

FACULTAD DE CIENCIAS
UNIVERSIDAD DE CHILE

MODELACIÓN DEL FLUJO DEL NITRÓGENO, EN LA SUB-CUENCA MAÑIHUALES, AYSÉN

Seminario de Título

Entregado a la

Universidad de Chile

En cumplimiento parcial de los requisitos

Para optar al Título de

Biólogo con mención en Ciencias Ambientales

Por

Tania Valentina Altamirano Azócar

Mayo. 2006

Santiago –Chile

Director de Seminario de Título: M.Sc. Luisa E. Delgado.

FACULTAD DE CIENCIAS
UNIVERSIDAD DE CHILE

INFORME DE APROBACIÓN
SEMINARIO DE TÍTULO

Se informa a la Escuela de Ciencias de la Facultad de Ciencias que el Seminario de Título presentado por el candidato:

TANIA VALENTINA ALTAMIRANO AZÓCAR

Ha sido aprobada por la Comisión de Evaluación del Seminario de Título como requisito para optar al Título de Biólogo con Mención en Ciencias Ambientales, en el examen de Defensa del Seminario rendido el día.....,

Director de Seminario de Título:

M. Sc. Luisa E. Delgado

Comisión de Evaluación del Seminario de Título

.....
.....
.....
.....

RESUMEN

La XI- Región ha sufrido a lo largo de su historia un sinnúmero de impactos antrópicos, partiendo por la gran quema para la construcción de caminos en el siglo pasado (1.500.000 hectáreas de bosque nativo). Intervenciones antrópicas de gran magnitud como esta son difíciles de evaluar por medio de los métodos clásicos (experimental, comparativo) de la ecología. En este trabajo mostramos que la modelación dinámica puede servir como herramienta de prognosis y de gestión para visualizar y evaluar los efectos de acciones antrópicas ecosistémicas a escala de cuencas. Específicamente, realizamos una simulación del flujo de nitrógeno en la sub-cuenca Mañihuales para estudiar los potenciales efectos del uso del bosque nativo (lenga) como leña. Nuestros resultados muestran que si la ciudadanía usa $400.000 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ de leña, el flujo de nitrógeno de la cuenca no se ve afectado en tanto el bosque pueda continuar su renovación. Por tanto, el uso de la lenga en estas condiciones se puede considerar sustentable. Sin embargo, si la lenga es reemplazada por otro tipo de bosque (e.g. pino), la dinámica del nitrógeno se ve afectada, afectando así a otros componentes (por ejemplo la calidad del agua de la sub.cuenca)

INDICE DE CONTENIDOS

1	INTRODUCCIÓN.....	
1.1	El Concepto de Cuenca	
1.2	Las Cuencas como unidades espaciales de ordenamiento territorial	
1.3	El ciclo de nutrientes y las cuencas hidrográficas	
1.4	Los Modelos y su uso en Gestión para el Manejo Integrado de Cuencas Hidrográficas	
1.5	Panteamiento del Problema	
2	OBJETIVOS	
2.1	Objetivo General	
2.2	Objetivos Específicos	
3	METODOLOGÍA.....	
3.1	Área de Estudio	
3.1.1	Sub-cuenca de Mañihuales	
3.2	Descripción del Modelo Dinámico	
3.3	Condiciones iniciales y parámetros	
3.4	Estimación de la biomasa total y del nitrógeno en las lengas de Mañihuales	
3.5	Estimación de los principales flujos de nitrógeno	
3.5.1	Deposición húmeda	
3.5.2	Deposición seca	
3.5.3	Absorción de nitrógeno desde el suelo.	
3.5	Diseño de escenarios	
4	RESULTADOS.....	
4.1	Salida estándar y sensibilidad del modelo	
4.2	Resultado de la simulación de escenarios	
5	DISCUSIÓN.....	
5.1	Efectos de la acción antrópica en el flujo del nitrógeno en la sub-Cuenca de Mañihuales	
5.2	La cuenca como unidad de estudio	

5.3 Los modelos dinámicos como herramientas para el diseño de escenarios de manejo integrado

6 CONCLUSIÓN..... 58
7 BIBLIOGRAFÍA.....
8 ANEXOS.....

1 INTRODUCCIÓN

1.1 El Concepto de Cuenca Hidrográfica y el Manejo Integrado

La teoría de la planificación moderna de cuencas hidrográficas se originó en Estados Unidos desde finales del siglo pasado como una actividad orientada estrictamente a la planificación de los recursos naturales (Salomons et al, 1999). Esto es absolutamente lógico por cuanto la cuenca hidrográfica es el escenario natural donde ocurren todos los procesos y transformaciones de la porción terrestre del ciclo hidrológico (Salomons et al, 1999). En un marco amplio el concepto de cuenca hidrográfica cubre varias connotaciones. La cuenca hidrográfica es reconocida como la unidad territorial más adecuada para la gestión integrada de los recursos hídricos (Dourojeanni et al, 2002) y puede ser definida como un territorio que es delimitado por la propia naturaleza, esencialmente por los límites de escurrimiento de las aguas superficiales que convergen hacia un mismo cauce. A partir de ese punto, hacia aguas arriba, la cuenca es bordeada por una línea divisoria o línea de separación de precipitaciones, que cae sobre las cuencas vecinas. Por otra parte, desde una perspectiva funcional las cuencas hidrográficas se definen como la Unidad de planificación territorial sectorizada en unidades de manejo menores denominadas subcuencas y microcuencas (Salomons et al, 1999)

Hoy en día, se considera a las grandes cuencas hidrográficas como los territorios más apropiados para conducir los procesos de manejo, aprovechamiento, planeación y administración del agua y, en su sentido más amplio y general, como los territorios más idóneos para llevar a cabo la gestión integral de los recursos hídricos, (www.ccvn.org.mx/gestion.htm).

Las cuencas, además de ser los territorios donde se verifica el ciclo hidrológico, son espacios geográficos donde los grupos y comunidades humanas comparten identidades, tradiciones y cultura, y en donde socializan y trabajan los seres humanos en función de la disponibilidad de recursos renovables y no renovables. En las cuencas la naturaleza obliga a reconocer necesidades humanas, problemas, situaciones y riesgos hídricos comunes, por lo que debería ser más fácil coincidir en el

establecimiento de prioridades, objetivos y metas también comunes, y en la práctica de principios básicos que permiten la supervivencia de la especie, como el de corresponsabilidad y el de solidaridad en el cuidado y preservación de los recursos naturales para el uso sustentable. A este proceso se le llama Manejo Integrado. (www.ccvvm.org.mx/gestion.htm).

El manejo integrado de recursos hídricos comprende el manejo de las aguas superficiales y subterráneas en un sentido cualitativo, cuantitativo y ecológico, desde una perspectiva multidisciplinaria y centradas en las necesidades de la sociedad en materia de agua.

El Manejo Integrado de Cuencas Hidrográficas (MICH), es el proceso por el cual se coordinan actividades de conservación, manejo y uso del agua, suelos y recursos relacionados, entre diferentes sectores de una cuenca hidrográfica, con el objetivo de maximizar los beneficios sociales y económicos derivados de los recursos acuíferos de una forma equitativa, al mismo tiempo que se preservan y restauran ecosistemas de agua dulce (<http://www.gwpforum.org>). En la práctica esto significaría reconocer que las unidades de cuencas constituyen la base de un uso sostenido por parte del hombre de los cursos de agua, la fauna y la flora asociados a este; así como reconocer que el manejo de estos sistemas debe tener en consideración todos los intereses relacionados con el recurso hídrico (Van Hofwegen & Jaspers, 2000).

El MICH se basa en el principio de que los ecosistemas de cuenca que funcionan de manera natural, incluyendo los humedales circundantes y los sistemas de aguas subterráneas, son la fuente de agua dulce. Por ello el manejo de cuencas hidrográficas debe buscar mantener el funcionamiento de los ecosistemas como meta suprema. Este enfoque ecosistémico es un principio central de la Convención sobre Diversidad Biológica. Las cuencas hidrográficas son dinámicas tanto espacial como temporalmente y cualquier intervención de manejo, por más pequeña que esta sea, tendrá implicancias en el sistema como un todo.

Los siete elementos claves para un exitoso manejo integrado de cuencas hidrográficas son:

- Una visión de largo plazo para la cuenca, consensuada entre todos los actores.
- Integración de políticas, decisiones y costos en los intereses sectoriales como el de industrias, agricultura, desarrollo urbano, transporte, manejo pesquero, conservación, incluso en las estrategias de reducción de la pobreza.
- Tomar decisiones estratégicas a escala de cuencas hidrográficas, que guíen acciones a escala de sub- cuencas y local.
- Intervenir en el tiempo oportuno, aprovechando las oportunidades que se presentan mientras se trabaja con un marco estratégico.
- Participación activa de todos los actores relevantes en un proceso de planificación y toma de decisiones bien informadas y transparentes.
- Inversión adecuada por parte de los gobiernos, el sector privado y organizaciones de la sociedad civil en capacidades para los procesos de planeamiento y participación.
- Una base sólida de conocimiento de la cuenca hídrica y de las fuerzas socio-económicas que la influyen.

En Chile uno de los desafíos para realizar un manejo integrado de los recursos naturales en las cuencas radica en una mejor coordinación de las instituciones del Estado vinculadas al tema y a una legislación clara y precisa que ordene y aclare esta labor. Uno de los requerimientos necesarios para que este nuevo enfoque se materialice es la visión compartida de todos los que toman decisiones, en todo nivel. Esta forma de gestión más holista e integral permitirá contribuir a la sustentabilidad de los ecosistemas, el control de la contaminación de las aguas y de la erosión de los suelos, entre otros problemas. Por ejemplo, el sistema francés de gestión de recursos hídricos se ha erigido gracias al trabajo y coordinación, de más de un cuarto de siglo, de las agencias de cuenca. Pero parte importante del éxito de este sistema de gestión ha radicado en la voluntad política de todos los gobiernos de apoyar este proceso (Ley de Aguas, 1964 y sus modificaciones). Los principios que fundamentaron esta Ley son de un enfoque global o integrado, un enfoque geográfico y una lógica financiera (<http://www.conama.cl>).

1.2 Las cuencas hidrográficas como unidades espaciales de ordenamiento Territorial

Desde una perspectiva territorial, teniendo en cuenta las cualidades naturales de los cursos de agua (componentes bióticos y abióticos), es importante conocer los tipos de cuencas existentes, su origen y su funcionamiento (Marin et al., 2006).

Las cuencas hidrográficas son unidades morfológicas superficiales. Sus límites quedan establecidos por la divisoria geográfica principal de las aguas de las precipitaciones. Al interior de las cuencas se pueden delimitar sub-cuencas o cuencas de orden inferior.

Tanto las cuencas hidrográficas como las hidrológicas se pueden subdividir en tres zonas de funcionamiento hídrico principales:

1.- Zona de Cabecera de las Cuencas Hidrográficas: garantizan la captación inicial de las aguas y el suministro de las mismas a las zonas inferiores durante todo el año. Los procesos en las partes altas de la cuenca invariablemente tienen repercusiones en la parte baja dado el flujo unidireccional del agua, y por lo tanto toda la cuenca se debe administrar como una sola unidad. En este contexto, los bosques en las cabeceras de las cuencas cubren una importante función reguladora ya que controlan la cantidad y temporalidad del flujo del agua, y protegen a los suelos de ser erosionados por el agua con la consecuente sedimentación y degradación de los ríos, y la pérdida de fertilidad en las laderas.

2.- Zonas de Cabecera y Captación - Transporte en condiciones de Cuencas Semiáridas, y

3.- Zonas de Emisión de los Acuíferos. Las lagunas costeras regulan el funcionamiento de los ecosistemas marinos adyacentes. Se pueden mencionar como ejemplo los manglares ya que ellos están considerados entre los ecosistemas más productivos y la actividad socioeconómica asociada a los mismos abarca actividades forestales, pesqueras, turístico-recreativas y otras.

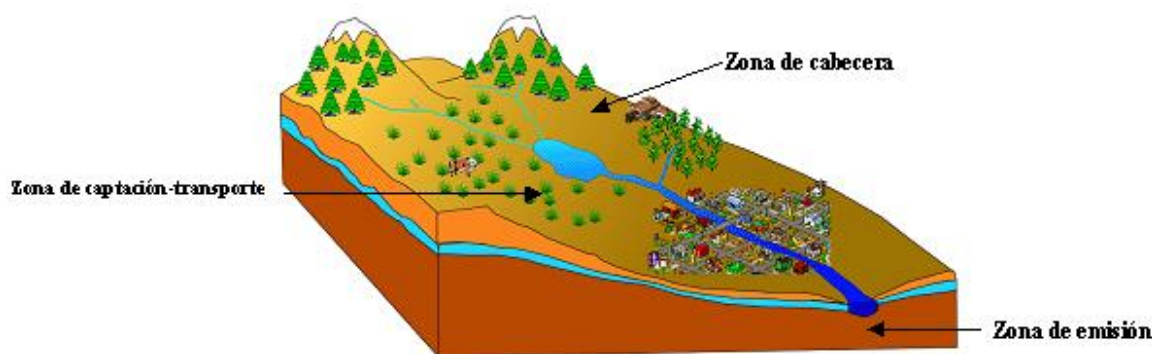


Figura 1: Representación de cuenca abierta o exorreica.

La cuenca es un concepto geográfico e hidrológico que se define como el área de la superficie terrestre por donde el agua de lluvia escurre y transita o drena a través de una red de corrientes que fluyen hacia una corriente principal y por ésta hacia un punto común de salida que puede ser un almacenamiento de agua interior, como un lago, una laguna o el embalse de una presa, en cuyo caso se llama cuenca endorreica. Cuando sus descargas llegan hasta el mar se les denominan cuencas exorreicas (como es el caso de la Cuenca del Río Aisén). Normalmente la corriente principal es la que define el nombre de la cuenca. Para los fines de formulación y ejecución de las políticas públicas relacionadas con el agua y de participación en la gestión integral del recurso, interesan sólo tres niveles de cuenca. Las macrocuencas que corresponden a grandes sistemas hidrológicos. Las subcuencas o cuencas de segundo orden y un tercer nivel que puede denominarse de microcuencas (www.cvvm.org.mx/gestion.htm).

1.3 El ciclo de nutrientes y las cuencas hidrográficas

Los procesos de los ecosistemas que describen el intercambio de materia y flujo de energía a través de la vinculación de los elementos estructurales del ecosistema pueden ser vistos como un sistema: Dentro de la cuenca, se tienen los componentes hidrológicos, ecológicos, ambientales y socioeconómicos, cuyas funciones son: Función Hidrológica: 1.-Captación de agua de las diferentes fuentes de precipitación para formar el escurrimiento de manantiales, ríos y arroyos. 2.-

Almacenamiento del agua en sus diferentes formas y tiempos de duración, y 3.- Descarga del agua como escurrimiento. Función Ecológica: 1.-Provee diversidad de sitios y rutas a lo largo de la cual se llevan a cabo interacciones entre las características de calidad física y química del agua. 2.-Provee de hábitat para la flora y fauna que constituyen los elementos biológicos del ecosistema y tienen interacciones entre las características físicas y biológicas del agua (<http://www.ine.gob.mx>).

En los ecosistemas acuáticos, los principales intercambios de nutrientes ocurren entre el agua y los sedimentos. Los sistemas acuáticos se encuentran totalmente rodeados por ecosistemas terrestres (bosques, praderas, etc.), por lo que están influidos por los aportes de materiales desde los ecosistemas circundantes o de otras fuentes fuera de la cubeta (por ejemplo: precipitaciones, deshielos, atmósfera, entre otros).

Los nutrientes y otras sustancias atraviesan las fronteras entre estos ecosistemas por vías biológicas, geológicas, meteorológicas e hidrológicas y se los conoce como ciclos biogeoquímicos (Chameids & Perdue, 1997), y son los que mantienen la vida sobre el planeta tierra. Se describen los siguientes aportes; a) los aportes atmosféricos los constituyen partículas arrastradas por el viento, sustancias disueltas en la lluvia y en la nieve, y los gases atmosféricos, b) los aportes de tipo geológicos incluyen los nutrientes disueltos en las aguas subterráneas y superficiales afluentes y los aportes de materia orgánica procedente de la cuenca de drenaje. Los aportes y pérdidas por transporte biológico son relativamente pequeños y se deben principalmente a especies animales que entran y salen de la masa de agua los que contribuyen con elementos orgánicos (C, H, O, N, S y P) para la biosíntesis; c) los aportes de tipo hidrológico vienen por la precipitación y el desagüe de aguas superficiales, mientras que las pérdidas por estos motivos se deben a las filtraciones por las paredes de la cubeta, los flujos sublacustres y la evaporación. En los lagos y lagunas se produce un trasiego de nutrientes y energía a través de cadenas tróficas clásicas o detriticas. Las pérdidas por vía geológica se asocian al arrastre en los efluentes de los lagos y a los nutrientes integrados en los sedimentos profundos que desaparecen de la circulación durante largos periodos de tiempo (<http://www.ucm.es/info/ecología/Descriptiva/Rio2/RESUMEN.htm>). Nitrógeno y fósforo

son componentes fundamentales de los cuerpos de agua, siendo por tanto, limitantes de estos sistemas. La relación teórica en la que pueden ser encontrados en una masa de agua es de P : N = 16 : 1 (Wetzel, 1981).

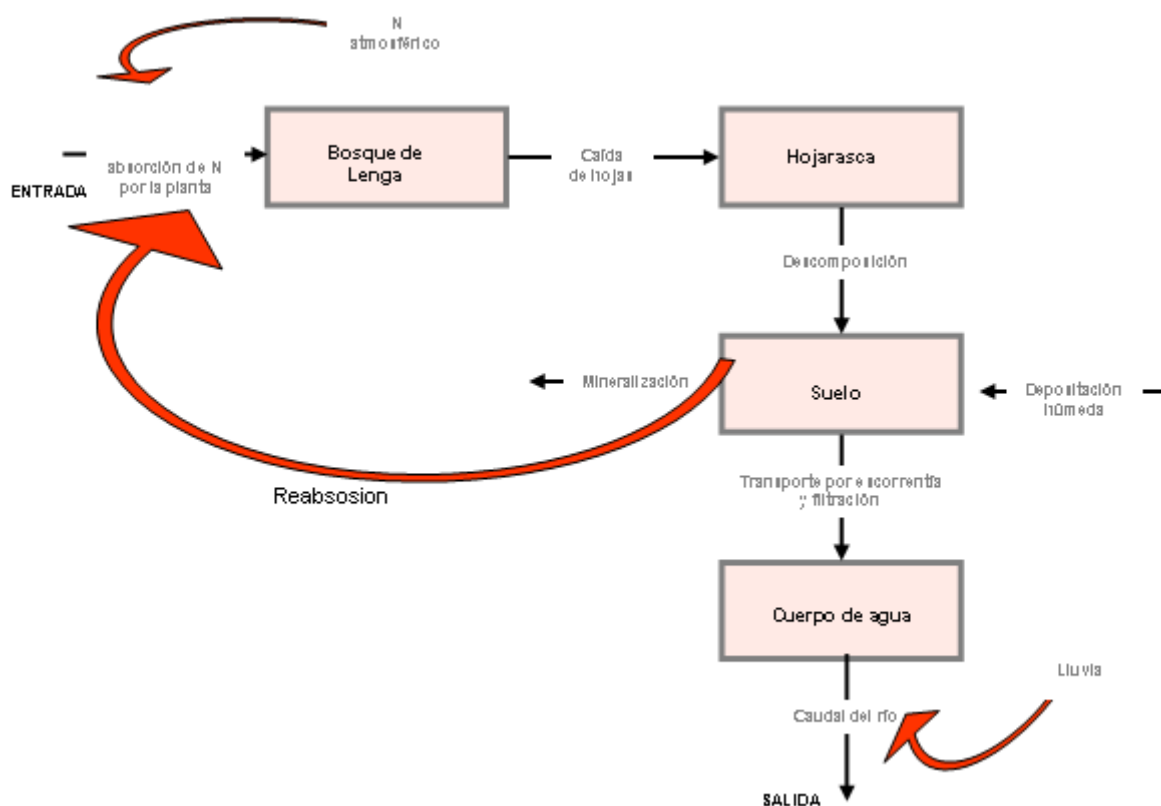
El nitrógeno es uno de los elementos más importantes para el sustento de la vida de todos los seres vivos, pero es muy escaso en los cursos de agua. Sus fuentes principales son el aire (asimilado por algunas algas), adobos y materia orgánica en descomposición (hojas y aguas fecales). El nitrógeno que proviene de la descomposición de vegetales, animales y excrementos pasa una serie de transformaciones. En el caso de vegetales y animales, el nitrógeno se encuentra en forma orgánica. Al llegar al agua, es rápidamente transformado en nitrógeno amoniacal pasando después para nitritos y finalmente a nitratos. Estas dos últimas transformaciones sólo ocurren en las aguas que contengan oxígeno disuelto pues son efectuadas por bacterias de naturaleza aerobia llamadas nitrobacterias. De esta manera, cuando encontramos mucho nitrógeno amoniacal en el agua estamos en presencia de materiales orgánicos en descomposición y por lo tanto en un medio pobre en oxígeno (<http://educar.sc.usp.br>).

El ciclo del nitrógeno de los lagos es de naturaleza bacteriana: la oxidación y la reducción bacteriana de los compuestos de nitrógeno están asociados a la asimilación fotosintética y a su utilización por algas y plantas acuáticas. El papel de los animales en el ciclo en los lagos es poco importante pero bajo ciertas condiciones puede influir sobre respuestas periódicas de la población de utilización fotosintética de los compuestos de nitrógeno.

En los suelos, la fijación bacteriana del N₂ molecular constituye una de las fuentes principales de compuestos de nitrógeno, no obstante, en los lagos, la fijación de N₂ por las bacterias y ciertas cianofíceas tiene una importancia cuantitativa inferior, excepto bajo determinadas condiciones, por ejemplo, cuando se produce en la zona trofogénica (zona en la capa de agua a la cual llega luz por lo que puede realizarse fotosíntesis, vale decir es la zona productiva) un agotamiento severo de los compuestos inorgánicos del nitrógeno. La mayor parte del nitrógeno orgánico se combina y es reciclado cuantitativamente en los organismos fotosintetizadores y

microbianos. El nitrógeno de las aguas dulces se presenta bajo diversas formas químicas: N_2 disuelto, gran número de compuestos orgánicos (desde aminoácidos y aminas hasta proteínas y compuestos límnicos resistentes con poco nitrógeno), amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-). En el ciclo del nitrógeno, esta especie orgánica pasa por cuatro diferentes estados químicos: nitrógeno orgánico, nitrógeno del amoniaco, nitrógeno del nitrito, nitrógeno del nitrato.

El equilibrio del nitrógeno considera la manipulación y la fijación del nitrógeno orgánico, la nitrificación que se divide en la oxidación del amoniaco en nitrito y la oxidación del nitrito en el nitrato, regeneración del sedimento y de la respiración algal. Ambas tasas de reacción de nitrificación se pueden corregir para considerar la inhibición en bajas concentraciones de oxígeno disuelto. El amoniaco, considerado como componente secundario, clase 2 de los materiales solubles (Manual del agua, 1998) en los suministros acuíferos, es encontrado en concentraciones de más de 0.1mg/l llegando, ocasionalmente, a rangos de 1-10mg/l. El amoniaco gaseoso extremadamente soluble en agua reaccionando con ella encontrándose en la forma no ionizada cuando está libre. Sin embargo, en la mayoría de las fuentes de agua, el amoniaco está completamente ionizado. Es uno de los componentes transitorios en el agua puesto que es parte del ciclo del nitrógeno por lo que se encuentra influido por la actividad biológica. Este es el producto natural de la descomposición de los compuestos orgánicos nitrogenados. Un esquema conceptual del ciclo del nitrógeno se muestra en la Figura 2.



.Figura 2: Modelo Conceptual del ciclo del nitrógeno.

1.4 Los modelos y su uso en gestión para el Manejo Integrado de Cuencas Hidrográficas

La razón por la cual se generan modelos conceptuales y dinámicos nace en la necesidad de crear una estrategia más estructurada para la aplicación de principios científicos, así como para el Manejo Integrado, debido a la complejidad de temas y escalas en el problema de la restauración de ecosistemas. Los modelos conceptuales representan la opinión consensuada respecto de las causas que explican cómo los sistemas han sido o serán afectados por actividades del hombre, esta necesidad nace desde una perspectiva post-normal de la ciencia, donde todos los actores participan de la planificación y delimitación de los ecosistemas y sus componentes (Marín & Delgado, 2005).

Los pasos en la generación de un modelo nacen de la discusión del desarrollo desde una idea inicial que luego es implementado. Un modelo puede ser tan sencillo como una descripción verbal. Sin embargo, a medida que nos enfrentamos a situaciones más complejas se hacen necesarios modelos gráficos en los que se señalan las acciones entre los componentes los que se indican en diferentes cajas.

La utilidad que llevan, de forma implícita los modelos, radica en la dificultad de realizar experimentos en la naturaleza, por tiempo, dinero o ética, además del uso de esta herramienta para la planificación de los ecosistemas.

La modelación conceptual es una herramienta de síntesis, es el desarrollo mental de una idea por lo que es identificado con el nombre de “constructos mentales”. Vale decir, es una simplificación que imita fenómenos reales de modo que permitan entender situaciones complejas. Los modelos conceptuales son herramientas para la representación de ideas e hipótesis los que pueden ser expresados gráficamente, como diagramas o Modelos Iconográficos. Esto permite tener una imagen visual y compacta del problema a investigar, y ayuda en la gestión de aguas.

A medida que la complejidad aumenta es necesario recurrir a modelos numéricos. Al hacer esto es posible utilizar magnitudes y ecuaciones matemáticas para describir con exactitud los diferentes componentes del sistema y las relaciones entre ellos. Esto hace posible manejar una mayor cantidad de componentes y conocer las interacciones existentes entre ellos (Leland et al., 2000).

Por otro lado, los modelos tienen elementos básicos que los componen: Variables de estado, factor común posible de ubicar en todas las cajas; Parámetros; Funciones forzantes o variables externas; Ecuaciones matemáticas, que describen la relación entre las variables de estado y las funciones forzantes. Las estrategias para modelar el comportamiento de sistemas dinámicos continuos y discretos se pueden agrupar, según su naturaleza, en Ecuaciones diferenciales, Funciones de transferencia, Respuestas al impulso, Diagramas de bloque y Diagramas de flujo de señal (Sears, 1952).

El proceso de modelación numérica presenta etapas claves en su desarrollo. Las etapas de Verificación, Calibración y Validación son claves en el funcionamiento y la credibilidad del modelo creado. La verificación se refiere a la prueba lógica interna del modelo, vale decir, es la necesidad de hacerse preguntas tales como si éste responde como se espera que lo haga y si su funcionamiento es estable en el largo plazo. La etapa de calibración está dirigida a ajustar las salidas del modelo y datos de terreno por medio de la manipulación de los parámetros utilizados. Por último, la validación, es la prueba objetiva para saber la calidad del ajuste del modelo a los datos que provienen del sistema (Jørgensen, 1994).

Los modelos numéricos están siendo cada vez más usados en la esfera pública, en algunos casos para justificar decisiones muy polémicas (Orestes et al 1994). Esto esta recién iniciándose para el caso de Chile, donde la CONAMA XI-Región ha manifestado la necesidad de estos, para la ubicación de puntos de monitoreo en la Bahía Chacabuco en la Cuenca del Aisén, respecto a la norma secundaria de calidad de agua.

A continuación queremos citar algunos ejemplos donde se utilizan modelos como una herramienta de gestión ante problemas complejo. a) El 1ro. describe el balance de nitrógeno y fósforo en tres estuarios europeos expuestos a colapsos causados por una disminución severa de oxígeno, comparándolos con respecto a las dinámicas entre componentes autotróficos. Coffaro & Sfriso (1997), por su parte, presentan posibilidades de simulación con una descripción matemática del ciclo de vida de un alga mostrando la importancia que tienen factores como la luz, temperatura y nutrientes destacando entre estos últimos al nitrógeno y fósforo. En su modelo proponen una simulación de los disturbios ambientales que influyen en los procesos.

Gotlieb (1998) como parte de los esfuerzos de mitigación de la eutrofización en ecosistemas acuáticos. Ella presenta un modelo conceptual (llevado a STELLA) constituido por cuatro submodelos y donde representa la dinámica de remoción de nutrientes por parte de peces herbívoros y su relación en el transporte de materia orgánica en áreas estuarinas.

1.5 Planteamiento del problema

De una u otra forma, la historia del bosque chileno está cronológicamente inserta en el desarrollo de la historia social de Chile del siglo XX. A inicios de este siglo, el estado chileno inició un proceso de reforestación que iría de la mano de una naciente actividad económica que se desarrollaría con mayor fuerza en la década del 60 en que la forestación con pino se destinaría a cubrir las necesidades de la industria de la celulosa (literatura: tragedia del bosque chileno).

Algunos antecedentes muestran que el desarrollo forestal del país se inicio con la creación, en 1931, del primer cuerpo legal que puede ser considerado como instrumento de una política de incentivo: la Ley de Bosques (D.S. N° 4.363). Sin embargo, en 1974, dada la necesidad de acelerar el crecimiento del sector forestal, se dicta el Decreto Ley N° 701 de Fomento Forestal, con la doble intención de preservar los bosques existentes e incorporar nuevos terrenos al proceso de forestación (<http://www.conaf.cl>). En 1985 se comienza a discutir el Proyecto de Ley de Bosque Nativo con el fin de buscar un equilibrio entre el aporte económico, social y ambiental de ese recurso. En 1992 el proyecto es presentado al Congreso Nacional, siendo aprobado en 1994. En 1998 es aprobado por el Senado y remitido a la Comisión de Agricultura de la Cámara Alta, donde actualmente se encuentra en discusión. En 1998 fue publicada la Ley 19.561 que modifica el antiguo D.L. N° 701 de 1974. La promulgación de la Ley de Bosques introdujo importantes restricciones a la explotación de bosques y al uso del fuego que no se cumplieron. La legislación forestal vigente permite la presentación de solicitudes para la habilitación de terrenos agrícolas en suelos cubiertos con bosques nativos, las que facultan a eliminar totalmente el bosque nativo, sin restricción ni obligación de permitir su regeneración (<http://www.fapi.cl/forestal.htm>).

La colonización de Aisén en los años 40 es un ejemplo de la destrucción histórica de bosques de Lengua y Coihue. En tanto el D.L. 701 se transformó en una de las principales causas de sustitución de bosques nativos por plantaciones ya que no exige reponer con las mismas especies extraídas. Toda la información recopilada apunta a la modificación de los bosques nativos, sin opción a la recuperación, esto sumado a una

mirada parcial de los ecosistemas, donde el estado de un componente e.g.(bosques), no tiene influencia sobre otro componente (río, suelo, pradera, etc.), postura que se contradice a la teoría respecto al concepto de manejo Integrado de ecosistemas (Marín & Delgado, 2005).

El uso tradicional de los bosques nativos, por parte de las poblaciones originarias y tradicionales de esta región, ha sido esencialmente para uso domestico, calefacción y cocción de alimentos ligada a la asociación familiar y subsistencia de ésta. Lo anterior permite visualizar un uso “sustentable” por parte de la población relativamente pequeña y estable con respecto a la tasa de extracción del bosque. Sin embargo, con los antecedentes actuales de crecimiento regional, y por ende un aumento en las demandas de la población de este servicio ecosistemico de aproximadamente 4000 hectáreas por año de lenga (*Nothofagus pumilio*), podría significar un conflicto entre el uso, la conservación del bosque y la calidad ambiental de la zona.

Un trabajo publicado por el Instituto Forestal (INFOR) y la Corporación de Fomento de la Producción (CORFO), se reconoce implícitamente que el modelo chileno de desarrollo forestal genera impactos ambientales que, recién ahora han comenzado a externalizarse. Así, el modelo de desarrollo forestal implementado en el país constituye un ejemplo de desarrollo socialmente regresivo y ambientalmente insustentable ya que las plantaciones forestales no sólo han fracasado en reducir la presión sobre el bosque nativo, mejorar la conservación de suelos y aguas, si no que han dado lugar a una creciente artificialización de los ecosistemas (Carrere, R., 1998). A diferencia de los bosques nativos, las plantaciones (específicamente pino) tienden a extraer del suelo más nutrientes de los que devuelven debido a la ausencia de un proceso rápido de humificación provocando, de esta manera, una disminución paulatina de la fertilidad de los suelos ya que impiden el desarrollo de los microorganismos que intervienen en la descomposición de la materia orgánica (Carrere R. 1998). Vale decir que el bosque influye en la calidad y cantidad de agua (<http://www.ecoamerica.....>).

Algunos beneficios globales de la importancia de la mantención de los bosques nativos es en especial la función en la regulación de los ciclos hidrológicos; donde estos actúan como "buffer" o tampón, amortiguador en los ciclos hídricos (Soto, 1998). Los bosques con vegetación nativa poseen la facultad de regular los niveles de escorrentía, cuando las precipitaciones son de alta intensidad, ya sea por una mayor capacidad de interceptar las precipitaciones, o bien, por la mayor capacidad de infiltración y almacenamiento de sus suelos (Otero, 1998). La conversión de los bosques nativos por plantaciones de pino y eucalipto se traducen en reducciones marcadas de la escorrentía y/o producción de agua. La escasa capacidad de absorción de agua de lluvia en estas plantaciones provoca un rápido deslizamiento de ellas por las laderas de los valles arrastrando consigo el suelo que contiene tanto los nutrientes acumulados en él, como también a aquellos organismos que participan en las diferentes etapas en el ciclo de nutrientes.

Sobre la base de lo expuesto, resulta evidente la interconexión entre los componentes de una cuenca hidrográfica, y como la modificación de uno de ellos afecta al otro (e.g. cobertura vegetal- propiedades químicas del suelo- calidad del agua). Es por ello que la visión reduccionista (i.e. análisis aislado de componentes ecológicos) resulta inadecuada para resolver problemas ecológicos o eco-sociales complejos (Delgado y Marin, en prensa). En este Seminario de título se plantea la necesidad de modelar las cuencas hidrográficas como unidad de planificación para el uso y la conservación de estos ecosistemas MIC. Nosotros modelaremos en forma conceptual y dinámica a través del software Stella el flujo del nitrógeno natural en la subcuenca Manuales (sus componentes e interacciones) y sus potenciales modificaciones por efectos de la acción antrópica. Pensamos en los modelos como una herramienta muy importante en la gestión y manejo de cuencas, pues nos permite tomar conciencia respecto a las modificaciones del bosque en el ecosistema, visualizando escenarios favorables y no favorables, que inciden en la toma de decisiones para el manejo integrado de la misma.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo General

Diseñar un modelo dinámico basado en STELLA, del flujo de nitrógeno del ecosistema natural de la sub-cuenca del río Mañihuales, y modelar algunos escenarios de manejo y sus efectos en la calidad del agua de la misma.

2.2 Objetivos específicos

- Desarrollar un modelo conceptual del flujo de nitrógeno del ecosistema de la sub-cuenca de Mañihuales.
- Implementar un modelo dinámico en STELLA del flujo del nitrógeno en los componentes de esta sub-cuenca.
- Realizar experimentos basados en escenarios de manejo (e.g. tala del bosque nativo), y su efecto en la sub-cuenca

3 METODOLOGÍA

3.1 Área de estudio

Los ecosistemas naturales de la XI Región han sufrido por décadas fuertes efectos por acción antrópica, entre las más importantes cabe mencionar: a) la explotación del ciprés en forma descontrolada para dejar los grandes troncos chamuscados en situación de derribar y faenar los durmientes para ferrocarriles; b) en pleno siglo XX, se arrasaron con fuego grandes territorios con el fin de colonizar el área; c) en los años 1940-1944 se realizaron nuevas quemas para campos, se estima que fueron eliminados alrededor de seis millones de hectáreas de bosque húmedo y bosque de altura mediterránea. Los terrenos en estado crítico de la XI Región, según el estudio de IREN, de 1977-1978, es de más de 1.000.000 de hectáreas (<http://antar.uchile.cl>). Un estudio más exacto de 1985 (Schlegel, 2001) menciona que: "Existen actualmente más de 1.400.000 has. de terrenos de aptitud forestal en estado de erosión avanzada, y solamente 18.000 has. se han forestado con plantaciones puras de coníferas". Actualmente la contención y solución de problemas tan graves recaen en la Caja Fiscal.

La figura 3 muestra la ubicación geográfica de la cuenca de Aisén ubicada en el sur de Chile (entre los 45°S y 46°S) la que tiene una superficie total de 11,456 Km².

Su altitud máxima alcanza los 2227 m, y una longitud máxima del río (según lo calculado del modelo de la elevación de Digital, fig. 2) de 224 kilómetros.

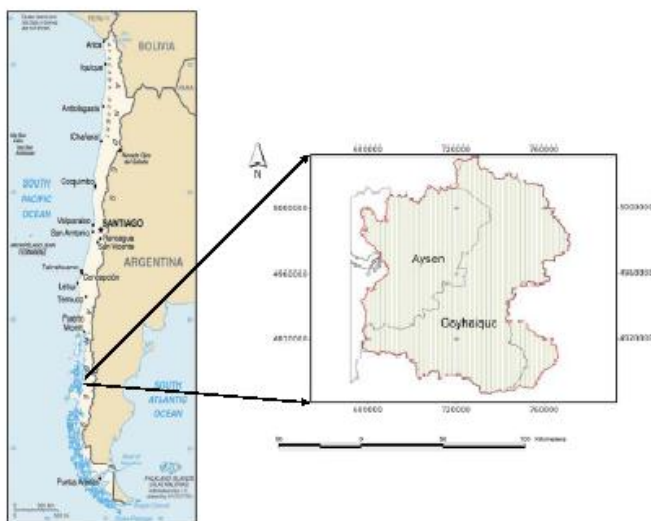


Figura 3: Cuenca de Aysén.

El área que comprende actualmente la cuenca (Fig. 3), estuvo cubierta por hielos durante era pasada correspondiente a la glaciación (aproximadamente 10.000 años de punto de ebullición). Esto se refleja en las laderas escarpadas y el valle inferior plano encontrados en la parte occidental de la línea divisoria de las aguas. El clima de Aysén se influencia en el año por vientos polares, generando la característica (oceánica) húmeda del lado occidental de los Andes en estas latitudes. El patrón anual de la precipitación muestra un gradiente meridional fuerte entre 4000 mm yr^{-1} en el lado del oeste del lavabo menos de 600 mm año^{-1} el lado del este, a lo largo de la frontera con la Argentina. Esta influencia del patrón de lluvia se ve reflejado en el tipo de vegetación (Gastó et. al., 1993). En esta área existen las siguientes ecorregiones, que se clasifican según la precipitación, temperatura, intensidad y duración de las estaciones húmedas y secas, la extensión y fuerza del invierno y del período de congelamiento, de las cumbres.

Los bosques que se encuentran dentro de la cuenca, pertenecen a formaciones que se describen como ecorregiones la : 1.- Estepa patagónica fría, sección con déficit hidrológico y fuerte erosión eólica; 2.-Bosque templado húmedo intermedio, zonas con microclimas desarrollados entre valles ribereños o valles entre montañas; 3.-Bosque templado húmedo, ecorregión que corresponde a la zona continental de la llamada

zona húmeda de Aisén; 4.-Bosque boreal húmedo, cuya vegetación característica es la de grandes árboles deciduos; 5.-Glaciares y nieve, representados por un clima polar sin vegetación y 5.-Tundra, ecorregión que se caracteriza por arbustos de crecimiento lento y la formación de pantanos (Ecomanage, 2005).

Los bosques de la Región de Aisén son aproximadamente un 99% nativos, lo que influye sobre la calidad del agua de la cuenca. Tienen como característica un elevado endemismo, pudiéndose mencionar como ejemplo los bosques de los distintos tipos de coigues (*Notofagus* spp). Otra característica es la composición de las comunidades vegetales que incluyen bosques perennifolios, o siempreverdes, bosques caducifolios y mixtos. En general, estos bosques corresponden a bosques templados fríos donde se encuentran representados básicamente cuatro de los doce tipos de bosque que se han identificado para Chile. Los bosques caducifolios de lenga (*Notofagus pumilio*) y ñire (*Notofagus antarctica*) están representados de forma característica en la Región. Son relativamente homogéneos en cuanto a estructura y flora y se ubican en ambientes con fuertes gradientes de precipitación de oeste a este, independiente de las variaciones de altitud. Sin embargo, hoy en día sólo se les encuentra en sectores localizados debido a la intervención humana.

Con respecto a los ríos de la región, se puede mencionar que estos son caudalosos, de aguas frías, transparentes, turbulentas y de rápido desplazamiento, traduciéndose en un recurso abundante. Aisén es una zona de ríos caudalosos, trasandinos, con regulación lacustre y de campos de hielo, con régimen de alimentación pluvio-nival. Según información del IREN (IREN, CORFO, SERPLAC 1979): La cuenca de Aisén cuenta con 4 grandes subcuencas; la sub cuenca del río Blanco, la del río Simpson; la del río Manuales y la del río los Palos. En la cuenca del río Aisén, en el curso superior, el río Aisén presenta regulación lacustre que permite la regulación de en el transporte de sedimentos amortiguándolos, a diferencia de lo que pasa en la cuenca del río Cisnes, donde la deforestación en la parte superior que ha desencadenado la erosión, también ha provocado un aumento de las partículas en suspensión en el río. Esto disminuye hacia la desembocadura del río. El sistema hidrográfico del Aisén está conformado por los ríos Mañihuales, Simpson, y Blanco. Estos constituyen básicamente la cuenca exorreica de Aisén.

3.1.1 Sub-cuenca de Mañihuales

La hoya hidrográfica del Mañihuales comprende un área de 4122 km² constituyendo el 35 % de la superficie total de Aisén. El río Mañihuales destaca en la parte norte de la cuenca hidrográfica del río Aisén con 92 km con un escurrimiento, en un primer tramo, norte-sur que luego vira hacia el poniente. Nace de la confluencia del río Picaflor que baja por el norte y del Ñireguao. Su principal tributario es el río Emperador Guillermo que le afluye por su ribera oriental a 14 km de su origen. el 35 % de la superficie total de Aisén (Niemeyer & Cereceda, 1984).

En la sub- cuenca del Mañihuales se distinguen cuatro tipos de bosque: lenga, coihue de Magallanes, bosque siempreverde y ciprés de las Guaitecas, todos pertenecientes al género *Nothofagus*. Sin embargo, y aún cuando es posible encontrar más especies en la Patagonia, el bosque de lenga (anexo 1) constituye aproximadamente el 90% de cobertura total de bosque nativo.

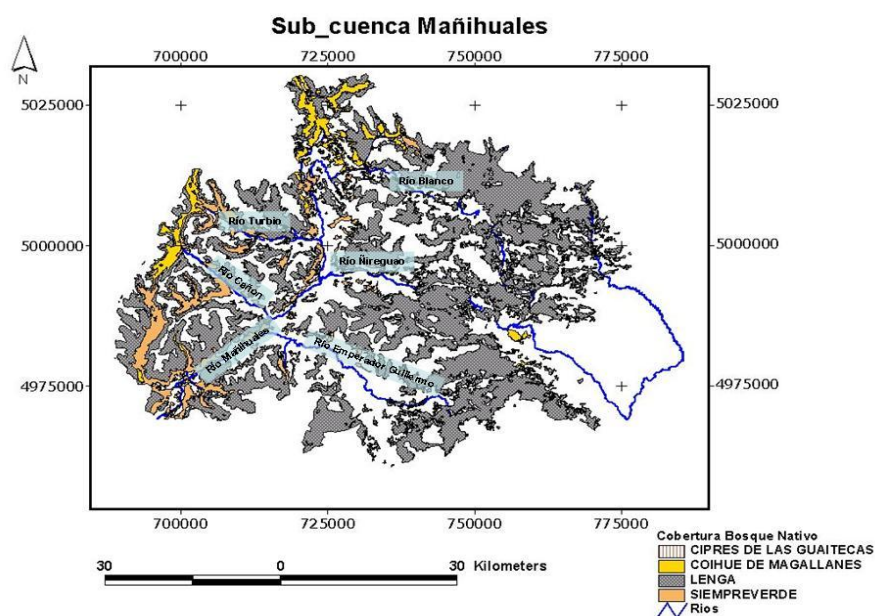


Figura 4: Imagen GIS, Proyecto Ecomanage..

Los suelos que sustentan los bosques de esta ecorregión se caracterizan por ser de texturas livianas a medias. Profundos y drenaje moderado en terrazas; profundidad media y drenaje rápido en la medida que aumenta la pendiente. Bajo el estrato aéreo, bastante más denso que en otras ecorregiones, se desarrollan pocas especies palatales que crecen muy altas y delgadas en busca de luz (SAG, 1999). Según esta clasificación el tipo de suelo del área de estudio estaría dentro del orden llamado entisoles, según la clasificación de Capacidad de uso, los suelos de la región tendrían un 44% de cobertura (en hectáreas) correspondientes a la Clase VIII, es decir son suelos que no poseen potencial para ningún fin agrícola, ganadero o forestal . Son suelos sin productividad agropecuaria sobre los que crece el bosque nativo. Por otro lado, el 28,9% de la superficie, unos 3.122.465 ha pertenecen a áreas sobre el límite vegetacional. Un 13,6% de los suelos, por su parte, pertenecen a las Clase VI y VII localizados en valles y relieves con escasa pendiente (IREN CORFO, 1979).

En el caso de exposición, Alvarado (2005) indica que los terrenos expuestos al norte presentan suelos más erosionados y más delgados, existiendo muchas veces una diferencia marcada de evolución en los suelos y diferenciación botánica. En las laderas norte el sol cae más directamente, secándose más rápido que en las laderas sur y oeste, siendo también en invierno la acción de congelamiento y descongelamiento más rápido en las laderas Norte. Por acción de la sombra las laderas sur son más húmedas y en el Oeste por el aumento de las lluvias de las laderas que dan al mar, efecto llamado sombra de lluvia. Así para el desarrollo de áreas de producción, las exposiciones norte, este, noreste y sin exposición, tiene mayor incidencia solar que favorece el crecimiento de especies vegetales. Esto se conoce como Máxima aptitud. Media aptitud es aquella de exposición Sureste y Noreste y Mínima aptitud las exposiciones Sur, Oeste y suroeste (<http://www.uctem.cl/biblioteca/tesis-on-line/tesis-carol-alvarado.pdf>).

3.2 Descripción del modelo dinámico

Se seleccionó para la modelación del flujo del nitrógeno el software Stella Research (7.0.1). Stella es un software para la modelación iconográfica de sistemas

dinámicos. Se basa en la utilización de un conjunto finito de elementos, que corresponden a: variables de estado, variables de flujo, convertidores y conectores. Stella ha sido ampliamente usado en la modelación de sistemas ecológicos (referencias). La Figura 5 muestra el diagrama del modelo implementado. Este representa el flujo de nitrógeno desde el bosque de lenga hasta los ríos, donde el nitrógeno se mueve a través de los componentes considerados (bosque, hojarasca, suelo y agua). En el modelo se considera una sola entrada externa de nitrógeno al ecosistema (por deposición húmeda), directamente sobre el suelo. Se han tomado en consideración aquellos componentes que cumplen el rol de mayores reservorios de nitrógeno en un ecosistema (la cuenca). Además de la dinámica del bosque de *Nothofagus pumilio*, como traslocación del nitrógeno antes de la senescencia de la hoja, crecimiento del bosque, etc. El modelo considera además la descomposición de la hojarasca como el principal vínculo entre el nitrógeno disponible en el bosque a aquél del agua. Las ecuaciones, en formato Stella, se presentan en el Anexo 1.

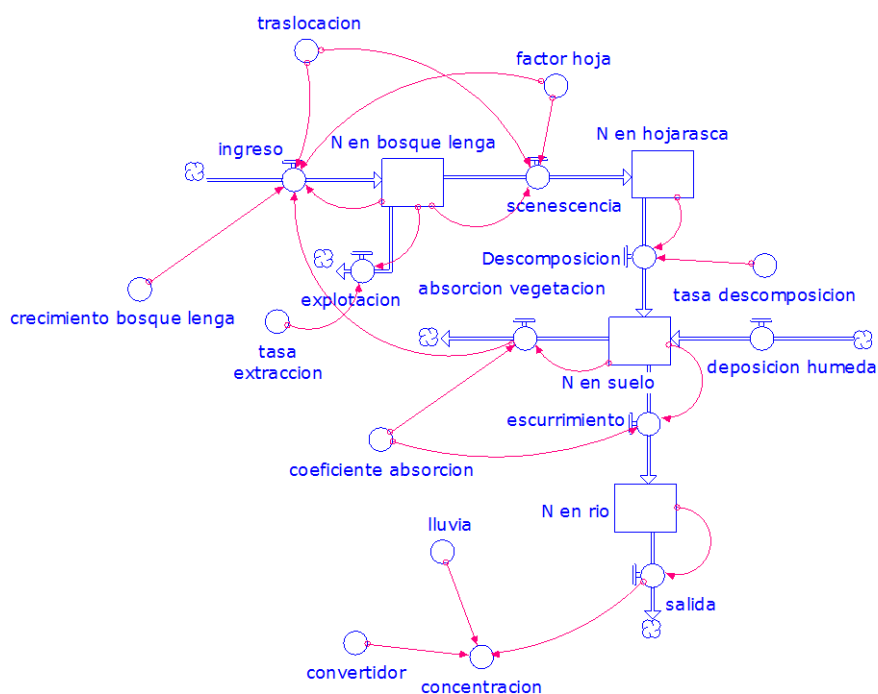


Figura 5. Diagrama Stella del modelo de flujo de nitrógeno en la sub-cuenca Mañihuales (Aysén).

3.3 Condiciones iniciales y parámetros.

Los valores iniciales para las variables de estado y los parámetros del modelo se presentan en la Tabla 1. A continuación se describe la metodología empleada para definir los valores de la tabla 1.

ELEMENTOS	COMPONENTES	VALORES
Variables de estado	[N] BOSQUE	5,0 exp ⁴ ton N/ cuenca
	[N] HOJARASCA	209 ton N/cuenca
	[N] SUELO	931 ton N/cuenca
	[N] RIO	1 mg m ⁻³
Flujos	[N] DEPOSITACIÓN HÚMEDA	803 ton N/cuenca
Parámetros	CRECIMIENTO BOSQUE LENGA	0,1
	TRASLOCACIÓN	0,6
	FACTOR HOJA	0,0085
	TASA DESCOMPOSICIÓN (k)	0,64
	COEFICIENTE ABSORCIÓN	0,8

Tabla 1: Valores iniciales para las variables de estado y parámetros del modelo dinámico del flujo de nitrógeno en la sub-cuenca de Manuales.

3.4 Estimación de la biomasa total y del nitrógeno en las lengas de Mañihuales

El modelo se implementó para la sub-cuenca de Mañihuales. La sub-cuenca se modeló bajo el supuesto de que 90% del bosque corresponde a la especie *Nothofagus pumilio* (Anexo 1). El bosque de lenga en Mañihuales cubre una superficie equivalente a 1605 km² (Catastro Bosque Nativo). La escasez de datos sobre la biomasa de la lenga en la zona de estudios obligó a usar metodologías indirectas basadas en el volumen de existencias (Brown, 1997). Este método, basado en datos de volumen (m³ ha⁻¹) sólo puede aplicarse en bosques densos, secundarios o maduros. Los datos necesarios para aplicar esta metodología son el volumen con corteza por hectárea o existencias (VCC) y la densidad media de la madera (DM). Además, se debe incluir un factor de corrección, Fc, para incorporar las estructuras del árbol que no se consideran en las mediciones comerciales (Brown, 1997). Por tanto, la biomasa de la lenga en la zona de estudios se estimó a partir de la siguiente ecuación:

$$\text{Biomasa} = \text{VCC} * \text{DM} * \text{Fc}, \quad (1)$$

El cálculo de las existencias (VCC) se realizó por medio de la fórmula:

$$\text{VCC} = \text{AB} * \text{H} * \text{Ff}, \quad (2)$$

Donde: AB = área basal (m² ha⁻¹), H = altura promedio (m) y Ff = factor de forma. Este factor se usa para compensar por la forma no convencional de la lenga y tiene un valor de 0,48 (CONAF, 2002). El área basal para la sub-cuenca de Mañihuales ha sido estimado por CONAF en 66 m² ha⁻¹ (Reserva Mañihuales, CONAF-AYSÉN, 2005). La altura promedio de la lenga en la zona se obtuvo a partir del análisis de la información contenida en el Catastro del Bosque Nativo y corresponde a 10,6 m. Sobre la base de estos valores, las existencias de lenga para la zona de estudios corresponden a 335,81 m³ ha⁻¹.

La densidad media de la lenga, DM, fluctúa entre 0,51 kg m⁻³ y 0,54 kg m⁻³ ("British Rules for drying of hardwoods). Para los propósitos de este modelo se ha usado un valor de 0,52 kg m⁻³. El factor de corrección, Fc, fue fijado en 1,74 (Brown, 1997). Considerando los valores anteriores, la biomasa de lenga por unidad de superficie es

de 303,8 ton ha⁻¹, en tanto que la biomasa total en la sub-cuenca es de 4,9 x 10⁷ toneladas.

Para los cálculos de la cantidad de nitrógeno en el bosque de lenga de Mañihuales, se usó la información disponible en diversos trabajos (Caldentey, 1992; Caldentey, 1995; Carmona, 2004; Magni, 1995). Según Carmona, el nitrógeno corresponde a un 1,02% de la biomasa de la lenga, lo que genera un total de 5,0 x 10⁴ ton N en la zona de estudios. Este valor, considerando la superficie de la sub-cuenca, está en el mismo orden de magnitud de las estimaciones realizadas por Caldentey (1992) para bosques de hoja caduca. La división de este valor en las distintas estructuras del árbol (troncos, ramas, hojas) se hizo por medio de los datos discutidos por Caldentey (1995). Según este autor, 87% de la biomasa corresponde al tronco (incluyendo ramas hasta 10 cm), 11,75% a ramas y 0,85% a las hojas. Sobre la base de estos valores se calculó la biomasa (Tabla 2) y el nitrógeno total para las distintas estructuras de la lenga en Mañihuales.

BIOMASA TOTAL (ton)	%	BIOMASA TRONCO (ton)	%	BIOMASA COPAS (ton)				%
				RAMAS	%	HOJAS	%	
4,9 x 10 ⁷	100	4,3 x 10 ⁷	87,4	0,5 x 10 ⁷	11,75	0,04 x 10 ⁷	0,85	12,6

TABLA 2: Valores para la distribución porcentual de biomasa por componentes (%)

3.5 Estimación de los principales flujos de nitrógeno

3.5.1 Deposición húmeda

Para la estimación de la deposición húmeda de nitrógeno en la zona de Mañihuales, se consideró el ingreso por medio de la lluvia (Godoy et al., 2003) y de la neblina (Weathers & Likens, 1997) en la zona sur de Chile. Los valores analizados corresponden en su gran mayoría al Parque Nacional Chiloé, para condiciones de precipitación media de 3000 mm año⁻¹. Consecuentemente, estos se ajustaron para las

condiciones de precipitación imperantes en la zona de Mañihuales (1550 mm año⁻¹). Sobre esta base se estimó que el ingreso medio por deposición húmeda en la zona es del orden de los 5,0 Kg. N ha⁻¹ año⁻¹. Este valor trasladado a la sub-cuenca corresponde a 803 ton N año⁻¹.

3.5.2 Deposición seca

Para la deposición seca, los valores obtenidos se basan en estudios realizados en bosques de lenga en Tierra del Fuego (Barrera et al., 2004; Caldentey, 1995). Basado en los datos de Caldentey (1995) las hojas corresponden a un 0,85% de la biomasa total de lenga. Por tanto, se utilizó este valor (factor hoja en el modelo) para calcular los flujos anuales de nitrógeno desde el bosque lenga al suelo. El posterior traspaso del nitrógeno desde la hojarasca al suelo depende de la tasa de descomposición. Existen poca información respecto de esta tasa, por lo que se empleó el valor ($k = 0,64$) propuesto por Barrera et al. (2004).

3.5.3 Absorción de nitrógeno desde el suelo.

Los valores de absorción de nitrógeno por parte de las lengas es una de las incógnitas a que se debió resolver para poder implementar este modelo. Debido a ello, se usó la aproximación de implementar el modelo con un valor inicial sacado de la literatura sobre vegetación y modificarlo por medio de la calibración del modelo (Jørgensen, 1994). Debido a que se disponía de una base de datos sobre valores de la concentración de nitrógeno en el río Manuales (Base de datos de la Dirección General de Aguas, Aysén), es que se usó esta variable para poder calibrar el valor del parámetro de absorción.

3.6 Diseño de escenarios

El diseño y análisis de escenarios es una de los usos más comunes para los modelos numéricos. En este caso, se usó el modelo calibrado para implementar escenarios de acción antrópica y su efecto en la concentración de nitrógeno en los cursos de agua de la sub-cuenca. Se diseñaron dos escenarios: (1) extracción o tala del bosque nativo de *Nothofagus pumilio* para consumo humano y (2) sustitución del bosque nativo por plantaciones de pino. Para el primer escenario se agregó el proceso de extracción en el modelo base, correspondiente al consumo anual de leña por parte de la población de la región. Esta asciende a 400.000 m³ año⁻¹ (fuente: Diario El Divisadero, Aysén; 17 de agosto 2005). Si se considera que el total de la extracción anual se obtiene desde Mañihuales, y se usa el valor de existencia previamente calculado (VCC = 335,81 m³ ha⁻¹), entonces el uso actual corresponde a un 0,7% del total por año. Consecuentemente, se consideró este valor así como otro más elevado correspondiente al 10% por año. Para el segundo escenario se modificó el valor de algunos parámetros de acuerdo a información disponible en la literatura sobre plantaciones de pino. Específicamente, traslocación de nitrógeno previo a la caída de las hojas y descomposición de la hojarasca.

4 RESULTADOS

4.1 Salida estándar y sensibilidad del modelo

Los resultados del modelo muestran que bajo las condiciones actuales imperantes en la cuenca, y en ausencia de extracción, tanto el nitrógeno en el bosque como la concentración en el río (salida desde el ecosistema) aumentan linealmente (Figura 6).

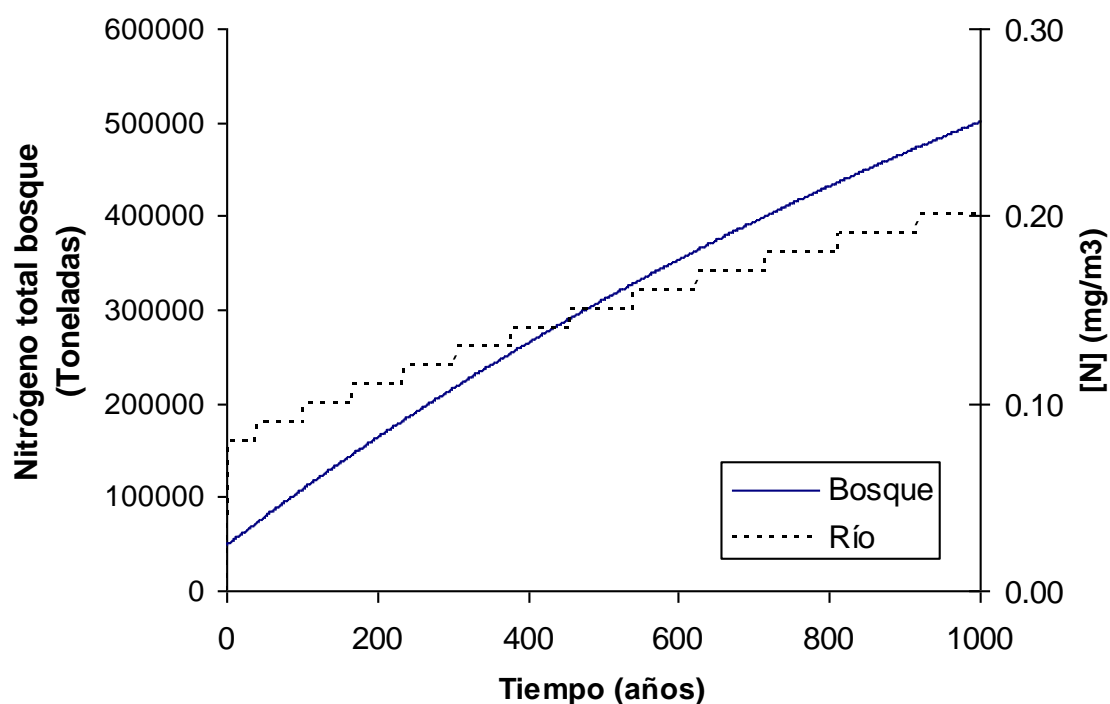


Figura 6: Nitrógeno en el bosque de lenga de Mañihuales y concentración en el río para la salida estándar del modelo.

El mismo comportamiento se observa en los otros componentes del ecosistema como la hojarasca y el suelo, aún cuando la tasa de crecimiento es menor particularmente para este último componente (Fig. 7).

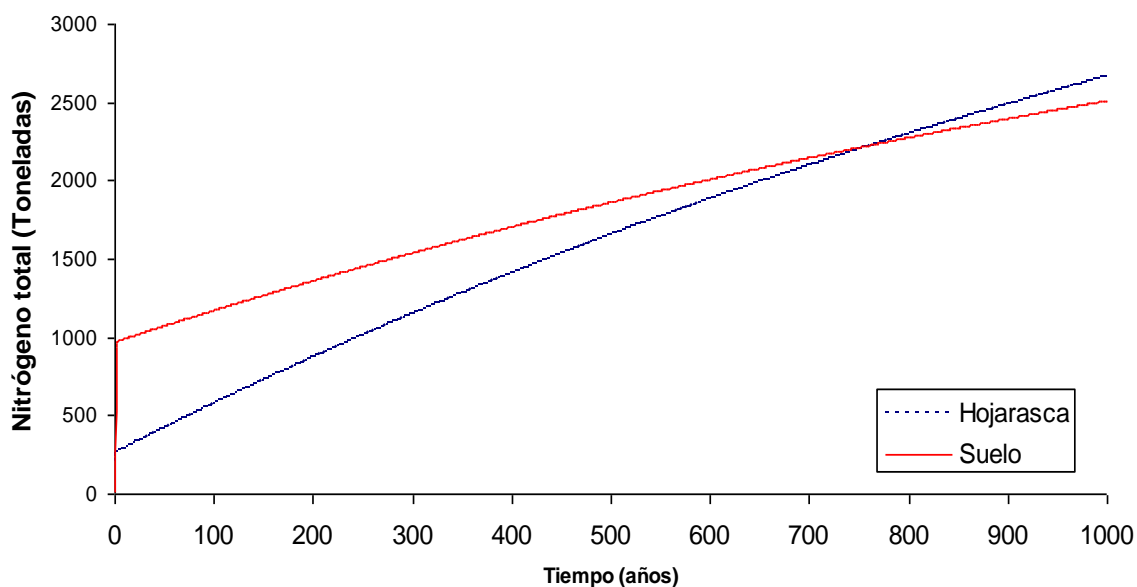


Figura 7: Nitrógeno en la hojarasca y el suelo del bosque de lenga de Mañihuales para la salida estándar del modelo.

Una de las metodologías usadas para poder analizar la estructura de los modelos numéricos es la conocida como análisis de sensibilidad (Jørgensen, 1997). Esta consiste en estudiar el cambio en las salidas del modelo como resultado del cambio en el valor de los parámetros. Esto es especialmente importante para el caso de parámetros donde los valores de incerteza es elevado. Debido a ello usamos la ecuación propuesta por Huntley et al (19..) para calcular la sensibilidad de tres parámetros en el modelo: traslocación, descomposición y absorción desde el suelo. Los resultados se muestran en la tabla xx. Debido a que la concentración de nitrógeno en el río es la variable respecto de la cual se contó con la mayor cantidad de datos, fue escogida para este análisis. La sensibilidad se calculó para la concentración de nitrógeno en el río y para un tiempo $t = 1000$ años. De los tres parámetros analizados, la absorción de nitrógeno desde el suelo por parte de las lengas es el más sensible. Contrariamente, la tasa de descomposición de la hojarasca resultó el parámetro menos sensible del modelo.

Parámetro	-50%	-10%	+10%	+50%	
Translocación		0,5	1,0	-0,5	-0,9
Descomposición		0	0	0	0
Absorción		1,2	2,0	-3,0	-2,0

Tabla 2: Análisis de sensibilidad para la concentración de nitrógeno en el río (t = 1000 años).

4.2 Resultado de la simulación de escenarios

La Figura 8 muestra la concentración de nitrógeno en el río de Mañihuales para una tasa de extracción similar a la actual ($0,7\% \text{ año}^{-1}$). En esta condición la concentración se estabiliza quedando en el rango de los valores bajos observados en las aguas de la zona en la actualidad (Oyarzo, 2006). Si la tasa anual aumenta a valores de 10%, el nitrógeno en el río disminuye considerablemente situándose en valores inferiores de $0,07 \text{ mg m}^{-3}$ (Figura 9).

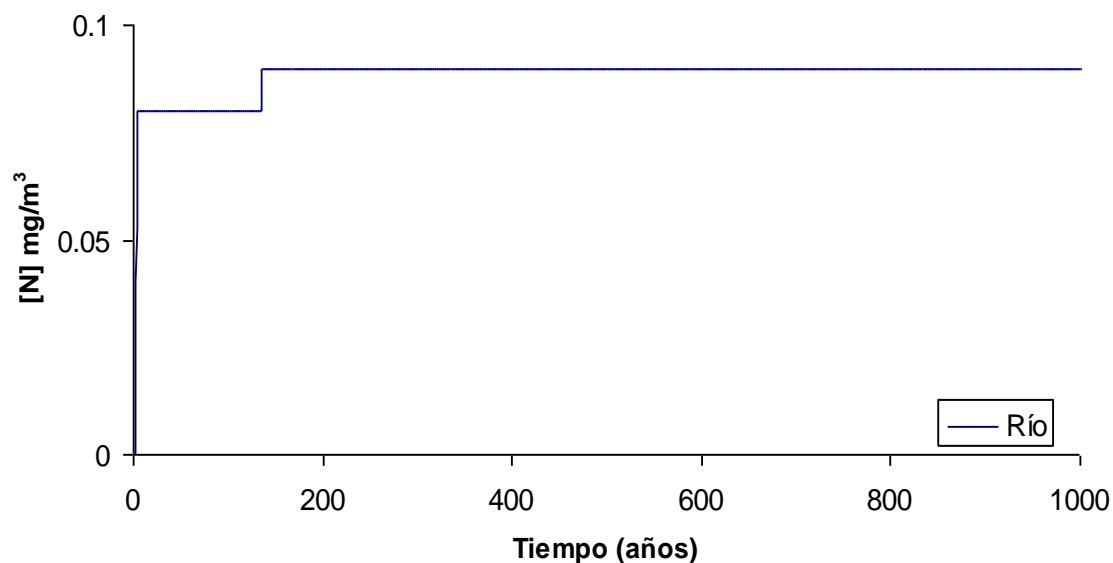


Figura 8: Concentración de nitrógeno en el río para el escenario de extracción de 0,7% anual (tasa actual de explotación de lenga).

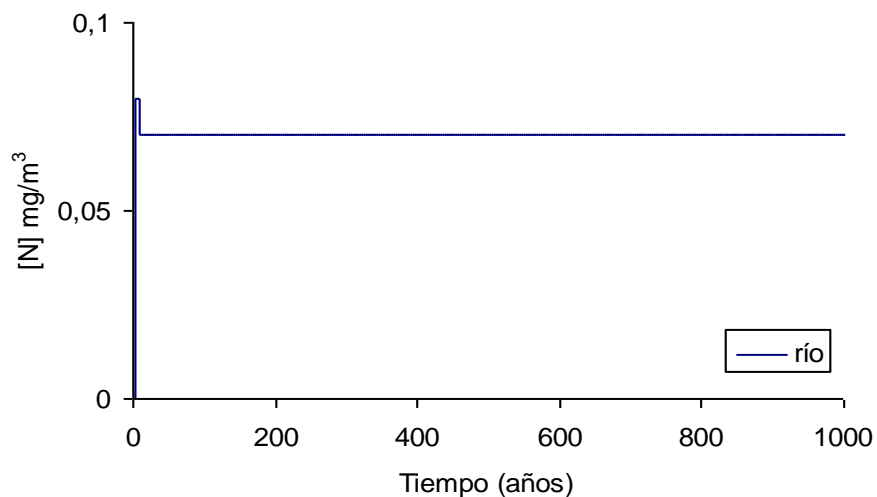


Figura 9: Concentración de nitrógeno en el río para el escenario de extracción de 10 % anual.

Los resultados para el segundo escenario, plantaciones de pino, muestran que se produce una disminución en la cantidad de nitrógeno secuestrada en el bosque de lenga y un consecuentemente aumento en la concentración de nitrógeno en el río. Aún así, el aumento es del orden de $0,03 \text{ mg m}^{-3}$ en 1000 años (Figura 10).

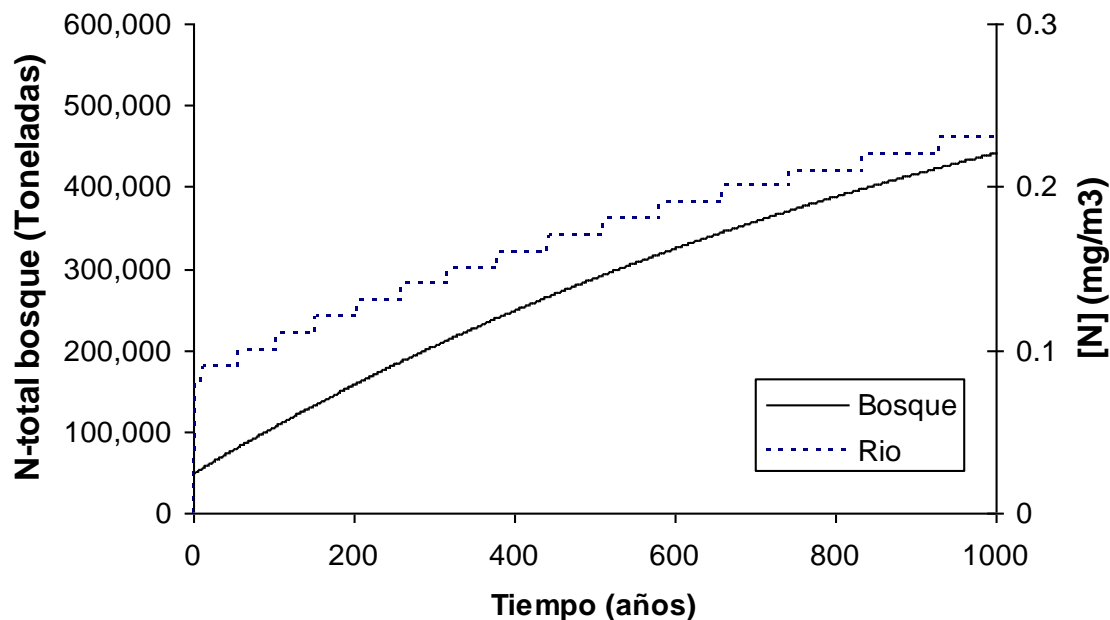


Figura 10: Resultado de simular un escenario bajo la condición de bosque de pino para la sub-cuenca de Mañihuales.

5 DISCUSIÓN

5.1 Efectos de la acción antrópica en el flujo del nitrógeno en la sub-Cuenca de Mañihuales

La sustitución de bosque nativo por plantaciones de pino, y su uso por parte de la sociedad como fuente energética son tendencias que caracterizan hoy a la región de Aysén. Para analizar los potenciales efectos de tales modificaciones en otros componentes del ecosistema como los cursos de agua, se implementó un modelo cuyo objetivo fue analizar los flujos de nitrógeno desde el bosque en la sub-cuenca de Mañihuales. Los resultados del modelo muestran que si se mantiene la tasa de explotación actual del bosque nativo, se produciría una estabilización de la concentración de nitrógeno en el agua de la sub-cuenca con valores más bajos que los actuales. Por otra parte, si se cambia la lenga por plantaciones de pino se produciría un leve aumento del nitrógeno. Sin embargo, el análisis de sensibilidad muestra (Tabla 2) que la tasa de absorción del nitrógeno del suelo por las plantas es el más sensible de los parámetros del modelo. Esto podría hacer variar el flujo natural de la cuenca, al ser esta sustituida por plantaciones de pino, aumentando las concentraciones de este nutriente en uno o más los componentes (Delgado, 1996). Por otra parte, si se incrementa el escurrimiento o percolación debido a las características del suelo (SAG, 1999), ello se podría traducir en un aumento del nitrógeno en el río. Por tanto, la perturbación de la sub-cuenca por efecto de plantaciones de pino, no muestra grandes cambios a corto plazo, pero sí afecta directamente a la velocidad de algunos procesos importantes en el reciclamiento del nitrógeno en este ecosistema. Considerando que el parámetro más sensible es al mismo tiempo aquél donde nuestra incerteza es mayor, urge tomar medidas para aumentar nuestro conocimiento respecto del mismo. No es el objetivo de este seminario proponer alternativas de manejo, pues ello le compete a los diversos organismos del estado. Sin embargo, desde la perspectiva ecosistémica de James Kay (2000), si le corresponde al científico transformarse en el narrador del devenir de un ecosistema y presentar estas narraciones a los tomadores de decisiones. Sobre esta base, resulta evidente que existe una urgente necesidad de coordinación entre las distintas entidades que velan, casi independientemente, por distintos componentes de una cuenca (e.g. río = DGA; bosque = CONAF, etc.). De

esta forma, las necesidades de información que generan estudios ecosistémicos como este seminario podrán ser analizadas en forma conjunta bajo el enfoque del manejo integrado de cuencas.

5.2 La cuenca como unidad de estudio

Para el análisis ecosistémico del flujo de nitrógeno en la sub-cuenca Mañihuales se adoptó la siguiente definición de cuenca hidrográfica; como aquella unidad geográfica definida por la divisoria de las aguas en un territorio dado, en la cual los procesos ecosistémicos de intercambio de materia y flujo de energía se integran a través de la vinculación de los componentes hidrológicos, ecológicos, ambientales y socioeconómicos. Para el caso chileno, se la ha propuesto como la unidad de manejo a la cual se asocian una gran variedad de sub-sistemas límnicos, hoy definidos en su concepción más amplia como humedales (Mitsch and Gosselink 2000). Por tanto, nuestra aproximación al análisis de la sub-cuenca de Mañihuales, se puede definir como un ecosistémica_anidada. En esta aproximación, aún cuando se pueden definir varios niveles de interés, la cuenca hidrográfica es la que de manera más integradora representa el nivel ecosistémico (Bormann & Likens, 1967). Hedin y Campos (1991) han propuesto esta definición para el estudio de los sistemas límnicos en Chile. Estos autores proponen que puede ser una herramienta útil para responder preguntas relativas a patrones y procesos de gran escala (cuencas), así como para contextualizar aquellos de menor escala (e.g. humedales). Alternativamente, la cuenca hidrográfica puede constituir un elemento central para la integración de las funciones que los ecosistemas brindan a las sociedades humanas. Si Chile va avanzar hacia un manejo integrado que pueda considerar las interacciones entre diferentes componentes (bosques-ríos) respecto de variables centrales como el flujo de nitrógeno entonces la cuenca debería ser aceptada como una de las unidades básicas de estudio y manejo (Marín et al., 2006).

La movilización, retención y función que juegan los componentes vivos y los no vivos en el ciclo del nitrógeno y de los demás nutrientes a nivel de cuenca son vitales para un apropiado manejo de los recursos naturales. Sin embargo los estudios de tipo ecosistémicos en Chile son escasos (Delgado, 1996). Por lo general aún hoy día,

predomina una aproximación reduccionista y disciplinaria en el momento de abordar los problemas ecológicos (Marín & Delgado, 2005). Este tipo de estudios proveen una mirada parcial de los ecosistemas y sus funciones (Delgado & Marín, en prensa). Por tanto, se requiere conceptualizar la cuenca con una visión ecosistémica, incorporando en ella los servicios ecosistémicos que provee a la sociedad así como su economía (pesca, piscicultura, etc). Sin embargo, aún cuando a visión ecosistémica es una condición necesaria para el manejo integrado, no es suficiente. Para que la integración se pueda realizar y llevar a la práctica, es imprescindible que el estado asuma un rol de propietario, gestor y responsable del “patrimonio común de la nación” (como es el caso de Francia) o de “dominio público hidráulico” como es el caso de España (Garcés, 2005). Solo entonces estarán dadas las condiciones para poder realizar gestión integrada, ecosistémica, de los recursos hídricos incluyendo variables integradoras como el flujo del nitrógeno.

5.3 Los modelos dinámicos como herramientas para el diseño de escenarios de manejo integrado.

Los resultados muestran que consideración de los componentes vivos y no vivos de un ecosistémica en el modelo dinámico (fig...) permitió visualizar que: (1) el flujo del nitrógeno se estabiliza, en la sub-cuenca aún en presencia de niveles actuales de explotación; (2) la modificación de algunos parámetros (e.g. tasa de descomposición), produce cambios en dicho flujo lo que requiere de atención por parte de científicos y tomadores de decisión. Vistos así, la implementación de modelos dinámicos (desde los más simples hasta los más complejos) puede jugar un rol importante para el análisis de escenarios de desarrollo (Ford, 1999; Canham et al., 2003; Costanza & Jørgensen, 2002). Estudios integradores, holistas e interdisciplinarios, son hoy más necesarios que nunca, dadas las condiciones de antropocentrización de los ecosistemas naturales, especialmente en el área de estudio (XI-región de Aysén). En esta coyuntura, es predecible que los modelos numéricos serán cada vez más necesarios en la esfera pública.

7 BIBLIOGRAFÍA

- Alvarado, C. 2005. Bases para un uso sustentable del agroecosistema ganadero, en los sectores Cuesta Alvarado y Cerro Rosado, en la cuenca del Emperador Guillermo, XI Región Aysén. Trabajo de Título para optar al grado de Licenciado en Recursos Naturales, Universidad Católica de Temuco.
- Barrera, M. B.; J.L. Frangi & L. Richter. 2004. Retorno, descomposición foliar y liberación neta de nutrientes en bosques maduros de *Nothofagus* spp. De tierra del fuego, Argentina. En actas II Reunión Binacional de Ecología, Mendoza, Argentina. 31 de octubre al 5 de noviembre.
- Bormann F. H. & G. E. Likens (1967). Nutrient cycling. *Science* 155:424-429.
- Brown S. 1997. Capítulo 5 Volumen y biomasa. En: FRA 2000: Directrices para la evaluación en los países tropicales y subtropicales. FAO Corporate Document Repository.
- Caldentey, J., 1995. Acumulación de biomasa en rodales naturales de *Nothofagus pumilio* en tierra del fuego, Chile. INTA, Investigación Agraria, Sistemas y Recursos Forestales, vol.4(2).
- Canham, C., J.J. Cole & W. K. Lauenroth (2003). *Models in ecosystem science*. Princeton, university press, Princeton
- Carmona, M. 2004. Fijación no-simbiótica de nitrógeno en la detritósfera de un bosque templado de Chiloé: regulación interna y su relación con el proceso de descomposición. Tesis para optar al grado de doctor en ciencias con mención en ecología y biología evolutiva. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.
- Carrere, R. 1998. Efectos de la sustitución de bosques nativos por plantaciones de especies exóticas en Chile. PP. 294-297. En: Defensores del Bosque Chileno, La tragedia del bosque Chileno, Ocho Libros Editores, Chile.
- Chameides, W. L. & E. M. Perdue 1997. *Biochemical cycles. A computer-interactive study of heart system science and global change*. Oxford University Press.
- Coffaro, G. & A. Sfriso (1997) Simulation model of *Ulva* rígida growth in shallow water of the Lagoon of Venice. *Ecological Modelling* 102:55-66.
- CONAF. 1999. Catastro y Evaluación de recursos vegetacionales Nativos de Chile. Informe nacional con variables ambientales. Corporación Nacional Forestal, Chile.
- CONAF, 2002. Plan de Ordenación de la Reserva Nacional de Valdivia. Corporación Nacional Forestal, Chile.

- Costanza, R. & S. E. Jørgensen (2002). Understanding and solving environmental problems in the 21st century. Elsevier, Amsterdam.
- Delgado I. 1996. Estudio comparativo de contenidos de cobre en bosques de clima mediterráneo de Chile central. Tesis de magíster. Facultad de ciencias. Universidad de Chile.
- Delgado, L. & V. Marín. En prensa. FES-sistemas: Un concepto para la incorporación de las sociedades humanas en el análisis medio-ambiental en Chile. Ambiente y Desarrollo.
- Dourojeani, A. et al. 2002. Gestión de agua: teoría y práctica. Santiago. División de recursos naturales e infraestructura, comisión económica para América Latina y el Caribe. 83p.
- Garces, J.A. 2005. Gestión de recursos hídricos en Chile: proposición de un modelo de gestión integrada para la cuenca Maipú Mapocho. Tesis para optar al grado de Magíster en Gestión y Planificación Ambiental. Universidad de Chile.
- Gastó, J.; Cosío F. & D. Canario (1993) Clasificación de ecorregiones y determinación de sitio y condición. Manual de aplicación de municipios y predios rurales. Red de Pastizales Andinos. Quito Ecuador.
- Godoy, R., Paulino, I., Oyarzún, C. & P. Boeckx 2003. Depositación atmosférica de nitrógeno en el centro y sur de Chile: un resumen. Gayana 60:47-53.
- Gotlieb, S. J. 1998. Nutrient renewal by age-0 Atlantic menhaden (*Brevoortia tyrannus*) in Chesapeake Bay and implications for seasonal management of the fishery, *Ecological Modelling* 112:111-130.
- Hedin, L. O. & H. Campos (1991) Importance of small streams in understanding and comparing watershed ecosystem processes. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 64:583-596
- Huntley, M.; V. Marín; and F. Escritor 1987. Zooplankton grazers as transformers of
- Jørgensen, S. 1994. Fundamentals of ecological modelling. Elsevier, Amsterdam.
- Kay, J. 2000. Ecosystems as self-organizing holarchic open systems: narratives and the second law of thermodynamics. Pp. 135-160. In: S. E. Jørgensen & F. Müller (editors) *Handbook of Ecosystem Theories and Management*. Lewis publishers, New York.
- Leland J. et al., 2000. An introduction to the practice of ecological modelling. *Bioscience*; 50, 8; research library core.
- Loguercio G., Jovanovski A., Acetti M. & Asenjo E., 2001. Pérdida de biomasa en

árboles vivos de lenga *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser por efecto de las pudriciones de la madera. Un método de cuantificación. Simposio internacional de medición y monitoreo de la captura de carbono en ecosistemas forestales. 18 al 20 de octubre. Valdivia-Chile.

- Magni, C.. 1995 acumulación de biomasa y nutrientes en un bosque mixto natural de lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser) y coigue de Magallanes (*Nothofagus betuloides* (Mirb.) Oerst) en la XII región., 1995 memoria para optar al título profesional de ingeniero forestal, facultad de Cs. Agrarias y Forestales, U. de Chile.
- Marín, V.; L. Delgado & I. Vila (2006) sistemas, ecosistemas y cuencas hidrográficas. En I. Vila, A. Veloso, R. Schlatter & C. Ramírez (editores), *Macrófitas y vertebrados de los sistemas límnicos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- Marín, V. & L. Delgado. 2005. El manejo ecosistémico de los recursos marinos vivos: Un desafío eco-social. Pp. 555-570, En: E. Figueroa (editor) *Biodiversidad Marina: Valoración, Usos y Perspectivas*, Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- Niemeyer H. & P. Cereceda. 1984. *Geografía de Chile*. IGM.
- Mitsch, W. J. and Gosselink, J. G. 2000. *Wetlands*. Third Edition. John Wiley, New York. 920 pages.
- Otero L. 1998. Efectos de la sustitución de bosques nativos por plantaciones de especies exóticas en Chile. Pp.: 294-297. En: *Defensores del Bosque Chileno: La tragedia del bosque Chileno*. Ocho Libros Editores..
- Oyarzo, P: 2006. Distribución espacial de la carga de nutrientes en la cuenca hidrográfica del río Aysén. Seminario de título para optar al Título de Biólogo con mención en Medio Ambiente, Universidad de Chile.
- Oyarzún C., Godoy R. & S. Leiva S. 2002. Depositación atmosférica de nitrógeno en un transecto valle longitudinal-cordillera de los Andes, centro-sur de Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 75: 233-243.
- Perez, C.A., Carmona, M.R. & Armesto, J.J. 2003. Fijación no-simbiótica, mineralización neta del nitrógeno y desnitrificación en bosques siempreverdes de Chiloé, Chile: una comparación con otros bosques templados. *Gayana* 60: 25-33

- Pinochet D., Mendoza J. & Galvis A. 2000. Potencial de mineralización de nitrógeno de un hapludand con distintos manejos agrícolas. *Ciencia e investigación agraria*. 27: 97-106.
- Puentes, I. 2004. Mineralización del nitrógeno en un bosque de *Nothofagus obliqua*, X Región, Chile. *Cybertesis*, Universidad de Chile.
- SAG-Aysén, 1999. Levantamiento para el ordenamiento de los ecosistemas de aysén: guías de condición para los pastizales de la ecorregión boreal húmeda de aysén. Proyecto FNDR-SAG XI Región de Aysén, no 10. Coyhaique.
- SAG-Aysén, 2001. sugerencias para el uso apropiado de las praderas de Aysén. Octubre, no.15
- Salomons, W.; R. K. Turner, L. D. de Lacerda & S. Ramachandran. 1999. *Perspectives on Integrated Coastal Zone Management*, Springer Verlag, Berlín-
- Schlegel, B. 2001. Estimación de la biomasa y carbono en bosques del tipo forestal siempreverde. Universidad Austral de Chile. Simposio internacional medición y monitoreo de la captura de carbono en ecosistemas forestales, 18 al 20 de octubre, Valdivia, Chile. <http://www.uach.cl/procarbono/simposio/>
- Sears, F. W. 1959. *Termodinámica: introducción a la termodinámica, teoría cinética de los gases y mecánica estadística*. Editorial Reverté, S.A.
- Soto, D. 1998 Algunos servicios ecosistémicos del bosque nativo. Pp. 263-266. En: *Defensores del bosque Chileno: La tragedia del bosque chileno*. Ocho libros Editores, Chile.
- Van Hofwegen P. 2000. Marco analítico para el manejo integrado de recursos hídricos. Lineamientos para la evaluación de marcos institucionales. Inter-american Development Bank. Washington, D.C.
- Wetzel R.G., 1989. *Limnología*. Ediciones Omega, Barcelona.
- Weathers K & G Likens. 1997. Clouds in southern Chile: an important source of nitrogen to nitrogen-limited ecosystems? *Environmental Science & Technology* 31: 210-213

Anexo 1. Ecuaciones del modelo de flujo de nitrógeno en la sub-cuenca Mañihuales. Las ecuaciones corresponden al formato Stella Research. Las variables de estado corresponden a los cuadrados, los flujos al símbolo de flecha y los parámetros a los círculos

- $N_{\text{en_bosque_lenga}}(t) = N_{\text{en_bosque_lenga}}(t - dt) + (\text{ingreso} - \text{scenescencia} - \text{explotacion}) * dt$
 INIT $N_{\text{en_bosque_lenga}} = 5.0E4$
 INFLOWS:
 ingreso =
 $(N_{\text{en_bosque_lenga}} * \text{factor_hoja} * \text{traslocacion} * \text{crecimiento_bosque_lenga}) + \text{absorcion_vegetacion_}$
 OUTFLOWS:
 scenescencia = $N_{\text{en_bosque_lenga}} * \text{factor_hoja} * (1 - \text{traslocacion})$
 explotacion = $N_{\text{en_bosque_lenga}} * \text{tasa_extraccion}$
- $N_{\text{en_hojarasca}}(t) = N_{\text{en_hojarasca}}(t - dt) + (\text{scenescencia} - \text{Descomposicion}) * dt$
 INIT $N_{\text{en_hojarasca}} = 209$
 INFLOWS:
 scenescencia = $N_{\text{en_bosque_lenga}} * \text{factor_hoja} * (1 - \text{traslocacion})$
 OUTFLOWS:
 Descomposicion = $N_{\text{en_hojarasca}} * \text{tasa_descomposicion}$
- $N_{\text{en_rio}}(t) = N_{\text{en_rio}}(t - dt) + (\text{escurrimiento} - \text{salida}) * dt$
 INIT $N_{\text{en_rio}} = 1$
 INFLOWS:
 escurrimiento = $N_{\text{en_suelo}} * (1 - \text{coeficiente_absorcion})$
 OUTFLOWS:
 salida = $N_{\text{en_rio}}$
- $N_{\text{en_suelo}}(t) = N_{\text{en_suelo}}(t - dt) + (\text{Descomposicion} + \text{deposicion_humeda} - \text{escurrimiento} - \text{absorcion_vegetacion_}) * dt$
 INIT $N_{\text{en_suelo}} = 10$
 INFLOWS:
 Descomposicion = $N_{\text{en_hojarasca}} * \text{tasa_descomposicion}$
 deposicion_humeda = 810
 OUTFLOWS:
 escurrimiento = $N_{\text{en_suelo}} * (1 - \text{coeficiente_absorcion})$
 absorcion_vegetacion_ = $N_{\text{en_suelo}} * \text{coeficiente_absorcion}$
- coeficiente_absorcion = 0.8
 concentracion_ = $\text{salida} * \text{convertidor_} / (\text{lluvia})$
 convertidor_ = 1E9
 crecimiento_bosque_lenga = 0.007
 factor_hoja = 0.0085
 lluvia = 2.479E12
 tasa_descomposicion = 0.64
 tasa_extraccion = 0.1
 traslocacion = 0.6

VALORES INICIALES DEL MODELO

ELEMENTO DEL MODELO	COMPONENTE ECOSISTÉMICO-CICLO N	VALORES	LUGAR	CITA
VARIABLE ESTADO	BIOMASA BOSQUE LENGUA CUENCA	4,9 exp ¹⁰ kg cuenca	RESERVA MAÑIHUALES	Datos Catastro CONAF + contacto CONAF-Coyahique + yo
	[N] HOJARASCA (fijación N)	1,25 kg/ha año	X REGIÓN	PEREZ, CARMONA, ARMESTO, 2003
	[N] SUELO (fijación detritósfera)	5,8 kg/ha año	X REGIÓN	PEREZ, CARMONA, ARMESTO, 2003

	[N] RIO	7,98 exp ⁻⁹ kg/L	RIO MAÑIHUALES	DGA-Aysén
VARIABLE FLUJO	RENOVACIÓN _{BOSQUE} (F _{exp})	1,535	Argentina	Richter Et Al.,2001
	PÉRDIDA NATURAL _{BOSQUE} (Fr)	0,929	Argentina	Richter Et Al.,2001
	PÉRDIDA NATURAL _{BOSQUE} (MADERA PODRIDA QUE NO CAE AL SUELO)	6,8 % de fuste y ramas (basado en distribución porcentual de biomasa de Caldentey, 1995, serían 3,264 exp ⁻⁹ kg)	Argentina	Loguercio, 2001
	EXTRACCIÓN _{BOSQUE}	2,08 exp ⁸ kg/año (0,42%)	Aisén	
	[N] DEPOSITACIÓN HÚMEDA	5,3245 kg N /ha año	PN CHILOE	Godoy, Paulino, Oyarzún Y Boeckx, 2003
	DEPOSITACIÓN SECA: CAIDA _{HOJAS} cuenca * [N] _{HOJAS}	2,83 exp ⁵ kg hojas cuenca/ año * 0,0053 (5,3 mg/g)	Argentina	Barrera et al., 2004
	DESCOMPOSICIÓN_{HOJARASCA} (k)	0,64	Argentina	Barrera et. al., 2004
	ESCURRIMIENTO _{HOJARASCA}	50% (SUPUESTO)		
	MINERALIZACIÓN de N	12-13 kg/ha año *K= 6,0 /año (0,066/semana)	X REGIÓN	PUNTES, 2004 PINOCHET, MENDOZA Y GALVIS, 2000
	EXPORTACIÓN HIDROLÓGICA (descarga del agua del río)	FACTOR DILUCIÓN (d) (DS 90) [N] PRECIPITACIONES + [N] ESCURRIMIENTO		
CONVERTIDORES	pp MAÑIHUALES	15450000 L/ha año	MAÑIHUALES	Dga-Aysén
	[N] DEPOSITACIÓN HÚMEDA	5,3245 kg/ha año	PN CHILOE	GODOY, PAULINO, OYARZÚN Y BOECKX, 2003
	[N] RESIDUOS LÉÑOSOS(fijaciónN)	1,33 kg/ha año	PN CHILOE	Perez, Carmona, Armesto, 2003

(k): Tasa de descomposición de hojarasca
(F_{exp}): Factor de expansión de la madera
(Fr): Factor de reducción de la madera
K: Tasa de mineralización del nitrógeno

Nombre científico o latino: *Nothofagus pumilio* (Poepp & Endl.) Krasser
 Nombre común o vulgar: Lengua, roble de Magallanes
 Familia: Fagaceae.



En esta área se presenta en forma de arbusto entre 8 a 12 m de altura.

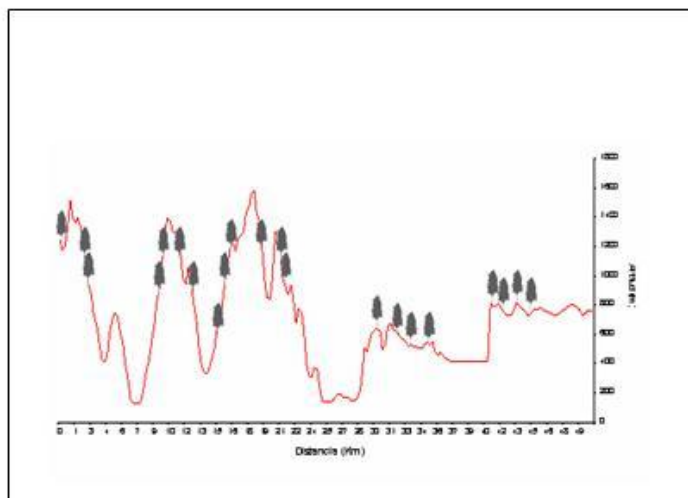
Hojas caducas, con estructura redondeada o elíptica, de borde aserrado.

La lengua es un espécimen monoico. Las flores masculinas son solitarias y tienen de 15 a 20 estambre; las femeninas solitarias sésiles, con pequeñas escamas en la base.

Los frutos están formados de 2 partes que contienen una nuececita alada.

Usos: madera de buena para construcciones y carpintería. Se exporta.

Distribución: Desde la cordillera de Curicó al Cabo de Hornos.



N. Pumilio, se presenta en la sub-Cuenca de Mañihuales una amplia distribución altitudinal y espacial. Se distribuye desde los 500 hasta los 1400 msnm; y desde los 3500 hasta los 700 mm anuales de precipitación.