

UN MODELO DE GESTIÓN PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD FORESTAL EN RENOVALES DE ROBLE-RAULÍ-COIGÜE

Yasna Rojas Ponce¹
Fernando García Robredo²
Mauricio Ruiz-Tagle Molina³

RESUMEN

Los bosques naturales son esenciales para la obtención de madera y otros bienes, así como para la provisión de una serie de servicios ecosistémicos, tales como la regulación del régimen hidrológico, la conservación del suelo, el mantenimiento de la biodiversidad, la fijación de carbono atmosférico para la regulación de cambios climáticos a nivel global y las oportunidades para la recreación y el turismo. Los sistemas adecuados de planificación forestal que consideran la capacidad multiuso del bosque permiten compatibilizar la producción maderera con el mantenimiento o incremento de estos servicios ecosistémicos.

En este trabajo se desarrolla un modelo de gestión de renovales de Roble-Raulí-Coigüe que permite valorar económicamente la producción de madera y el mantenimiento de la biodiversidad. El valor de la biodiversidad se obtiene de un modelo apropiado de gestión y asignación de usos, basado en la programación lineal, que incorpora restricciones relativas a la producción de madera y al mantenimiento de la biodiversidad.

El área de estudio comprende los bosques de renovales de Roble-Raulí-Coigüe de la comuna de Lanco (Región de Lagos, Chile). Para el desarrollo del modelo se ha utilizado la información generada en un proyecto de inventario forestal (ejecutado por el INFOR en 2001) que incluyó variables ambientales.

La metodología considera el cálculo de indicadores de biodiversidad forestal que se calculan para las especies arbóreas (Índice de Shannon – Wiener e Índice de Estructura horizontal que se basa en la desviación típica y asimetría del DAP). El horizonte de planificación es de 100 años, dividido en períodos de 5 años. El modelo incluye diversas opciones de manejo, tanto sin intervención hasta la cosecha, como con distintos esquemas de manejo, con raleos que consideran varios niveles de extracción del área basal, siempre de acuerdo a las Normas de Manejo para renovales de este tipo forestal.

Finalmente, los resultados obtenidos apuntan a las estrategias óptimas de gestión en estas masas cuando se plantea como objetivo la consecución de un determinado nivel de biodiversidad.

SUMMARY

Natural forests are of the utmost importance for the production of timber and other goods, as well as for the provision of a number of different environmental services such as water flow regulation, soil conservation, biodiversity maintenance, atmospheric CO₂ sequestration for climate regulation at the global level, and opportunities for recreation and tourism. An adequate multiple-use forest planning system allows harmonizing timber production and ecosystem service maintenance and improvement.

¹ Departamento Economía y Gestión Forestal, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Universidad Politécnica de Madrid, España. (Estudiante Doctorado), Investigadora INFOR Chile. yrojas@infor.cl

² Departamento Economía y Gestión Forestal, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Universidad Politécnica de Madrid, España. fernando.garcia.robredo@upm.es

³ Instituto de Informática, Universidad Austral de Chile. mruiztag@uach.cl

This paper deals with the development of a multiple-use forest management model for second-growth natural forests of Roble-Raúl-Coigüe to be used in the valuation of timber production and biodiversity maintenance. The value of biodiversity is derived from a land use allocation and management model based on a linear programming approach which incorporates constraints regarding timber production and biodiversity levels.

Forests of the case study are located in the commune of Lanco (Los Lagos Region, Chile), and the basic information used in the development of the model was generated in a forest inventory project (executed by INFOR in 2001) that included environmental information.

The methodology involves the calculation of biodiversity indicators (Shannon – Wiener index and a horizontal structure index based on dbh standard deviation and asymmetry). Planning horizon is 100 years divided into 5-year periods. Stand growth has been modelled with the functions and projections calculated in the forest inventory of the commune. The model considers several forest management options like a non-intervention regime, and a number of thinning-based management schemes, with different intensity levels. Thinnings considered in this work conform to the management rules in force for this kind of forest.

Finally, the results obtained point to the optimal management strategies for these stands when a given level of biodiversity is to be obtained.

INTRODUCCION

En Chile, los recursos forestales constituyen un importante capital, desde el punto de vista económico, ambiental y social. Aun cuando la economía forestal del país se sustenta en las plantaciones forestales, que ocupan 2,1 millones de hectáreas y aportan el 95 % de la materia prima utilizada en la industria forestal, los bosques naturales abarcan 13,43 millones de hectáreas, de las cuales 5,13 millones no tienen restricciones para la producción, y desempeñan un papel fundamental en la obtención de madera y otros bienes, así como en la provisión de servicios ecosistémicos.

Dentro de estos servicios ecosistémicos la conservación de la diversidad biológica de los bosques ocupa un lugar central, no solo como imprescindible para la conservación de la naturaleza, sino como uno de los componentes esenciales para la gestión forestal sostenible.

Una parte importante de los bosques naturales sin restricciones de producción corresponden a renovales, que son bosques de segundo crecimiento, de edades entre 40 y 80 años, con un gran potencial de crecimiento y dominados por las especies del género *Nothofagus*. Estos bosques son muy puros, con relativamente baja diversidad de especies debido a su estado sucesional juvenil y a la alta competencia existente entre los árboles, que limita el desarrollo de doseles inferiores. Este recurso es de gran importancia, puesto que son bosques naturales que responden bien al manejo forestal y cuyas especies *Nothofagus* son de gran importancia económica, por lo cual se convierten en un atractivo recurso para gestionar.

En Chile, no se han realizado estudios acerca de la biodiversidad forestal y su relación con la gestión forestal, sin embargo, existe amplia información sobre el comportamiento de las masas forestales naturales. Se han desarrollado importantes proyectos que han permitido tener una adecuada caracterización de los bosques naturales y establecer una base cuantificable de bienes y servicios del bosque destacándose los proyectos FDI-CORFO “Desarrollo y aplicación de alternativas de manejo para el abastecimiento continuo de bienes y servicios” (INFOR, 2003), Catastro de los Recursos Vegetacionales de Chile (CONAF y CONAMA, 1999) y “Caracterización productiva de los recursos forestales nativos de las regiones IX y X de Chile” (INFOR, 2004).

Por otra parte, desde el punto de vista metodológico, una de las herramientas utilizadas para el desarrollo de modelos adecuados de gestión, es la programación matemática, en particular, la programación lineal. En Chile, durante los últimos años, se han desarrollado diversos modelos de programación lineal, principalmente para la gestión privada de las plantaciones forestales, y para los estudios de proyección de disponibilidad nacional de madera proveniente de plantaciones.

Por otra parte, la diversidad de los ecosistemas forestales ha concitado gran atención, especialmente en los ecosistemas que son objeto de aprovechamiento y uno de los desafíos que debe enfrentar la gestión forestal es cómo se puede traducir la idea de biodiversidad a nivel de ecosistema en medidas concretas que propicien una mejor ordenación de los ecosistemas forestales (Kapos y Iremonger, 1998; McNeely, 2002).

OBJETIVOS

A partir de los antecedentes de los renovales de Roble-raulí-Coigüe de la comuna de Lanco, el trabajo tiene como objetivo general analizar la factibilidad de desarrollar un modelo de gestión basado en programación lineal, analizando el comportamiento de la diversidad forestal en el horizonte de planificación y considerando las actuales pautas de manejo que dicta la normativa para este tipo de bosques. Los objetivos específicos son:

- Caracterizar la biodiversidad en renovales de Roble-Raulí-Coigüe.
- Definir los objetivos de manejo y ordenamiento de los renovales en estudio.
- Recopilar, armonizar y procesar los datos necesarios para la construcción del modelo de gestión.
- Formular un modelo de programación lineal, identificando variables de decisión y restricciones básicas para un manejo sustentable.
- Analizar las implicaciones de considerar las restricciones de mantenimiento de biodiversidad en la gestión de los renovales de Roble-Raulí-Coigüe.

ANTECEDENTES GENERALES

Los bosques de *Nothofagus* que incluyen las especies Raulí (*Nothofagus alpina*) y Roble (*Nothofagus obliqua*), se distribuyen aproximadamente entre los 34°S y 41°S, ocupando amplias áreas en la Cordillera de los Andes y de la Costa. La especie Coigüe (*Nothofagus dombeyi*) se distribuye desde los 35°S hasta la zona austral del país (INFOR, 1996). Estas tres especies del género *Nothofagus* tienen la característica pionera de ocupar el estrato superior por su rápido crecimiento inicial en altura. En consecuencia, los bosques de segundo crecimiento están dominados actualmente en su estrato superior por Raulí, Roble y Coigüe. Árboles de mayor tolerancia a la sombra que pertenecen al mismo tipo forestal, ocupan estratos intermedios y suprimidos de los rodales. De acuerdo al Reglamento Técnico del Decreto Ley 701 (Decreto Supremo N° 259 de 1980), el tipo forestal Roble-Raulí-Coigüe se define como tal si se encuentra representado por la presencia de cualquiera de las 3 especies (Roble, Raulí, Coigüe) o una combinación de ellas, constituyendo la asociación, o cualquiera de estas especies por sí sola, más del 50% de los individuos por hectárea con un diámetro no inferior a 10 cm, medidos a 1,30 m de altura.

Los renovales presentan una composición y estructura mucho más simple que el bosque adulto, es decir, presentan menor variabilidad en la cantidad de especies y las clases diamétricas tienden a concentrarse en un rango definido. En el caso del tipo forestal Roble-Raulí-Coigüe, los renovales jóvenes que están en proceso de establecimiento y alta competencia no tienen regeneración de *Nothofagus*. Presentan, además, la etapa de más rápido crecimiento en la formación de un bosque (Donoso, 1993; Donoso *et al.*, 1993). Aun cuando los renovales presentan una apariencia más homogénea que el bosque adulto, la distribución y densidad del bosque son variables. La distribución puede presentarse al azar y/o agrupada, afectando entonces la densidad local, sin embargo, esta variabilidad es mínima si se compara

con la de un bosque adulto maduro, donde además, aparecen muchas más especies, diferentes edades y una estructura más compleja con gran variabilidad en los diámetros (Martínez, 1999).

La dinámica de regeneración de los renovales de *Nothofagus* estaría determinada por perturbaciones naturales de gran escala como deslizamientos por sismos o caídas masiva por efectos del viento. En ausencia de factores exógenos, tales como terremotos y volcanismos, movimientos de glaciares, viento e incendios y herbivoría, prevalecerían los cambios autogénicos, dando paso a un proceso sucesional que favorecería a las especies tolerantes (Veblen y Ashton, 1978 y Veblen *et al.*, 1980, 1981 y 1996 citados por Grosse y Quiroz, 1999; Uebelhör, 1984 citado por Grosse y Quiroz, 1999).

Métodos de silvicultura para bosques secundarios de *Nothofagus*

Existen diversas experiencias prácticas documentadas que se han desarrollado en bosques de segundo crecimiento y en plantaciones con Roble, Raulí y Coigüe, las que han permitido definir posibles acciones silviculturales, destacándose el Criterio del Árbol Futuro y el Raleo Selectivo con criterio biológico, el primero considera según grado de importancia: *vitalidad, calidad fustal y espaciamiento* en el manejo del rodal como criterios fundamentales del raleo (Grosse y Quiroz, 1999) y el segundo define como una mezcla de raleo por lo alto, medio y por lo bajo, con parámetros de selección que responden a una evaluación individual árbol a árbol, en función de la especie, calidad (forma y sanidad), competencia de copas (intra e interespecífica), competencia fustal, grado de tolerancia a la sombra y de presencia de huecos o claros en el bosque (Martínez, 1999) .

Actualmente se encuentran en vigencia las Normas de Manejo para Raleo de Renovales del Tipo Forestal Roble-Raulí-Coigüe, y son pautas silviculturales de manejo aplicable a los renovales de este tipo. Se pueden acoger a esta norma rodales de hasta 20 hectáreas, cuya sumatoria total de rodales debe ser menor o igual a 500 hectáreas por predio, de los siguientes subtipos forestales: Renovales de Roble-Raulí, Renovales puros de Coigüe, Renovales de Roble-Raulí que incluyen Coigüe, Renovales de Roble-Raulí con especies tolerantes y Renovales de Coigüe con especies tolerantes. Para que los renovales de Roble-Raulí-Coigüe puedan acogerse a esta norma, deben presentar una altura media mayor o igual a 1,3 metros y un diámetro medio cuadrático (DMC) menor o igual a 35 cm.

Es importante considerar que prácticamente todos los renovales se están interviniendo tardíamente, lo cual implica tomar todas las precauciones para no desestabilizar los rodales a través de raleos muy fuertes. También existen situaciones de bosques de segundo crecimiento empobrecidos respecto a su composición de especies y calidad por la acción antropogénica (Grosse *et al.*, 1996).

Diversidad Biológica

La diversidad biológica significa la variabilidad entre organismos vivientes de todas las fuentes, incluye la diversidad dentro de las especies, entre especies y de ecosistemas (CBD, 1992). Este concepto es de gran complejidad, principalmente en lo que respecta a su cuantificación, actualmente en la práctica sólo componentes limitados de biodiversidad pueden ser medidos.

Es importante reconocer que la biodiversidad no es sólo riqueza de especies, aun cuando la mayor parte de las definiciones se enfocan en esto. El objetivo del mantenimiento de la biodiversidad se relaciona estrechamente con algunos otros objetivos tales como el mantenimiento de ecosistemas o la integridad biótica, o asegurando la sustentabilidad del manejo de recursos naturales (Roman *et al.*, 2001; Hunter, 2004). Analizando la biodiversidad en un enfoque ecosistémico, Crow *et al.* (1994) identificaron un modelo que denominaron diversidad ecológica, el cual interrelaciona tres subgrupos de diversidad: diversidad composicional, diversidad estructural y diversidad funcional. La diversidad composicional se refiere a los elementos fundamentales de la diversidad, las especies, así como la genética, y las comunidades y ecosistemas que proveen su contexto. La diversidad estructural se refiere a cómo los

elementos de la diversidad se ordenan en relación a cada uno de los otros en el tiempo y el espacio; así la diversidad estructural incluye el tamaño, forma y distribución de especies, hábitat y comunidades a través del paisaje y patrones de cambio sucesional. La diversidad funcional es caracterizada por procesos ecológicos, tales como ciclo de nutrientes, descomposición, flujo de energía y reflexiones a nivel trófico. La diversidad funcional también incluye la variación temporal y las intensidades de perturbaciones naturales que muchas especies y comunidades requieren para persistir.

Cada uno de los tipos y niveles de biodiversidad puede ser expresado a una escala espacial y temporal. A escala espacial, es particularmente relevante el manejo, porque las estrategias que favorecen la diversidad local pueden resultar en una disminución en la diversidad regional (Crow, 1990 citado por Roberts y Gilliam, 1995). En el caso de la escala temporal, también se pueden evaluar cambios en la biodiversidad. Por ejemplo, la diversidad composicional puede mostrar patrones distintivos durante los diferentes estados serales de la sucesión de acuerdo a cambios en las interacciones competitivas que pueden ser muy complejos (Oliver y Larson, 1990). Un rodal forestal experimentará varios de estos diferentes procesos que afectan a la diversidad al mismo tiempo (Roberts y Gilliam, 1995). El tipo de diversidad, nivel de organización biológica y escalas espaciales y temporales debe ser claramente especificado antes de intentar realizar cualquier valoración de la biodiversidad.

Los índices de diversidad han sido usados a menudo en investigación ecológica, para caracterizar la diversidad de especies, en relación a la conservación de la naturaleza y el monitoreo ambiental (Magurran, 1989; Spellerberg, 1991). En los últimos años estos índices han atraído la atención en investigación de manejo forestal, y han sido aplicados para expresar la diversidad en la distribución espacial, características de los árboles y competencia en los rodales (Heusèrr, 1998). Crow *et al.* (1994) señalan que el manejo forestal es a una escala de paisaje, lo cual involucra el tamaño, la distribución y configuración de las unidades biológicas y de los vínculos entre ellas. Desde la perspectiva de manejo forestal las preguntas y conceptos de diversidad biológica son dirigidos primero como diversidad de especies y segundo como diversidad de hábitat (Kuusela, 1998; Davis *et al.*, 2001).

Gestión de bosques y modelos de optimización

Tradicionalmente, al evaluar el recurso bosque, se evalúa desde el punto de vista de la producción de madera, lo cual se hace a través de inventarios de crecimiento, generando funciones, y estableciendo los posibles productos entre los cuales se destaca madera pulpable, aserrable y debobinable. Esta información por sí misma no es adecuada para la evaluación y predicción de resultados ecológicos. Se requiere información adicional que permita evaluar y predecir cambios en hábitat, biomasa, infiltración del agua, procesamiento de carbono, características visuales y otros resultados ecológicos (Davis *et al.*, 2001).

El enfoque de mantener la sustentabilidad en los ecosistemas forestales se ha desarrollado bastante en los modelos de gestión y planificación considerando restricciones que incorporan la regulación del inventario final, la regulación del flujo de madera durante el horizonte de planificación, la regulación del flujo de caja y la regulación del inventario por clases de edades. Un buen resumen de situaciones tipo se puede encontrar en Davis *et al.* (2001) y Buongiorno y Gilles (2003). El modelamiento del recurso desde el punto de vista productivo maderero y otros usos múltiples ha sido abordado por distintos autores, Paredes y Brodie (1988), incorporan restricciones ambientales en un modelo de programación lineal; Bertomeu y Romero (2001) proponen el desarrollo de un modelo que incorpore la biodiversidad con estructura de programación por metas mixta entera y Nalle *et al.* (2004) desarrollan un método que combina un modelo económico y ecológico, este último desde el punto de vista de la conservación de especies.

MATERIAL Y MÉTODO

El área de estudio se localiza en la comuna de Lanco (X Región de Chile) en la superficie cubierta por renovales del tipo forestal *Roble-Raulí-Coigüe*. La información base del presente trabajo proviene del inventario forestal realizado por el Proyecto FDI-CORFO "Desarrollo y aplicación de alternativas de manejo para el abastecimiento continuo de bienes y servicios" (INFOR, 2003) y del Catastro de los Recursos Vegetacionales de Chile (CONAF y CONAMA, 1999). La superficie total de renovales de *Roble-Raulí-Coigüe* de la comuna de Lanco es de 7.976,6 ha (Cuadro 1). La superficie factible de manejar son 6.867 hectáreas y se obtuvo descontando un buffer de 30 metros a los cursos de agua, y la superficie con pendiente superior a 45 %, esta información se unió con la información de propiedad predial, para obtener las unidades de manejo, que totalizaron 729 unidades. El tamaño medio del rodal es de 9,42 hectáreas, existen 107 rodales con una superficie menor a 0,5 ha y solo 94 rodales con superficies mayores a 20 ha.

Cuadro 1. Existencias de renovales de Roble-Raulí-Coigüe de la comuna de Lanco según tipo de cobertura

Tipo cobertura	Volumen bruto medio (m ³ ssc)	Área basal promedio (m ² /ha)	Nº de árboles/ha promedio	Superficie (ha)	Error volumen (%)
Renoval abierto	210,26	26,57	683	732,7	S/I
Renoval semidenso	214,66	27,21	798	5.223,7	18,2
Renoval denso	280,69	35,79	1.050	2.020,2	24,5
A nivel comunal	232,16	29,48	864	7.976,6	10,4

Fuente: INFOR (2003)

Análisis de la biodiversidad

El análisis de la biodiversidad se realiza de acuerdo a un enfoque de ecosistema según Crow *et al.* (1994), considerando un análisis de la biodiversidad composicional y estructural. Para este estudio de caso se considera solamente las especies del estrato arbóreo. Se establecieron dos etapas en el análisis de la biodiversidad, en la primera etapa este análisis se desarrolló con la información de las parcelas de inventario del recurso, en una segunda etapa se seleccionaron algunos de los índices descritos en la primera para ser calculados en los rodales del modelo.

En la primera etapa se calcularon para la diversidad composicional los siguientes índices: Riqueza específica, Índice de Diversidad de Margaleff, Índice de Diversidad de Menhinick, Índice de Diversidad de Berger – Parker e Índice de Shannon-Wiener. Para la biodiversidad estructural se consideró la estructura horizontal y vertical. En una segunda etapa se seleccionaron dos índices, los más representativos y más usados para ser evaluados en el modelo, el Índice de Shannon-Wiener y el Índice de estructura horizontal (Cuadro 2). El primero expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección (Peet, 1974; Magurran, 1989), a mayor valor mayor biodiversidad. El segundo se determina de acuerdo a la desviación típica del DAP, a mayor desviación típica, mayor biodiversidad.

Cuadro 2. Índices de biodiversidad

Índice	Fórmula	Variables
Índice de Shannon-Wiener (ISW)	$ISW_i = - \sum_{i=1}^{N_e} P_i \ln(P_i)$	P_i : Abundancia relativa de una especie en la unidad muestral $i = n_s/N$ N_e : Número de especies presentes n_s : Número de individuos de la especie "s" N : Número total de individuos
Índice de estructura horizontal (IDH)	$IDH = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (d_i - \bar{d})^2}{n - 1}}$	n : número total de árboles en la parcela d_i : diámetro de cada árbol en la parcela $\bar{d}$: diámetro medio de la parcela

Proyecciones de crecimiento

Para poder hacer la planificación del recurso asociado a los renovales de Roble-Raulí-Coigüe, es necesario proyectar el crecimiento, para la primera rotación se utilizaron funciones de crecimiento desarrolladas en el marco del proyecto INFOR tales como función de sitio, edad, proyección de área basal, número de árboles por hectárea (mortalidad natural), proyección de altura dominante y proyección de volumen total. Los datos de crecimiento fueron obtenidos de tarugos de crecimiento que se extendieron hasta por 6 años (los últimos 6 años de crecimiento), por lo tanto, las proyecciones obtenidas asumen que las condiciones que generaron el crecimiento de los últimos años, se mantendrán constantes en los próximos años (INFOR, 2003). Esto determina que la información debe ser usada con precaución, no obstante, la información es la más adecuada para el sitio en estudio. Ante la imposibilidad de proyectar las mismas funciones de crecimiento en la segunda rotación, se consideró la utilización de incrementos medios para las principales variables de crecimiento según la bibliografía con el fin de modelar la biodiversidad en la gestión del rodal. Una vez proyectados los crecimientos de los rodales en el tiempo, fue necesario aplicar el método de recuperación de parámetros, que permitiera reconstruir la tabla de rodal desde los parámetros agregados del rodal y así conectar el raleo por porcentaje de área basal con el número de árboles remanentes, este procedimiento se realizó de acuerdo a lo desarrollado por INFOR (2003).

Opciones de manejo

El objetivo de manejo definido para el recurso es la producción maderera. La definición de las opciones de manejo factibles de realizar en los bosques de renovales se realizó tomando en cuenta las disposiciones legales. De esta manera se definen tres alternativas de manejo: manejo intensivo, manejo extensivo y sin manejo, las dos opciones que consideran manejo se basan en las normas de manejo para el raleo de renovales del tipo forestal Roble-Raulí-Coigüe. El manejo intensivo extrae 40 % del área basal y el extensivo 20 % del área basal, en ambos casos los raleos son proporcionales al número de individuos de cada clase diamétrica. El momento de la cosecha se define en función del último raleo posible y se consideran tres momentos de cosecha 5, 10 y 15 años después del último raleo, quedando así tres secuencias de manejo. Posterior a la cosecha la regeneración se realizará por plantación, con una densidad de plantación de 2.200 plantas por hectárea, densidad que se ajusta a la mayoría de los estudios en este tipo forestal (Donoso *et al.*, 1999). La opción sin manejo no considera raleos y la tala rasa se realiza a una edad mínima de 60 años y una máxima de 80. Estas edades de cosecha se basan en la situación actual de los renovales en Chile, cuyas edades varían entre los 40 y 80 años. La regeneración se define de manera similar a las opciones con manejo. Para la evaluación económica se consideró una tasa de interés del 10 % y tres tipos de productos: pulpable, aserrable y debobinable, con sus respectivos destinos.

Información de biodiversidad a rodales

Para el cálculo de cada uno de los índices de biodiversidad, el paso de la información de las parcelas a los rodales se realizó de la siguiente forma:

- Índice de Shannon-Wiener: en una primera etapa se determinó el número de especies presentes en los rodales a partir de los datos del Catastro de Recursos Vegetacionales, que describe hasta 6 especies dominantes. Esta información fue comparada con los resultados obtenidos en las parcelas de inventario, teniendo características muy similares. En una segunda etapa, a partir de la información del inventario se clasificaron las parcelas por número de especies y categorías de densidad (1: < a 350, 2: 350 – 550, 3: 550 – 800, 4: 800 – 1200, 5: 1200 – 1850 y 6: > 1850), calculándose valores promedio para cada categoría, se asumió que el número de especies no variará en el tiempo y que la proporción de individuos por especie cambiará de acuerdo al cambio de número de árboles por hectárea. Para el caso de rodales sin manejo se asimilarán las mismas proporciones obtenidas en las parcelas y para el caso de los rodales con manejo se considerará la proporción de individuos por especie de acuerdo a lo señalado por las normas de manejo (Cuadro 3), de tal manera que la proporción de árboles de selección corresponde a los *Nothofagus*, y la proporción de árboles secundarios a las especies tolerantes acompañantes. Así, si un rodal tiene un número de especies igual a cuatro, una especie será *Nothofagus* y las otras tres se dividirán en partes iguales para la proporción de árboles secundarios.

- Índice de estructura horizontal, se calculará en cada período a partir de la tabla de rodal.

Cuadro 3. Número de pies a dejar en los rodales para subtipos “Roble-Raulí”, “Roble-Raulí que incluyen Coigüe” y “Roble-Raulí con especies tolerantes” (CONAF, 1994) con cálculo de proporción de individuos

DMC (cm)	Densidad mínima (Nº pies/ha)	Cantidad mínima a dejar (Nº pies/ha)			Proporción de árboles a dejar (%)	
		Total	Árboles de selección	Árboles secundarios	Árboles de selección	Árboles secundarios
5 – 9,9	2.820	1.842	602	1.240	0,327	0,673
10 – 14,9	1.842	1.203	483	720	0,401	0,599
15 – 19,9	1.203	786	387	399	0,492	0,508
20 – 24,9	786	513	310	203	0,604	0,396
25 – 29,9	513	332	249	83	0,750	0,250
30 – 35,0	332	250	200	50	0,800	0,200

Formulación del modelo de optimización

Para la formulación del modelo de programación lineal se definió un horizonte de planificación de 100 años y períodos de 5 años. Para el modelo base se consideró el Modelo I de Johnson & Scheurman (1977) que permite mantener la identidad de los rodales durante el horizonte de planificación, lo que es útil para modelar comportamientos locales (de un rodal o de un grupo de rodales) en el tiempo, de los distintos índices de biodiversidad a utilizar. La función objetivo maximiza el valor actual neto, teniendo en cuenta restricciones de flujo de volumen, y de mantenimiento de la biodiversidad. La formulación del modelo considera la siguiente función objetivo:

Max.

$$\sum_{i=1}^{732} \sum_{q=1}^{R_i} d_{iq} * X_{iq}$$

Donde:

d_{iq} : Valor actual (VNP) [\$/ha] de una hectárea del rodal “i” asignada a la secuencia de manejo “q”.
 X_{iq} : Superficie del rodal “i” asignada a la secuencia de manejo “q”.

- Sujeto a las restricciones de superficie del rodal:

$$\sum_{q=1}^{R_i} X_{iq} = AREA_i \quad i = 1, \dots, 732$$

$AREA_i$: Superficie total del rodal “i”.

Donde:

Además, se incorporan restricciones que permiten la cuantificación de las actividades (o productos) que se desea regular en el tiempo:

- Cuantificación del volumen de madera

$$\sum_{i=1}^{732} \sum_{q=1}^{R_i} \text{rend}_{iqkj} * X_{iq} - V_{kj} = 0 \quad k = 1, \dots, 3; \quad j = 0, \dots, 20$$

Donde:

rend_{iqkj} : Rendimiento en volumen [m³/ha] de producto tipo “k” obtenido del rodal “i” en el período “j” por raleo o tala rasa, al ser asignado a la secuencia de manejo “q”.

V_{kj} Volumen (m³) del producto tipo “k” obtenido en el período “j”.

- Cuantificación de la superficie con niveles mínimos de un índice de biodiversidad específico

$$\sum_{i=1}^{732} \sum_{q=1}^R \text{bdr}_{nixqj} * X_{iq} - I_{nxj} = 0$$

n = nivel mínimo a cuantificar para índice x
 x = código del índice de biodiversidad
 $j = 0, \dots, 20$

Donde:

bdr_{nixqj} : 1: Si el rodal “i” con secuencia de manejo “q”, tiene en el período “j” un índice “x” igual o superior al valor “n”.
 0: En caso contrario

I_{nxj} Superficie (ha) que en el período “j” presenta un valor igual o superior a “n” para el índice de biodiversidad X

De este modo, se configuraron restricciones adicionales que utilizan las variables de cuantificación de volumen de madera y de superficie con niveles mínimos de índices de biodiversidad, para la regulación de los respectivos niveles en el tiempo. Los umbrales de los índices de biodiversidad se fijaron de acuerdo a los valores medios obtenidos en las parcelas de inventario.

RESULTADOS Y DISCUSION

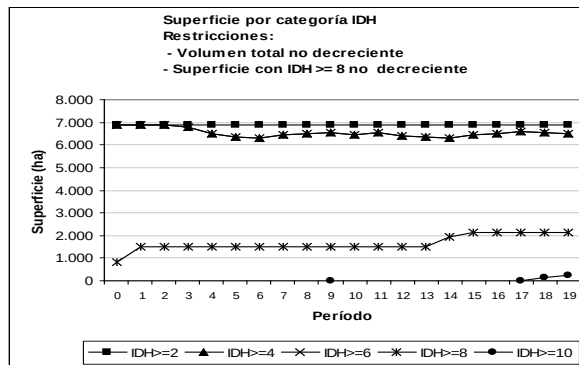
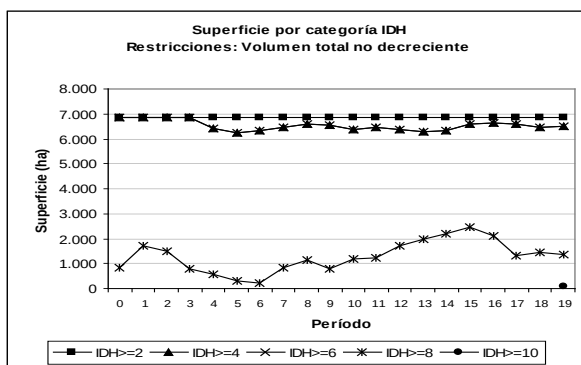
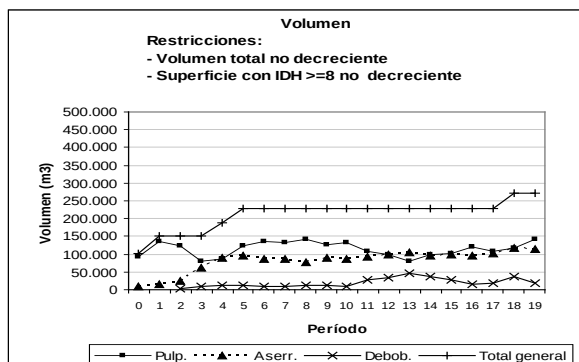
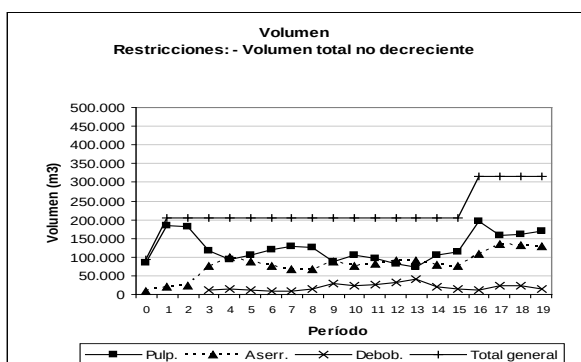
Los resultados obtenidos a partir del modelo en ocho escenarios distintos se resumen en el Cuadro 4. El escenario 1 es un escenario base sin regulación donde se alcanza un valor total de la función objetivo de 4.007 miles US\$. El escenario 2 incorpora la restricción de volumen total no decreciente y la función objetivo tiene una disminución del 7 %. Al analizar los escenarios con restricciones de biodiversidad (Escenario 3, 5 y 7) la función objetivo disminuye en mayor porcentaje, siendo la mayor disminución en el escenario 5 que considera la restricción de mantener una superficie no decreciente que tenga un valor de índice de Shannon-Wiener (ISW) mayor o igual a 1,0 provocando una disminución de un 20 % del valor de la función objetivo en un escenario sin restricciones.

En el escenario 4 se considera una restricción en que se pide una superficie no decreciente con ISW mayor o igual a 1,2 obteniéndose una solución infactible. Al relajar esta exigencia a una categoría de ISW mayor o igual a 1,0, el modelo encuentra una solución factible (escenario 5). Sin embargo, al combinar esta última restricción con la de volumen no decreciente (escenario 8) o con la superficie no decreciente con índice de estructura horizontal (IDH) mayor o igual a 8 (escenario 6), la solución se presenta infactible, lo que permite suponer el alto nivel de exigencia que da al modelo la restricción de mantener superficie no decreciente con un ISW mayor o igual a 1,0.

Cuadro 4. Valor de la función objetivo para distintas restricciones.

Escenario	Volumen total no decreciente	Superficie IDH >= 8, no decreciente	Superficie IDH >= 1.2, no decreciente	Superficie ISW >=1.0, no decreciente	Valor Función Objetivo [miles US\$]
Escenario 1					4.007
Escenario 2	X				3.740
Escenario 3		X			3.400
Escenario 4			X		infactible
Escenario 5				X	3.186
Escenario 6		X		X	infactible
Escenario 7	X	X			3.206
Escenario 8	X			X	infactible

En la comparación entre el escenario 2 (volumen no decreciente) y el escenario 7 (volumen no decreciente y superficie no decreciente con IDH mayor o igual a 8) (Figura 1), se observa cómo afecta a la solución óptima (volumen, superficie por categoría IDH, superficie por categoría ISW) el grupo de restricciones de biodiversidad de estructura horizontal incorporadas en el modelo. En particular, al observar el efecto en el volumen, el escenario 7 extrae menor cantidad de volumen en los primeros períodos del horizonte temporal, y luego aumenta esta cantidad a un nivel mayor que el flujo de volumen del escenario 2. Por otra parte, al ver el efecto en el volumen de los distintos tipos de productos, la distribución temporal del volumen pulpable (procedente en su mayoría de raleos) se ve alterada, con una disminución drástica en los períodos 1, 2 y 16, probablemente debida a la reducción de los raleos con el fin de mantener el nivel de biodiversidad horizontal requerido.



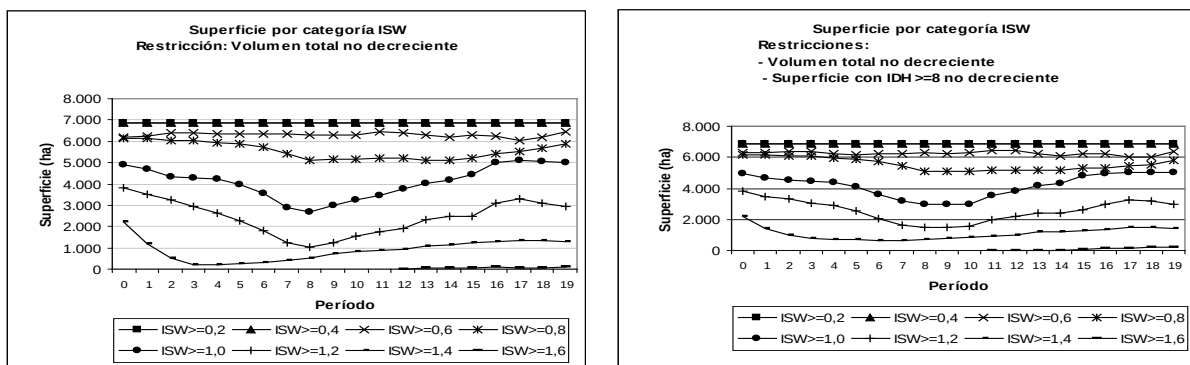


Figura 1. Comparación de los escenarios 2 y 7

La Figura 2 muestra la evolución de la superficie por categoría de IDH en los escenarios 1, 3 y 5 y pone de manifiesto que la restricción sobre el valor mínimo del índice de Shannon tiene una influencia mayor que la restricción sobre el valor mínimo de IDH en los resultados del modelo. Este resultado se da también para la evolución del volumen y de la superficie de ISW. El índice de Shannon expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra, y no alcanza valores muy altos en este tipo de bosques. Por tanto, la imposición de un umbral mínimo de ISW = 1,0 fuerza al modelo a reducir el número de raleos - que tienden a homogeneizar la masa - y elegir la opción sin manejo, que conduce a una distribución de especies más equilibrada. Cabe plantearse si los umbrales impuestos al valor de ISW son demasiado altos o si el índice de Shannon es una medida de biodiversidad forestal útil en la gestión de este tipo de bosques.

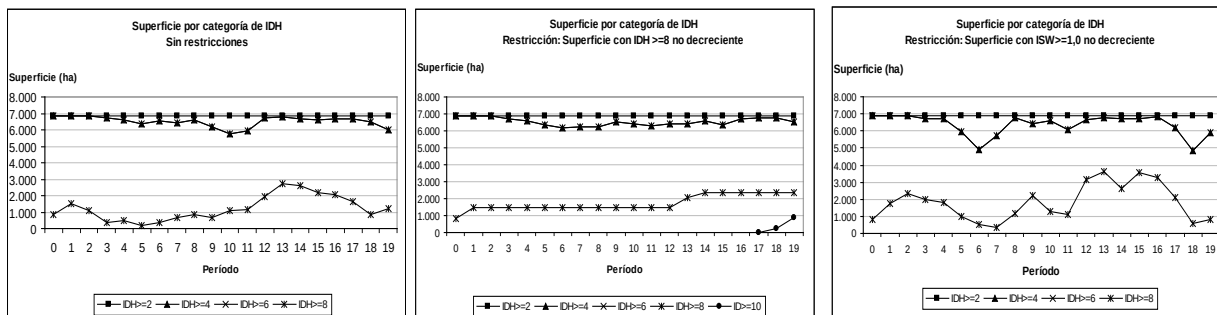


Figura 2. Evolución de superficie por categoría de IDH en escenarios 1, 3 y 5

CONCLUSIONES

Los valores de los índice de diversidad composicional y estructural muestran un recurso relativamente homogéneo, que se correspondería con su estado de desarrollo. En el caso de la composición, la diversidad de especies se concentra en valores de 1 a 4 especies de riqueza específica. A pesar de la homogeneidad aparente en los valores de los índices de biodiversidad, las especies tolerantes que acompañan al Roble se distribuyen heterogéneamente en el territorio. La diversidad estructural horizontal y vertical es relativamente homogénea, concentrándose en ciertos valores que también serían característicos de bosques jóvenes.

Es factible formular un modelo de gestión en renovales de Roble-Raulí-Coigüe utilizando la programación lineal, que incorpore restricciones asociadas al mantenimiento de la biodiversidad forestal. El modelo desarrollado captura las relaciones entre la evolución de este tipo de bosques, la gestión, la producción y los índices de biodiversidad.

La imposición de umbrales mínimos a los índices de biodiversidad considerados trae consigo una disminución en el valor óptimo de la función objetivo, expresada en términos de valor neto presente, y esta disminución es superior a la que se produce en un escenario de volumen total no decreciente.

Los dos índices de biodiversidad utilizados – IDH e ISW - influyen de manera muy diferente en los resultados del modelo y en particular la restricción del índice de Shannon da lugar a cambios más drásticos que el resto de las restricciones. Existe la necesidad de estudiar en mayor detalle la fijación de umbrales al valor de ISW y la conveniencia de utilizar este índice como referencia en la gestión de este tipo de bosques

REFERENCIAS

- Bertomeu M. y C. Romero. 2001. Managing forest biodiversity: a zero-one goal programming approach. *Agricultural Systems* 68: 197 – 213.
- Buongiorno, J. y J.K. Gilles. 2003. Decision methods for forest resource management. Academic Press, United States of America. 439 p.
- CBD (Convention on Biological Diversity). 1992. Texto del Convenio sobre la Biodiversidad biológica. P: 226 – 247. Naciones Unidas. <http://www.biodiv.org/doc/legal/cbd-un-es.pdf>
- CONAF-CONAMA. Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos de Chile: Informe Nacional con variables ambientales. Proyecto CONAF/CONAMA/BIRF. 89 p.
- Crow, T., Haney, A. y D. Waller. 1994. Report on the scientific roundtable on biological diversity convenes by the Chequamegon and Nicolet National Forests. General Technical Report NC-166. USDA Forest Service. North Central Forest Experiment Station, Saint Paul, Minnesota, USA. 55 p.
- Davis, L.; Johnson, K.N.; Bettinger, P. y T. Howard. Forest Management: to sustain ecological, economic and social values. Fourth Edition. McGraw-Hill. 804 p.
- Donoso, C. 1993. Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 479 p.
- Donoso, P.; Donoso, C. Y V. Sandoval. 1993. Caracterización y crecimiento de renovales de Roble y raulí en su distribución latitudinal en Chile. *Bosque* 14 (2): 35 – 56.
- Donoso, P.; González, M.; Escobar B.; Basso I. y L. Otero. 1999. Viverización y plantación de Raulí, Roble y Coigüe en Chile. En *Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile* Ed. A. Lara y C. Donoso.
- Grosse, H. Pincheira, M. e I. Quiroz. 1996. Evaluación de tratamientos silviculturales en renovales de Raulí (*Nothofagus alpina*) y Roble (*Nothofagus obliqua*). Fundación Chile-INFOR. 53 p.
- Grosse H. e I. Quiroz. 1999. Silvicultura de los bosques de segundo crecimiento de Roble, Raulí y Coigüe en la región centro-sur de Chile. P: 95 – 128. En: *Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile* Ed. A. Lara y C. Donoso.
- Heusèrr, M. 1998. Putting diversity indices into practice. p: 171 – 180. In: *Assesment of biodiversity for Improved Forest Planning*. Ed. P. Bachmann, M. Köhl y R. Päivinen. Kluwer Academic Publishers. 421 p.
- Hunter, M. 2004. Biological diversity. p: 3 – 21. En: *Maintaining biodiversity in Forest Ecosystems*. Ed: M. Hunter. 698 p.
- INFOR. 1996. Actualización bosque nativo VIII a X Región, extracto de resultados del Informe Final. Santiago, Chile. CORFO – INFOR, 20 p.
- INFOR. 2003. Desarrollo y aplicación de alternativas de manejo para el abastecimiento continuo de bienes y servicios en la Comuna de Lanco. Proyecto FDI-CORFO. 57 p.
- INFOR. 2004. Caracterización productiva de los recursos forestales nativos de las Regiones IX y X. Informe Final. Proyecto FDI-CORFO.
- Jonhson, N. y L. Sheurman. 1977. Techniques for prescribing optimal timber harvest and investment under different objectives – Discussion an synthesis. *Forest Science*. Mongraph 18. 32 p.
- Kapos, V. y S. Iremonger. 1998. Achieving global and regional prespectives on forest biodiversity and conservation. P: 3-13. In: *Assesment of biodiversity for Improved Forest Planning*. Ed. P. Bachmann, M. Köhl y R. Päivinen. Kluwer Academic Publishers. 421 p.

- Kuusela K. 1998. A proposal to combine wood-production and biodiversity management by a landscape ecological approach in Boreal Europe. p: 367 – 380. In: Assessment of biodiversity for Improved Forest Planning. Ed. P. Bachmann, M. Köhl y R. Päivinen. Kluwer Academic Publishers. 421 p.
- Magurran, A. 1989. Diversidad ecológica y su medición. Ediciones Védra. 200 p.
- Martínez, A. 1999. Silvicultura práctica en renovales puros y mixtos y, bosques remanentes originales del tipo forestal Roble-Raulí-Coigüe. P: 145 – 175. En: Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile Ed. A. Lara y C. Donoso.
- McNeely, J. A. 2002. La biodiversidad forestal a nivel de ecosistema: ¿cuál es el lugar de la población?. Unasylva. 209 (53):10 – 15.
- Nalle, D.; Montgomery, C. Arthur, J., Polasky, S. y N. Schumaker. Modeling joint production of wildlife and timber. J. of Environmental Economics and Management 48: 997 – 1017.
- Oliver, C. y B. Larson. 1990. Forest stand dynamics. McGraw-Hill, New York, USA. 467 p.
- Paredes, G. y J. Brodie. 1988. Activity analysis in forest planning. Forest Science 34 (1): 3 – 18.
- Peet, R. K. 1975. Relative diversity indices. Ecology 56. 496 – 498.
- Roberts, M. y F. Gilliam. 1995. Patterns and mechanisms of plant diversity in forested ecosystems: Implications for forest management. Ecological applications. 5 (4): 969 – 977.
- Roman, G., Emerson, L. y K. Fairweather. 2001. Forest fragmentation and biodiversity conservation: Cause study of Costa Rica and Vancouver Island. ENVR 400. 122 p.
- Spellerberg, I. 1991 Monitoring ecological change. Cambridge University Press. Cambridge. United Kingdom.