

LAS BASES ECOLÓGICAS DEL DESARROLLO FORESTAL SUSTENTABLE

PIERRE BELLEFLEUR¹

¹ Ecólogo Forestal
Profesor Titular
Departamento de Ciencias Forestales
Facultad de Forestería y Geomática
Universidad Laval
Quebec, (Quebec) Canadá G1K 7P4
Fono: (418) 656.54.05
Fax: (418) 656.31.77

CONCEPTO GLOBAL DE DESARROLLO SUSTENTABLE

El concepto de desarrollo sustentable es, en primer lugar, un concepto económico, social, y político-administrativo. La definición de desarrollo es la suma de todos los objetivos sociales deseables. Para ser sustentable, el cambio del desarrollo debe ser positivo durante todo el período de tiempo considerado o, por lo menos, generalmente positivo durante un buen período de tiempo. Es decir que el capital de la naturaleza debe ser constante; el cambio en el stock de los recursos naturales y de la calidad del medio ambiente debe ser no-negativo (Pearce et al, 1990). El desarrollo sustentable es una estrategia que conserva todos los recursos naturales y humanos así como los haberes físicos y financieros para aumentar la salud y el bienestar de las poblaciones (Repetto 1986). La ordenación forestal sustentable tiene las mismas propiedades, pero aplicadas específicamente al bioma del bosque. Es decir que el objetivo tradicional de rendimiento sustentable, que aseguraba solo el aprovisionamiento maderero, esta cambiando por la ordenación forestal sustentable, que asegura todos los recursos al nivel del paisaje forestal. Según Kimmins (1993), el desarrollo forestal de cualquier país transcurre en tres etapas: la explotación descontrolada, la explotación con reglas administrativas sin preocupaciones ecológicas, y la forestería social basada en conceptos ecológicos. Ahora debemos hablar de una ultima etapa, la de la ordenación sustentable.

La Conferencia Interministerial de Helsinki propuso la siguiente definición de la ordenación forestal sustentable: "La administración y el uso de los bosques y de las tierras forestales, de una manera y a un ritmo capaces de mantener su biodiversidad, productividad, capacidad de regeneración, vitalidad, potencial para desempeñar, en el presente y en el futuro, las funciones pertinentes de orden ecológico, económico y social, a nivel local, nacional y mundial, sin causar danos a otros ecosistemas". Durante un seminario sobre el tema que tuvo en Montreal en 1993, los expertos de 53 países y 12 organizaciones internacionales propusieron criterios e indicadores sociales, económicos y ecológicos para el desarrollo sustentable de los bosques boreales y de clima templado (Gordon et al, 1993; Schlaepfer et al, 1993). Discutir solo sobre los criterios e indicadores ecológicos.

CRITERIOS E INDICADORES DEL DESARROLLO SUSTENTABLE

Hay siete criterios básicos que evaluar: 1) Biodiversidad; 2) Productividad de los ecosistemas; 3) Conservación del suelo; 4) Conservación del agua; 5) Salud y vitalidad de los ecosistemas; 6) Aporte a los ciclos ecológicos mundiales; y 7) Capacidad de los ecosistemas forestales para desempeñar funciones socioeconómicas.

Cada uno de estos criterios es descrito detalladamente por Schlaepfer et al, (1993). Tales autores presentan también una lista de mas de 50 indicadores que hay que monitorear para asegurarse que los bosques son ordenados de una manera sustentable, teniendo en cuenta la pertinencia, la precisión científica, la capacidad de comparación, la viabilidad de los indicadores y su pertinencia en cuanto a la política aplicada. De todos los criterios e indicadores, ninguno se ha aplicado todavía a escala mundial y los problemas para hacerlo son innumerables. Además, es necesario comprender como funcionan los ecosistemas forestales para poder comprenderlas características de sustentabilidad. Dentro de este contexto, el papel desempeñado por los árboles parece ser solo uno entre muchos, aunque es la presencia de los árboles que define el bosque.

DIFICULTADES DE APLICACION Y DE MEDICION

La ejecución del monitoreo al nivel internacional debe ser integrada. Hay un sistema propuesto, el Sistema Mundial de Observación Terrestre (SMOT), elaborado conjuntamente por el Consejo Internacional de Uniones Científicas, el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP), la Organización Mundial para la Agricultura y la Alimentación (FAO), la Organización Meteorológica Mundial (WMO) y la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO). Sin embargo, este sistema todavía no es funcional dado al problema de la integración de los datos recopilados a diferentes escalas y según diversas normas de acuerdo a los países involucrados.

Algunos de los criterios e indicadores parecen adecuadamente cubiertos tales como la productividad de los bosques respecto al crecimiento maderero, a través de los inventarios nacionales, y los aspectos socioeconómicos, por lo menos, los de corto plazo. Los que no están suficientemente cubiertos son los siguientes: información respecto a la biodiversidad; datos sobre el suelo y el agua en el ámbito forestal; indicadores sobre la salud y la vitalidad que afectan a la totalidad de los ecosistemas forestales, no solo a los árboles; mediciones que deben repetirse en el transcurso del tiempo tales como los patrones de vegetación y los ciclos de nutrientes; la interacción entre las necesidades socioeconómicas y las necesidades ecológicas (respecto a la valoración de las ecológicas). Finalmente, la relación entre los indicadores y el diagnostico de sustentabilidad en la ordenación de los bosques debe ser establecida de una manera operativa.



NECESIDAD DE UN ESTUDIO CIENTIFICO MAS PROFUNDO

Aunque el Seminario de Montreal elaboro criterios, los indicadores son difíciles de establecer y medir. Antes que se lleve a cabo la próxima reunión internacional sobre el tema, la reunión de 1995 de la Comisión del Desarrollo Sustentable de las Naciones Unidas, hay una necesidad evidente de hacer un estudio mas profundo en el cual todos los países de las Naciones Unidas deben colaborar para identificar los indicadores utilizados a nivel nacional y que puedan integrarse a nivel internacional de una manera comparable. Hay que mejorar y normalizar la calidad de los datos (y de las bases de datos) y los métodos de evaluación de los procesos de los ecosistemas; hay que establecer modelos biogeoclimáticos para todo el mundo así como modelos de ecosistemas; hay que operacionalizar internacionalmente la recopilación de los indicadores por teledetección cuando sea posible; y finalmente, hay que establecer sistemas de referencia.

FORMA DE RESPUESTA PARA LA INVESTIGACION: LOS BOSQUES MODELO

La falta de referencias características de una estación forestal que funciona "normalmente" constituye un gran obstáculo para establecer una ordenación forestal sustentable. En este caso, los Bosques Modelo o Parques Nacionales y Reservas Forestales parecen constituir una alternativa muy apropiada para el estudio permanente del funcionamiento de los bosques mundiales y el desarrollo de modelos de simulación y sistemas expertos adecuados. Además, la instrucción de esos modelos y sistemas expertos debería ser integrada a la formación de los ingenieros forestales en todo el mundo. En Canadá, una red de 10 Bosques Modelo ha sido establecida en todo el país, la cual cubre 6 millones de hectáreas dentro de 5 de las regiones ecológicas mas importantes. Además, el gobierno canadiense ofreció un capital de \$US8 millones para la creación de Bosques Modelo internacionales de los cuales 3 están puestos en obra, 2 en México y uno en Rusia. El gobierno de Canadá propone establecer Bosques Modelo en todas las grandes regiones ecológicas del mundo, con tal de que haya instituciones y países asociados que financien conjuntamente el proyecto (Brand & LeClaire 1994).

Los Bosques Modelo canadienses tienen tres objetivos: 1) Acelerar la puesta en práctica de la ordenación forestal sustentable; 2) Aplicar métodos nuevos e innovadores de manejo forestal; y 3) Experimentar y demostrar las practicas forestales sustentables. Los proyectos de Bosques Modelo tienen las siguientes características: 1) El proyecto es manejado por grupos asociados de intereses múltiples; 2) El bosque tiene una superficie operacional; 3) Los diferentes recursos son tratados según un modelo de ordenación integrada; 4) Las practicas forestales son ecológicamente viables; 5) El proyecto hace hincapié en la investigación científica y la

tecnología apropiada; 6) La educación del público, las comunicaciones y la transferencia tecnológica son parte integrante del proyecto. Desde el punto de vista técnico, los Sistemas de Información Geographica (SIG), los modelos de simulación y los sistemas expertos son utilizados como instrumentos de toma de decisión.

FORMA DE RESPUESTA PARA LA ACCION: LAS NUEVAS PRACTICAS FORESTALES

Algunos países, particularmente tropicales, han establecido recientemente una industria basada en el ecoturismo (Wallace 1993, LeLaulu 1994). La mayoría de los parques utilizados con este fin son reservas forestales primitivas tales como el Parque amazónico de Jau (Brasil), de 2 millones de hectáreas, las Galápagos (Ecuador), un Sitio del Patrimonio Mundial, y muchos otros lugares en Costa Rica. Por falta de una organización nacional adecuada y de personal suficiente en los parques, esas regiones siguen deteriorándose seriamente. Constituyen reservas solo sobre el papel, pero en realidad son tributarias de intereses comerciales. Adolecen de estudios adecuados que permitan de normalizar el uso de los parques por el público, establecer inventarios y monitoreo de los recursos y una red de caminos con guías suficientemente formados. Por otra parte, en países donde hay una administración nacional de los parques con muchos recursos técnicos, financieros y humanos, y donde las leyes ambientales son respetadas, los bosques son en un estado de desarrollo sustentable. Por ejemplo, en los Estados Unidos, las actividades de recreación constituyen el mayor ingreso dentro de los bosques públicos.

Kimmins (1993) propone que las prácticas forestales deben apoyarse en bases ecológicas, en las creencias de la "religión verde", la cual hace hincapié en el respeto del medio ambiente, y en el ecologismo, que pretende mantener un equilibrio entre la productividad, la biodiversidad y los recursos biofísicos y humanos. Este autor denuncia los tratamientos de tala rasa con quema de detritos, así como la tala por aclareos sucesivos. El propone mas bien una mezcla de talas rasas y de talas parciales sobre una mezcla de superficies pequeñas y mas grandes para aumentar la diversidad del paisaje en el espacio y en el tiempo.

El problema de la extinción de especies animales en los Estados Unidos suscitó muchas reacciones y nuevas orientaciones en la ordenación forestal (Meadows 1994). La ordenación tradicional, que favorecía solo algunas especies de árboles es cada vez menor empleada a favor de la que hace hincapié en la biodiversidad. La tala rasa provoca muchos danos al fragmentar el bosque, al producir erosión del suelo e inundaciones, además de los danos irreversibles a los hábitats fluviales y lacustres. La tala a cuadros y la tala en fajas aumentan la fragmentación del bosque y el efecto de orilla, lo que cambia el microambiente y aumenta la vulnerabilidad

a perturbaciones por el viento, enfermedades e incendios. No es ya mas el mejor rendimiento por hectárea la primera meta sino mas bien la necesidad de mantener la integridad del ecosistema. Hay que ordenar el bosque, no un grupo de árboles; hay que crear un bosque diversificado en su estructura y en su composición. El empleo de latifoliadas dentro de una estación de coníferas aumenta la diversidad específica y enriquece el suelo; al igual que la introducción de mas especies de coníferas dentro de la estación. La técnica que propone Meadows (1994) es la de "irregularshelterwood method" es decir cortar dentro de círculos de un diámetro de 2 a 5 veces la altura de los árboles, y conservar muchos árboles vivos así como los detritos en el suelo. Este método ha demostrado aumentar la biodiversidad.

Un método cada vez mas utilizado en Canadá, y en otras partes, para convertir los sitios pobres y las tierras eriazas es el esparcimiento en el sitio de las astillas rameales (Lemieux, 1992). Este método ha demostrado vivificar el ciclo húmico y aumentar la productividad. Luego de esto, se puede plantar árboles o hacer campos agrícolas en esas tierras. La conversión de tierras eriazas en plantaciones pluriespecíficas constituye una política muy pertinente en el ámbito del desarrollo sustentable por que aumenta las superficies forestales y permite la producción maderera sin tocar a los bosques naturales.

LA SUSTENTABILIDAD DE LOS BOSQUES

La historia nos enseña que hay selvas y bosques que cubren la superficie de la tierra desde tiempos inmemoriales; las selvas tropicales del Amazonas, las del Congo las de la Isla de Nueva Guinea, por ejemplo; así como los bosques boreales de Canadá y de Rusia. De otro lado, hay evidencia de que desiertos tales como el de Gobi, de Mongolia y del Sahara fueron cubiertos de bosques en tiempos remotos. Anteshabía bosques, vinieron los hombres, los transformaron en sabanas y después en desiertos. Cuando hay poca presencia humana, los bosques siempre subsisten. ¿Porqué son eternos los bosques? ¿Que mas hay en un bosque que no hay en un árbol? Tilman & Downing (1994) han demostrado experimentalmente que la biodiversidad está directamente correlacionada con el nivel de resiliencia. La resiliencia es la capacidad de un sistema a restablecerse después de una perturbación importante. Los ecosistemas de alta biodiversidad se restablecieron después de inundaciones y tornados ocurridos en los Estados Unidos. En cambio los ecosistemas con poca diversidad perdieron el suelo y la posibilidad de rápido regreso al climax.

El ecosistema del bosque tiene muchos niveles de integración, en los cuales se desempeña la pedogénesis, la génesis del biotopo y de funciones ecológicas de la comunidad que aseguran conjuntamente la sustentabilidad del bosque y que asimilan el territorio: hay una

gran resiliencia con tal de que se mantenga la estructura sistémica. En un sistema ecológico, la resiliencia es mas grande cuando la red de relaciones dentro de la comunidad es mas diversificada, es decir cuando aumenta la biodiversidad. La resiliencia también aumenta con la sucesión de las especies en una serie secundaria, es decir cuando el suelo ha sido protegido. Si esta destruido el comportamiento sistémico o la capa del suelo, el bosque tiene que revertirse en una sucesión primaria, la cual puede necesitar dos mil anos antes de poder regresar al climax. La perdida de la integridad sistémica es mas probable que ocurre en las siguientes situaciones: luego de una disminución de la diversidad específica y después de una perdida de energía asociada al suelo. La primera situación esta asociada a cualquier ordenación forestal que favorezca a una sola especie y la segunda a talas de grandes superficies. Se puede calcular, según los datos de Goszet et al, (1978), que las especies pioneras utilizan la energía ya acumulada en el suelo, y esto durante alrededor 20 anos en un bosque templado (Tabla N°1). Después, cuando la cubierta forestal esta cerrada y que la superficie foliar es importante, el excedente de la productividad es acumulado nuevamente en el suelo, en forma de energía almacenada. Consecuentemente, es posible afirmar que los regímenes forestales de períodos cortos siempre están exportando la energía del suelo sin nunca permitir al sistema de renovarla.

Tabla N°1

Distribución de la energía almacenada en un bosque templado.

Energía	Especies pioneras	Climáticas
Follaje	5	2
Troncos y ramas	70	30
Hojas y suelo	25	68
Flujo de energía hacia el suelo	20	75
desde el suelo	80	25

(Gosz et al, 1978)

Las talas rasas realizadas en grandes superficies son muy nefastas para la integridad del ecosistema. Por cierto que el adjetivo "grande" es difícil decantificar por que la probabilidad de perder la integridad del ecosistema varía según la topografía, el tipo forestal, el clima, etc. Una superficie bastante grande sin pendiente en un clima templado regular es mas resiliente que una superficie pequeña sobre una pendiente fuerte en clima de monzón. En general, el nivel de degradación de los eventos que ocurrieron

luego de una tala rasa son proporcionales a la superficie cortada (Tabla N°2).

Tabla N°2

Eventos que siguen una tala rasa en un bosque templado, según la superficie cortada.

Superficie	Eventos
Pequeña	Sucesión secundaria; Regreso rápido a especies de climax.
Mediana	Sucesión secundaria; Introducción de especies pioneras;
Grande	Sucesión secundaria o primera; Pérdida de agua; Erosión del suelo; Pérdida de la biodiversidad; Pérdida de funciones ecológicas; Pérdida de la integridad del ecosistema; Sucesión primaria.

LA SUSTENTABILIDAD DE LAS PLANTACIONES

La aplicación estricta de los criterios de la ordenación forestal sustentable parece, por lo menos, utópica. Pero, el pedido cada vez mas urgente del público de preservar los bosques del mundo y parar la desertificación mundial generara normas y leyes mas rígidas y cortas sobre superficies pequeñas. El uso del bosque natural según esas normas y la practica de una silvicultura ecológica y social producirán mayores costos, particularmente respecto a la baja de los rendimientos madereros. Sin embargo, a largo plazo, el ecosistema va a permanecer.

El costo mas grande de la explotación del bosque natural, la distancia de los centros de transformación, el bajo rendimiento, la dificultad y el costo de esta silvicultura va a favorecer el desarrollo de una forestería de plantaciones, de una lignicultura, con especies genéticamente superiores, de alto rendimiento, protegidas contra plagas mediante técnicas de ingeniería genética. Sin embargo, una plantación monoespecífica no es un ecosistema sino mas bien un grupo de árboles, faltándole muchas de las características para serlo: biodiversidad, diversidad de hábitats y paisajes, heterogeneidad de estructura y de funciones ecológicas. La plantación adolece entonces de la integridad y resiliencia, siendo estas dos características propias al ecosistema. La plantación monoespecífica es muy susceptible a plagas, enfermedades, incendios, derribo por el viento, etc. De otro lado, una plantación pluriespecífica e irregular, de especies coníferas y latifoliadas, aunque tendrá un rendimiento menor, podría adquirir, por su

diversidad de especies, de estructura y de funciones ecológicas, un comportamiento sistémico y una resiliencia que asegurara su permanencia.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Es obvio que ha pasado el tiempo del rozamiento, del cultivo migratorio y de las talas rasas sobre grandes superficies. La ordenación forestal sustentable deberá mantener la estructura de la comunidad, la diversidad de las especies, de las funciones y de la red alimenticia, la sucesión secundaria así como proteger el suelo. Una mezcla de talas rasas pero de pequeñas superficies, de talas de círculos y de talas por fajas podría favorecer la regeneración de las especies de sucesión secundaria y proteger el suelo. Los sitios pobres podrían ser enriquecidos por esparcimiento en el sitio de las astillas rameales. Se recomienda hacer plantaciones pluriespecíficas, especialmente en los alrededores de los bosques existentes y aumentar las superficies forestales mediante plantaciones de especies pioneras entieras eriazas. Se sugiere además establecer reservas de extracción de recursos forestales no madereros y favorecer el ecoturismo mediante la creación de un sistema innovador de parques nacionales y zonas de conservación de la biodiversidad.

BIBLIOGRAFIA

- BRAND, D.G. & A.M. LECLAIRE. 1994. Le programme de forêts modèles: définir l'aménagement durable grâce à la coopération internationale. *Unasylva* 45: 51-58.
- GORDON, J.C., J. BERRY, J. MIDDLEMISS & M. SIMARD. 1993. Jornadas de trabajo sobre criterios e indicadores sociales y económicos para el desarrollo sustentable de los bosques boreales y de clima templado. Coloquio de la CSCE, Montreal, Canadá, sept. 1993. 7 p.
- GOSZ, J.R., R.T. HOLMES, G.E. LIKENS & F.H. BORMANN. 1978. The flow of energy in a forest ecosystem. *Sci. Amer.* 238: 93-102.
- KIMMINS, J.P. 1993. La nature, un guide à l'aménagement forestier: les rôles de l'écologie, de l'écologisme et de la religion verte dans la définition d'une nouvelle philosophie pour la foresterie. Congrès conjoint OIFQ-IFC "Vers la foresterie du 21^e siècle", Montreal 1993, 67-73.
- LELAULU, L. 1994. Un tourisme circonspect - c'est possible. *Notre Planète* 6: 17-18.

- LEMIEUX, G. 1992. L'introduction des bois rameaux fragmentes dans le plan de relance de la vallee de la Matapedia: une proposition à tous. Colloque d'Amqui, Quebec, 7 novembre 1991. Departement des sciences forestieres, Universite Laval et Ministère des forêts, Quebec. 24 p.
- MEADOWS, D.G. 1994. Old growth and new forestry. Concerns for ecosystems spur rethinking of forest management practices. *Tappi Journal* 77: 41-47.
- PEARCE, D., E. BARBIER & A. MARKANDIA. 1990. Sustainable development. Economics and environment in the third world. Edward Elgar, Hants (England). 217 p.
- REPETTO, R.C. 1986. World enough and time: successful strategies for resource management. Yale University Press, New Haven. 147 p.
- SCHLAEPFER, R., J. INNES, R. STEWART & F. LANGEVIN. 1993. Jornadas de trabajo sobre criterios e indicadores ecológicos para el desarrollo sustentable de los bosques boreales y de clima templado. Coloquio de la CSCE, Montreal, Canadá, sept. 1993. 12p.
- TILMAN, D. & J.A. DOWNING. 1994. Biodiversity and stability in grasslands. *Nature* 367: 363-365
- WALLACE, G.N. 1993. Wildlands and ecotourism in Latin America. Investing in protected areas. *J. For.* 91: 37-40.

TEMA N° 2

BIODIVERSIDAD, EFECTOS SOBRE LA FAUNA Y EL SUELO



FRAGMENTACION DEL BOSQUE NATIVO Y LOS CAMBIOS EN LA BIODIVERSIDAD DE MICROMAMIFEROS

ROBERTO MURUA B.¹

¹ Médico Veterinario, M.Sc.
Profesor Titular. Director Ejecutivo
Centro de Gestión y Ciencias Ambientales
Universidad Austral de Chile
Campus Teja s/n
Casilla 567, Valdivia
Fono: 22.13.44
Fax: 22.13.44

INTRODUCCION

El bosque nativo corresponde al tipo higrófilo templado que se extiende en Chile desde los 39°S a los 43°S, es decir incluye la VIII, IX, X y XI Región. Se caracteriza por una gran riqueza de especies arbóreas con un gran número de ellas endémicas derivadas de la flora subantártica. Este bosque sostiene además, una alta, rica y diversa fauna de aves y mamíferos como es el caso de los Rhinocriptidos (Scelorchilus rubecula, chucao, y Pteroptochos tarnii, hued-hued) aves que consumen semillas e insectos del piso del bosque, y antiguas familias de marsupiales Microbiotheridae (Dromiciops australis, monito del monte) y Caelonestidae (Rhyncholestes raphanurus, comadreja trompuda), roedores Cricetidae (Abrothrix sanborni, Irenomys tarsalis).

Las plantaciones de pino (Pinus radiata) han producido fuertes cambios en el paisaje natural en las mencionadas regiones con fragmentación del bosque nativo. La fragmentación de un habitat es su subdivision en varios manchones aislados quedando áreas de él como verdaderas islas rodeadas de una verdadera alfombra continua de otro tipo de habitat, en este caso de plantaciones de monocultivo de pino insigne produciendo lo que se conoce como un "habitat islas" (Harris 1984).

El crecimiento de las plantaciones de pino insigne en Chile ha tenido un desarrollo importante en los últimos 20 años. Se estima que se han plantado en la zona centro sur de Chile alrededor de 1.400.000 ha con una importante concentración del patrimonio en pocas empresas forestales. Esta conífera exótica sustituye a las especies de matorral y del bosque nativo con una dramática caída de especies vegetales y animales vertebrados. Se determinó en la VIII región, 44 especies vegetales en el matorral siempre verde y sólo 3 especies a interior de un rodal de pino. La diversidad específica del matorral alcanzó a 0.830 bits mientras que en el rodal fue de 0.259 bits o sea la diversidad específica fue un 93% inferior en el rodal que en el matorral que crece en quebradas y zonas de camino (Muñoz y Murúa, 1989).

La sustitución de la vegetación nativa sería una causa importante de la pérdida de la biodiversidad faunística, basado en la menor variedad de microhabitats distintos que ofrece el bosque monoespecífico, lo que en definitiva determina una menor heterogeneidad espacial. Esta proposición de limitación en espacio se ve de alguna manera sostenida por el hecho que, se ha encontrado, que aves paseriformes y rapaces responden en forma positiva a la instalación de nidos artificiales instalados en plantaciones de pino (Schlatte y Murúa, 1992). Esto indica que plantaciones de pino homogéneas no presentan posibilidades de nidificación natural y por tanto soportan número más bajo de especies. Al parecer existe una relación directa entre heterogeneidad ambiental y diversidad de especies.

Se postula en el presente trabajo que el grado de aislamiento que afectan a las asambleas de pequeños mamíferos después que se tala el bosque nativo, produce cambios en la composición específica, en la riqueza y diversidad de especies de la fauna

MATERIAL Y METODOS

a) Areas de Estudios

Se consideraron cuatro sitios con diferentes grados de continuidad en el bosque la que se ve alterada por la intensidad de explotación del bosque y el tiempo transcurrido. El primer sitio corresponde a uno establecido en la Picada, faldeo norte del volcán Osorno. El bosque se considera primario por no haber tenido evidente intervención humana y se caracteriza por tener como especie dominante al coihue (Nothofagus dombeyi) con otras tres especies emergentes ulmo (Eucryphia cordifolia) tiaca (Caldcluvia paniculata) y tepa (Laurelia philippiana). Presenta un estrato arbóreo intermedio formado por especies tales como romerillo (Lomatia ferruginea), canelo (Drimys winteri) tinea (Weinmannia trichosperma) y luma (Amomyrthus luma). Presenta un rico y denso estrato arbustivo y herbáceo que incluye chaura, nalca, berberis, Griselinia, plantago. El segundo sitio esta ubicado a 8km al norte de la ciudad de Valdivia en el fundo Santa Rosa. El bosque fue explotado hace unos 40 años encontrando áreas de comunidades arbustivas secundarias como Rhaphitamno-Aristotelietum, matorral de maqui, Rubus-Ulicetum, matorral de espinillo y Acaeno-Agrostidetum, pradera antropogénica de chépica y cadillo. También hay remanentes de vegetación arbórea como olivillo, avellano, canelo, luma, ulmo, arrayán y coigue. El estrato arbustivo esta formado por quila, espino alemán (Ulex europeus), espino blanco (Rhaphitamnus spinosus), zarzamora (Rubus constrictus) chupón, (Greigia sphacelata, retamilla (Teline monspesulanus), murta (Ugni molinae), chocho (Sarothamnus scoparius). Otros dos sitios se eligieron en la zona de Burca, VIII Región, a 15 km de Dichato en un predio con monocultivo de pino que significa un fuerte grado de intervención con destrucción de la vegetación nativa del lugar. Se consideró un caso en rodales menores de 10 años que permitía un denso sotobosque dominado por retamilla, y algunos renovales de especies nativas ubicados en los claros, senderos y caminos interiores como Ugni molinae, mardoño (Escallonia pulverulenta), litre (Lithraea caustica), maqui Aristotelia chilensis, avellano, arrayán y boldo (Peumus boldus) (Burca,2). El otro sitio fue al interior de un rodal de Pinus radiata) (Burca,1).



b) Metodología

b.1) Instalación de Retículos. En todos los sitios elegidos se colectaron animales mediante trampas de caja Sherman, que colecta animales vivos, las que se dispusieron una en cada punto de intersección de un retículo con filas y columnas equidistante cada 10m . El tamaño de los retículos varió entre los sitios; en La Picada fue 10x10 y en los rodales de pino 8x8 trampas. Como el interés es conocer la composición específica y la riqueza de especies, y no la densidad, estas diferencias no influyen en la comparación entre sitios. El período de muestreo se realizó durante 18 meses. En cada punto de captura se estimaron variables vegetacionales las que fueron analizadas con pruebas multivariadas.

b.2) Estimación de Índices. Con los datos de los pequeños mamíferos obtenidos se calcularon los índices de Diversidad de especies, beta diversidad y de similitud para efectos de comparación entre los sitios.

RESULTADOS Y DISCUSION

En la Tabla N°1 se entrega la composición específica de micromamíferos encontrada en los sitios estudiados. Si bien el número de especies presente es similar se observan cambios en la composición específica lo que se estimó por medio del índice de beta diversidad. La beta diversidad se define como el cambio de especies que se observa entre puntos de un transecto o en diferentes habitats . En este caso esta midiendo el grado de diferencia entre los habitats y así mientras menores sean las especies que comparten los sitios, más elevado será el índice. En la Tabla N°2 se presenta una matrix que relaciona los sitios estudiados según la beta diversidad calculada entre ellos. La Picada, que representa el habitat con menos alteración y más continuidad, se separa por los valores de beta diversidad de Santa Rosa que se hace más cercano a las dos situaciones de Pino Burca (2) y Burca (1) con las que comparte más especies del total presente. En este sentido Santa Rosa presenta una situación intermedia pues comparte la presencia de roedores móridos en los sitios con plantaciones de pino que han sustituido el bosque y de un marsupial como el monito de monte con el bosque nativo que mantiene su continuidad y estructura.

Los índices entre los sitios muestran que hay cambios en la composición específica. En efecto, las especies con roles ecológicos más especializados como los arborícolas (Irenomys tarsalis) y los semifosoriales (Geoxius valdivianus) desaparecen de los sitios fragmentados. Un situación diferente se observa con los marsupiales Dromiciops australis y Marmosa elegans que están presentes en los sitios con diferente grado de aislamiento. Es posible que estos marsupiales arborícolas tengan la habilidad para

explotar y dispersarse a través de habitats alterados, en especial por corredores de renovales secundarios como se encontró que ocurre en marsupiales australianos afectados por la fragmentación de sus habitats (Laurance, 1990). Sólo se mantienen en los diferentes sitios las especies de roedores cricétidos generalistas que tienen una amplia distribución en el territorio nacional desde los 39°S a los 48°S apoyados por sus tácticas demográficas más cercanas a las estrategias r. Otro caso de interés lo constituye el octodóntido (*Octodon bridgesi*) que coloniza con éxito los renovales secundarios entre las plantaciones de pinos, al punto que se ha transformado en una plaga forestal en la zona de su distribución geográfica (límite sur el paralelo 39°) produciendo pérdidas por anillamiento de la corteza en ejemplares jóvenes de pino. Vale la pena señalar que esta nueva situación ha producido cambios en el estado de conservación de la especie (Murúa, 1992). La presencia de roedores múridos cosmopolitas está asociado a las proximidades de sectores urbanos y a los campamentos que se establecen para faenas forestales y que no cumplen con las mínimas normas de saneamiento ambiental.

Tabla N°1

	BURCA (1) Pino	BURCA (2) Matorral	STA ROSA	LA PICADA
ORDEN MARSUPIALIA				
<i>Ryncholestes raphanurus</i>	-	-	-	x
<i>Dromiciops australis</i>	-	-	x	x
<i>Marmosa elegans</i>	x	x	-	-
ORDEN RODENTIA				
<i>Octodon bridgesi</i>	x	x	-	-
<i>Abrothrix olivaceus</i>	x	x	x	x
<i>Abrothrix longipilis</i>	x	x	x	x
<i>Akodon sanborni</i>	-	-	-	x
<i>Ausliscomys micropus</i>	-	x	-	x
<i>Oryzomys longicaudatus</i>	x	x	x	x
<i>Phyllotis darwini</i>	-	x	-	-
<i>Geoxius valdivianus</i>	-	-	-	x
<i>Irenomys tarsalis</i>	-	-	-	x
<i>Rattus rattus</i>	x	x	x	-
<i>Mus musculus</i>	-	-	x	-
Número de especies	6	8	6	9
Shanon-Wiener				
Indice de Diversidad	1.46	1.62	0.995	1.77
Evenness	0.81	0.90	0.55	0.80

Riqueza de especies y diversidad en los bosques estudiados.

Tabla N° 2

	LA PICADA	STA. ROSA	BURCA(2)	BURCA (1)
LA PICADA	----			
STA. ROSA	3.60	----		
BURCA (2)	3.89	2.14	----	
BURCA (1)	3.93	1.96	2.00	----

B diversidad calculada en los distintos sitios.

Los índices de diversidad específica se calculan con el número de las especies presentes y la abundancia relativa de individuos en cada una de ellas, para saber cuán igualmente abundante son las especies. Esto último se denomina equitabilidad o evenness que será 1 cuando todas las especies sean igualmente abundantes. No es suficiente con conocer sólo el valor del índice de diversidad de especies sino también el valor de la equitabilidad. Ambos valores se entregan para los distintos sitios en la Tabla N°1.

El índice de diversidad (Shannon-Wiener) calculado para cada sitio no mostró grandes diferencias entre los sitios extremos con pino o bosque nativo que era esperable (Tabla N°1). Esta aparente contradicción se puede explicar por el hecho de que la nueva composición de especies mantiene una proporción adecuada de individuos entre las especies (evenness) sin fuerte dominio de uno o dos especies sobre las restantes. Si bien los valores de diversidad son más bajos en los dos sitios con renovales y bosque de pino comparado con el bosque nativo, la equitabilidad es elevada comparada con Santa Rosa que presenta dos especies dominantes como son Abrothrix olicaceus y Oryzomys longicaudatus que hace disminuir la diversidad.

Existen otros hechos que pueden ayudar a explicar esta elevada equitabilidad e índice de diversidad encontrado en el sitio de pino con renovales (Burca 2). Uno se refiere a la estructura del hábitat en cuanto a las características del estrato arbustivo y herbáceo entre los 50cm y 10cm sobre el suelo. En ambos sitios se observa una estructura arbustiva similar y una gran diversidad en el estrato herbáceo que ofrecen condiciones semejantes en estos niveles, de refugio protección y alimento a los micromamíferos (Figura N°1).

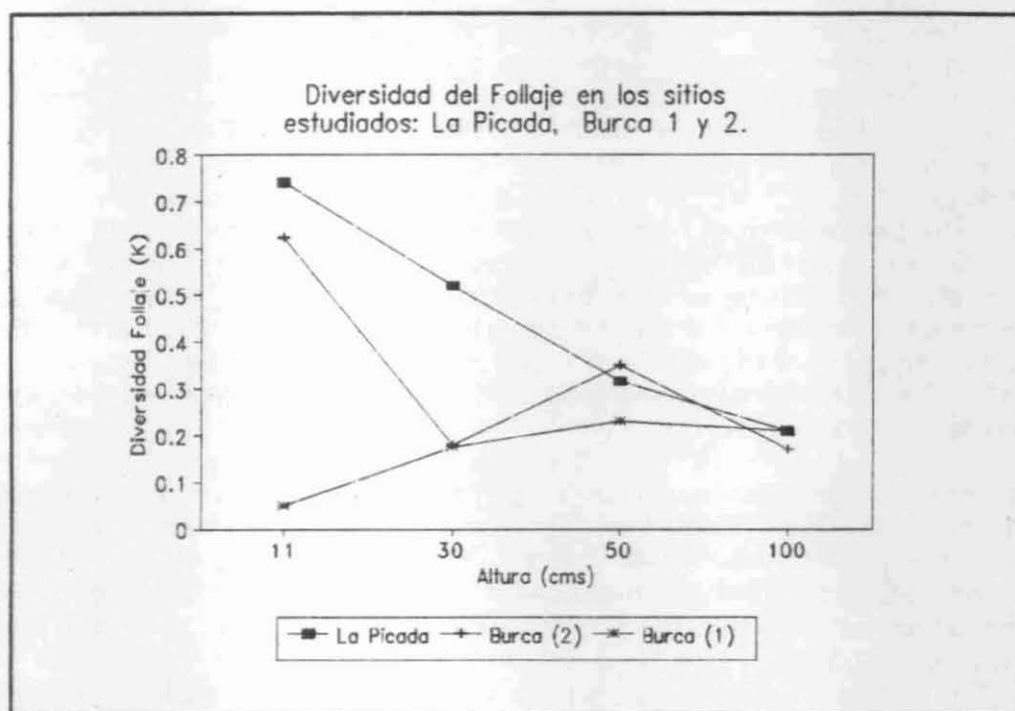


Figura N°1.

Se debe tener presente que hay gran número de especies vegetación nativas en estos renovales, que se encuentran en los caminos y senderos abiertos de plantaciones jóvenes de pino desde los 3 a los 12 años. Un segundo aspecto está relacionado con estos mismos renovales que hacen las veces de corredores, entre el remanente de vegetación nativa que ha quedado en el fondo de las quebradas, y ha servido de refugio a muchas especies de flora y fauna desde la cual vuelven a colonizar cuando las condiciones se hacen favorables. Esta situación no se observa en plantaciones de pino de más edad que es el caso que ocurre en Burca 1 en que el dosel se empieza a cerrar desapareciendo estos renovales (Figura N°1).

Es interesante comprobar la importancia que tienen para los micromamíferos, los corredores de vegetación, que puedan conectar áreas muy separadas unas de otras, permitiendo procesos de migración que de no ocurrir en forma fluida podrían producir la extinción de las especies aisladas. Los marsupiales chilenos y los roedores cricétidos generalistas, son capaces de explotar y dispersarse a través de estos corredores, que de este modo pasan a constituirse en importantes elementos de conservación a considerar, en el franco proceso de fragmentación de los paisajes naturales que se encuentra en progreso en el país. La fragmentación de un continuo paisaje natural es uno de los más importantes factores que contribuyen a la pérdida creciente de la biodiversidad (Rolstad, 1992).

Una situación algo diferente es la que se observa con las aves dado a su gran capacidad de movimiento de un área a otra. La capacidad

de volar le permite sobreponerse a habitats extraños con mayor facilidad que otros organismos. Un mecanismo puede ser cambiar una distribución continua a escala regional por otra a manchones que se establece en las partes menos fragmentada de la región. La persistencia de estas poblaciones locales dependerán de colonizadores que sería individuos que inmigrarían de áreas continuas de bosque que harían las veces de poblaciones continente y surtirían de migrantes estas áreas islas. Sin lugar a dudas la situación más delicada sería para las especies de aves que viven al interior del bosque como son los Rhinocriptidos (chucaco y hued-hued) que serían las primeras especies que estarían vulnerables a la extinción de continuar el actual sistema de explotación de los bosques.

Las restantes especies pueden utilizar y explotar los recursos no sólo del bosque sino también de zonas mas abiertas de matorral y pradera. Además aun existen tanto en la costa como en la precordillera zonas continuas de habitats bosques que estarían proveyendo de nuevos migrantes en estos bosquetes remanentes de bosque nativo que quedan aislados entre las plantaciones de pino. Es así como se explica los resultados en estudios de diversidad de aves en bosquetes nativos y en plantaciones de pino que lo rodean, que mostraron que la diversidad, H' , estimada fué mayor en los primeros (4.459 bits) que en la plantación de pino (3.796 bits) con valores de proporción de individuos en las especies mejor en el bosque (eveness 0.877) que en las plantaciones (eveness 0.851), (Schlatter y Murúa, 1992). También censos acústicos realizados en los mismos dos tipos de habitats ha mostrado diferencias tanto en el número total de especies detectadas (22 spp en pino y 34 en bosque nativo) como en las especies más frecuentes que no supera las 10 en pino y 30 en el bosque nativo. Pero, no es tan solo la riqueza de especies sino que también se ve afectado el número de individuos pues se han contabilizado, un máximo 220 individuos en la plantación de pino, cifra que sube a los 552 ejemplares en el bosque nativo (Schlatter y Murúa, op.cit).

Los antecedentes presentados sobre los efectos que pueden tener las partes y tamaño de los fragmentos de habitats y los corredores de vegetación secundaria sobre la biodiversidad de la fauna indican la necesidad de introducir cambios en el actual manejo forestal. Estos deberían considerar las ideas de los habitats islas, los tamaños y las distancias entre los fragmentos que mejoren las posibilidades de sobrevivencia de las especies de fauna. Se necesitan aun mayores estudios en esta línea de trabajo para garantizar el futuro de estas especies y no afectar significativamente la biodiversidad en estos habitats.

BIBLIOGRAFIA

- HARRIS, LD. 1984. The Fragmented Forest. Island Biogeography Theory and the Preservation of Biotic Diversity. The University Chicago Press, Chicago, 211pp.
- LAURANCE, WF. 1990. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. *Journal of Mammalogy* 71(4): 641-653.
- MUÑOZ, A y MURUA, R. 1989. Efectos de la reforestación con Pinus radiata sobre la diversidad y abundancia de los micromamíferos en un Agroecosistema de Chile Central. *Turrialba* 39(2):143-150.
- MURUA, R. 1992. Estado de conservación de Octodon bridgesi en la zona de la costa de la VII y VIII Región. *Comunicaciones del Museo Regional de Concepción (Chile)* 6: 12-18.
- ROLSTAD, J. 1991. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and the evidence. *Biological Journal of the Linnean Society*. 42: 149-163.
- SCHLATTER, R y MURUA, R. 1992. Monocultivos de pino insignie: cómo conciliar homogeneización de ambientes introducidos con recuperación de biodiversidad. En: Pinus radiata investigación en Chile. Silvicultura, Manejo y Tecnología. B.Olivares, G.Paredes, y M.Meneses (eds). 19-28. Universidad Austral de Chile, Facultad de Cs. Forestales, Valdivia.

BASES PARA LA EVALUACION DEL IMPACTO DE LA SILVICULTURA EN LAS COMUNIDADES DE AVES

CRISTIAN F. ESTADES¹

¹ Ingeniero Forestal
Departamento de Manejo Forestal
Universidad de Chile
Casilla 9206, Santiago

INTRODUCCION

La industria forestal chilena juega un papel de gran relevancia en la economía nacional aportando alrededor de un 10% de las divisas que ingresan anualmente al país (Instituto Forestal, 1992). No obstante esta importancia, que se traduce en más de 1.500.000 ha de plantaciones de especies exóticas y una superficie creciente de bosque nativo sometido a diversos tipos de intervención, el impacto de la actividad forestal sobre la composición, estructura y funcionamiento de las comunidades de fauna, y particularmente de aves, ha sido escasamente evaluado en el país (Estades, 1994).

Por su capacidad de transformación del paisaje natural, la silvicultura es, sin duda, la actividad forestal de mayor impacto directo sobre la calidad del hábitat de las aves. En este sentido, la pérdida de su hábitat original ha sido identificada por Rottmann y López-Calleja (1992), como el principal factor de amenaza para las aves de bosque y matorral del país.

La reciente publicación de la Ley sobre Bases Generales del Medio Ambiente y la futura promulgación de una ley del Bosque Nativo establecerán en el mediano plazo un marco legal para las evaluaciones de impacto ambiental producido por las distintas actividades del sector forestal, y por la silvicultura en particular. Lamentablemente, esta situación no se verá acompañada por un adecuado conocimiento del funcionamiento de las comunidades de aves de ambientes forestales y menos aún de sus respuestas frente a las modificaciones de su hábitat.

Mediante el análisis de experiencias extranjeras y nacionales, el presente documento pretende estructurar un marco teórico en el cual desarrollar el estudio del efecto de la silvicultura y actividades asociadas sobre las comunidades de aves chilenas. En este sentido se proponen líneas de investigación orientadas a la prevención y mitigación de efectos negativos, y a la intensificación de los eventuales efectos positivos del manejo de bosques.

LAS AVES DE AMBIENTES FORESTALES CHILENOS

Para efectos del presente trabajo se entenderá por ambientes forestales, todos aquellos dominados por formaciones arbóreas o arbustivas naturales y que son potencialmente manejables para producción de madera, leña, carbón, agua, forraje, tierra de hojas, etc.

Utilizando como parámetro algún índice de diversidad, se observa que las comunidades de aves de los ambientes forestales chilenos se caracterizan por una biodiversidad relativamente alta al interior de las comunidades (diversidad H'), aunque ésta se debe más a una

distribución equitativa entre especies que a un alto número de éstas (Cody, 1970). Erazo (1984) cita un número de 23 especies para un bosque siempreverde en Valdivia. Jaksic y Feinsinger (1991) citan para tres tipos de bosques siempreverdes un total de 37 especies. Para el caso de una formación de espinal, Erazo y Valenzuela (1985) describen la presencia de un total de 25 especies.

Al contrario que en el caso anterior, la diversidad entre comunidades (diversidad β) es notablemente baja en las aves chilenas, encontrándose comunidades de localización geográfica muy diferente con una alta similitud en su composición (Cody, 1970). Así, se tiene que para todo el país el número total de aves de ambientes forestales es bajo en comparación con áreas de similar superficie en otras regiones templadas del planeta (Cody, 1970; Jaksic y Feinsinger, 1991).

En general las comunidades chilenas están compuestas por una alta proporción de especies frugívoras e insectívoras, siendo menos abundantes los granívoros. En términos taxonómicos, dominan los Passeriformes, y en especial las familias Furnariidae, Rhynocryptidae, Tyraniidae y Fringillidae (Erazo, 1984; Jaksic y Feinsinger, 1991). Las especies migratorias son escasas en estos ambientes, siendo la mayoría sedentarias o realizando movimientos cortos en determinados períodos del año.

EFFECTOS DEL MANEJO DE BOSQUES Y MATORRALES NATURALES

Independientemente del tipo de bosque o formación vegetal y del tipo de intervención aplicada, la silvicultura modifica la estructura y, muchas veces, la composición de la vegetación, y por lo tanto del hábitat de las aves (Crawford y Titterington, 1979)

A la diversidad de formaciones forestales existentes en el país se asocia también una gran variedad de tipos de intervención silvícola a los cuales éstas son sometidas. El siguiente análisis se basa en las siguientes formaciones vegetales: savana o matorral espinoso, bosque esclerófilo, bosque siempreverde y bosque de Nothofagus.

Savana o matorral espinoso. Constituido básicamente por formaciones de Acacia caven o de Prosopis sp, el matorral espinoso es manejado en forma relativamente extensiva con fines dendroenergéticos o silvopastorales. Estos ambientes poseen en general una avifauna bastante diversa pero sobre la cual existen escasos antecedentes sobre su comportamiento frente a las perturbaciones.

La utilización de estas formaciones para producción de leña implica una transformación del perfil vertical de la vegetación a través de podas y raleos. Por otra parte, el manejo silvopastoral de los espinales, orientado a favorecer la pradera herbácea, se basa en el

manejo de la cobertura de los árboles (Olivares, 1990). El efecto de estas intervenciones no ha sido estudiado, aunque es factible esperar cambios, sobretodo en lo que respecta al aumento proporcional de las especies más ligadas a las praderas.

La tabla N°1 muestra las diferencias en composición y densidad absoluta de la comunidad de aves entre un rodal manejado de tamarugo (Prosopis tamarugo) y una situación testigo, en la Reserva Nacional "Pampa del Tamarugal" (Estades, datos no publicados). El manejo realizado se basa en la poda de las ramas inferiores del árbol con el fin de obtener leña y, eventualmente, piezas cortas de madera. El resultado obtenido indica que existe un efecto negativo de este tipo de intervención tanto sobre la densidad de aves como sobre la diversidad de éstas. Por otro lado, en una evaluación de la reproducción de Conirostrum tamarugense en las mismas dos situaciones se comprobó que esta especie no nidificó en el área manejada y sí lo hizo en forma importante (2,64 nidos activos/ha) en el bosque no intervenido (Estades y López-Calleja, datos no publicados).

Tabla N°1

Especie	Densidad (ind/ha)	
	Sin Manejo	Manejado
<u>Conirostrum tamarugense</u>	9,597 (2,585)*	2,742 (2,585)
<u>Zonotrichia capensis</u>	0,685 (0,722)	0,000 (0,000)
<u>Upucerthia dumetaria</u>	0,137 (0,433)	0,000 (0,000)
Total	10,419	2,742

* Desviación estandard entre paréntesis; n=10

Bosque esclerófilo. Estas formaciones han sido sometidas desde hace mucho tiempo a una serie de intervenciones que han generado un importante deterioro y desorden de éstas (Vita, 1989). Lazo et al (1990) describen el efecto negativo de las podas de arbustos, extracción de tierra de hojas, y perturbación humana en general, sobre una comunidad de aves en un matorral esclerófilo.

La complejidad de la situación actual de estas formaciones, junto con la diversidad de alternativas y usos silviculturales aplicables a ellas (leña y carbón, corteza de Quillaja saponaria, hojas de Peumus boldus, tierra de hoja, frutos y miel de Jubaea chilensis,

etc), hacen de la predicción de los efectos de estas actividades sobre las comunidades de aves una tarea bastante difícil por el momento. Incluso, dada la alteración de muchas situaciones sería factible esperar un efecto positivo de las prácticas silvícolas sobre la calidad del hábitat de las aves, sobre todo aquellas que tiendan a levantar el dosel arbóreo y a aumentar la estratificación del follaje.

Bosque siempreverde. Debido a diversos factores que van desde una supuesta complejidad técnica hasta la falta de mercados para muchas especies forestales, el manejo de bosques multiespecíficos y multiestratificados en Chile es casi inexistente. Por otra parte, esta falta de protagonismo económico ha causado el grave deterioro de estas formaciones vegetales, las cuales han terminado en muchos casos sustituidas por plantaciones de especies exóticas (Codeff, 1992).

En un escenario realista, el manejo de estos bosques debería orientarse hacia la concentración de la biomasa en un grupo limitado de especies más rentables y a reducir la estratificación vertical del bosque. Tanto la diversidad de especies vegetales como la diversidad de estratos han sido identificados como algunos de los principales factores en la calidad del hábitat para las aves (MacArthur y MacArthur, 1961; Wiens, 1989; Adams y Morrison, 1993). En este sentido, teóricamente la reducción de alguno de estos parámetros tendría un efecto negativo sobre la diversidad de la comunidad de aves. Sin embargo, existen algunos ejemplos (Morrison, 1992) en los cuales se ha demostrado que, manteniendo la diversidad de especies vegetales, no existirían mayores cambios en la comunidad de aves al reducir el bosque a un solo estrato.

Bosques de Nothofagus. Actualmente, estas formaciones son las que tienen un mayor desarrollo silvícola en el país y todo indica que su integración a la economía forestal nacional sigue una tendencia creciente.

Por su forma de crecimiento y regeneración estos bosques se adaptan a un manejo en masas coetaénas monoestratificadas. En términos generales la práctica silvícola se orienta a la ordenación y acortamiento del desarrollo natural del bosque, conservándose con pocas modificaciones la estructura y composición originales del bosque, y por lo tanto, de comunidad de aves que lo habita.

No obstante lo anterior, la reducción de la proporción de árboles muertos (por supresión o senescencia) derivada del manejo tiende a reducir la oferta de alimento para las especies consumidoras de larvas. Así, el efecto de este tipo de manejo puede ser negativo para aves muy especializadas como algunos carpinteros (Evans y Conner, 1979; Bull y Holthausen, 1993). La mantención de árboles o grupos de árboles maduros en el bosque ha demostrado también ser importante para algunas especies de buhos y lechuzas, sobretodo en lo relativo a sitios de nidificación (Hayward et al, 1993).

El manejo de bosques coetáneos, generalmente, supone una menor frecuencia en las intervenciones que en los bosques multietáneos aunque éstas suelen ser más intensas (Temple et al, 1979), por lo que la calidad del hábitat sufre oscilaciones fuertes durante el transcurso de la rotación.

En cuanto a los sistemas de regeneración, el de cortas de protección, método propuesto para bosques como los de Nothofagus pumilio (Schmidt, 1993) es identificado por Temple et al, (1979) como el más positivo, al aumentar la diversidad del follaje.

EFFECTOS DE LA SILVICULTURA DE PLANTACIONES

Por sus condiciones de manejo y rentabilidad, las plantaciones de especies exóticas (básicamente Pinus radiata y Eucalyptus globulus) constituyen el principal cultivo silvícola en Chile.

La sustitución de la vegetación natural por plantaciones forestales artificiales modifica notablemente la calidad del hábitat para las aves. Esta alteración, expresada por una importante simplificación de la estructura y composición del bosque genera en la mayoría de los casos una reducción de la riqueza de la avifauna (Bull, 1981; Clout, 1984; Estados, 1994; Yorke, 1984). Las causas directas de la disminución de la diversidad de la avifauna serían la reducción de la diversidad de recursos tróficos y un aumento en la variabilidad estacional de la oferta de alimento (Estados, 1994).

Estados (1994) describe la disminución en diversidad de especies en un bosque de pino con respecto al bosque de roble-lingue, en una localidad costera de la VIII Región. El gráfico

Nº1 muestra los cambios en la diversidad (expresada en función del índice H' de Shannon-Weaver: 1.a, y del número de especies: 1.b) producidos al transformar el bosque original en plantaciones o praderas. El autor destaca el hecho de que un 47,6% de las especies de aves observadas en el bosque natural no fueron observadas en el bosque de pino. El índice H' en las plantaciones jóvenes no es

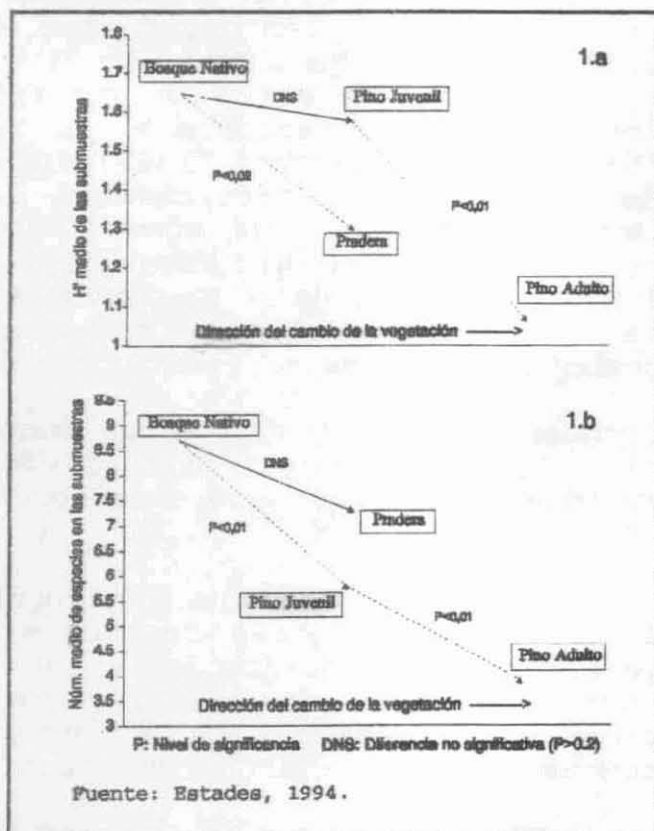


Gráfico N°1.

significativamente menor que en el bosque natural debido a una alta equidad entre las especies, pero sí lo es el número de éstas. El bosque de pino adulto es, bajo ambos aspectos, significativamente menos diverso.

Por otro lado, el efecto de las plantaciones sobre las aves se expresa de forma diferencial entre las distintas especies. Así, en muchos casos la reducción del sotobosque debido al tipo de cobertura o a las labores del manejo, disminuye la presencia de las especies frugívoras, nectarívoras y granívoras, y aumenta la frecuencia de las especies insectívoras (Clout, 1984; Estades, 1994). En el gráfico N°2 se observa la composición de las comunidades de aves analizadas por Estades (1994) en función de los principales gremios tróficos.

Por otra parte, la intensidad y frecuencia de las labores del manejo como podas y raleos implica una, junto con la circulación de maquinarias y personal que esto implica, deben reducir de alguna forma la calidad del bosque como hábitat para las aves.

Además de las labores silvícolas analizadas existen otras prácticas como son el uso del fuego para eliminar desechos, el uso de herbicidas para eliminar malezas durante la plantación o el uso de insecticidas para controlar plagas, que pueden conllevar graves riesgos para las comunidades de aves, sin que esto haya sido documentado en el país.

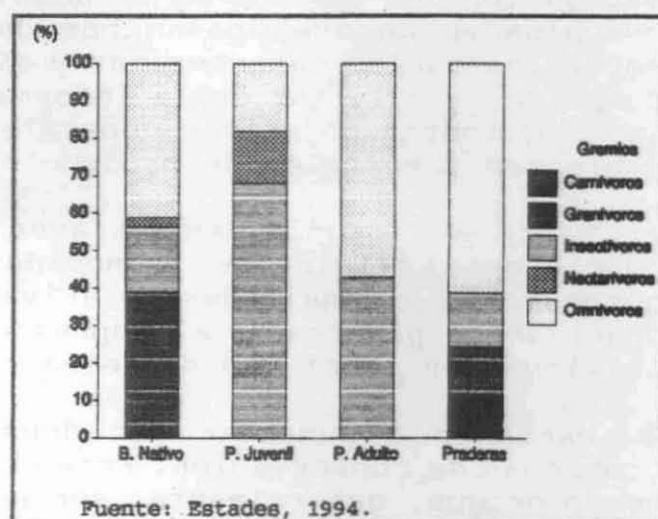


Gráfico N°2

DISCUSION Y PROPOSICIONES

El uso de los bosques implica a todo nivel una alteración de las condiciones naturales de éstos afectando inevitablemente a las comunidades de aves que habitan en ellos. Este efecto se expresa a través de una modificación de las condiciones físicas y biológicas del hábitat representados principalmente por la estructura vertical y horizontal del follaje y por la composición de especies vegetales.

En el entendido de que no es posible llevar a cabo un manejo de tipo extractivo sin modificar en algún grado las características del hábitat, la conservación de las comunidades de aves (definidas como ensambles interrelacionados de distintas especies), sólo

podría llevarse a cabo en zonas no intervenidas, como Parques o Monumentos Naturales.

No obstante lo anterior, los bosques productivos (en particular los naturales) pueden contribuir de forma importante a la conservación de especies o grupos de especies, siendo, en este sentido, complementarios al Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas, ofreciendo áreas de alimentación y descanso para especies migratorias, extendiendo áreas de caza para grandes predadores, o favoreciendo el desarrollo de especies con problemas de conservación.

En el marco anterior, los lineamientos para la evaluación y mitigación de los impactos de la actividad silvícola sobre las comunidades de aves pasan por definir objetivos de conservación sobre los cuales caracterizar y evaluar los eventuales cambios. Al respecto, y a la luz de la información analizada, el autor propone los siguientes objetivos generales de conservación de aves en los ambientes forestales de producción:

1. Mantener comunidades de aves lo más parecido posible a sus condiciones originales (conocidas o estimadas), en términos de composición y densidades relativas y absolutas por especies. Este objetivo se plantea en el supuesto de que la comunidad original es la situación ideal que se desea conservar.
2. Mantener o aumentar las densidades de especies raras o con problemas de conservación. Este objetivo se plantea considerando el hecho de que, generalmente, son estas especies las más sensibles a los cambios producidos en el hábitat (Noon et al, 1979).

El criterio de maximización de la biodiversidad sólo debería utilizarse en casos justificados ya que podría presentar problemas para su aplicación. En efecto, la diversidad de especies no está necesariamente correlacionada con el estado de conservación de las comunidades, existiendo ejemplos en los cuales la situación original (o menos modificada) presenta menor riqueza de especies que las situaciones alteradas (Väisänen y Järvinen, 1977; Welsh y Healy, 1993). Así, un bosque explotado sufre una suerte de regresión sucesional, siendo colonizado por especies de aves adaptadas a las praderas y al matorral, las que en el caso chileno son más abundantes que las estrictamente forestales, resultando entonces un aumento de la diversidad de aves. Por otra parte, las intervenciones irregulares y la fragmentación de los bosques produce un aumento relativo de las formaciones de ecotono con un consiguiente aumento de la diversidad de especies. No obstante esto, las especies de interior de bosque disminuyen o desaparecen.

Una vez establecidos los objetivos de conservación, y como una herramienta básica para la evaluación de los impactos surge la necesidad de contar con una serie de conocimientos básicos acerca del funcionamiento de las comunidades de aves y sus respuestas

frente a las modificaciones de su hábitat. Así, a continuación se propone una serie de líneas de investigación que es necesario abordar.

a) Caracterización básica de las comunidades de aves de bosque y otros ambientes forestales chilenos, en términos de su composición, estructura trófica, relación con la vegetación, y dinámica estacional.

b) Evaluar los efectos de simplificación estructural de la formaciones forestales sobre la diversidad de nichos y oferta trófica para las aves.

c) Analizar el efecto de la forma y tamaño de las unidades intervenidas por la silvicultura, sobre la estabilidad de las comunidades de aves.

d) Estudiar el efecto de la frecuencia y la intensidad de las intervenciones silvícolas sobre la estabilidad de las comunidades de aves.

e) Evaluar los efectos de simplificación en la composición de especies vegetales de la formaciones forestales sobre la diversidad de nichos y oferta trófica para las aves.

f) Evaluar la importancia de la mantención del sotobosque u otras especies no explotables en medio de plantaciones, sobre la composición de la comunidad de aves.

g) Estudiar el efecto de la reducción de la duración de la rotación del bosque sobre la composición y estructura de la comunidad de aves.

h) Analizar los efectos de las distintas alternativas de plantación, podas, raleos y explotación sobre la calidad del hábitat de las aves.

i) Estudiar los efectos directos e indirectos del control de plagas forestales sobre las aves de estos ambientes.

j) Adicionalmente, y aunque no es responsabilidad directa de la silvicultura, es de gran importancia llevar a cabo un programa para evaluar los efectos de la fragmentación de bosques (Saunders *et al*, 1991), sobre la estructura y composición de las comunidades de aves, ya que este factor puede ser un importante modificador de todos los factores anteriores.

La comprensión de estas materias contribuirá en gran medida a compatibilizar el desarrollo de una industria forestal floreciente, con la conservación de las especies y principales comunidades de aves de bosques y matorrales del país.

BIBLIOGRAFIA

- ADAMS, E.M. & M.L. MORRISON. 1993. Effects of forest stand structure and composition on red-breasted nuthatches and brown creepers. *Journal of Wildlife Management* 57(3):616-629.
- BIBBY, C.F., N. ASTON & P.E. BELLAMY. 1989. Effects of broadleaved trees on birds of upland conifer plantations in North Wales. *Biological Conservation* 49:17-29.
- BULL, E.L. & R.S. HOLTHAUSEN. 1993. Habitat use management of pileated woodpeckers in northeastern Oregon. *Journal of Wildlife Management* 57(2):335-345.
- BULL, P. 1981. The consequence for the wildlife of expanding New Zealand forest industry. *New Zealand Journal of Forestry* 26(2):210-231.
- CLOUT, M.N. 1984. Improving exotic forests for native birds. *New Zealand Journal of Forestry* 29(2):193-200.
- CODEFF, 1992. El futuro del bosque nativo chileno: un desafío de hoy. Serie Documentos.
- CODY, M.L. 1970. Chilean bird distribution. *Ecology* 51:455-464.
- CRAWFORD, H.S. & R.W. Titterington. 1979. Effects of silviculture practices on bird communities in upland spruce-fir stands. p. 110-119 en *Management of North Central and Northeastern forests for nongame birds*. eds. DeGraff R.M. y K.E. Evans. U.S. Forest Service. General Technical Report NC-51.
- ERAZO, S.P. 1984. Análisis de censos de avifauna realizados en un rodal boscoso de olivillo, Valdivia, Chile, X Región. *Revista Geográfica de Valparaíso* 15:49-71.
- ERAZO, S.P. Y L. VALENZUELA. 1985. Resultados preliminares de censos de aves en ambientes de estepa de espino (Acacia caven). *Revista Geográfica de Valparaíso* 16:25-30.
- ESTADES, C.F. 1994. Impacto de la sustitución del bosque natural por plantaciones de Pinus radiata sobre una comunidad de aves en la Octava Región de Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 1:8-14.
- EVANS, K.E. & CONNER, R.N. 1979. Snag management. p. 214-225 en *Management of North Central and Northeastern forests for nongame birds*. eds. DeGraff R.M. y K.E. Evans. U.S. Forest Service. General Technical Report NC-51.

- HAYWARD, G.D., P.H. HAYWARD & E.O. Garton. 1993. Ecology of boreal owls in the northern Rocky Mountains, U.S.A. Wildlife Monographs N°124.
- INSTITUTO FORESTAL. 1992. El sector forestal en Chile. Logros y desafíos. INFOR/CORFO. Santiago.
- JAKSIC, F.M. Y P. FEINSINGER. 1991. Bird assemblages in temperate forests of North and South America: a comparison of diversity, dynamics, guild structure, and resource use. Revista Chilena de Historia Natural 64:491-510.
- LAZO, I., J.J. ANABALÓN Y A. SEGURA. 1990. Perturbación humana del matorral y su efecto sobre un ensamble de aves nidificantes de Chile central. Revista Chilena de Historia Natural 63:293-297.
- MACARTHUR, R.H., & J.W. MACARTHUR. 1961. On bird species diversity. Ecology 42:594-598.
- MORRISON M.L. 1992. Bird abundance in forests managed for timber and wildlife resources. Biological Conservation 60: 127-134.
- NOON, B.R., V.P. BINGMAN, & J.P. NOON. 1979. The effects of changes in habitat on northern hardwood bird communities. p. 33-48 en Management of North Central and Northeastern forests for nongame birds. eds. DeGraff R.M. y K.E. Evans. U.S. Forest Service. General Technical Report NC-51.
- OLIVARES, E. 1990. Uso silvopastoral en bosques espinosos. p. 117-125. en Opciones silviculturales de los bosques esclerófilos y espinosos de la zona central de Chile. Universidad de Chile. Departamento de Silvicultura. Apunte Docente N°3.
- ROTTMANN, J. Y M.V. LOPEZ-CALLEJA. 1992. Estrategia nacional de conservación de aves. UNORCH/SAG. Serie Técnica N°1. Dipreren.
- SAUNDERS, D.A., R.J. HOBBS & C.R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. Conservation Biology 5(1):18-32.
- SCHMIDT, H. 1993. Corta de protección en lenga: desarrollo y crecimiento del bosque. p. 56-58 en Avances en Silvicultura. Publicaciones misceláneas forestales N°1. Departamento de Silvicultura. Universidad de Chile.
- TEMPLE, S.A., M.J. MOSSMAN & B. AMBUEL. 1979. The ecology and management of avian communities in mixed hardwood-coniferous forests. p. 132-151 en Management of North Central and Northeastern forests for nongame birds. eds. DeGraff R.M. y K.E. Evans. U.S. Forest Service. General Technical Report NC-51.

- VÄISÄNEN, R.A. & O. JÄRVINEN. 1977. Dynamics of protected bird communities in a finnish archipelago. *Journal of Animal Ecology* 46:891-908.
- VITA, A. 1989. Ecosistemas de bosques y matorrales mediterráneos y sus tratamientos silviculturales en Chile. Documento de trabajo N°21. Conaf-Fao. Proyecto CHI/83/017. Santiago.
- WELSH, C.J.E. & W.M. HEALY. 1993. Effect of even-aged timber management on bird species diversity and composition in northern hardwoods of New Hampshire. *Wildlife Society Bulletin* 21(2):143-154.
- WIENS, J.A. 1989. The ecology of bird communities. V.1. Foundations and patterns. *Cambridge studies in Ecology*. Cambridge University Press.
- YORKE, C.D. 1984. Avian community in two modified Malaysian habitats. *Biological Conservation* 29(4):345-362.

**EFFECTO DEL MANEJO SOBRE LA ESTRUCTURA DEL SUELO
Y LA BIODIVERSIDAD ESPECIFICA VEGETAL¹**

Achim Ellies Sch.²
Carlos Ramírez G.³

¹ Los resultados de este trabajo son parte del proyecto FONDECYT 1940889, y DID de la UACH S-94-4

² Ingeniero Agrónomo
Dr. rer. Hort.
Instituto de Ingeniería Agraria y Suelos
Universidad Austral de Chile
Casilla 567, Valdivia
Fono: (063) 22.14.30
Fax: (063) 22.12.39

³ Profesor de Estado
Dr. rer. Nat.
Instituto de Botánica
Universidad Austral de Chile
Casilla 567, Valdivia
Fono: (063) 22.14.30
Fax: (063) 22.12.39



RESUMEN

En dos suelos Hapludand, uno ubicado en Loncoche con manejos silvícolas y otro ubicado en San José de la Mariquina, con manejos agropecuarios se evaluó las modificaciones de la estructura provocada por los distintos usos y manejos. Se extrajeron muestras inalteradas por estrata de suelos, para determinar la distribución volumétrica de los componentes del suelo.

Con el uso del suelo se produce su consolidación. Ella es mayor bajo un manejo pratense, que bajo uno de tipo silvícola. La máxima consolidación la exhibió un suelo sujeto a rotaciones de cultivos y praderas. Se observa una redistribución en la frecuencia de los poros por tamaño, disminuyendo los gruesos y aumentando los finos. Esto es acentuado en manejos pratenses extensivos y en rotaciones culturales.

Las curvas de consolidación natural bajo bosque nativo son primarias y, con el incremento de la intensidad de uso, se transforman en secundarias.

En comparación con el bosque nativo, en todos los manejos agropecuarios y silvícolas hay una fuerte reducción de la biodiversidad vegetal y del elemento nativo en la flora. En los manejos agropecuarios abundan plantas anuales, que señalan sequía edáfica por compactación.

La similitud florística entre todos los manejos pratenses es alta, no así la del cultivo de pino, que se diferencia marcadamente de ellos y del bosque nativo.

SUMMARY

An evaluation of the management effect on volumetric properties in Hapludand of two soil profiles situated in Loncoche under forest management and in San José de la Mariquina under grassland management were analysed. Undisturbed soil samples were taken for determination of the volumetric soil components.

With the soil use appear a consolidation of the profile. These settlement was greater under a pasture than with a forest management. The effects of soil management were reflected in pore size distribution. The lost of pore volume go with a decrease of large pores and an increase of small pores. This shown with extensive pastures and soil with agriculture management.

A settlement curves of the soil under native forest were primary and with a increase of intensities of soil use these curves changes to secondary.

Soil management that include tillage, seasonal changes of the pore space affect depths layers. Dense vegetation cover reduce seasonal changes on porosity.

INTRODUCCION

Las investigaciones sobre la estructura del suelo son importantes para la producción silvoagropecuaria, debido a que la relación aire-agua-suelo, dependiente de la estructura afecta al crecimiento vegetal. En el pasado, las interrogantes se referían a variaciones del crecimiento que se podían explicar con los elementos nutritivos. Hoy cobra vigencia la conservación y preservación del recurso suelo debido a su creciente destrucción con medidas de manejo que alteran su estructura (Ellies et al, 1993).

La modificación de la estructura por efecto del uso del suelo va aparejada con un aumento en la densidad aparente (Ellies y Gayoso, 1984). Esta consolidación puede ser causada por procesos naturales, como el impacto de la lluvia y la contracción interna del volumen del suelo debido al aumento de la tensión de agua. Pero frecuentemente, la consolidación es de tipo antropogénico, como consecuencia del tráfico, pisoteo y laboreo del suelo excesivo (Ehlers et al, 1986). El grado de esta compactación depende de la cantidad, oportunidad y frecuencia de cargas, a la cual se somete un suelo, las que serán diferentes en los distintos manejos.

La génesis del sistema poroso o de la estructura del suelo se, asocia a un incremento de la porosidad gruesa. Las pedobioturbaciones, redondean las aristas de los terrones, con lo cual se incrementa el tamaño de los poros, formándose poros secundarios que no corresponden a la textura original del suelo. Por lo tanto, el manejo del suelo afecta la porosidad gruesa, responsable del intercambio de aire y del movimiento del agua de percolación. La porosidad media o de agua útil, y la fina es mas constante, y puede no variar demasiado con el manejo (Ellies y Gayoso, 1984).

La flora y la vegetación espontánea de las praderas naturalizadas del Centro-Sur de Chile, reacciona a los cambios estructurales del suelo, modificando por un lado su composición florística y por otro, su espectro biológico (Ramírez et al, 1993). Además, es posible evaluar estos cambios mediante el uso de indicadores ecológicos, que son muy sensibles a los cambios edáficos (Ramírez et al, 1991).

En el presente trabajo se cuantifican los cambios que experimenta la morfología del espacio poroso de dos suelos trumaos (Hapludand) sujetos a manejo silvícola uno y agropecuario, el otro. Los cambios observados se comparan con los cambios experimentados por la vegetación que los coloniza. La investigación se efectuó en suelos

con un historial de uso conocido. Bajo las condiciones húmedo-templadas imperantes en la zona centro-sur de Chile, el mismo suelo bajo bosque nativo, sirve como la situación original. A partir de su estado estructural se pueden determinar los cambios producidos por efecto del tiempo y del tipo de uso. Conocer la magnitud y dirección de estos cambios permite hacer recomendaciones de uso que tienden a mantener y conservar su productividad.

MATERIAL Y METODOS

Las investigaciones se llevaron a cabo en dos suelos "Typic Hapludand" (Series Malihue y Pelchuquín) (Besoain, 1985), el primero ubicado en Loncoche (provincia de Cautín), y el segundo en San José de la Mariquina (provincia Valdivia), sometidos a usos forestal y agropecuario, respectivamente. El bosque nativo, parcialmente caducifolio, de Roble-Laurel-Lingue (Nothofago-Perseetum linguae) constituye la situación original a comparar con los sitios sometidos a distintos usos.

En el suelo de Loncoche, sujeto a una explotación silvícola, se eligieron tres lugares con distinto manejo: El primero, que sirvió de base de referencia, bajo un bosque nativo secundario. Los otros dos sitios corresponden a un suelo bajo Pino Insigne (Pinus radiata) en segunda forestación y el último, a un sitio bajo pradera de un manejo muy extensivo. Los sitios estaban, próximos entre sí (menos de 250 m de separación entre ellos, esparcidos en un área inferior a 8 há).

El suelo de San José de la Mariquina está sujeto a un manejo agropecuario. En él también se seleccionaron tres lugares con distintos usos: Un sitio bajo bosque nativo, que sirvió de patrón de referencia, y los otros dos corresponden a una pradera utilizada en lechería con un manejo muy intensivo y otro sitio utilizado en rotaciones culturales y pratenses por un tiempo muy prolongado. Todos los sitios estaban próximos entre sí, con menos de 400 m de separación entre, esparcidos en un área menor a 40 há. En el Cuadro N°1, se detalla el sistema de incorporación y el tipo de uso de cada sitio.

Se extrajeron muestras no alteradas de suelo con cilindros metálicos de 370 cm³, por estratas de 10 cm de grosor, hasta una profundidad de 75 cm. Las muestras inalteradas fueron saturadas durante 15 días, y llevados posteriormente, a un equilibrio de tensión de agua de 6, 33 y 1.500 kPa (Richards, 1949) para determinar el espacio poroso total y la frecuencia en la distribución de los poros por tamaño. Estas tensiones permitieron separar grupos de poros: El primero con un diámetro >50 µm (poros de drenaje rápido), el otro con diámetros entre 50 y 10 µm (poros de drenaje lento), un tercero con un diámetro entre 10 y 0,2 µm

(poros de agua útil) y por último, poros menores a $0.2 \mu\text{m}$ de diámetro (poros inútiles).

El equilibrio para todas las muestras, se logró después de 20 días, con tensiones mátricas de 6 a 33 kPa y en 5 días, para la tensión de 1.500 kPa. Posteriormente, mediante secado se determinaron gravimétricamente los contenidos de humedad. La densidad aparente se determinó con el método volumétrico y la real con el picnómetro al vacío (Hartge y Horn, 1991). Con la relación profundidad/presión de la columna de suelo, se calcularon las curvas de preconsolidación natural (Ellies et al, 1993).

La flora y la vegetación se estudiaron a partir de tablas confeccionadas con censos de vegetación, levantados en los distintos manejos, con la metodología fitosociológica de la Escuela Zürich-Montpellier (Kreeb, 1983). Se analizó el origen fitogeográfico de la flora y la composición del espectro biológico, determinando las formas de vida de acuerdo a Mueller- Dombois y Ellenberg (1974). La tabla final (Cuadro N°2), con la vegetación de todos los manejos, fue sometida a análisis estadísticos multivariados de clasificación y ordenación, usando la similitud florística como medida de comparación (Digby y Kempton, 1987). Las matrices de similitud y de disimilitud (Cuadro N°3) usadas para confeccionar la constelación de manejos de acuerdo a Agnew (1961), se calcularon con el coeficiente de comunidad de Ellenberg (1956).

RESULTADOS Y DISCUSION

La disminución del grosor del suelo bajo manejo silvícola de Loncoche y agrícola, con un manejo agropecuario en San José se representa en el Gráfico 1. La pérdida de grosor del suelo en ambos casos tiene como base de referencia al suelo bajo bosque nativo. El asentamiento que ocurre una vez eliminado el dosel arbóreo, es de 100,9 mm en la pradera y de 122,7 mm, en el bosque de pino de segunda rotación para un grosor base original de 750 mm de este mismo suelo bajo bosque nativo. La pérdida de grosor del suelo con un manejo agropecuario es mucho mayor, en la pradera de lechería donde alcanzó a 253 mm y un poco mayor (271 mm) en el sitio bajo rotaciones culturales. El pisoteo y el tránsito de maquinarias frecuente, repercuten más en el asentamiento de este suelo, que las escasas faenas forestales realizadas en el otro. Por lo tanto, el asentamiento es el resultado de la frecuencia y magnitud de las cargas a las cuales fue sometido el suelo. Esto explica el mayor asentamiento del suelo sujeto a rotaciones culturales. El alto asentamiento del suelo en la pradera de lechería, muestra el efecto que tiene la frecuencia de un mismo tipo de carga, en este caso animal. A partir de estos antecedentes se desprende que el asentamiento depende más del tiempo y la frecuencia del pisoteo, que de cargas esporádicas altas como ocurre con un manejo forestal. En este último caso las

pedobioturbaciones frenan una pérdida volumétrica del suelo. El asentamiento con un manejo forestal depende del tipo de faenas empleadas en la habilitación, la siembra, la tala y el arrastre de trozas. Un posterior desarrollo radicular frena este asentamiento (Helal, 1991), incluso, por efecto de las bioturbaciones se puede favorecer una recuperación volumétrica del suelo, como lo comprobaron Ramírez et al (1985) en matorrales monoespecíficos de Ulex europaeus.

La contracción o pérdida de volumen del suelo depende también de la intensidad del secado, en época estivales, la que es mayor en los estratos superficiales del suelo bajo manejo pratense, que bajo bosque. La mayor soltura del suelo, que se traduce en un mayor volumen, se presenta en aquellos sitios que conservan la humedad, como sucede en el suelo bajo bosque nativo.

La pérdida de volumen de suelo implica una reducción del espacio poroso. El suelo bajo bosque nativo en el sitio bajo explotación silvícola, presenta un mayor volumen de poros, que aquellos bajo pino en segunda forestación y pradera (Gráfico 2). Cambios significativos en el volumen poroso, se observan especialmente en el suelo superficial. En el Gráfico 3 se presentan los perfiles volumétricos correspondientes a los suelos de San José, bajo bosque nativo, bajo la pradera de lechería con manejo intensivo y bajo rotaciones culturales.

Un asentamiento implica una disminución del espacio poroso. Los perfiles bajo bosque nativo presentan el mayor espacio poroso total con un dominio de los poros secundarios ($> 0,2 \mu\text{m}$), y en especial de los muy gruesos ($> 50 \mu\text{m}$). En el sitio bajo pino en segunda rotación, los cambios cualitativos de la porosidad son menos drásticos que en el mismo suelo con una pradera degradada. La porosidad secundaria cambia a otra ligeramente más fina, al aumentar los poros de drenaje lento y agua útil a expensas de los de drenaje rápido. Con un manejo pratense extensivo, la porosidad gruesa superficial se transforma a otra inútil.

En el suelo de San José bajo manejo agropecuario, el pastoreo intensivo también reduce la porosidad gruesa y aumenta la de agua útil. En el sitio bajo rotaciones culturales, se observa, en superficie, sólo una ligera reducción de la porosidad gruesa. El laboreo frecuente ha restituido esta porosidad y por ello, sólo se reduce considerablemente, en profundidad.

Las modificaciones cualitativas del espacio poroso que experimenta el suelo con el uso, son más importantes que los cambios cuantitativos. La frecuencia en la distribución por tamaño de los poros, se modifica con el uso, reduciéndose la porosidad gruesa, la cual es compensada con un aumento de las porosidades media y fina. El cambio de la macroporosidad con cualquier sistema de manejo debe considerarse como una pérdida en la calidad de sitio. La oclusión de los poros grandes y medianos equivale a un

incremento en la capacidad de almacenamiento de agua útil, pero a expensas de una menor aireación e infiltración del agua. A partir de los antecedentes de los dos sitios se observa que, los manejos intensivos conservan mas el sistema poroso que aquellos con una manejo extensivo o también sobreutilizados.

El Gráfico 4 representa en términos comparativos y acumulativos los cambios del sistema poroso en los suelos sujetos a un manejo forestal para un perfil original del suelo de 75 cm. Como patrón de referencia se mantiene constante el volumen de los sólidos minerales del suelo correspondiente al sitio bajo bosque nativo. Las mayores alteraciones provocadas con el uso se producen en la porosidad gruesa o secundaria. En esta fracción de poros se observan precisamente, los mayores cambios absolutos y relativos. La porosidad fina se desarrolla en forma contraria a los cambios que experimenta la gruesa. Sin embargo, en términos relativos, los cambios que experimenta esta última fracción de poros, son menores debido a que constituye la fracción porosa mayoritaria en el suelo.

En el Gráfico 4 se representan los cambios relativos de las fracciones porosas del suelo sujeto a un manejo agropecuario. A partir de esta serie de perfiles volumétricos se infiere que las modificaciones cualitativas del espacio poroso como consecuencia del tipo de uso, son más importantes que los cambios cuantitativos. La frecuencia en la distribución por tamaño de los poros, se modifica con el tiempo y tipo de uso.

En todos los perfiles se observa que el contenido volumétrico de la materia orgánica se mantiene relativamente constante en las distintas alternativas de manejo. En términos gravimétricos, en cambio, las diferencias en los contenidos de carbono son contrastante entre los sitios con distinto manejo. Las alteraciones que experimenta la estructura del suelo no son sólo el resultado del efecto de una acción mecánica de pisoteo y tráfico, sino también de los cambios cualitativos que experimenta la materia orgánica.

Las curvas de consolidación natural también reflejan el efecto del manejo del suelo. El aumento del peso y/o presión de una columna de suelo, es producto de un asentamiento provocado por el tráfico de maquinarias y pisoteo animal. En los sitios bajo bosque nativo, que históricamente han tenido la menor intervención, muestran una recta semejante a una curva de consolidación primaria (Gráfico 5). En la segunda rotación con Pinus radiata y en la pradera, estas líneas tienden a exhibir una menor pendiente, mostrando características de una curva secundaria. Con un manejo pratense extensivo esta curva presenta la menor pendiente. La consolidación bajo manejo pratense es mayor que en el suelo del cultivo forestal. Se deduce con ello que el asentamiento de un suelo solicitado fuertemente pero con escasa frecuencia, es menor que otro tratado con bajas cargas, pero frecuentemente. Por otro

lado, bajo un sistema silvícola existe la posibilidad de una recuperación volumétrica del suelo mediante pedobioturbaciones producto del arraigamiento en profundidad.

En el sitio de uso agropecuario y con un manejo pratense intensivo, el asentamiento es menor que bajo rotaciones culturales (Gráfico 5). La consolidación depende en este caso de un mayor grado de la magnitud de la carga histórica a la cual ha sido sometido el suelo y en menor grado, a la frecuencia de múltiples cargas bajas. En el sitio bajo pradera de lechería existe también una recuperación volumétrica, debido a una actividad biológica del edafón, mas intensa que bajo rotaciones culturales.

Los dos bosques nativos usados como patrón de comparación corresponden a la asociación vegetal Nothofago-Perseetum lingueae (Oberdorfer, 1960), que fuera analizada en detalle por San Martín et al (1991). Esta asociación boscosa parcialmente caducifolia, puede incluirse dentro de la formación Bosque Caducifolio templado, propia de las cordilleras de Chile Central y de la depresión intermedia en la región Valdivia (Schmithüsen, 1956). El rodal de Loncoche sólo presentó 25 especies; mientras que en el de San José llegó a 61 especies. Esta diferencia está dada por el tamaño del rodal, que en el primer caso sólo permitió levantar 4 censos y en el segundo, 10. Aunque la presencia de la Quila (Chusquea quila) en el primer rodal indica apertura del dosel, la ausencia de malezas introducidas, confirma su estado relativamente prístino. El rodal de San José en cambio, Presenta gran cantidad de malezas alóctonas, lo que indica una mayor intervención del ganado doméstico, que junto con abrir el sotobosque, ayuda a la diseminación de las plantas (Gráfico 6).

Al comparar el bosque nativo con todos los manejos (silvícolas y agropecuarios) hay una drástica reducción de la biodiversidad vegetal específica. Esta reducción es mayor en el bosque de pino, que en la pradera de lechería. En la pradera en rotación del manejo agropecuario, la reducción del número de especies fue menor. Por último, conviene destacar que, aunque la biodiversidad se reduce en los manejos pratenses y silvícolas, en comparación con el bosque nativo, al convivir rodales de esta formación original con las comunidades pratenses secundarias, aumenta la diversidad paisajística y florística de toda la región (Ramírez et al, 1992).

La presencia de especies nativas se reduce en los diferentes manejos, pero este efecto es menor en el bosque de pino de segunda generación, donde se encontraron 6 de ellas creciendo en el sotobosque. Entre ellas destaca el Maqui (Aristotelia chilensis) con alta cobertura.

En el espectro biológico de los bosques nativos dominan fanerófitos y hemicriptófitos (Gráfico 7). En el manejo silvícola prácticamente sólo quedan fanerófitos; mientras que en la pradera de lechería, se produce un fuerte incremento de hemicriptófitos y terófitos. Estos

últimos señalan compactación del suelo. Estas plantas anuales también son importantes en la pradera con rotaciones culturales, demostrando una mayor degradación física del suelo. Entre ellas destacan, Stellaria media (Quilloi- Quilloi), Poa annua (Pasto piojillo) y Trifolium dubium (Trébol enano).

El análisis de conglomerados indica como era de esperar, la mayor similitud florística para los bosques de Roble-Laurel-Lingue (Gráfico 8). Con menor similitud se unen todos los manejos pratenses. De estos últimos, los más afines son las dos praderas degradadas, hecho que fue comprobado por Ramírez et al (1991), en los suelos de ñadi del Centro-Sur de Chile. El cultivo de pino forma un sólo conglomerado totalmente aislado del resto. Este resultado está dado por la presencia de la planta cultivada y también por la gran abundancia de Rubus constrictus (Zarzamora).

El análisis de ordenación mediante componentes principales, que con los dos primeros componentes explica un 69,5% de la variación total, demuestra una gran segregación en los manejos silvícolas, mientras que esta es mínima en los manejos agropecuarios, entre los cuales hay una mayor afinidad florística (Gráfico 9). Esto puede interpretarse como una mayor diferenciación florística entre los manejos silvícolas que entre aquellos de los manejos agropecuarios.

La constelación de manejos confirma la gran afinidad y entre los bosques nativos (Gráfico 10). El cultivo de Pino presenta muy poca afinidad con el resto de los manejos, ya que la composición de su sotobosque corresponde más bien a matorrales secundarios (Ramírez et al, 1984). Las praderas tienen mayor relación con el bosque nativo del manejo agropecuario, que ha recibido mayor influencia antrópica. El esquema demuestra que el manejo de mayor disimilitud con los bosques nativos es el cultivo forestal de Pinus radiata.

CONCLUSIONES

Al eliminar el bosque nativo y reemplazarlo por otro artificial, disminuye el volumen poroso. Esta pérdida se acentúa con un manejo pratense y es máxima en suelos sometidos a rotaciones culturales.

En un suelo volcánico la pérdida de volumen se asocia a un desarrollo de estructura. Las pérdidas de porosidad afectan a la gruesa, mientras que la fina, aumenta.

Las alternativas silvícolas y pratenses conservan el contenido volumétrico original de la materia orgánica en el suelo.

A partir de la curvas de consolidación natural, se pueden detectar los efectos del uso del suelo.

En el sitio bajo pradera densa las modificaciones del espacio poroso ocurren entre fracciones vecinas, y con una cubierta menos densa, entre fracciones distantes.

El asentamiento de una columna de un suelo Hapludand es mayor con un uso agropecuario que con uno silvícola.

En comparación con el bosque nativo, en ambos manejos se produce una reducción de la biodiversidad.

En los manejos agropecuarios abundan plantas anuales que indican un aumento del xerofitismo, por compactación del suelo.

La mayor disimilitud florística con respecto al bosque nativo y a los manejos pratenses la presentó el cultivo forestal.

Entre los manejos agropecuarios hay una mayor afinidad florística que entre aquellos de tipo silvícola.

BIBLIOGRAFIA

- AGNEW, A. D. Q. 1961. The ecology of *Juncus effusus* L. in North Wales. *J. Ecol.* 49: 83-101.
- BESOAIN, E. 1985. Los suelos. En: J. Tosso (Ed.) *Suelos volcánicos de Chile*. INIA, Santiago. 25-107 p.
- DIGBY, P. y KEMPTON, R. 1987. *Multivariate analysis of ecological communities*. Chapman & Hall, Londres. 206 p.
- EHLERS, W., M.J. GOSS y F.R. BOONE. 1986. Einfluss der Bodenbearbeitung auf Bodenwasserhaushalt, Durchwurzelung und Wasserentzug. *Kali-Briefe* 18 (2): 107-125.
- ELLENBERG, H. 1956. Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde. Einführung in die Phytologie von H. Walter 4(1): 1-136.
- ELLIES, A., RAMIREZ, C., y MAC DONALD, R. 1993. Cambios en la porosidad de un suelo por efecto de su uso. *Bosque* (en prensa).
- ELLIES, A. y GAYOSO, J. 1984. Verdichtung von Proben eines Dystrandepts und Palehumult aus Südchile. *Geoderma* 33: 227-235.
- FINOT, V. 1993. Flora y fitosociología de las comunidades ruderales urbanas de la ciudad de Valdivia (X Región, Chile). *Escuela de Graduados, Universidad Austral de Chile, Valdivia*. 236 p.

- HARTGE K. H. y HORN, R. 1991. Die physikalische Untersuchung von Böden. Enke, Stuttgart. 177 p.
- HELAL, H.M. 1991. Bodengefüge, Wurzelentwicklung und Wurzelfunktionen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 154: 403-407.
- KREEB, K-H. 1983. Vegetationskunde. E. Ulmer, Stuttgart. 331 p.
- OBERDORFER, E. 1960. Pflanzensoziologische Studien in Chile. Ein Vergleich mit Europa. Flora et Vegetatio Mundi 2: 1-208.
- MUELLER-DOMBOIS, D. y ELLENBERG, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons, New York. 547 p.
- RAMIREZ, C., MORAGA, M. y FIGUEROA, H. 1984. La similitud florística como medida de degradación antrópica del bosque valdiviano. Agro Sur 12(2): 127-139.
- RAMIREZ, C., SAN MARTIN, C. y MAC DONALD, R. 1992. El paisaje vegetal como indicador de cambios ambientales. Ambiente y Desarrollo 8(4): 67-71.
- RAMIREZ, C., FIGUEROA, H., CARRILLO, R. y CONTRERAS, D. 1984. Estudio fitosociológico de los estratos inferiores en un bosque de pino (Valdivia, Chile). Bosque 5(2): 65-81.
- RAMIREZ, C., FINOT, V., SAN MARTIN, C. y ELLIES, A. 1991. El valor indicador ecológico de las malezas del Centro-Sur de Chile. Agro Sur 19(2): 94-116.
- RAMIREZ, C., SAN MARTIN, C., ELLIES, A., MAC DONALD, R. y FIGUEROA, H. 1993. Cambios florísticos y radicales en un suelo forestal sometido a diferentes manejos. Boletín de la Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo 10: 11-31.
- RAMIREZ, C., SAN MARTIN, C., FIGUEROA, H., MAC DONALD, R. y FERRADA, V. 1990. Estudios ecosociológicos en la vegetación de los ñadis de la Décima Región de Chile. Agro Sur 19(1): 34-47.
- RICHARDS, L. 1949. Methods of measuring soil moisture tension. Soil Science 68: 95-112
- SAN MARTIN, C., RAMIREZ, C., FIGUEROA, H. y OJEDA, N. 1991. Estudio sinecológico del bosque de Roble-Laurel-Lingue del Centro-Sur de Chile. Bosque 12(2): 11-27.
- SCHMITHÜSEN, J. 1956. Die Raumliche ordnung der chilenischen vegetation. Bonn. Geogr. Abh. 17: 1-89.

USO HISTORICO DEL MANEJO SILVICOLA Y AGROPECUARIO DE LOS SUELOS ANALIZADOS

Fecha inicio	Sistema de eliminación del uso	Uso histórico del bosque nativo
1.- LONCOCHE SERIE MALIHUE MANEJO SILVICOLA		
Sin uso		Bosque nativo secundario desde 1935
		Bosque Nativo 1 Sin Manejo
1940	con fuego	Segunda forestación con <u>Pinus radiata</u> (1972), primera forestación 1950 Pino Manejo Silvícola
1940	con fuego	Pradera naturalizada
		Pradera Manejo con pastoreo extensivo
2.- SAN JOSE DE LA MARIQUINA SERIE PELCHUQUIN MANEJO AGROPECUARIO		
Sin uso		Bosque nativo secundario desde 1926 (Bosque Nativo)* Sin uso pecuario
1940	mecánica	Pradera de permanente de lechería (Pradera) Pradera con pastoreo rotacional intensivo con vacas lecheras (Aprox. 2.2 U.A./ha.)
1872	fuego	Pradera en rotación (Cultivos)

Entre paréntesis se indican las abreviaturas usadas en las figuras

Cuadro N°2. Matriz de datos fitosociológicos, usada para los análisis estadísticos multivariados. Los números indican porcentaje de cobertura.

Especies / Manejos	A	B	C	D	E	F
Nothofagus obliqua	80	00	00	74	01	01
Chusquea quila	60	00	00	45	00	00
Gevuina avellana	10	00	00	04	00	00
Eucryphia cordifolia	10	00	00	01	00	00
Lapageria rosea	05	00	00	01	00	00
Laurelia sempervirens	05	00	00	10	01	00
Persea lingue	05	01	00	01	00	00
Aextoxicon punctatum	01	00	00	03	00	00
Ctenitis spectabilis	01	00	00	00	00	00
Boquila trifoliolata	01	00	00	01	00	00
Lomatia dentata	01	00	00	01	00	00
Luma apiculata	01	05	00	15	00	00
Weinmannia trichosperma	01	00	00	00	00	00
Blechnum hastatum	01	01	00	01	00	00
Luzuriaga radicans	01	00	00	04	00	00
Cynanchum pachyphyllum	01	00	00	00	00	00
Rhamnus diffusus	01	00	00	01	00	00
Ugni molinae	01	00	00	00	00	00
Uncinia phleoides	01	00	00	01	00	00
Libertia elegans	01	00	00	01	00	00
Hydrocotyle poeppigii	01	00	00	01	00	00
Berberis darwinii	01	00	00	01	00	00
Cissus striata	01	01	00	01	00	00
Greigia sphacelata	01	00	00	01	00	00
Caldcluvia paniculata	01	00	00	00	00	00
Pinus radiata	00	80	00	00	00	00
Aristotelia chilensis	00	40	00	01	00	01
Rubus constrictus	00	20	05	06	00	00
Agrostis capillaris	00	00	70	19	16	40
Baccharis racemosa	00	01	00	00	00	00
Hypochaeris radicata	00	00	15	00	01	08
Paspalum dasyleurum	00	00	10	00	00	00
Leontodon taraxacoides	00	00	05	00	03	00
Daucus carota	00	00	01	00	00	00
Linum usitatissimum	00	00	01	00	00	00
Plantago lanceolata	00	00	01	01	03	13
Prunella vulgaris	00	00	01	01	01	01
Rumex acetosella	00	00	01	00	01	01
Trifolium repens	00	00	01	00	13	01
Acaena ovalifolia	00	00	01	00	00	00
Trifolium pratense	00	00	01	00	06	00
Hyparrhenia perfoliata	00	00	01	00	00	00
Drimys winteri	00	00	00	05	00	00

(Continuación Cuadro N°2)

Rhaphithamnus spinosus	00	00	00	03	00	00
Viola rubella	00	00	00	01	00	00
Muehlenbeckia hastulata	00	00	00	01	00	00
Viola maculata	00	00	00	01	00	00
Osmorhiza chilensis	00	00	00	01	00	00
Alstroemeria aurantiaca	00	00	00	01	00	00
Blepharocalyx chruckshanksii	00	00	00	01	00	00
Elytropus chilensis	00	00	00	01	00	00
Adintum chilense	00	00	00	01	00	00
Oxalis dumetorum	00	00	00	01	00	00
Hydrangea serratifolia	00	00	00	01	00	00
Embothrium coccineum	00	00	00	01	00	00
Mitraria coccinea	00	00	00	01	00	00
Maytenus boaria	00	00	00	06	00	00
Blechnum blechnoides	00	00	00	01	00	00
Lophosoria quadripinnata	00	00	00	01	00	00
Tristerix tetrandrus	00	00	00	01	00	00
Podocarpus saligna	00	00	00	03	00	00
Luzuriaga polyphylla	00	00	00	01	00	00
Dactylis glomerata	00	00	00	01	26	22
Digitalis purpurea	00	00	00	01	00	00
Nertera granadensis	00	00	00	02	00	00
Holcus lanatus	00	00	00	01	05	17
Sanicula crassicaulis	00	00	00	01	00	00
Leptocarpha rivularis	00	00	00	01	00	00
Ribes trilobun	00	00	00	01	00	00
Fascicularis bicolor	00	00	00	01	00	00
Sarmienta repens	00	00	00	01	00	00
Asplenium dareoides	00	00	00	01	00	00
Hymenophyllum dentatum	00	00	00	01	00	00
Nothofagus dombeyi	00	00	00	01	00	00
Lomatia hirsuta	00	00	00	01	00	00
Nasella juncea	00	00	00	01	00	00
Baccharis elaeoides	00	00	00	01	00	00
Solanum cyrtipodium	00	00	00	01	00	00
Lolium perenne	00	00	00	01	17	01
Bromus catharticus	00	00	00	00	14	00
Stellaria media	00	00	00	00	03	01
Cerastium arvense	00	00	00	00	01	01
Taraxacum officinale	00	00	00	00	02	02
Trifolium dubium	00	00	00	00	01	00
Dichondra sericea	00	00	00	00	01	00
Poa annua	00	00	00	00	01	01
Modiola caroliniana	00	00	00	00	01	00
Rumex conglomeratus	00	00	00	00	01	00
Geranium core-core	00	00	00	00	01	01
Cirsium vulgare	00	00	00	00	01	01

(Continuación Cuadro N°2)

Veronica officinalis	00 00 00 00 01 00
Rumex crispus	00 00 00 00 00 01
Crepis capillaris	00 00 00 00 00 01
Ranunculus repens	00 00 00 00 00 01

Manejos: A = Bosque nativo de Loncoche
 B = Plantación de Pino de Segunda generación en Loncoche
 C = Pradera degradada en Loncoche
 D = Bosque Nativo en San José
 E = Pradera de lechería en San José
 F = Pradera en rotación con cultivos en San José

Cuadro N°3. Matrices de similitud (arriba) y disimilitud (abajo).

Bosque nativo Loncoche	Bosque pino Loncoche	Pradera Loncoche	Bosque nativo San José	Pradera lechería San José	Pradera en rotación San José
	2,40	0,00	67,94	16,02	15,08
97,00		4,99	13,30	0,00	8,38
100,00	95,01		16,83	41,74	49,84
32,06	86,70	83,12		31,79	36,72
83,98	100,00	58,26	68,21		75,65
84,92	91,62	50,16	63,28	24,35	

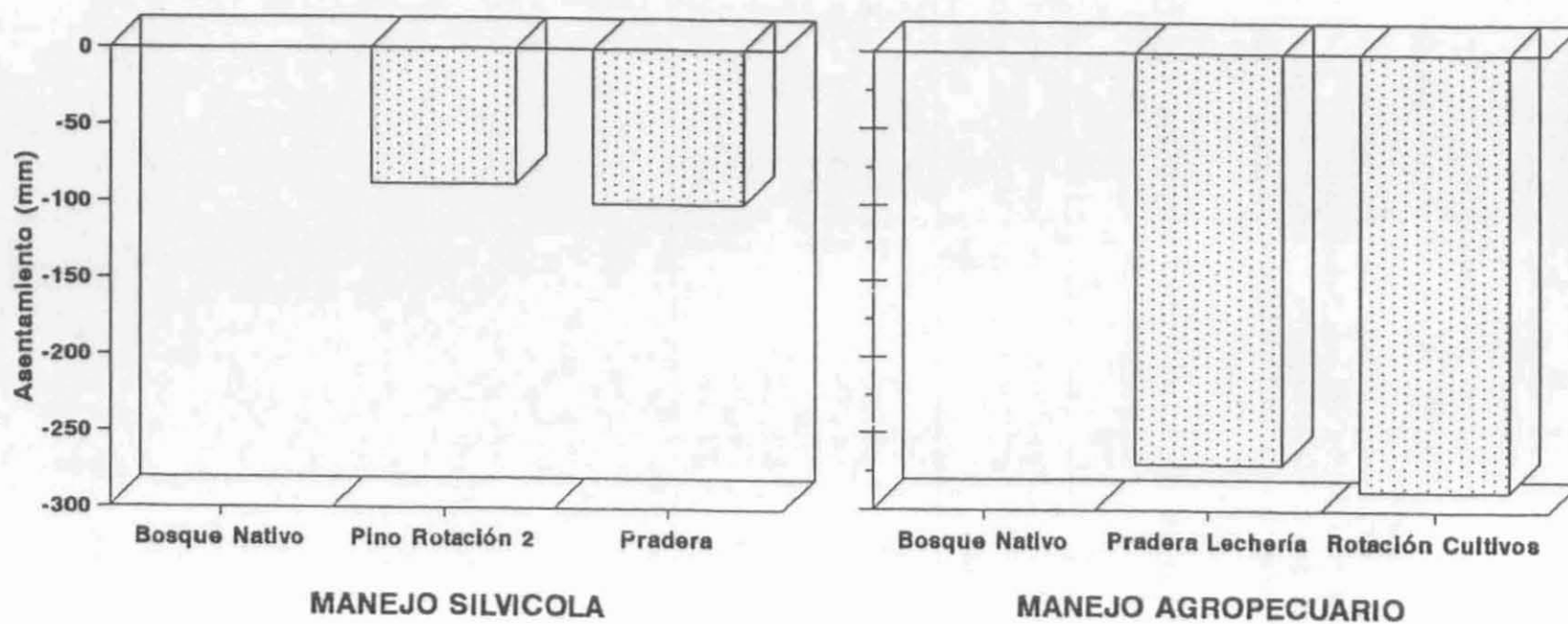


Gráfico 1: Asentamiento global de los suelos por efecto de su uso y manejo

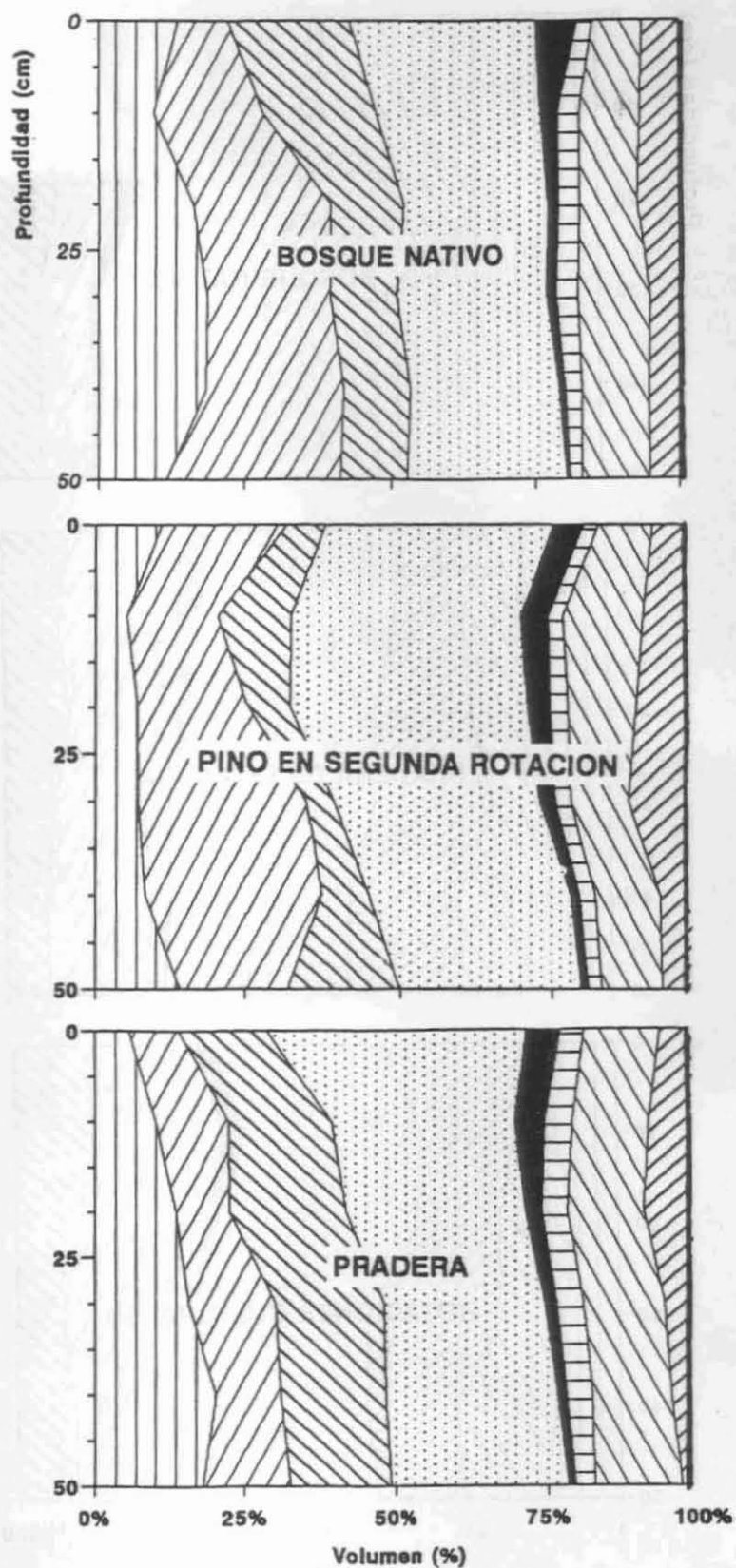


Gráfico 2: Perfil volumétrico del suelo Malihue en Loncoche bajo un manejo silvícola.

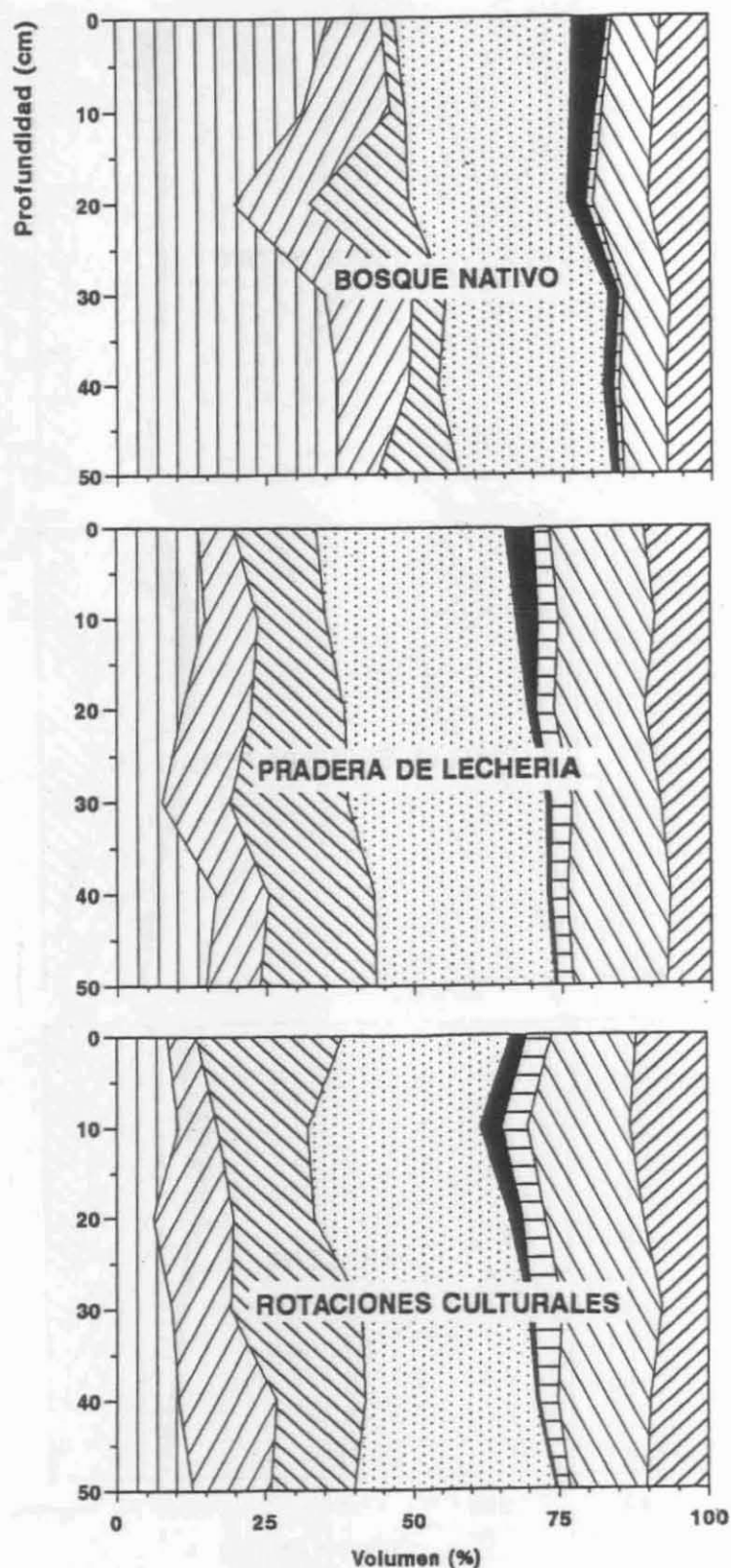


Gráfico 3: Perfil volumétrico del suelo Pelchuquín en San José de la Mariquina bajo un manejo agropecuario.

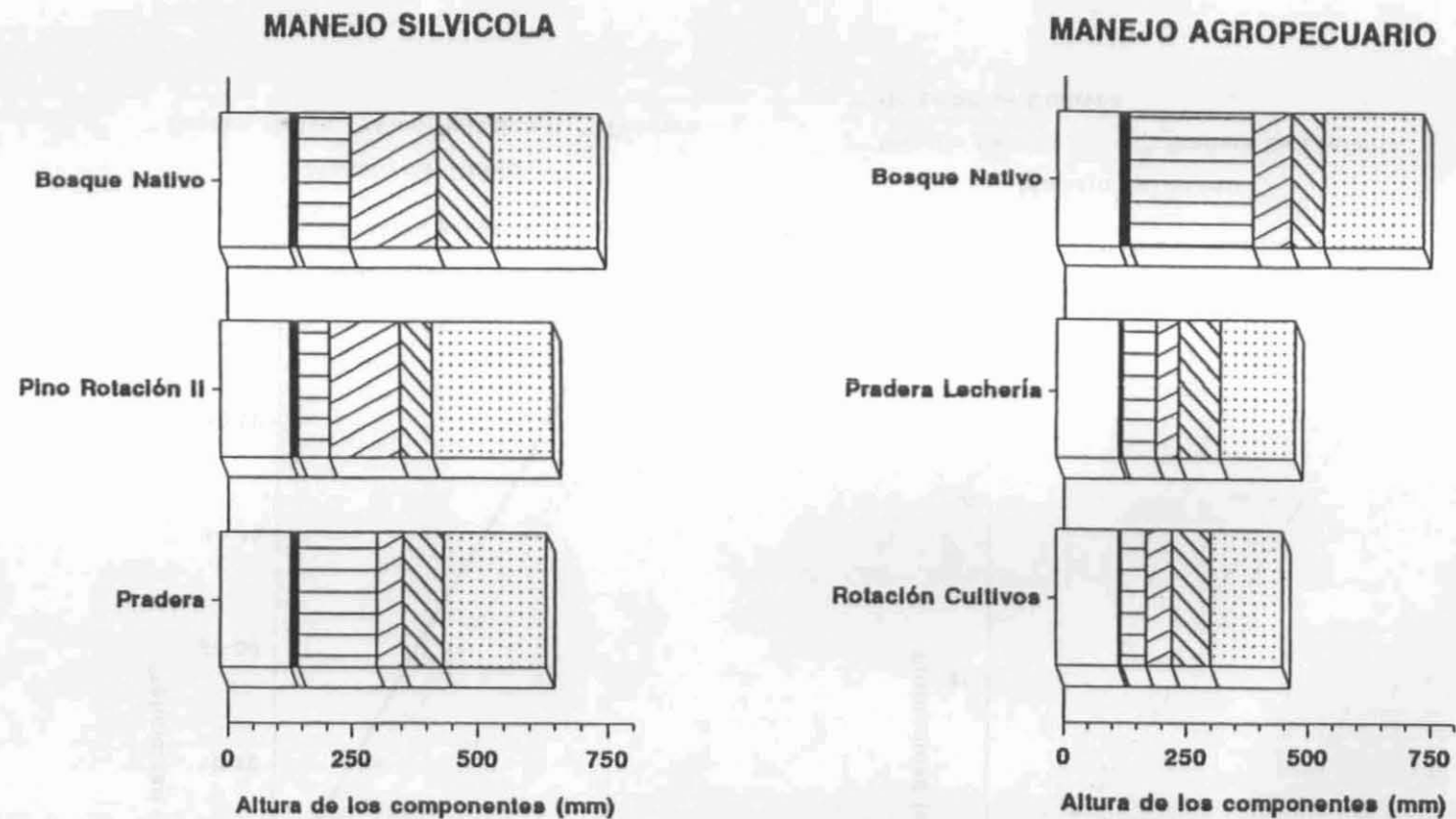
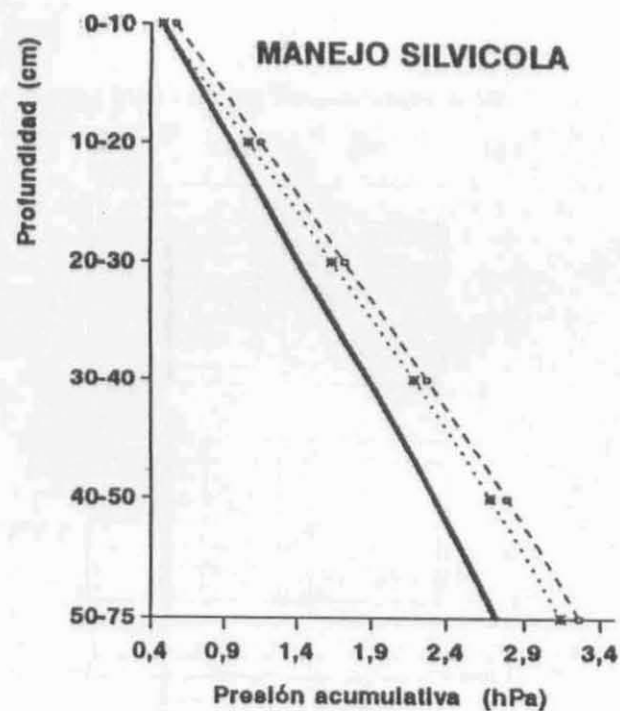
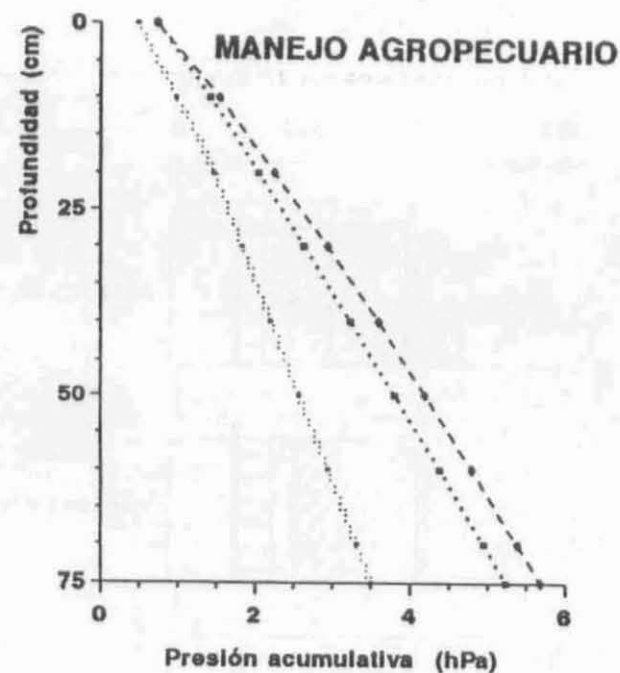


Gráfico 4: Distribución volumétrica comparativa de los componentes del suelo bajo un manejo silvícola y agropecuario



Manejo del Suelo

— Bosque Nativo * Pino Rotación II o Pradera



Manejo del Suelo

— Bosque Nativo * Pradera de Lechería
+ Rotación de Cultivos

Gráfico 5: Distribución volumétrica de los componentes del suelo bajo un manejo silvícola y agropecuario

ESPECIES

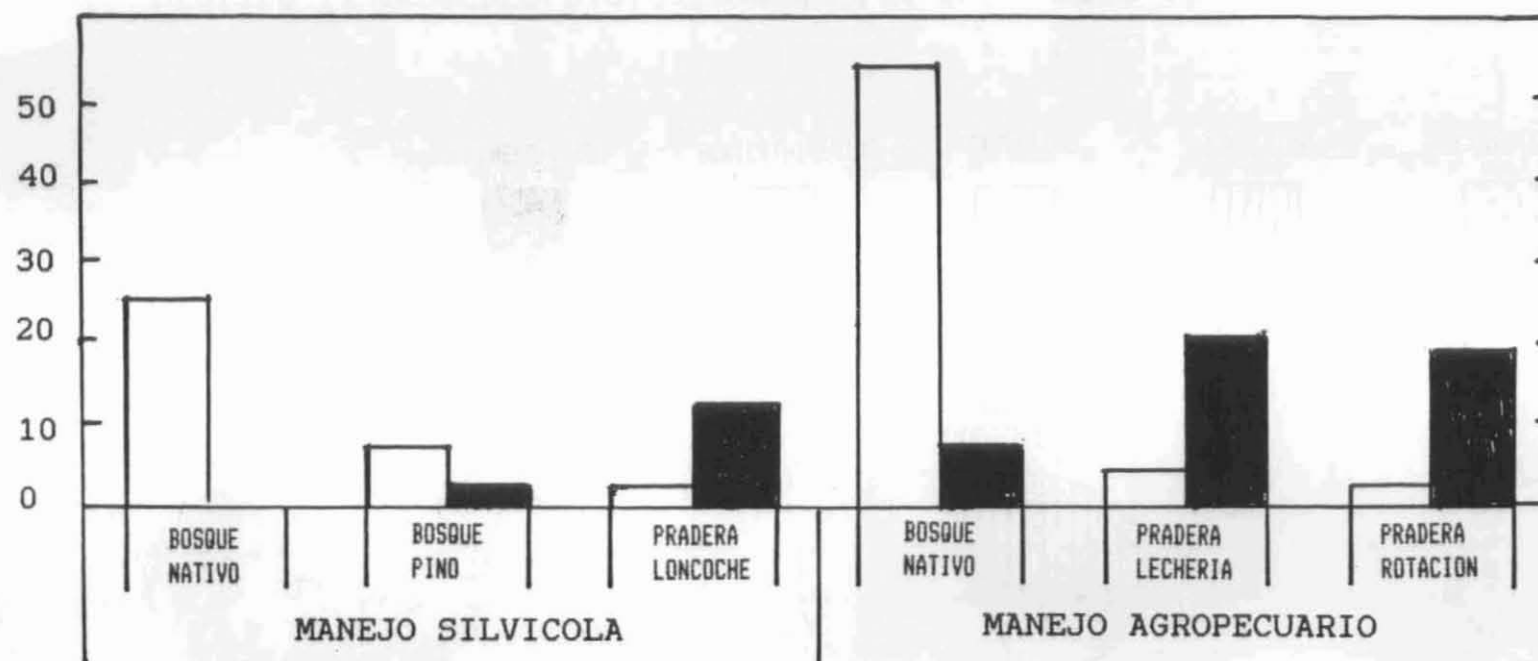
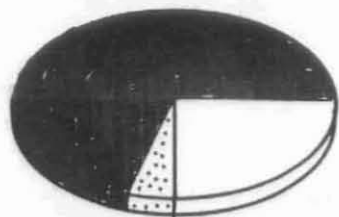
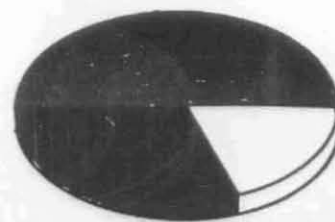


Gráfico 6: Número de especies nativas (barras blancas) e introducidas (barras negras) en los distintos manejos investigados.

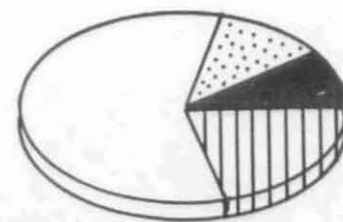
MANEJO SILVICOLA
LONCOCHE



BOSQUE
NATIVO

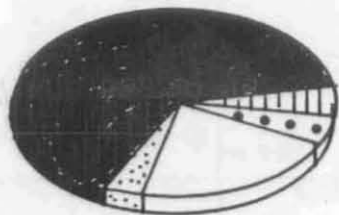


BOSQUE
PINO

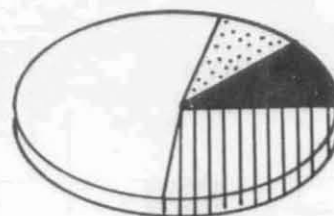


PRADERA
LONCOCHE

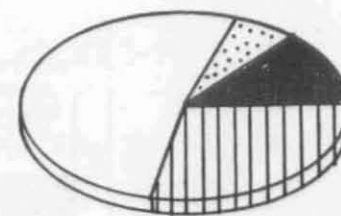
MANEJO AGROPECUARIO
N JOSE



BOSQUE
NATIVO



PRADERA
LECHERIA



PRADERA
ROTACION

FORMAS DE VIDA:



FANEROFITOS



HEMICRIFTOFITOS



CAMEFITOS



TEROFITOS



CRIFTOFITOS

Gráfico 7: Espectro biológicos de los diferentes manejos investigados.

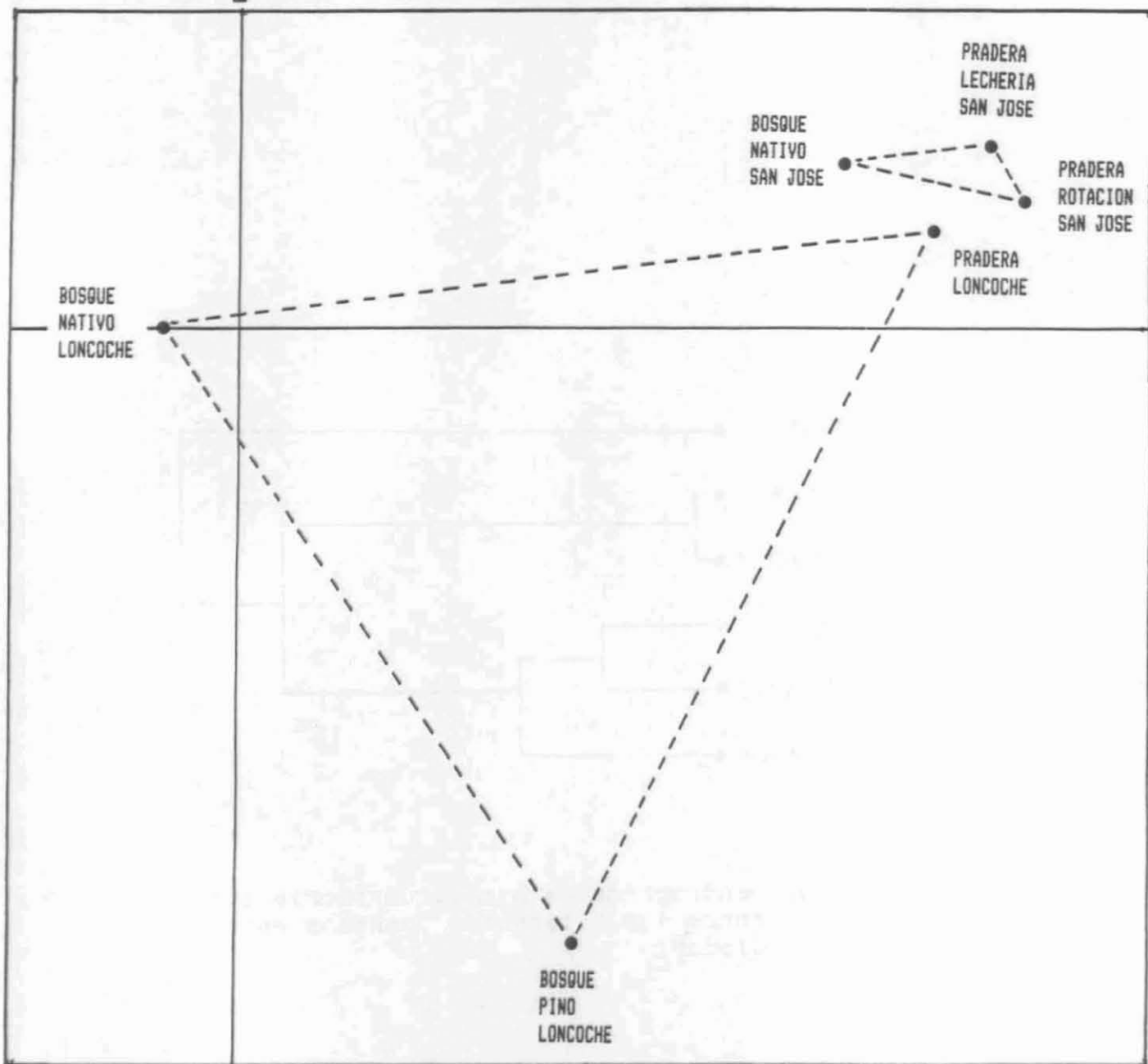


Gráfico 9: Distribución de los distintos manejos investigados, en los dos primeros componentes principales. Las líneas cortadas unen los dos tipos de manejos: silvícola y agropecuario.

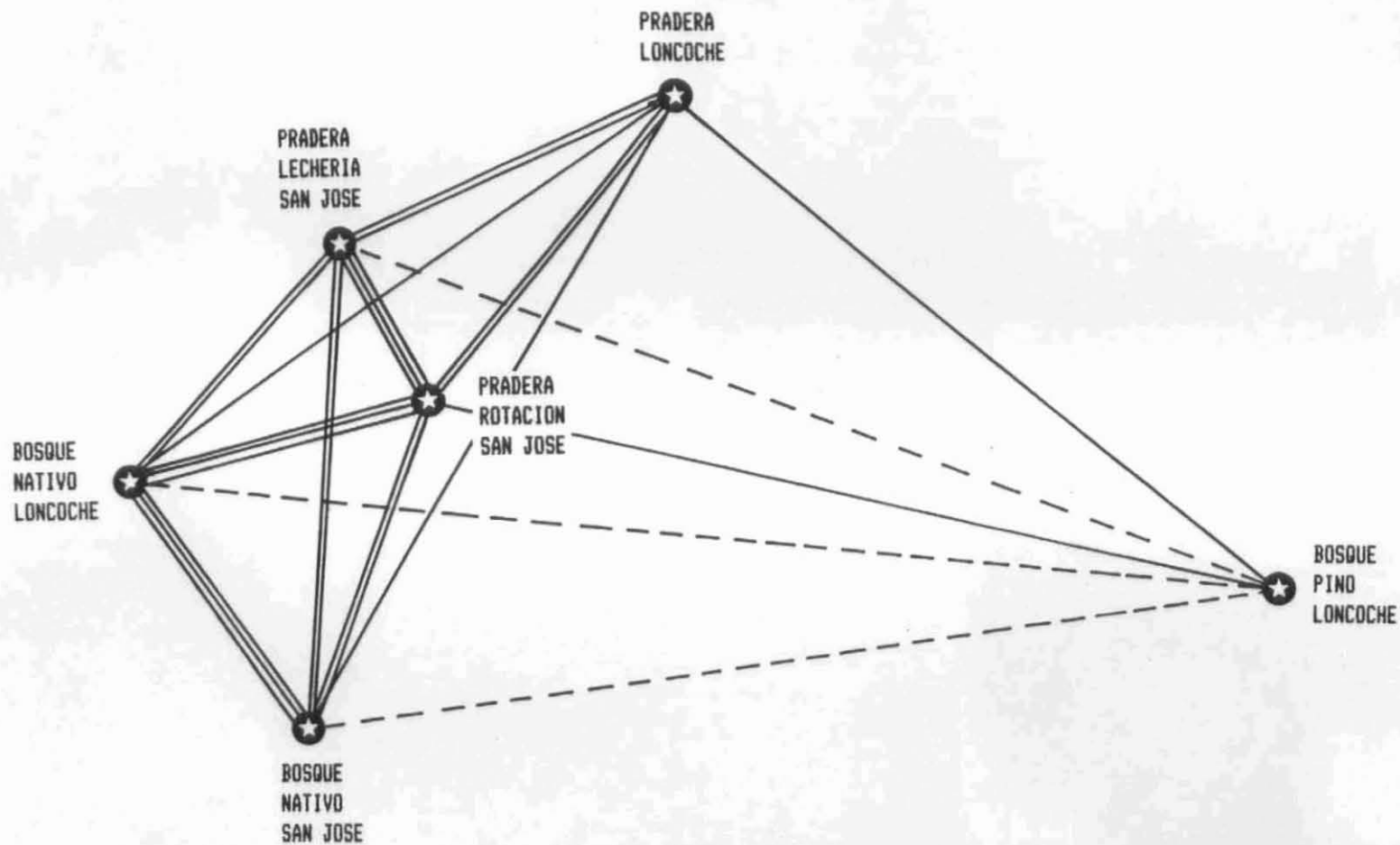


Gráfico 10: Constelación de los diferentes manejos, de acuerdo a su afinidad florística. La proximidad de los manejos y las líneas que los unen indican distintos grados de similitud florística.

TEMA N° 3

BIODIVERSIDAD, EFECTOS SOBRE EL BOSQUE



**SILVICULTURA Y SUSTENTABILIDAD EN BOSQUES
DE LENGUA DE PRODUCCION EN MAGALLANES.**

HARALD SCHMIDT¹

¹ Profesor
Departamento de Silvicultura
Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales
Universidad de Chile
Casilla 9206
Santiago



1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La conservación y el uso sustentable de los bosques naturales es una exigencia que se plantea en forma insistente, tanto a nivel nacional como internacional. Las exigencias tienen su origen en la eliminación y en el deterioro de grandes superficies con bosques naturales en el mundo, lo que afecta gravemente el medio ambiente, el paisaje, la biodiversidad y algunas funciones ecológicas vitales para la humanidad, como son los ciclos del oxígeno y del agua. La sociedad concede por lo tanto mayor importancia a la mantención de los bosques por su valor ecológico, que al valor comercial que pudieran tener los productos madereros.

En Chile la eliminación y la degradación de los bosques naturales es un problema complejo, está ligado a la colonización en el pasado y hoy a actividades agrícolas, ganaderas y madereras que ecológicamente no son sustentables. Solamente puede revertirse el proceso de deterioro a través de medidas eficaces de manejo forestal, sea éste el manejo para conservar todos o parte de los bosques como ecosistemas naturales, en los que se excluye la utilización maderera (áreas silvestres protegidas) o el manejo silvícola, que combina la conservación de los bosques con la producción forestal sustentable.

Por la magnitud de los bosques involucrados, la primera opción de conservar los bosques en áreas silvestres protegidas, más allá de las situaciones que lo justifican por las condiciones ecológicas o por otros requerimientos de la sociedad, implica costos de manejo difíciles de asumir para un país en desarrollo e innecesarios. La conservación se puede lograr sin costos adicionales, a través del manejo forestal sustentable, tal como lo hacen los países desarrollados, que generan paralelamente beneficios económicos, sociales y ambientales. La mantención de la mayoría de las funciones benéficas del bosques son coincidentes con los requisitos de manejo sustentable para la producción del bosque.

Esto, que para los ingenieros forestales parece obvio, no lo es para la opinión pública en general, que asocia la destrucción de los bosques con la explotación maderera y equivocadamente con el manejo forestal. El ciudadano común ha visto normalmente el deterioro de bosques, recibe preferentemente información sobre su eliminación y vaticinios catastrofistas. No conoce bosques nativos bien manejados y no puede imaginarse que a través de la silvicultura se pueda solucionar favorablemente el problema de su conservación. Por lo tanto prefiere evitar riesgos y se opone a toda intervención forestal, pues creen que es la única forma posible de proteger los bosques es mantenerlos como monumento natural.

Un problema distinto, pero muy relacionado, es el de las organizaciones ecologistas más radicales, que también pretenden la man-

tención de los bosques naturales. Pero ellos no se conforman con la utilización sustentable y llaman a preservar en forma absoluta los bosques. Su propuesta parece poco realista, porque mucha gente vive del bosque, pero de persistir la actual tasa de destrucción y de no tenerse resultados positivos por la vía del manejo sustentable, sus argumentos, que ya son fuertes, se van a imponer en la formulación de restricciones al uso o a través de la concientización ciudadana y el boicot para no consumir productos con madera proveniente de bosques naturales.

2. MANEJO FORESTAL

La solución definitiva de manejar los bosques nativos en Chile es un proceso lento, que puede lograrse gradualmente. Hoy existen muchas situaciones distintas, desde predios en que no se maneja, hasta bosques bien manejados, que deben diferenciarse positivamente del resto. Si no se desglosa las distintas situaciones y no se analiza objetivamente las metas, los procedimientos, las causas y las posibles soluciones en cada caso, es difícil enmendar el rumbo.

Importante para entender el problema de la destrucción y degradación de los bosques naturales y sobre todo para enfrentarlo a través del manejo forestal, es dejar en claro que la explotación maderera sólo es parte del problema. Corresponde a una etapa histórica, aunque plenamente vigente, en la evolución en el uso de los bosques. Su responsabilidad en el deterioro es menor, y de todos los aspectos negativos, el más controlado. Más importantes y graves son el mal uso y la transformación de bosques para fines agropecuarios como causa de destrucción, y la ausencia o la ineficacia del manejo forestal como instrumento de conservación y de uso sustentable por la forma como se aplica actualmente.

La transición de la etapa de explotación maderera a la etapa de utilización de los bosques a través de un manejo forestal en el país no ha sido satisfactoria. El manejo forestal, que legalmente es obligatorio para explotar un bosque, ha demostrado que en la forma de los "planes de manejo" vigentes, no es eficaz como método para utilizar los bosques naturales en forma sustentable. Hoy, después de 20 años de aplicación de normas legales de manejo, se ha frenado la destrucción, pero menos del 20% de la superficie que se intervienen anualmente, se puede calificar efectivamente como bosques forestalmente manejados.

Las causas son múltiples, pero la fundamental es que normalmente se persigue sólo la explotación de madera y no existe la intención de manejar el bosque. A lo anterior hay que agregar las fallas conceptuales de silvicultura y en los procedimientos de aplicación, que contribuyen a que las normas actuales sean ineficientes en el logro de los objetivos de manejo propuestos.

La falla más importante es que el plan de manejo se concibió como un plan de corta anual. Falta insertar este plan de corta en una planificación de la producción silvícola en el largo plazo, mejorar las normas específicas para los distintos tipos de bosques y responsabilizar al propietario y a Conaf del manejo en forma permanente.

3. SUSTENTABILIDAD

La idea de uso sustentable no es nueva para la ingeniería forestal, corresponde a los principios de permanencia y rendimiento sostenido, que rigen la silvicultura y el manejo forestal desde sus inicios en Alemania en el siglo XVII. Permanencia no se refiere solo a la función productiva, sino a las funciones de infraestructura y de servicios de los bosques.

La sustentabilidad como concepto evoluciona y tiene distintas acepciones. En términos técnicos-forestales la sustentabilidad está definida como concepto y como meta en el manejo de los bosques. En cambio la demanda de sustentabilidad del bosque nativo en términos amplios en la Ley Base del Medio Ambiente no está definida como norma.

Desde el punto de vista productivo la sustentabilidad tiene como objetivo principal la producción permanente y el flujo sostenido de productos. Para mantener la capacidad productiva del sistema en el tiempo, se requiere un equilibrio con el ambiente, por lo tanto se incorporan los factores ambientales que resguardan la capacidad productiva del bosque en el manejo.

En el manejo de los bosques naturales los objetivos de permanencia y rendimiento sostenido son más amplios que la mera producción forestal. El manejo de los bosques se asimila en cierta manera al desarrollo del ecosistema natural. Aprovechar y mantener la capacidad de autoregulación de los bosques son claves del método para tener éxito en el manejo. Sin embargo debe quedar en claro que el manejo implica siempre un grado de artificialización y que el bosque manejado, si bien se asemeja, es distinto al ecosistema natural. En el bosque manejado se llega a un nuevo equilibrio. La mayoría de los aspectos ambientales del bosque natural pueden mantenerse y no son afectados negativamente.

Lamentablemente hay poca experiencia de manejo de bosques nativos en Chile y los buenos ejemplos son escasos. En este sentido el desarrollo de la actividad forestal en los bosques de lenga en Magallanes en los últimos años muestra una evolución positiva y una diferencia importante con el resto del país. A través de la iniciación del manejo silvícola de los bosques y el mejoramiento tecnológico en el aprovechamiento de la madera, se está logrando un crecimiento espectacular, que señala vías y posibilidades de desa-

rollo forestal en bosques nativos, que nadie pensaba factible hace algunos años. Este desarrollo es posible porque existen nociones sobre silvicultura, hay mercado para la madera y la voluntad del gobierno y de los empresarios para hacer sustentable la producción.

4. DESARROLLO FORESTAL EN LA XII REGION

El año 1992 marca un cambio significativo en el uso y destino de los bosques de lenga en Magallanes. Se inicia un aumento notable en la producción en la Región. Las exportaciones forestales desde el puerto de Punta Arenas suben de valores del orden de 1 millón de dólares en los años ochenta a US\$ 1.346.466 en 1991, 5.648.141 en 1992 y 13.044.003 en 1993. A estas cifras debe sumarse los valores de los productos procedentes de la Región que se exportan por otros puertos y la producción que se comercializa en la Región, con lo que se eleva el producto de aprox. 4 a sobre 20 millones de dólares en el período.

Este crecimiento se debe a una fuerte expansión de la actividad industrial con una oferta más amplia de productos y un mejoramiento cualitativo en el procesamiento de la madera. Se logra así mejorar sustancialmente los índices de aprovechamiento de la madera en el bosque y agregar un alto valor en la elaboración industrial. En el plano social el crecimiento implica mayor oferta de trabajo, transferencia tecnológica y especialización, que redundan en elevar las condiciones para los trabajadores del sector.

En lo que respecta a los bosques, se aumenta la superficie de bosques que se explotan anualmente, manteniéndose en el marco de las posibilidades sustentables a nivel regional y se inicia un manejo silvícola efectivo, que se basa en los principios de las ciencias forestales. La utilización de los bosques en la Región evoluciona rápidamente de una explotación extractiva de los mejores árboles, vigente hasta los años ochenta, a un uso forestal sustentable con silvicultura a partir de 1991. El cambio se inicia con la producción de astillas, que permite un uso económico para la madera de baja calidad, que hasta la fecha era la principal limitante para hacer silvicultura y manejar realmente los bosques.

Bajo las condiciones de explotación de los bosques con silvicultura, se mejora el rendimiento volumétrico inmediato por hectárea en 2 a 3 veces y a futuro aumentará el crecimiento y la calidad de la producción en estos bosques. Con una silvicultura intensiva, el mejoramiento puede ser del orden de 10 a 15 veces en lo que se refiere a madera de calidad. En términos sustentables podría pensarse en una productividad entre 2 a 3 millones de m³ anuales en Magallanes, que es el crecimiento estimado para 500.000 ha de bosques lenga, que se consideran potencialmente de producción. A estas cifras puede agregarse un potencial similar para los bosques

coigue, cuya utilización actual es marginal. Una estimación mejor de las superficies se podrá conocer en un futuro cercano, a través del catastro del bosque nativo.

La evolución del desarrollo forestal en Magallanes se destaca positivamente de la situación del bosque nativo en el resto del país. Contrasta un manejo efectivo en aprox. 80% de los bosques nativos que se intervienen hoy en Magallanes, contra un promedio menor de 20% a nivel nacional.

La situación actual sólo marca el inicio de una nueva etapa, el uso técnico-forestal y el mejoramiento productivo de los bosques. Se trata de un proceso de cambio gradual. Magallanes evoluciona favorablemente hacia un uso sustentable de sus bosques, pero aún dista mucho de utilizar la real capacidad productiva de los bosques y de utilizar en forma óptima sus bosques y la madera, lo que será posible a través de la aplicación y la intensificación en el uso de técnicas forestales.

Esta apreciación favorable de la realidad, que predomina en las personas ligadas al sector forestal, no es compartida por amplios sectores de la población en Magallanes. La situación del bosque nativo en general causa inquietud en la opinión pública, que recibe preferentemente información sobre aspectos destructivos ligados a la explotación de los bosques y vaticinios catastrofistas de personas que simplemente se oponen a un uso forestal de los bosques naturales y de personas que desconocen los alcances de la ingeniería forestal y desconfían de la posibilidad de usar en forma sustentable los bosques. Prevalece una suerte de desinformación, que genera confusión y que dificulta el análisis y avanzar en la solución de los problemas.

¿Cómo evoluciona el bosque con silvicultura, cómo es la regeneración, cuánto crece y cuáles son las expectativas de producción en el bosque de lenga con silvicultura? ... La respuesta a estas preguntas se visualiza uniendo la experiencia y los resultados de los estudios y de los diversos ensayos establecidos en Magallanes desde 1978, en el marco del estudio "Investigación aplicada sobre el manejo de la lenga en la XII Región".

Pero además están la experiencia universal de la silvicultura, a la que debe sumarse la experiencia acumulada en los bosques quemados y en los bosques explotados en la Región, que resumen la capacidad de respuesta de la lenga durante más de un siglo de intervenciones con fines ganaderos y madereros. De la lectura de estas situaciones, que no fueron planificadas como ensayos, se pueden extraer muchos antecedentes para orientar el manejo forestal y evitar errores cometidos anteriormente.



5. SILVICULTURA DE LA LENGUA

El sistema silvicultural que se aplica es el de cortas sucesivas con regeneración bajo un dosel de protección, que consiste en abrir gradualmente el bosque natural, para dar paso a la regeneración y con ésta, a un bosque futuro más productivo y de mejor calidad maderera que el bosque natural. Otra forma para entrar en el mismo sistema de cortas sucesivas, es a través del raleo, en que se dejan árboles juveniles o maduros para iniciar la fase de manejo.

Las características principales de la corta de protección en lengua y una síntesis de los resultados silviculturales más relevantes obtenidos en los distintos ensayos, con registros desde 1980, son los siguientes:

5.1. Estabilidad del dosel de protección

La caída de árboles en el dosel de protección por viento, muestra diferencias claras entre los distintos tratamientos de protección. Preferentemente se deben dejar árboles sobremaduros. Estos ya estaban expuestos al viento y por lo tanto cuentan con un sistema radicular más extenso y adaptado a las exigencias, que los árboles maduros y juveniles.

Los resultados del seguimiento durante los primeros 5 años indican pérdidas del orden de 16 % en área basal, para las parcelas con árboles sobremaduros. En las parcelas con árboles maduros y juveniles, las pérdidas en el mismo período son de 32%.

5.2. REGENERACION

5.2.1 Producción de semillas

La cantidad de semillas cosechada entre 1981 y 1994 en los ensayos fluctúa fuertemente para los distintos años y tratamientos. En el período en el bosque natural se produjeron 6 semillaciones buenas entre 3 a 12 millones de semillas por hectárea. Para el tratamiento de corta de protección suave con una reducción del área basal en 50 %, la cantidad de semillas es similar al bosque natural, que sirve de testigo. En los tratamientos de corta de protección de mayor intensidad, la producción disminuye, pero la cantidad siempre es suficiente para una buena regeneración. Solo en la tala rasa la oferta de semillas es nula en los sectores alejados del borde.

5.2.2 Establecimiento de la regeneración

El establecimiento y el desarrollo de la regeneración bajo el sistema de cortas de protección se analizó para distintas condiciones de cobertura y de protección con árboles maduros y juveniles. La cantidad de plantas, salvo en las situaciones de tala rasa, siempre es alta, sobre 200.000 a 1.000.000 de plantas por hectárea.

5.2.3 Crecimiento de la regeneración

El crecimiento anual promedio en altura de la regeneración dominante (25.000 plantas/ha), durante los primeros 5 años después de la intervención inicial, varía en función del tipo de dosel de protección entre 6.6 y 9.32 cm/año, comparado con 1.5 cm/año en el bosque testigo. La regeneración en etapas avanzadas, muestra crecimientos promedios entre 25 y 30 cm.

5.2.4 Efecto sobre el sotobosque (biodiversidad)

El efecto de la explotación forestal y de las intervenciones silvícolas sobre el sotobosque, se analizó en las mismas parcelas de evaluación de la regeneración, descritas en el punto anterior. Se detectaron 26 especies. Las diferencias entre tratamientos no es notoria y corresponden más bien a las variaciones internas, propias del bosque.

5.3. RALEO

La lenga responde favorablemente al raleo, como lo demuestran los resultados de un ensayo instalado en 1980 en un bosque compuesto por 240 árboles sobremaduros en el dosel superior y 1300 árboles juveniles de 103 ± 13 años, en el dosel intermedio.

Los tratamientos - salvo el testigo - consisten en eliminar los árboles sobremaduros a través del anillado y raleo de los árboles juveniles, dejando entre 1300 a 400 árboles por hectárea. Silviculturalmente se hizo un raleo por lo alto, fuerte. En área basal se dejaron entre 32 y 13 % de los valores originales.

La eliminación de los árboles sobremaduros implica rejuvenecer el bosque y aprovechar el potencial productivo de los mejores árboles juveniles.

3.1 Mortalidad natural se produce en la parcela testigo y en los tratamientos con mayor densidad. Esta incide poco en los rendimien-

tos, porque afecta principalmente a árboles suprimidos. En el resto se presenta mortalidad por caída de árboles causada por viento. Pero problemas reales de daño que incidan en los rendimientos, solo se presentan en el raleo más intensivo, en que se dejaron 400 árboles por hectárea. Para efectos prácticos se puede concluir a estas alturas, que no se debe hacer raleos tan intensivos, por razones de estabilidad y de rendimiento de la masa.

3.2 El crecimiento en diámetro mejora con el raleo. La eliminación de los árboles sobremaduros en el ensayo tiene como efecto que los árboles juveniles duplican su crecimiento en diámetro respecto al testigo, que es de 0.17 cm/año.

El raleo adicional en el estrato de los árboles juveniles, también aumenta el crecimiento en diámetro en función de la reducción en el número de árboles, llegando a incrementos promedios de 0.4 y 0.6 cm/año, para los tratamientos más atractivos en que se dejaron entre 600 y 900 árboles por hectárea.

3.3 El crecimiento anual periódico en volumen más favorable en las parcelas raleadas alcanza los 7m³/ha, lo que supera los 4m³/ha producidos en el bosque testigo. Esta diferencia se explica por la menor mortalidad y el mayor vigor de los árboles juveniles en el bosque raleado.

Al analizar la evolución del crecimiento anual periódico del volumen, se detecta que el máximo incremento 6 a 8 años después de las intervenciones, con crecimientos entre 6 y 8 m³/ha para los tratamientos de interés. Posteriormente los crecimientos declinan, lo que señala la conveniencia de ralear nuevamente. Para efectos prácticos debería ralearse con una periodicidad de 8 a 10 años.

Con estos crecimientos y dependiendo de la intensidad con la que se interviene Silviculturalmente, se llega a rotaciones de 100 a 120 años.

6. POTENCIAL DE USO SUSTENTABLE

¿ Cuánto volumen se puede sacar en forma sustentable y cómo optimizar la producción forestal ?

El potencial productivo de Magallanes se puede analizar bajo los supuestos de posibilidad en superficie y de posibilidad en función del crecimiento, que se mencionan en el cuadro que sigue. Asumiendo estos valores , la producción actual implica que se esta utilizando aproximadamente el 80 % de la posibilidad en superficie, pero solo el 25 % de la posibilidad según el crecimiento. Esto se debe a una estrategia de manejo inconveniente, pues se ha optado hasta ahora casi exclusivamente por la corta de protección con regeneración, sin hacer uso de las posibilidades de raleo.

POTENCIAL PRODUCTIVO

BOSQUES de LENGUA en MAGALLANES
Bajo condiciones de corta de protección

BOSQUES DE PRODUCCION EN MAGALLANES 500.000 ha

CORTA DE PROTECCION

posibilidad anual en superficie	5.000 ha
rotación	100 años
crecimiento bosque natural	5 m ³ /ha
crecimiento bosque manejado	6 m ³ /ha

OFERTA DE MADERA POR HECTAREA

volumen bruto total	500 m ³ /ha
volumen bruto aserrable	100 m ³ /ha
volumen bruto astillable	200 m ³ /ha

posibilidad anual actual de madera en Magallanes

- OFERTA EN 5.000 ha	
volumen bruto total	2.500.000 m ³
volumen bruto aserrable	500.000 m ³
volumen bruto astillable	1.000.000 m ³

+ CRECIMIENTO EN LAS 495.000 ha RESTANTES

volumen bruto total	2.500.000 m ³
volumen bruto aserrable	500.000 m ³
volumen bruto astillable	1.000.000 m ³

- OFERTA POTENCIAL

volumen bruto total	5.000.000 m ³
volumen bruto aserrable	1.000.000 m ³
volumen bruto astillable	2.000.000 m ³

- EVOLUCION DEL USO

	1991	1992	1993	1994
vol.total m ³	60.000	180.000	400.000	600.000
vol.aserr m ³	60.000	60.000	100.000	200.000
vol.astill m ³	-	120.000	300.000	400.000

posibilidad anual futura de madera en los bosques manejados

- OFERTA EN LAS 5.000 ha

volumen bruto total	3.000.000 m ³
volumen bruto aserrable	2.000.000 m ³
volumen bruto astillable	1.000.000 m ³

7. SUSTENTABILIDAD ECOLOGICA Y DE SERVICIOS

¿Cuál es el efecto del manejo forestal sobre el bosque, la flora, la fauna, el suelo, el régimen hídrico, el paisaje y la calidad de vida ?

La experiencia acumulada en los bosques explotados en la Región, durante más de un siglo indica una alta capacidad de regeneración de las especies lenga y coigue de Magallanes y la mantención de las especies acompañantes en el sotobosque. Se trata de bosques relativamente estables, a pesar de las condiciones ambientales extremas, aparentemente frágiles. Prácticamente en todas las situaciones de explotación ocurridas en el pasado, se presenta una buena recuperación natural y en casos de explotaciones muy intensas se formaron bosques secundarios, que se caracterizan por una alta densidad de individuos y crecimientos muy superiores al bosque natural.

En investigación se cuenta con estudios sobre el desarrollo natural, en lo que se refiere a estructura y dinámica de los bosques y con antecedentes respecto a los efectos productivos del bosque frente a intervenciones silviculturales. Estos antecedentes permiten iniciar un manejo responsable en los bosques.

Se están intensificando las investigaciones en lenga, pues todo proceso de desarrollo genera una alta demanda de conocimientos, que son necesarios para mejorar la producción. Los estudios sobre los efectos ecológicos de las intervenciones y el seguimiento ambiental recién se están iniciando. Se requiere conocimientos mayores sobre las sustancias inorgánicas, los productores orgánicos, de los consumidores y de los reductores en el ecosistema y el efecto del manejo en los ciclos del agua, de los nutrientes.

8. COMENTARIO FINAL

A nivel público crece la preocupación por el ambiente y la naturaleza. En este contexto adquiere especial importancia la conservación de los bosques y los servicios que presta a la sociedad. Esta preocupación, a pesar de todas las críticas, es favorable para el sector, pues nadie que se dedica seriamente a la política ambiental, puede desconocer a la larga las posibilidades que tiene la actividad forestal. La madera es la única materia prima, que se puede producir en forma sustentable sin deterioro ambiental y con un gasto mínimo en energía. Por esto citando a Leibundgut " economía, ecología, producción de bienes, protección ambiental, beneficios sociales y éxito económico de la actividad forestal corresponden al mismo objetivo".

LA FRAGMENTACION DEL BOSQUE DE RUIL (Nothofagus Alessandrii):
PATRONES Y CONSECUENCIAS

RAMIRO BUSTAMANTE¹
PEDRO M. LEON¹
RICARDO M. SERRANO¹

¹ Departamento de Ciencias Ecológicas
Universidad de Chile
Las Palmeras 3425, Santiago
Fono: (02) 271.28.65 Anexo: 267
Fax: (02) 272.73.63



INTRODUCCION

La fragmentación de bosques, o sea la transformación de áreas boscosas originalmente continuas, en unidades más pequeñas y discretas (los fragmentos), es un fenómeno común en los paisajes contemporáneos. En este nuevo escenario, las poblaciones vegetales remanentes dentro de los fragmentos, se encuentran aisladas entre sí rodeadas por una matriz circundante que puede afectar negativamente su capacidad de regeneración. El conocimiento de los patrones de fragmentación que presentan los bosques nativos, permite caracterizarlos en un contexto paisajístico y, hacer algunas inferencias acerca de las condiciones bajo las cuales está ocurriendo la regeneración. En este trabajo se describe el patrón de fragmentación del bosque de ruil (sensu Donoso 1981), ubicado en la VII Región. Específicamente, se evalúa el número de fragmentos remanentes, su área, perímetro y forma y finalmente, el grado de aislamiento. Esta información se utiliza para diagnosticar la situación actual del bosque de ruil.

El bosque de ruil se ubica en la VII Región, a lo largo de la Cordillera de la Costa (34° - 36° Latitud Sur) y está caracterizados por Nothofagus alessandrii (ruil), como la especie dominante. Este bosque se encuentra exclusivamente en las laderas de exposición Sur y Oeste entre los 160 y 440 msnm y presenta una alta riqueza de especies entre árboles, arbustos, lianas y hierbas. Las especies arbóreas que acompañan al ruil son entre otras, Nothofagus glauca (hualo), Cryptocary alba (peumo) Aextoxicon punctatum (olivillo) Gevuina avellana (avellano). Dos de las 11 especies con graves problemas de conservación se encuentran en este tipo forestal: Nothofagus alessandrii y Pitavia punctata.

Desde fines del siglo XIX al presente, el bosque de ruil ha sufrido un proceso de creciente fragmentación, debido a prácticas agropecuarias y posteriormente forestales. El paisaje actual de la región es un mosaico formado por fragmentos de bosque nativo con diferentes tamaños y formas, insertos en una matriz formada exclusivamente por plantaciones de *Pinus radiata*.

MÉTODOS

Se utilizaron planos de escala 1:5000 y 1:10000, obtenidos inicialmente de fotografías aéreas. Se consideró un total de 9 localidades distribuidas a lo largo de la Cordillera de la Costa (VII Región). Los fragmentos identificados en los planos, fueron digitalizados utilizando el programa ARQUINFO. Con esta información se estimó el área y el perímetro de cada fragmento. Esta información básica se utilizó para evaluar la distribución de tamaños de los fragmentos y para estimar la forma de los fragmentos, usando un índice SI. Este índice mide la desviación de

la forma de un fragmento respecto de un círculo de igual área (el valor de S_i para un círculo es siempre igual a 1). Finalmente, el grado de aislamiento de los fragmentos, se evaluó estimando la distancia (expresada en m) entre fragmentos más cercanos.

RESULTADOS

El número total de fragmentos identificados en las nueve localidades es de 185, los cuales cubren un área total de 352,2 há de bosque de ruil. El número de fragmentos por localidad es muy variable: desde 91 (La Montaña) hasta 2 (Alto Huelón y Los Ruiles). Solamente el 8% del área total de bosque se encuentra actualmente en Reservas Naturales. El resto del bosque se encuentra ubicado en predios particulares. Se encontró una correlación negativa y significativa entre tamaño de fragmento y grado de aislamiento (Spearman, $r = -0,84$, $P < 0,05$).

La distribución de tamaños de los fragmentos es claramente asimétrica, existiendo muchos fragmentos de pequeño tamaño (cerca del 70 % menor a 1 há) y comparativamente pocos de tamaño grande. Esta distribución asimétrica se repite en las otras localidades estudiadas.

El grado de aislamiento entre fragmentos es asimétrico. En efecto, aún cuando el valor medio observado para todos los fragmentos es de 55 m, las distancias se concentran preferentemente entre los 20 y 40 m (cerca del 70% del total de distancias). Este mismo patrón se repite al realizar el mismo análisis en otras localidades.

El 73% de los fragmentos estudiados (número total = 185), presenta una forma más o menos regular correspondiendo a los fragmentos de menor tamaño. Los fragmentos de mayor tamaño, son claramente irregulares. En efecto, el fragmento de mayor extensión areal (52,9 há), ubicado en la localidad de La Montaña, es el más irregular de todos.

DISCUSION

En el año 1981, la superficie estimada de bosque de ruil por Donoso & Landaeta (1981), fue de 824,8. Al año 1991, quedan solamente 353,8 há (Tabla N°1). Nuestros resultados indican que en 10 años el bosque ha sufrido cerca del 45% de desforestación. Esta drástica reducción areal se hace más grave aún, si cerca del 70% de esta área está distribuida en muchos fragmentos pequeños y, los pocos fragmentos de mayor tamaño son muy irregulares. En este último caso, es esperable un efecto borde significativo.



Todo lo anterior, sugiere que la matriz circundante (las plantaciones de Pinus radiata), está teniendo una influencia importante sobre el bosque de ruil. Primero, es probable una colonización masiva de Pinus radiata al interior de los fragmentos debido a que durante gran parte del año el follaje de las especies dominantes (ruil y hualo) está ausente (son árboles de hoja caduca). Si se considera además las habilidades competitivas que tiene Pinus radiata, es esperable que en el futuro este árbol se haga común o incluso dominante, al interior de los fragmentos. Segundo, la matriz circundante puede modificar las condiciones abióticas de los fragmentos, afectando la regeneración de las especies propias del bosque.

La descripción del patrón de fragmentación del bosque de ruil, debería ser la primera etapa de un programa de investigación asociado a este tipo forestal único. Cualquier plan de manejo orientado a su conservación y/o restauración, requerirá de la mayor cantidad de información ecológica básica de las poblaciones de las especies existentes (demografía, interacciones bióticas, condiciones abióticas prevalecientes. Dado que la mayor cantidad de este bosque se encuentra en manos privadas, la participación de este sector será fundamental para el éxito de las acciones de conservación que allí se emprendan.

RESPUESTA DEL SOTOBOSQUE A TRATAMIENTOS SILVICULTURALES
DE REGENERACION EN UN BOSQUE DE COIHUE-RAULI-TEPA-MAÑO

Harald Schmidt¹
María T. Serra¹
Alfred Kroeger¹

¹ Departamento de Silvicultura
Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales
Universidad de Chile
Casilla 9206
Santiago

RESUMEN

Se describe y evalúa la respuesta de las especies del sotobosque a 12 combinaciones de tratamientos al dosel arbóreo y en el sotobosque, realizados con el objetivo de estudiar la regeneración natural en un bosque del tipo coihue-raulí-tepa-maño ubicado en el Complejo Forestal y Maderero Panguipulli (X Región) Chile.

En 12 parcelas de 0.641 ha se prueban cuatro niveles de intervención en la cobertura del dosel arbóreo:

Testigo, sin intervención (área basal 100 m²/ha)
Corta de Protección suave (área basal 60 m²/ha)
Corta de Protección fuerte (área basal 40 m²/ha)
Corta Total en una faja de 80 m de ancho

En un diseño de parcelas divididas, cada uno de estos tratamientos al dosel arbóreo se combina con tres tratamientos en el sotobosque y suelo, estos últimos fueron repetidos consecutivamente durante cuatro años:

- Sin intervención en el sotobosque
- Corta del sotobosque
- Corta de sotobosque y escarificación (remoción superficial del suelo)

Se presentan los cambios cualitativos y cuantitativos ocurridos en la vegetación del sotobosque durante los primeros años de desarrollo después de las intervenciones. Se evalúa la vegetación en cuanto a la variación de la composición florística, frecuencia, cobertura y biomasa. La respuesta se analiza para el conjunto de especies, así como a nivel individual de cada especie en el sotobosque.

En el bosque original, la biomasa del sotobosque es de 40 t/ha. Las especies dominantes son Chusquea coleu Desv. (Colihue) y Drimys winteri Forst. var. andina (Canelillo o canelo enano), ambas con 100% de frecuencia, 60 y 53% de cobertura y 92 y 7% biomasa.

Las diversas combinaciones de tratamientos influyen en forma diferente sobre la tendencia y velocidad de desarrollo de la vegetación de sotobosque. A mayor abertura del dosel arbóreo, más vigorosa es la respuesta del sotobosque, lo que se expresa en una mayor diversidad florística, en la rapidez de la recuperación de la cobertura, así como en la producción de biomasa.

La fisonomía del sotobosque después de la corta tiende nuevamente al matorral, y luego de la escarificación del suelo tiende hacia la pradera, con una importante entrada de elementos de la pradera antropogénica.

Después de las intervenciones, únicamente en el dosel arbóreo, se mantienen en el sotobosque la fisonomía de matorral bajo y las especies originales. Las especies leñosas más importantes en la estrata arbustiva son Chusquea coleu, Drimys winteri var. andina, Azara lanceolata y Ribes magellanicum. En tanto, en la estrata herbácea predominan Alstroemeria aurianthiaca D. Don, Greigia sphacelata (R. et Pav.) Regel, Uncinia phleoides (Cav.) Pers., Viola rubella Cav., Rumex acetosella L., Agrostis tenuis Sibth., Prunella vulgaris, Plantago major, Plantago lanceolata y Holcus lanatus L.

Las existencias y la recuperación en el sotobosque difieren según los tratamientos. La producción expresada en biomasa en relación con la existencia original, varía entre un 31 y 81% en las unidades en que se ha cortado únicamente el dosel arbóreo.

La biomasa en los tratamientos con intervenciones en el sotobosque y suelo son significativamente inferiores, las unidades con tratamiento de corta del sotobosque, alcanzan entre el 5 y 14%, y las unidades con escarificación de suelo, alcanzan entre un 3 y 8% de recuperación.

1. Descripción de la zona y bosques en estudio

El bosque en estudio, pertenece al Tipo Forestal coihue-raulí-tepa, y se encuentra ubicado en la X Región de Chile, Provincia de Valdivia, en el Complejo Forestal y Maderero Panguipulli, en las cercanías de Puerto Fuy a orillas de lago Pirehueico. Las coordenadas son 71°52'34" de longitud oeste y 39°54'09" de latitud sur, a una altitud de 1.000 msnm.

Los bosques de coihue (Nothofagus dombeyi), raulí (Nothofagus alpina), tepa (Laurelia philippiana) y mañío (Saxegothaea conspicua) se ubican entre los 600-1100 msnm. Estructuralmente, presentan dos estratos arbóreos principales, el superior con alturas dominantes de 30 m se encuentra conformado por especies de luz, Nothofagus alpina (raulí) y Nothofagus dombeyi (coihue), el dosel inferior de hasta 12 m de altura, se encuentra ocupado por las especies tolerantes o semitolerantes Laurelia philippiana (tepa), Saxegothaea conspicua (mañío hembra) y Dasyphyllum diacanthoides (trevo), además de árboles jóvenes de raulí y coihue.

El dosel superior presenta un área basal de 88 m²/ha con 109 árboles por hectárea. El dosel inferior e intermedio tienen un área basal de 19 m²/ha, con 148 árboles. La cobertura de ambos doseles suman 85%.

2. Descripción del ensayo

El diseño estadístico empleado corresponde al de parcelas divididas. Se consideran 4 tratamientos al dosel arbóreo con 3 repeticiones distribuidas al azar, éstos son:

- A0: Testigo
- A1: Corta de protección suave (dejar 60 m²/ha de área basal)
- A2: Corta de protección fuerte (dejar 40 m²/ha de área basal)
- A3: Tala rasa

En cada parcela de tratamiento al dosel arbóreo se instalaron 36 subparcelas de tratamiento al sotobosque y al suelo, que corresponden a 3 subtratamientos con 3 repeticiones, que se repitieron durante 4 años :

- B0: Testigo con el sotobosque sin intervención
- B1: Corta del sotobosque
- B2: Corta del sotobosque y escarificación del suelo.

2.1 Época y periodicidad de las intervenciones

El dosel arbóreo se intervino en una sola oportunidad en el año 1980. Los subtratamientos, en tanto, se realizaron sucesivamente durante 4 años, de 1980 a 1983. En este estudio, se registra el estado de la vegetación en el quinto año, obteniéndose una secuencia temporal de parcelas con uno, dos, tres y cuatro años de desarrollo de la vegetación, después de la intervención al sotobosque.

El ensayo consta de 12 parcelas de tratamientos al dosel arbóreo de 80 x 80m, con una superficie efectiva de medición de 48 x 48m, las cuáles contienen 36 parcelas de subtratamientos de 8 x 8m. Por cada año se intervinieron 9 subparcelas dentro cada parcela de tratamiento.

Las parcelas y subparcelas en el ensayo corresponden a 4 tratamientos al dosel arbóreo x 3 repeticiones x 3 subtratamientos al sotobosque x 3 repeticiones x 4 años de aplicación de los subtratamientos. En total 432 subparcelas.

2.2 Aplicación de los tratamientos y subtratamientos

Los tratamientos al dosel arbóreo consistieron en disminuir el área basal hasta los niveles definidos para cada tratamiento mediante volteo, dejando un dosel homogéneamente distribuido.

La corta del sotobosque (B1) se realizó a nivel del suelo con desbrozadora y machete, eliminándose y despejando toda la estrata arbustiva.

La escarificación del suelo (B2) consistió en remover e incorporar la hojarazca en el suelo superficial. Se extrajeron las raíces remanentes de la corta del sotobosque.

Las subparcelas con subtratamientos testigo (B0), en las parcelas con tratamientos al dosel arbóreo (A1, A2, A3) presentan una modificación aleatoria en el sotobosque debido al efecto de la explotación realizada en 1980. Por lo tanto solo las subparcelas que presentan tanto el estrato arbóreo como el sotobosque sin intervenir (A0 B0), corresponden al sotobosque en sus condiciones originales.

2.3 Evaluación del Efecto de los tratamientos y subtratamientos en el sotobosque

El análisis de este trabajo se basa en la información obtenida en terreno sobre la estrata herbácea y la arbustiva que conforman el sotobosque. El muestreo se realizó en una sola oportunidad, al final del período de crecimiento vegetativo, en 1984, registrando:

- la composición florística
- la frecuencia por especie, a través del porcentaje de presencia de la especie en el total de las subparcelas
- la cobertura individual de cada especie
- la cobertura de todas las especies en su conjunto
- la biomasa o fitomasa de la parte aérea de las plantas, cuantificada como el peso seco a 105°C

En el muestreo y el análisis posterior se separaron las plantas del sotobosque en estrata herbácea y arbustiva. La estrata arbustiva incluye a los arbustos, las cañas leñosas y la regeneración de los árboles.

Para la obtención de la biomasa se empleó un muestreo sistemático. En cada una de las 432 subparcelas fueron cosechadas 2 superficies de muestreo de 1 x 1 m para la estrata arbustiva y, dentro de cada una de éstas, una de 0,5 x 0,5 m, para la estrata herbácea.

El material cosechado en la estrata herbácea fué procesado en laboratorio para la determinación de la biomasa. En tanto, para la estrata arbustiva, en terreno fue registrado el peso verde y en laboratorio se pudo determinar la relación peso seco (PS) - peso verde (PV). Para ello se escogió la función, con la cuál se obtuvieron buenas correlaciones, $PS = PV * a$, en la cual a es la pendiente de la recta.

3. Descripción del sotobosque original

El sotobosque original presenta una estructura vertical compuesta por dos estratas, con fisonomía de matorral. La primera estrata es de colihue de 2-4 m, con coberturas entre 50-100%, que acumula casi la totalidad de la biomasa del sotobosque. La segunda estrata está formada por canelillo, que no sobrepasa 1 m de altura, de cobertura similar al anterior, pero su biomasa es considerablemente menor. La disposición horizontal es de tipo mosaico.

La diversidad florística es relativamente baja. En tanto, la biomasa en el bosque original es muy alta. El 99% de la fitomasa corresponde a la estrata arbustiva, en la cuál el 92% corresponde a colihue. La biomasa del sotobosque en el bosque original es de 40.038 kg/ha.

Se aprecia la alta frecuencia de colihue y canelillo, siendo las especies dominantes junto a corcolén, este último con baja cobertura, las restantes especies de la estrata arbustiva presentan coberturas muy bajas. La estrata herbacea presenta baja cobertura y frecuencia. Las especies de ambas estratas corresponden a elementos propios de la comunidad vegetal en estudio.

Cuadro N°1

Biomasa, cobertura y frecuencia de las especies del sotobosque en el bosque sin intervención (A0B0)

Espece	Biomasa Kg/ha	%	Cobertura %	Frecuencia %
Arbustos				
1.Colihue	37.075	92	60	100
2.Canelillo	2.653	7	53	100
3.Corcolén	207	<1	5	78
4.Parrilla	15	<1	<1	11
5.Chilco	10	<1	<1	11
6.Lumilla	8	<1	1	44
7.Leñadura			<1	22
8.Trevo			<1	11
Subtotal	39.968	100		
Herbaceas				
1.Estrellita	60	<1	<1	33
2.Paja cortadora	9	<1	<1	11
3.Cacho de cabra	1	<1	1	44
4.Lirio			<1	11
5.Dioscorea			<1	11
6.Violeta			<1	11
7.Chupón			<1	11
Subtotal	70	<1		

4. Reacción de la vegetación del sotobosque

Las distintas combinaciones de tratamientos influyen en forma distinta sobre la tendencia y velocidad de desarrollo de la vegetación del sotobosque.

A mayor abertura del dosel arbóreo, más vigorosa es la respuesta del sotobosque, lo que se refleja en una mayor diversidad florística con entrada de especies heliofilas y pioneras, en la rapidez de la recuperación de la cobertura, así como en la producción de biomasa.

La biomasa tiene una fuerte dependencia del sitio. Las relaciones de humedad, luminosidad y temperatura, modificadas por los tratamientos silviculturales, se reflejan en la recuperación de la biomasa del sotobosque.