modificaciones en el aporte y la descomposición de hojarasca por manejo silvícola en bosques naturales de *Nothofagus pumilio*, Magallanes – Chile. Primer Congreso Latinoamericano de IUFRO. Valdivia, Chile, 22 al 28 de noviembre. (CD)
- CALDENTEY, J.; IBARRA, M.; PROMIS, A. y HERNÁNDEZ, P. (2005a). Effects of shelterwood system on photosynthetically active radiation (PAR) and plan regeneration in *Nothofagus pumilio* stands in Chile. XXII IUFRO World Congress 2005. Brisbane, Australia, 8 al 13 de agosto. Int. Forest. Rev. 7(5):46.
- CALDENTEY, J.; IBARRA, M. y PROMIS A. (2005b). Microclimatic variations in a *Nothofagus pumilio* forest caused by shelterwood systems: Results of seven years of observations. XXII IUFRO World Congress 2005. Brisbane, Australia, 8 al 13 de agosto. Int. Forest. Rev. 7(5):46.
- CELLINI, J. M.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; VUKASOVIČ, R.; LENCINAS, M.V.; DÍAZ, B. y WABÖ E. (2003). Hacia un manejo forestal sustentable en los bosques de Patagonia. Área B: Bosques para el Planeta. XII Congreso Forestal Mundial. Québec, Canadá, 21 al 28 de septiembre. Pp. 413. Trabajo 0013.
- FERNANDEZ, C.; MARTINEZ PASTUR, G. y PERI, P. (1997). Uso de la función Weibull para estimar distribuciones diamétricas en bosques disetáneos de *Nothofagus pumilio*. XVIII Reunión de la Asociación Argentina de Ecología. Pág. 46. Buenos Aires, 21-23 Abril.
- LENCINAS, M.V.; MARTINEZ PASTUR, G.; PERI, P. y FERNANDEZ C. (1998). Patrones de espaciamiento en bosques de Lenga de Tierra del Fuego. Primer Congreso Latinoamericano de IUFRO. Valdivia, Chile, 22 al 28 de noviembre. (CD)
- LENCINAS, M.V.; ESCOBAR, J.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; QUIROGA, M.P. y MALMIERCA, L. (2001). Dinámica de la vegetación de bosques de *Nothofagus* en áreas impactadas por *Castor canadensis* en Tierra del Fuego. XXVIII Jornadas Argentinas de Botánica. Santa Rosa, Argentina, 21 al 25 de octubre. Bol. Soc. Arg. Bot. 36, supl. Pp. 94.
- MARTÍNEZ PASTUR, G. y FERNANDEZ, C. (1994). Forest Management: Analysis of SDI's determination for Lenga (*Nothofagus pumilio*) forests. International Symposium on Cold Region Development. Espoo, Finlandia, 13 al 16 de junio. Pp. 233-234.
- MEDINA, S.M.; LENCINAS, M.V.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; VUKASOVIC, R. y RIVERO, P. (2000). Abundancia y biodiversidad de especies de Aves en bosques productivos de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego: Implicancias en el manejo forestal. IX Congreso Iberoamericano de Biodiversidad y Zoología de Vertebrados. Buenos Aires, Argentina, 24 al 27 de abril. Pp. 108-109.
- MORETTO, A.; ANDRIOLI, R. y FERNÁNDEZ, O. (2004). Producción, descomposición y dinámica del nitrógeno y el fósforo en la hojarasca de *Nothofagus pumilio* a lo largo de un gradiente altitudinal en Tierra del Fuego. 2do. Congreso Chileno de Ciencias Forestales. Valdivia, Chile, 3 al 5 de noviembre.
- MORETTO, A. y ANDRIOLI, R. (2004). Producción, descomposición y mineralización de la hojarasca en bosques primarios e intervenidos de Tierra del Fuego (Argentina). III Congreso Forestal de Cuba. La Habana, Cuba, 14 al 16 de septiembre.

- NÓVOA-MUÑOZ, J.C.; PONTEVEDRA-POMBAL, X.; MORETTO, A.; PEÑA, S.; ESCOBAR, J. y GARCÍA RODEJA GAYOSO, E. (2008). Caracterización geoquímica de suelos forestales de lenga en el ecotono de Tierra del Fuego (Argentina). XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de los Funes, Argentina, 13 al 16 de mayo.
- OTERO, L.; CONTRERAS, A. y BARRALES, L. (1998). Shelterwood cut in forest gaps: microclimatic effects. Primer Congreso Latinoamericano de IUFRO. Valdivia, Chile, 22 al 28 de noviembre. (CD)
- ROIG, F.A.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; MOYANO, V.; PINEDO, L. y LENCINAS, M.V. (2002). Cambial activity, phenology and climate in *Nothofagus pumilio* forests of Tierra del Fuego, Argentina. Sixth International Conference on Dendrochronology. Québec, Canadá, 22 al 27 de agosto. Pp. 281.
- SÁNCHEZ ACOSTA, M. (1983) Aprovechamiento e industrialización del bosque en Tierra del Fuego. V Congreso Forestal Argentino. Santa Rosa, La Pampa, Argentina, 17 al 22 de octubre. Tomo II, Pp. 22-28.
- SPENCE, J.; VOLNEY, W.J.A.; SIDDEERS, D.; LUCHKOW, S.; VINGE, T.; OBERLE, F.; GILMORE, D.; BIELECH, J.P.; WEARMOUTH, P.; EDWARDS, J.; BOTHWELL, P.; SHORTHOUSE, D.; WILKINSON, D. y BRAIS, S. (2002). The EMEND experience. SFMN Conference. SFMN Network, Edmonton, Canada, 13 al 15 de noviembre. Pp. 40–44.
- TORO MANRÍQUEZ, M.; MESTRE, L.; LENCINAS, M.V.; SOLER, R.M.; PROMIS, A. y MARTÍNEZ PASTUR, G. (2015). Diversidad vegetal en bosques puros y mixtos de *Nothofagus pumilio* y *N. betuloides* en Tierra del Fuego, Argentina: Influencia del paisaje. V Jornadas - II Congreso Argentino de Ecología de Paisajes. Azul, Argentina, 27 al 29 de mayo. Pp. 279-281.

Libros o capítulos de libros

- ACHINELLI, F.G.; MARTÍNEZ PASTUR, G. y FRANGI, J.L. (2014). Malezas e invasoras de la Argentina: Tomo I, ecología y manejo. Cap. XXIV: Manejo de malezas en bosques nativos y plantaciones forestales: Enfoques y problemas vinculados con el manejo de malezas en la producción forestal de Argentina. (OA Fernández, ES Leguizamón, H Acciaresi, Eds.). Ed. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina. Pp. 705-729.
- ARROYO, M.T.; DONOSO, C.; MURÚA, R.E.; PISANO, E.E.; SCHLATTER, R.P. y SEREY, I.A. (1996). Hacia un Proyecto Forestal Ecológicamente Sustentable. Conceptos, análisis y recomendaciones. Protegiendo la Biodiversidad y los Procesos Ecosistémicos en el Proyecto Río Cóndor-Tierra del Fuego. Santiago de Chile.
- BARNES, B.V.; ZAK, D.R.; DENTON, S.R. y SPURR, S.H. (1998). Forest ecology. John Wiley. New York, USA.
- BAVA, J. (1998). Aportes ecológicos y silviculturales a la transformación de bosques vírgenes de Lenga (*Nothofagus pumilio*) en bosques manejados en el sector argentino de Tierra del Fuego. CIEFAP. Esquel, Argentina. Publicación Técnica n° 29.
- BITTERLICH, W. (1984). The relascope idea. Relative measurements in forestry. Commonwealth Agricultural Bureaux. Londres, Inglaterra. 242 pp.
- BRION, C; GRIGERA, D.; PUNTIERI, J. y RAPOPORT, E. (1988). Plantas exóticas en bosques de *Nothofagus*: Comparaciones preliminares entre el norte de la Patagonia y Tierra del Fuego. Simposio sobre *Nothofagus*. Monografía N° 4 de la Academia Nacional de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Buenos Aires, Argentina.
- BROWN, D. (1968). Methods of Surveying and Measuring Vegetation. Commonwealth Agricultural Bureaux Farnham Royal, Bucks. Inglaterra. Boletín 42.

- BURGOS, P. (1985). Transecta Botánica de la Patagonia Austral. Cap. Clima del extremo sur de Sudamérica. (Boelcke, O.; Moore, M.M. y Roig, F.A., Eds.) CONICET, Buenos Aires, Argentina. Pp. 10-40.
- CALDENTEY, J. y PROMIS, A. (2014). Ecología Forestal. Bases para el Manejo Sustentable y Conservación de los Bosques Nativos de Chile. Cap. Efecto de Corta de Regeneración en el Flujo de la Radiación Fotosintéticamente Activa (PAR) y el Crecimiento de las Plantas de Regeneración. (DONOSO, C.; GONZÁLEZ, M. E. y LARA, A., Eds.) Ediciones Universidad Austral de Chile (UACH), Valdivia, Chile. 123-124 pp.
- CARTER, P.C.S. (1989). Workshop on Wind damage in New Zealand exotic forests. Cap. Wind damage in Kinleith Forest - effects of Cyclone Bernie. (Somerville, A.; Wakelin, S.J. y Whitehouse, L., Eds.). FRI Bulletin 146, Ministry of Forestry, Rotorua, N.Z. Pp. 17-19.
- CELLINI, J.M. (2010). Estructura y regeneración bajo distintas propuestas de manejo de bosques de *Nothofagus pumilio* (Poepp et. Endl) Krasser en Tierra del Fuego, Argentina. Tesis de Doctorado en Biología de UNLP.
- CLEMENT, CH. (2001). The Effects of Land-Use change on the biodiversity of the Highlands Plateau: A Carolina Environmental Program Report. Cap. The ecological importance of understory herbaceous plants. (Banks, C.; Clement, Ch.; Davis, J.; Eberle, L.; Haley, B.; Matthews, J.; Simon, M.; and Walton, J., Eds.) Highlands Biological Station, NC. Pp. 32-42.
- CORREA, M.N. (1969-1998). Flora Patagónica. Colección Científica INTA Tomo 8. Partes II, III, IVb, V, VI y VII. Buenos Aires, Argentina.
- DANIEL, T.W.; HELMS, J.A. y BACKER, F.S. (1982). Principios de silvicultura. Ed. McGraw-Hill, S. A. de C. V. México.
- DIGBY, P.G.N. y KEMPTON, R.A. (1987). Multivariate analysis of ecological communities. Chapman & Hall, London, England. 203 pp.
- DIMITRI, M. (1972). La Región de los Bosques Andino Patagónicos. Sinopsis General. INTA, Buenos Aires, Argentina.
- 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, Santiago de Chile, Chile.
- DONOSO, C. (1993). Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica. Ecología Forestal. Ed. Universitaria. Santiago de Chile, Chile.
- DONOSO, C. (1997). Ecología Forestal. El Bosque y su Medio Ambiente. Edit. Universitaria, Santiago de Chile, Chile.
- DONOSO, C.; PROMIS, A. y COOPMAN, R. (2014). Ecología Forestal. Bases para el Manejo Sustentable y Conservación de los Bosques Nativos de Chile. Cap. El Clima. (DONOSO, C.; GONZÁLEZ, M.E., y LARA, A., Eds.) Ed. Universidad Austral de Chile (UACH), Valdivia, Chile. 25-131 pp.
- FITTER, A.H. y HAY, R.K.M. (1983). Environmental Physiology of Plants. Academic Press, Londres, Inglaterra.
- FRANKLIN, J.; BERG, D.; THORNBURGH, D. y TAPPEINER, J. (1997). Creating a Forestry for the 21st Century. Cap. Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: variable retention harvest systems. (Kohm, K. y Franklin, J. Eds.) Island press, New York, EEUU. Pp. 111–140.
- FRAZER, G.W.; CANHAN, C.D. y LERTZMAN, K.P. (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. Pp 36.

- FREDERIKSEN, P. (1988). Soils of Tierra del Fuego. A Satellite-based Land Survey Approach. *Folia Geographica Danica* 18. C.A. Reitzels Forlag, Copenhagen, Dinamarca.
- GARIB, I.A. (1996). Rendimientos volumétricos en bosque de lenga (*Nothofagus pumilio*) sometidos a cortas de protección. Provincia de Tierra del Fuego, XII Región. Tesis de grado de la Universidad de Chile. Santiago de Chile, Chile.
- GEIGER, R.; ARON, R.H. y TODHUNTER P. (2003). The climate near the ground. 6 ed. Rowman & Littlefield Publishers. Lanham, EEUU.
- GERDING, V.; HUBER, H. y FAESCH, A. (1995). Reconocimiento de suelos. Forestal Trillium Ltda. Proyecto Río Cóndor. Informe del subproyecto 94-02. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.
- GODAGNONE, R. y IRISARRI, J. (1990). Atlas de suelos de la República Argentina. Tomo II. Cap. Mapa de suelos del Territorio Nacional de Tierra del Fuego. (Moscatelli, G., Ed.) SAGyP – INTA - Proyecto PNUD ARG 89/019, Argentina. Pp. 615-64.
- GONZÁLEZ, M.; DONOSO ZEGERS, C.; OVALLE, P. y MARTÍNEZ PASTUR, G. (2006). Las Especies arbóreas de los Bosques Templados de Chile y Argentina: autoecología. Cap. *Nothofagus pumilio* (Poep. et Endl) Krasser - lenga, roble blanco, leñar, roble de Tierra del Fuego - Familia: Fagaceae. (Donoso Zegers, C., Ed.) Cúneo, Valdivia, Chile. Pp. 486–500.
- GONZÁLEZ, M. E.; AMOROSO, M.; LARA, A.; VEBLEN, T. T.; DONOSO, C.; KITZBERGER, T.; MUNDO, I.; HOLZ, A.; CASTELLER, A.; PARITSIS, J.; MUÑOZ, A.; SUÁREZ, M.L. y PROMIS, A. (2014). Ecología Forestal. Bases para el Manejo Sustentable y Conservación de los Bosques Nativos de Chile. Cap. Ecología de disturbios y su influencia en los bosques templados de Chile y Argentina. (Donoso, C.; González, M. E. y Lara, A., Eds.). Ediciones Universidad Austral de Chile (UACH), Valdivia, Chile. Pp. 411-502.
- HOLMES, R.T. (1990). Biogeography and Ecology of Forest Bird Communities. Cap. 10: The structure of a temperate deciduous forest bird community: variability in time and space (Keast, A., Ed.). The Hague: SPB Academic Publishing. Pp. 121-139.
- HUSH, B. (1963). Ecología Forestal. El Bosque y su Medio Ambiente. Cap. Forest mensuration and statistics. (Donoso, C., Ed.) The Ronald Press. Co. New York. Edit. Universitaria, Santiago de Chile.
- HUSTON, M.A. (1994). Biological diversity. The coexistence of species on changing landscapes. Cambridge University Press, Cambridge, New York, USA.
- KENT, M. y COKER, P. (1992). Vegetation description and analysis: a practical approach. CRC Press-Belhaven Press, London, United Kingdom. 363 pp.
- KOHM, K.A. y FRANKLIN, J.E., 1997. Creating a forestry for the 21st century: the science of ecosystem management. Island Press, Chicago, EEUU.
- LEE, R. (1978). Forest microclimatology. New York, USA. Columbia University Press.
- LENCINAS, M.V. (2005). Biodiversidad en el bosque productivo de *Nothofagus pumilio* y sus ambientes asociados en Tierra del Fuego. Tesis de doctorado. UNSur, Bahía Blanca, Argentina.
- LENCINAS, M.V.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; GALLO, E.; MORETTO, A.; BUSSO, C. y PERI, P. (2007). Understanding biodiversity loss: an overview of forest fragmentation in South America. Part III: Landscape ecology for conservation, management and restoration. Cap. Mitigation of biodiversity loss in *Nothofagus pumilio* managed forests of South Patagonia. (Pacha, M.J., Luque, S., Galetto, L., y Iverson, L. Eds.) IALE Land. Res. and Manag. papers, pp. 112–120.
- LENCINAS, M.V.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; GALLO, E. y CELLINI, J.M. (2009b). Enfoques y temáticas en entomología. Cap. Conservación de la diversidad de insectos en bosques subantárticos mediante el

- uso de técnicas de manejo forestal con retención variable. (JC Arrivillaga, M El Souki y B Herrera, Eds.). Sociedad Venezolana de Entomología. Ediciones Astro Data, Caracas, Venezuela. Pp. 44-62.
- LENCINAS, M.V.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; CELLINI, J.M. y BUSSO, C. (2012a). *Frontiers in Biodiversity Studies*. Cap. 7: Improvement in conservation value of insect communities in South Patagonian forests managed with variable retention. (Thangadurai, D.; Busso, C.; Abarca Arenas, L. y Jayabalan, S., Eds.) IK International Publishing House. New Delhi, Bangalore, India. Pp 118-130.
- LENCINAS, M.V.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; ARENA, M. y BUSSO, C. (2012b). *Frontiers in Biodiversity Studies*. Cap. 10: Physiological traits on *Osmorhiza depauperata*, a biodiversity component in the *Nothofagus* forests of Southern Patagonia. Thangadurai, D.; Busso, C.; Abarca Arenas, L. y Jayabalan, S., Eds.) IK International Publishing House. New Delhi, Bangalore, India. Pp. 164-178.
- LIZARRALDE, M.; ESCOBAR, J. y BIANCIOTTO, O. (1989) Libro del PEOAF. Cap. El castor (*Castor canadensis*) en Tierra del Fuego: efectos de alteración ambiental y su aprovechamiento como recurso natural. Ed. Haniss, Museo del Fin del Mundo. Ushuaia, Argentina.
- LUQUE, S.; MARTÍNEZ PASTUR, G.; ECHEVERRÍA, C. y PACHA, M.J. (2010). *Landscape Ecology and Forest Management: Challenges and Solutions in a Changing Globe*. Cap. 15: Overview of biodiversity loss in South America: A landscape perspective for sustainable forest management and conservation in temperate forests. (Li, C.; Laforteza, R. y Chen, J., Eds.) HEP-Springer. Amsterdam, Holanda. Pp. 352-379.
- MANLY, B. (1994). *Multivariate statistical methods. A primer*. Chapman & Hall, eds. Londres. Segunda edición. 225 pp.
- MARTÍNEZ PASTUR, G. (2006). *Biometría y producción forestal para bosques naturales de Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego. Tesis de Doctor en Agronomía. UNSur. Bahía Blanca (Argentina).
- MARTÍNEZ PASTUR, G.; PERI, P.L.; LENCINAS, M.V.; CELLINI, J.M.; BARRERA, M.; SOLER ESTEBAN, R.; IVANCICH, H.; MESTRE, I.; MORETTO, A.S.; ANDERSON, C.H. y PULIDO, F. (2013a). *Silvicultura en bosques nativos: Avances en la investigación en Chile, Argentina y Nueva Zelanda*. Cap. 8: La producción forestal y la conservación de la biodiversidad en los bosques de *Nothofagus* en Tierra del Fuego y Patagonia Sur. (DONOSO, P. y PROMIS, A., Eds.). Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. Pp. 155-179.
- MATVEINEN-HUJU, K. (2007). *Short-term effects of variable retention on epigaeic spiders and carabid beetles in Finland*. Department of Biological and Environment Sciences. P.O. Box 65. University of Helsinki, Finland.
- MCCUNE, B. y MEFFORD, M.J. (1999). *Multivariate analysis of ecological data. Version 4.0*. Gleneden Beach, Oregon, US, MjM software.
- MELLA, J. (1995). *Guanacos. Informe del Subproyecto 94-14. Estudios de línea base: Proyecto Río Cóndor (Chile)*. 54 pp.
- MÉNDEZ, V. (1978). *Reconocimiento geológico preliminar del Territorio Nacional de la Tierra del Fuego (República Argentina)*. Dirección General de Fabricaciones Militares. Subdirección de desarrollo minero. Departamento de Geología y Minería. Buenos Aires (Argentina). 28 pp.
- MOORE, D.M. (1983). *Flora of Tierra del Fuego*. Anthony Nelson, Inglaterra - Missouri Botanical Garden (EEUU). 396 pp.
- MORRIS, L.A.; BUSH, P. y CLARK J. (1993). *Predicting ecosystem risk. Advances in Modern Environmental Toxicology (Volume XX)*. Cap. 10: Ecological impacts and risks associated with forest management. (Cairns, J.; Niederlehner, B. y Orvos, D.) Princeton Scientific Publishing. Pp. 153-213.
- MUELLER-DOMBOIS, D y ELLENBERG, H. (1974). *Aims and Methods of Vegetation Ecology*, John Wiley & Sons. New York (EEUU). 547 pp.

- OLIVER, C.D. y LARSON B.C. (1996). Forest Stand Dynamics. Update edition. John Wiley & Sons., Inc.
- PANIGATTI, J.L. (2010). Argentina 200 años, 200 suelos. Ed. INTA Buenos Aires.
- PEET, R.K. y CHRISTENSEN, N.L. (1988). Diversity and Pattern in Plant Communities. Cap. Changes in species diversity during secondary forest succession on the North Carolina Piedmont. (During, H.J., Werner, M.J.A. y Willems, J.H., Eds.) SPB Academic Publishing, The Hague, Netherlands. Pp. 233–245.
- PERRY, D.A. (1994). Forest Ecosystems. The John Hopkins University Press. Baltimore, Maryland.
- PRODAN, M.; PETERS, R.; COX, F. y REAL, P. (1997). Mensura Forestal. GTZ/IICA. Serie Investigación y Educación en Desarrollo Sostenible. San José (Costa Rica). 586 pp.
- ROIG, F. (1998) Flora Patagónica. Tomo VIII (I). Cap. La Vegetación de la Patagonia. (Correa, M., Ed.) INTA Colección Científica, Buenos Aires, Argentina. Pp. 48-174.
- SANTOS BILONI, J. (1990). Árboles autóctonos Argentinos. Tipográfica Editora Argentina. Buenos Aires, Argentina.
- SCHMIDT, H. y URZÚA, A. (1982). Transformación y manejo de los bosques de Lengua en Magallanes. Ciencias Agrícolas 11. Universidad de Chile. Santiago de Chile, Chile.
- SCHMIDT, H.; CALDENTEY, J.; DONOSO, S. y PEÑA, K. (1996). Informe: Seguimiento forestal y ambiental del uso de los bosques de lengua – XII Región. Universidad de Chile – CONAF. 37 pp.
- SPIES, T.A. (1991). Wildlife and vegetation of unmanaged Douglas-fir forests. Cap. Plant species diversity and occurrence in young, mature, and oldgrowth Douglas-fir stands in western Oregon and Washington. (Ruggiero, L.F.; Aubry, K.B.; Carey, A.B. y Huff, M.H., Eds.). General Technical Report PNW-GTR-285. USDA Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, Portland, Oregon, EEUU. Pp. 111–121.
- TORTORELLI, L. (1956). Maderas y Bosques Argentinos. Ed. ACME, Buenos Aires, Argentina.
- URIARTE, A. (1987). Experiencia silvicultural del bosque nativo de Chile. Cap. 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. (Del Fierro, P., Ed.) Chile.
- URIARTE, A. y GROSSE, H. (1991). Los bosques de Lengua (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser) Una orientación para su uso y manejo. Recopilación bibliográfica. Concepción, Chile.
- VICENTE, C. y LEGAZ GONZÁLEZ, M.E. (1984). Fitofísica Ambiental. Ed. Pirámide. Madrid, España.
- WARDLE, J. A. (1984). The New Zealand beeches: ecology, utilization and management. New Zealand Forest Service, Christchurch, N.Z.
- WEBB, S.L. (1999). Ecosystems of the World 16: Ecosystems of disturbed ground. Cap. Disturbance by wind in temperate-zone forests. (Walker, L.R., Ed.) Elsevier Science B.V., Amsterdam, Holanda. Pp. 187-222.

Materiales obtenidos a través de internet

- ANUARIO ESTADÍSTICO DE LA REPÚBLICA ARGENTINA (2013). Primera Edición. Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC). Ministerio de Economía y Finanzas Públicas. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. 564 pp. http://www.indec.gov.ar/ftp/cuadros/sociedad/anuario_2013.pdf
- BURKART, R.; BÁRBARO, N.O.; SÁNCHEZ, R.O. y GÓMEZ, D.A. (1999). Eco-regiones de la Argentina. Buenos Aires, Administración de Parques Nacionales. <http://www.sib.gov.ar/eco-regiones>

CAPÍTULO 10

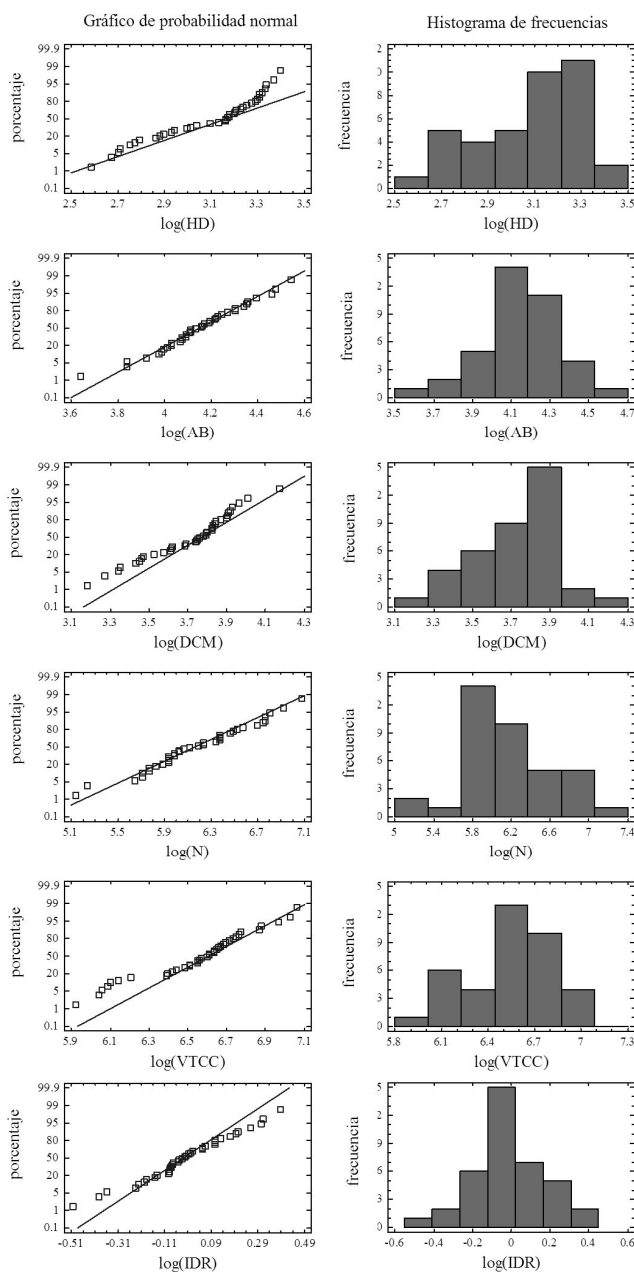
ANEXOS

10. ANEXOS

Anexo 1. Resultados del test de Cochran de las variables de estructura forestal analizadas en los bosques primarios. Ver Tabla 3.2.

Variable	Estadístico de prueba	p
Altura dominante (HD)	0,36	0,3391
Área basal (AB)	0,34	0,4541
Diámetro cuadrático medio (DCM)	0,50	0,0221
Densidad	0,43	0,1008
Volumen total con corteza (VTCC)	0,38	0,2223
Índice de densidad del rodal (IDR)	0,40	0,1726

Anexo 2. Gráficos de probabilidad normal e histogramas de frecuencia de las variables de estructura forestal analizadas en los bosques primarios. Ver Tabla 3.2.



Anexo 3. Resultados del test de Cochran de las variables de estructura forestal analizadas en los bosques aprovechados. Ver Tabla 3.3.

Factor	Variable	Estadístico de prueba	p
Tratamiento	Densidad	0,25	0,9982
	Área basal (AB)	0,45	0,0001
	Volumen de vigas sin corteza (VVSC)	0,41	0,0317
	Volumen total con corteza (VTCC)	0,27	0,9736
Calidad de sitio	Densidad	0,26	0,5670
	Área basal (AB)	0,22	0,9982
	Volumen de vigas sin corteza (VVSC)	0,26	0,6260
	Volumen total con corteza (VTCC)	0,21	0,9997

Anexo 4. Gráficos de probabilidad normal e histogramas de frecuencia de las variables de estructura forestal analizadas en los bosques primarios. Ver Tabla 3.3.

