



**UNIVERSIDAD DE CHILE**

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES Y DE LA CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA  
MAGÍSTER EN GESTIÓN Y PLANIFICACIÓN AMBIENTAL  
PROGRAMA INTERFACULTADES

**EVALUACIÓN DE LA RESPUESTA HIDROLÓGICA BAJO  
DISTINTOS ESCENARIOS DE USO DE SUELO EN LA CUENCA DEL  
RÍO LUMACO, REGIÓN DE LA ARAUCANÍA, CHILE.**

Proyecto de grado para optar al grado de Magíster en Gestión y  
Planificación Ambiental

**FERNANDO JESÚS GIMENO MOLINA**

Profesor(a) Guía: Dr. Mauricio Galleguillos Torres  
Profesor(a) Co-Guía: Dr. Daniela Manushevich Vizcarra

Santiago, Chile.  
2019



**UNIVERSIDAD DE CHILE**

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES Y DE LA CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA  
MAGÍSTER EN GESTIÓN Y PLANIFICACIÓN AMBIENTAL  
PROGRAMA INTERFACULTADES

Proyecto de Grado como parte de los requisitos para optar al grado de Magíster en Gestión y Planificación Ambiental.

Profesor Guía

Nombre: Mauricio Galleguillos Torres

Nota: 7,0

Firma \_\_\_\_\_

Profesor Co-Guía

Nombre: Daniela Manuschevich Vizcarra

Nota: 7,0

Firma \_\_\_\_\_

Profesor Consejero/a

Nombre: Rodrigo Fuster

Nota: 6,3

Firma \_\_\_\_\_

Profesor Consejero/a

Nombre: Cristian Chadwick

Nota: 6,6

Firma \_\_\_\_\_

Santiago, Chile  
2017

## **Agradecimientos**

En primer lugar quiero agradecer a mis profesores, Mauricio Galleguillos y Daniela Manushevich, los que con paciencia me brindaron un gran apoyo a la hora de realizar este trabajo, con su ayuda pude aprender y crecer en mi formación. Agradecer la ayuda de Cristobal Puelma con las dudas que podía tener en cuanto al uso del modelo hidrológico. Quisiera agradecer a mis compañeros del MGPA, el compañerismo brindado y las amistades hechas no las esperaba en este punto de mi formación. A Veronica Oyarzún y a Jorge Moya de CONAF por darme la oportunidad de tener una campaña de terreno para esta investigación, a mi cuñada Daniela que me ayudo al leer este trabajo.

Y por último, a mi esposa Belen que me ayudo en todas las circunstancias posibles de esta investigación.

A mis amigos y familia, disculpen por los momentos en que no pude estar.

Esta tesis se desarrolla en el marco de trabajo del Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)<sup>2</sup> "FONDAP 1511009".



**Cuenca del Río Lumaco. Autor: Fernando Gimeno**



## Índice

1.	Problema de investigación .....	1
2.	Objetivos .....	5
2.1.	Objetivo General .....	5
2.2.	Objetivos específicos .....	5
3.	Hipótesis .....	5
4.	Revisión bibliográfica .....	6
4.1.	Cambio en la cobertura/uso del suelo .....	6
4.2.	Hidrología y modelos hidrológicos .....	9
4.3.	Cambio en el uso del suelo y efectos hidrológicos.....	10
5.	Materiales y Métodos .....	13
5.1.	Área de estudio .....	13
5.2.	Modelo Hidrológico (SWAT) .....	16
5.1.1.	Datos requeridos por SWAT .....	18
5.1.2.	Calibración y validación .....	23
5.2.	Modelo de cambio de cobertura de suelo Dyna CLUE.....	26
5.2.1.	Datos necesarios para Dyna CLUE .....	27
5.3.	Análisis de la respuesta hidrológica en la cuenca del Río Lumaco, vinculando aspectos de la dinámica de población y uso del agua .....	36
5.4.	Revisión y análisis del Proyecto de Ley de Bosque Nativo que entró a discusión en el congreso en 1992, con el fin de generar un escenario de uso de suelo alternativo al actual.....	37
5.5.	Determinación de la respuesta hidrológica con un escenario de usos de suelo de mayor protección y recuperación del bosque nativo para la cuenca del Río Lumaco. ....	37
6.	Resultados .....	39
6.1.	Calibración modelo hidrológico SWAT .....	39
6.2.	Calibración del Modelo Dyna CLUE .....	43
6.3.	Análisis de la respuesta hidrológica en la cuenca del Río vinculando aspectos de la dinámica de población y uso del agua.....	45
6.4.	Revisión y análisis del Proyecto de Ley de Bosque Nativo que entró a discusión en el congreso en 1992, con el fin de generar un escenario de uso de suelo alternativo al actual.....	49
6.5.	Determinación de la respuesta hidrológica con un escenario de usos de suelo de mayor protección y recuperación del bosque nativo para la cuenca del Río Lumaco .....	55
7.	Discusión .....	58
8.	Conclusión .....	67
9.	Bibliografía .....	69
10.	Anexos.....	78

## Índice de Figuras

Figura 1. Panorámica general de la cuenca del Río Lumaco.....	13
Figura 2. Coberturas en la cuenca del Río Lumaco en el año 2015 y el porcentaje de participación por cada tipo .....	14
Figura 3. Las barras azules corresponden a la media mensual precipitación en la estación Lumaco con un registro entre 1985 y 2015 .....	15
Figura 4. Curva de Variación Estacional, con el mismo registro de 40 años. ....	15
Figura 5. Esquema del modelo hidrológico SWAT .....	18
Figura 6. Diferentes caminos para asignar un uso del suelo.....	26
Figura 7. Coberturas en la cuenca del Río Lumaco en el año 1990 y el porcentaje de participación por cada tipo .....	28
Figura 8. Matriz simplificada de conversión de uso de suelo .....	29
Figura 9. Correlación entre variables predictoras .....	33
Figura 10. Curva de duración .....	41
Figura 11. Series de tiempo de los caudales y precipitaciones mensuales .....	42
Figura 12. Comités de agua potable rural por cada subcuenca de la cuenca del Río Lumaco .....	46
Figura 13. Distribución de la evapotranspiración real a lo largo del año .....	48
Figura 14. Comparación entre escenario alternativo de mayor protección y recuperación del bosque nativo y la cobertura observada de 2015 para la clase bosque nativo en la cuenca del Río Lumaco.....	54
Figura 15. Comparación entre escenario alternativo de mayor protección y recuperación del bosque nativo y la cobertura observada de 2015 para la clase bosque nativo en la cuenca del Río Lumaco.....	55
Figura 16. Diferencias relativas del caudal simulado para el año 2015 con el escenario de protección y recuperación del bosque nativo y la cobertura del año 2015 del Río Lumaco. ....	56
Figura 17. Diferencias relativas del caudal simulado para el año 2013 entre el escenario de protección y recuperación del bosque nativo y la cobertura del año 2015 del Río Lumaco.....	57

## Índice de Tablas

Tabla 1. Superficie ocupada por las diferentes coberturas en la cuenca del Río Lumaco .....	14
Tabla 2. Estaciones meteorológicas y pluviométricas en el interior y cercanas a la cuenca del Río Lumaco .....	20
Tabla 3. Periodos de tiempo utilizados para el calentamiento, Calibración y validación de la simulación del caudal en la cuenca del Río Lumaco con el modelo hidrológico SWAT .....	24
Tabla 4. Diferencias entre cobertura 1990 del LECS original y la modificada como entrada para la simulación del escenario de protección y recuperación del bosque nativo.....	28
Tabla 5. Requerimiento por tipo de cobertura para entre 1990 y 2000.....	30
Tabla 6. Variables predictoras y fuente .....	31
Tabla 7. Resultados de la función LH-OAT que indican los parámetros relevantes del modelo SWAT para la simulación de caudales en la cuenca del Río Lumaco. ....	39
Tabla 8. Valores óptimos de los parámetros producto de la calibración.....	40
Tabla 9. Bondad de ajuste de los periodos de calibración y validación. ....	43
Tabla 10. Valor COR por cobertura del modelo de regresión logística.....	43
Tabla 11. Evaluación del coeficiente kappa entre las coberturas simuladas y la cobertura de 2015 ..	44
Tabla 12. Listado de Comités de agua potable rural en la cuenca del Río Lumaco .....	45
Tabla 13. Resumen subcuencas en donde se ubican los APR de la cuenca del Río Lumaco.....	47
Tabla 14. Resumen evapotranspiración por clase de cobertura cuenca del Río Lumaco .....	48
Tabla 15. Matriz de conversión del escenario alternativo requerida por Dyna CLUE .....	52
Tabla 16. Coberturas el 2015 y en el ERPB.....	53

## Índice de Ecuaciones

Ecuación 1. Balance de agua en el suelo del modelo SWAT. ....	17
Ecuación 2. Evapotranspiración potencial por Hargreaves.....	21
Ecuación 3. Ecuación (a) para el cálculo de la evapotranspiración real en el modelo SWAT .....	22
Ecuación 4. Ecuación (b) para el cálculo de la evapotranspiración real en el modelo SWAT .....	22
Ecuación 5. Ecuación (c) para el cálculo de la evapotranspiración real en el modelo SWAT .....	22
Ecuación 6. Ecuación (d) para el cálculo de la evapotranspiración real en el modelo SWAT .....	22
Ecuación 7. Ecuación índice de cobertura del suelo en el modelo SWAT.....	23
Ecuación 8. Ecuación evaporación desde el suelo en el modelo SWAT .....	23
Ecuación 9. Coeficiente de eficiencia Nash Sutcliffe.....	25
Ecuación 10. Ecuación para establecer la probabilidad de conversión para cada cobertura.....	27
Ecuación 11. Regresión logística usada por el modelo Dyna CLUE.....	31
Ecuación 12. Coeficiente kappa .....	35
Ecuación 13. Fracción de grado de acuerdo de los cambios.....	35
Ecuación 14. Fracción máxima de grado de acuerdo de los cambios .....	36
Ecuación 15. Coeficiente kappa simulación .....	36
Ecuación 16. Diferencia relativa entre caudal base y el caudal con un escenario alternativo .....	38

## Índice de Anexos

Anexo 1. Serie de suelo.....	78
Anexo 2. Curvas dobles acumuladas para la precipitación por para cada estación dentro de la cuenca del Río Limaco.....	80
Anexo 3. Serie de tiempo Temperatura.....	82
Anexo 4. Parámetros analizados en el proceso de análisis de sensibilidad.....	82
Anexo 5. Funcionamiento PSO.....	83
Anexo 6. Demanda por tipo de cobertura utilizada para la creación del escenario alternativo entre 1990 y 2016.....	85
Anexo 7. Representación de la evaluación de la función objetivo en el espacio de búsqueda dado por los parámetros.....	86
Anexo 8. Curvas COR del modelo de regresión logística por cada cobertura.....	86
Anexo 9. Ecuación para el modelo de regresión logística de Dyna CLUE.....	88
Anexo 10. Coeficiente Kappa para de las coberturas en el escenario alternativo simulado. Fuente: elaboración propia.....	89
Anexo 11. Hidrograma por subcuenca y el porcentaje para cada cobertura.....	89
Anexo 12. Escenario alternativo de mayor protección y recuperación del bosque nativo en la cuenca del Río Lumaco.....	92
Anexo 13. Matriz de transición entre la cobertura observada el 2015 y el ERPB.....	93
Anexo 14. Hidrogramas a escala mensual del caudal simulado con el escenario base (en negro) comparado con el caudal simulado bajo el escenario alternativo (en azul) por estación del año.....	94

## Resumen

Este estudio cuantifica las respuestas hidrológicas ante escenarios de cambio de cobertura del suelo para la cuenca del Río Lumaco, Región de la Araucanía Chile, para el año 2015, combinando un modelo de cambio de cobertura/uso del suelo (Dynamic Conversión of Land Use and Its Effects, Dyna CLUE) y un modelo hidrológico (Soil and Water Assesment Tool, SWAT). Se establecieron dos escenarios, un escenario base utilizando un landcover del año 2015 y un escenario de protección y recuperación del bosque nativo (EPRB). El EPRB fue generado mediante Dyna CLUE, bajo el supuesto de la implementación, a principio de la década de 1990, de la Ley de Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal basado en el primer proyecto presentado por el ejecutivo en abril de 1992 mediante el boletín N° 669. A su vez, se calibró y validó el modelo hidrológico SWAT para la cuenca del Río Lumaco utilizando un método de calibración global basado en una versión de Particle Swarm Optimization (hydroPSO). Los resultados arrojaron una representación confiable del caudal de salida a escala mensual, con un coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe de 0,91 y 0,89 para el periodo de calibración y validación respectivamente. Mientras que la simulación del EPRB bajo el modelo Dyna CLUE para el año 2015 obtuvo un coeficiente Kappa de 0,7 y un Kappa simulado difuso de 0,27. La simulación del EPRB significó un aumento de 6400 ha de bosque caducifolio y 574 ha de bosque siempreverde para el año 2015 respecto del landcover para dicho año. Al comparar el caudal simulado para ambos escenarios, no se encontraron diferencias sustantivas, con una diferencia relativa de 0,13% para todo el periodo simulado.

**Palabra Clave:** respuesta hidrológica; cambio de cobertura de suelo; modelo hidrológico; modelo de cambio de cobertura de suelo; SWAT; Dyna CLUE.



## 1. Problema de investigación

Tras el golpe cívico-militar ocurrido en Chile en 1973, la economía se condujo a un proceso de reestructuración basado en la liberalización económica y la doctrina monetarista (Garreton, 2012). Así se consolidó una matriz exportadora dependiente de recursos naturales (Liverman & Vilas, 2006), donde en lo forestal se privilegió la explotación de productos forestales no nativos (Clapp, 1995) impulsando un sector basado en el monocultivo de especies exóticas (Cubbage et al., 2007). Al año 2018, Chile tiene cerca de 3,1 millones de hectáreas en plantaciones forestales, considerando las plantaciones en pie, cosechadas o muertas en pie (Instituto Forestal, Anuario Forestal 2018, 2018), mostrando una rápida expansión desde 1974 con la implementación del Decreto Ley 701, donde las plantaciones forestales cubrían solamente una superficie de 330 mil hectáreas (Camus, 2006; Álvarez et al., 2013). Parte de esta expansión fue subsidiada por el Estado a través de este decreto, en donde se reembolsaba entre el 75% y hasta el 90% de los valores reales de los costos de plantación a los propietarios de terrenos después de demostrar una adecuada tasa de sobrevivencia de los árboles (Niklitschek, 2006; Álvarez et al., 2013). Una de las consecuencias más notorias de dicha expansión forestal es la disminución del bosque nativo (Echeverría, et al., 2006; Frêne & Nuñez, 2010). Dependiendo de la región del país, entre un 7 % a un 50 % de los cambios de uso del suelo de bosque nativo se produjeron debido a su sustitución por plantaciones forestales (Echeverría et al., 2006; Zamorano-Elgueta et al., 2015; Heilmayr & Lambin, 2016; Miranda et al., 2016), demostrando en gran medida la falta de políticas a favor de su protección. En 1992, luego del retorno a la democracia, se decide crear una ley de bosque nativo para velar por su protección y manejo, incluyendo regulación para el corte y manejo de plantaciones forestales y la prohibición de remplazo del bosque nativo. Esta ley se mantuvo en discusión en el congreso por más de 14 años, siendo recién aprobada y con menores competencias en regulación en el año 2008 (Manushevich, 2016).

En Chile, Manushevich y Beier (2016) simularon cambios de uso de suelo en la Región de la Araucanía bajo las condiciones del proyecto de política forestal de

Chile original de 1993, contrastando las propuestas e intereses ligados a la industria forestal contra los intereses medio ambientales y académicos. Encontrándose que un escenario de políticas de conservación del bosque nativo propicia el aumento en superficie del mismo, especialmente en sectores sobre los 570 m.s.n.m, mientras que un escenario que favorece la industria forestal permite cambios de coberturas arbustivas y pastizales a plantaciones de aboles exóticos (Manuschevich y Beier, 2016).

El remplazo del bosque nativo por otras coberturas de suelo y el crecimiento e intensificación de la actividad forestal conlleva una serie de alteraciones al balance hídrico y los patrones hidrológicos (Huber, Iroume & Bathurst, 2008; Little, et al., 2015). Por ejemplo, en plantaciones de *Pinus radiata* en la zona centro-sur de Chile se ha observado que su dosel llega a interceptar hasta un 40% de las precipitaciones (Huber, et al., 2008). Además, comparando con otros usos de suelo, como praderas, matorrales o bosque nativo, las plantaciones registran un alto consumo de agua debido a las altas tasas de evapotranspiración de los árboles exóticos (Huber, Iroume & Bathurst, 2008; Huber et al., 2010; Olivera-Guerra et al., 2014). Otros trabajos en Chile han estudiado las alteraciones en el régimen hidrológico producto de los cambios de cobertura del suelo a una escala de cuenca hidrográfica (Bosch & Hewlett, 1982; Farley, Jobbágy & Jackson, 2005; Lara, et al., 2009; Birkinshaw, et al., 2011; Little, et al., 2015). Las cuencas dominadas por plantaciones forestales registran una mayor pérdida de nutrientes, como fosforo y nitrógeno, respecto a cuencas con una mayor cobertura de bosque nativo (Oyarzún, et al., 2007). Además, se han estudiado efectos en la escorrentía superficial en cuencas forestales del centro-sur de Chile (Pizarro et al., 2005a; Pizarro et al., 2005b; Lara, et al., 2009; Little, et al., 2009; Birkinshaw, et al., 2011). Pizarro et al. (2005a) evalúa el efecto de la cobertura vegetal y el uso del suelo producto de la sustitución del bosque nativo por plantaciones forestales de *Pinus radiata* sobre el coeficiente de escorrentía y la producción de agua en la cuenca del Río Purapel, no encontrando diferencias significativas. En otro trabajo Pizarro et al. (2005b), estudia la distribución de los flujos de escorrentía máximos, anuales y de verano, con el fin de evaluar la relación entre estos flujos y la cobertura vegetal en la cuenca del Río Purapel, donde determinan que el masivo proceso de sustitución

de bosque nativo por plantaciones forestales no se producen mayores diferencias en los componentes hidrológicos analizados. Otros estudios muestran que la escorrentía en los meses de verano es significativamente menor en cuencas donde el bosque nativo ha sido remplazado por plantaciones de árboles exóticos (Lara et al., 2009; Little et al., 2009). A su vez, el manejo forestal realizado en estos territorios, implica cosechas de grandes extensiones en un corto periodo de tiempo las que tienen consecuencias en las propiedades físicas de los suelos, potenciado la degradación del suelo por compactación y la pérdida de funcionalidad del mismo (Huang et al., 2011; Soto et al., 2019).

Varios autores proyectan o establecen escenarios de uso de suelo bajo criterios como tendencias históricas, desarrollo económico o políticas medio ambientales para determinar los efectos de estos cambios sobre el régimen hidrológico de una cuenca (Hurkman et al., 2009; Stehr et al., 2012; Wijesekara et al., 2012; Warburton et al., 2012; Carvalho-Santos et al., 2014; Zhang et al., 2015; Carvalho-Santos et al., 2016). En Chile, Stehr et al., (2012), evaluaron la respuesta hidrológica ante los cambios de uso de suelo en la cuenca del Río Vergara (entre la Región del Biobío y la Región de la Araucanía) generando tres escenarios de cambio de uso de suelo: el primero donde se privilegia la protección del bosque nativo; un segundo escenario en el que el bosque nativo permanece constante en el tiempo pero matorrales y pastizales son reemplazados por cultivos y otros sistemas agrícolas; y por último un escenario que siga la tendencia actual. Ellos concluyen que un escenario de mayor cobertura de plantaciones forestales causa una reducción del caudal de salida de la cuenca.

En Chile parte de las poblaciones rurales se abastecen de agua potable a través de cooperativas o comités de agua en un sistema llamado Asociación de Agua Potable Rural o APR, abarcando cerca de 1,6 millones de personas en todo el país (DOH, 2017). En la Región de la Araucanía cerca de 151.487 personas son abastecidas de agua mediante el sistema de APR (DOH, 2018). En los últimos años, parte importante de esta población ha tenido que ser suministrada de agua mediante camiones aljibes, dado que alguna de las fuentes de agua de los APR se han visto agotadas en la temporada seca (Radio Biobío, 2018). Esto en parte

puede deberse a la disminución de precipitaciones que ha vivido la zona centro sur de Chile, donde se han reducido entre un 25 y 40 % respecto a la tendencia histórica (Boisier et al., 2016; Garreaud et al., 2017). Una escasez que puede ser acentuada producto de los cambios de la cobertura de suelo especialmente la pérdida de bosque nativo (Torres-Salinas et al., 2016). Bajo este escenario de disminución de precipitaciones y continuos cambios en la cobertura y uso del suelo, las respuestas hidrológicas resultantes pueden hacer de la zona centro sur de Chile un lugar altamente vulnerable en cuanto a provisión de agua.

Debido a lo anterior, resulta fundamental investigar el efecto del uso del suelo y sus cambios en la respuesta hidrológica en las cuencas y de ese modo tomar acciones que permitan mitigar los efectos de la escasez hídrica proyectada debido al cambio climático y colaborar con la gestión y planificación de acciones que puedan proteger el recurso hídrico de manera eficaz.

## 2. Objetivos

### 2.1. Objetivo General

Evaluar la respuesta hidrológica de una cuenca forestal de régimen pluvial bajo un escenario de protección y recuperación del bosque nativo (EPRB).

### 2.2. Objetivos específicos

- Analizar la respuesta hidrológica en la cuenca del Río Lumaco vinculando algunos aspectos de la dinámica de población y uso del agua
- Revisar y analizar el Proyecto de Ley de Bosque Nativo que entró en discusión en el congreso en 1992, con el fin de generar un escenario de cobertura de suelo alternativo al actual con mayor superficie de bosque nativo
- Determinar la respuesta hidrológica con un escenario de usos de suelo de mayor protección y recuperación del bosque nativo para la cuenca del Río Lumaco

## 3. Hipótesis

Si se hubieran implementado políticas de mayor protección y recuperación del bosque nativo (EPRB) en Chile a principios de la década de 1990, la provisión de agua en la cuenca del Río Lumaco, en cuanto al caudal medio anual de salida, sería al menos un 8 % mayor. Este porcentaje sería aún más considerable en el caudal total de los meses estivales.

## 4. Revisión bibliográfica

### 4.1. Cambio en la cobertura/uso del suelo

El cambio de uso del suelo es conocido como un proceso complejo, el cual es causado por la mutua interacción entre los factores ambientales y sociales sobre diferentes escalas, espaciales y temporales, que tiene su expresión en la superficie de la tierra (Rindfuss et al., 2004; Valbuena et al., 2008; Turner II, Lambin & Reenberg, 2008) y que afecta profundamente los procesos biogeoquímicos a nivel terrestre (Foley et al., 2005).

Modelar de forma espacialmente explícita los cambios de uso de suelo como causa de actividad sociales y fenómenos ambientales y sus consecuencias, se hace posible a través de los Sistemas de Información Geográfica y de técnicas computacionales las cuales definen y verifican la relación entre variables ambientales y sociales usando una combinación de datos existentes, mediciones en el campo y datos satelitales (Jokar, 2012). Estos modelos espaciales pueden ser usados para establecer causas y efectos de los cambios de uso de suelo o cobertura del suelo, LULCC (Land Use Change / Land Cover Change), observados en el pasado y también para ofrecer opciones de cambios de usos de suelo futuros. Los modelos de LULCC son usados para explorar el impacto de decisiones políticas, económicas y medioambientales, utilizando escenarios de análisis (Jokar, 2012; Manushevich & Beier, 2016), sirviendo de guía para las autoridades políticas y ambientales.

Brown et al. (2013) clasifican los modelos de cambio de uso en cinco tipos principales, Aprendizaje Automático (Machine Learning), Células Autónomas, Modelos Económicos Sectoriales, Modelos Económicos Espacialmente Desagregados y Basados en Agentes, cada uno con un énfasis diferente concerniente a patrones versus procesos y proyecciones versus explicación. Además, podemos agregar modelos que incluyen procesos estocásticos para simular los cambios de uso del suelo como cadenas de Markov (van Vliet, 2013).

Los modelos del tipo Machine learning, se enfocan en proyectar patrones y

relaciones sobre algoritmos que codifican la relación entre cambios de uso o cobertura y característica de ubicación que permitan determinar el lugar más probable de ocurrir un cambio de cobertura de suelo, representadas a través de variables espaciales tales como calidad del suelo o distancia a caminos (Veldkamp & Fresco, 1996; Verburg & Overmars, 2007; Manuschevich & Beier 2016; Verweij et al., 2018). Las variables son determinadas a través de teoría incluyendo métodos como redes neuronales (Pijanowski et al., 2002), árboles de clasificación y regresión (Etter et al., 2006) y regresión logística (Li et al., 2012; Pindozzi et al., 2017). Los modelos con enfoque de autómatas celulares, tienen como característica simular cambios a lo largo del tiempo mediante la combinación de mapas de probabilidad con efectos de interacción espacial e información sobre las variables que determinan la demanda de tierras a mayor escala (Pinto & Antunes 2010; van Vliet, 2013). Por su parte los enfoques económicos sectoriales y económicos espacialmente desagregados modelan los cambios en el uso de suelo como procesos de mercado y procesos de toma de decisión (Irwin & Bockstael 2004; Filatova, van der Veen & Parker, 2009; Golub & Hertel 2012). Para finalizar los modelos con aproximación basada en agentes son estructurales, ya que su modelo y forma están diseñados por el modelador para representar los procesos e interacciones que se cree que operan para producir los cambios observados en los diferentes usos o coberturas (Parker et al., 2003; Matthews et al., 2007).

Dentro de la aplicación de modelos Aprendizaje automático, la familia de modelos CLUE (Conversion of Land Use and Its Effects) han sido ampliamente utilizados (Verweij et al., 2018). CLUE asigna el uso de suelo de acuerdo a las demandas existentes por sector y considerando los siguientes factores: (1) la idoneidad del uso de la tierra (ejemplo, la agricultura no se produce en pendientes pronunciadas con suelos secos y poco fértiles), (2) las reglas de conversión (por ejemplo, tierras urbanas no puede convertirse en pastizales), (3) el uso del suelo vecino (ejemplo, es probable que el área urbana se expanda al lado del área urbana existente), y (4) la demanda de área por tipos específicos de uso del suelo (Gibreel et al, 2014; Verweij et al., 2018). Un caso de aplicación es Nguyen et al. (2002) que usa el modelo CLUE para estudiar los cambios en el uso de la tierra en el distrito Cho Don en Vietnam, simulando los efectos del crecimiento de la

población, es así que concluyen que estos cambios están determinados por decisiones individuales de pequeños agricultores por sobre las decisiones gubernamentales de ordenamiento del territorio.

Verburg y Overmans (2007) usan CLUE para simular los cambios de uso del suelo en la región de Achtehoek en Países Bajos, cubriendo una superficie de 42.000 ha, comparando dos escenarios entre 2000 y 2018: uno sin políticas espaciales y un segundo con políticas espaciales basadas en criterios ecológicos determinadas por áreas de preservación. Los resultados muestran que el modelo pudo responder a las políticas ecológicas donde las coberturas asociadas con el pastoreo y la cría de ganado ocupan lugares con menor grado de biodiversidad siendo la pérdida de esta menor. Llegaron a la conclusión de que el modelo CLUE podría ser una herramienta útil para evaluar, discutir y ajustar las políticas espaciales que generan impactos en el uso o cobertura del suelo.

Castela y Verburg (2007) adaptan el modelo CLUE a una nueva versión llamada Dynamic Conversion of Land Use and Its Effects model (Dyna CLUE) la cual combina la asignación descendente de cambio de uso de suelo a celdas o píxeles con una determinación ascendente de conversiones para transiciones de uso de suelo específicas. Trisurat et al. (2010) aplicó este modelo para estudiar la deforestación en el norte de Tailandia cubriendo un periodo de análisis entre 2002 y 2050, considerando la precipitación anual, la textura del suelo, altitud, pendiente densidad de población entre otros factores. Se determinó que en el norte del Tailandia hacia 2050 los bosques podrían mantenerse debido a las dificultades en el accesos a dichos terrenos, sin embargo, una alta deforestación ocurriría en áreas de menor pendiente identificando “puntos calientes” de deforestación y conservación.

Pindozi et al. (2017), usan Dyna CLUE en el Litorale Domizio-Agro Aversano, Región de la Campania Italia, dada las necesidades de intervención en remediación ambiental necesarias en la región. Se simularon los futuros cambios de uso de suelo en dos escenarios diferentes de desarrollo y bajo dos estrategias distintas de manejo: Proyección de la tendencia de Cambios de uso del suelo y un escenario con plantación de especies no cultivables como *Populus nigra L.* y

*Arundo donax L.*

En el caso de Chile, se encontraron pocos estudios que trabajen en la implementación de modelos de cobertura/uso del suelo. Uno de ellos es la investigación reciente de Manusevich y Beier (2016) que simulan cambios de uso de suelo utilizando Dyna CLUE en la región de la Araucanía entre 1993 y 2007, bajo las condiciones del Proyecto de Política Forestal de Chile aprobada en 2008 pero sugiriendo un escenario en el cual dicho Proyecto hubiera sido aprobado por el congreso nacional en los inicios de su discusión en el año 1993. Así mismo se analiza el impacto de otros escenarios como el de un mayor desarrollo de la industria forestal y de mayor protección ambiental. No observaron mayores diferencias en cuanto a la pérdida de bosque entre el escenario de desarrollo industria y el escenario de protección, sin embargo, la simulación espacial bajo este último escenario significó un incremento de la superficie forestal desde matorrales y en algunos casos desde plantaciones, dependiendo de encontrar los incentivos correctos para la restauración.

#### 4.2. Hidrología y modelos hidrológicos

A una escala de cuenca, el ciclo hidrológico se puede comprender como un sistema con entradas y salidas, donde la entrada está dada por la precipitación la cual puede ser almacenada en forma sólida, como nieve o hielo, o puede ser retenida por reservorios naturales, como lagos y lagunas, o por embalses artificiales. Las salidas del balance están constituidas por la evaporación, desde cuerpos de agua como lagos o ríos, la evapotranspiración, desde el suelo y las plantas, y la misma agua que fluye debajo de la superficie en forma de filtración o la que fluye hacia fuera de la cuenca en forma de escorrentía (Fetter, 2001; Van Brahana, 2008).

Este ciclo intenta ser interpretado por los modelos hidrológicos mediante una simplificación de su funcionamiento. La modelación de los procesos hidrológicos ha seguido dos caminos básicamente: 1. Los modelos de base física, en el cual los procesos son modelados acordes a las leyes físicas fundamentales; y 2. Los modelos empíricos, donde las relaciones son derivadas desde datos medidos en

campo (Trimble, 2009). A su vez, los modelos hidrológicos también pueden ser clasificados en base a la aproximación de sus procesos: modelos determinísticos, donde una variable de entrada siempre produce el mismo resultado; o modelos estocásticos, que consideran variables al azar usando una distribución probabilística de cada variable para generar valores aleatorios (Chow et al., 1988). A una escala de cuenca, los modelos hidrológicos se pueden dividir en: agrupados, donde no se considera una variabilidad espacial y en donde se agrupa una característica única para una cuenca; o distribuidos, en donde se trata de incorporar la variabilidad espacial de las condiciones que ocurren en la cuenca (Trimble, 2009; Abbaspour et al., 2015). La simulación hidrológica provee una aproximación rápida de dichas expresiones (Abbott & Refsgaard 1996). Es así como diversos trabajos se centran en analizar, mediante modelos hidrológicos, la respuesta hidrológica de las cuencas debido a los cambios en los patrones climáticos, ambientales o sociales (Xu et al., 2013; Zhang et al., 2016; Carvalho-Santos et al., 2016).

#### 4.3. Cambio en el uso del suelo y efectos hidrológicos.

Los cambios físicos que ocurren en las cuencas, como cambios en la geomorfología o en las propiedades físicas de los suelos, producto de los cambios en la cobertura y uso del suelo pueden tener efectos en la hidrología al corto plazo (Elfert & Bormann, 2010). La simulación hidrológica provee una aproximación rápida de dichas expresiones (Abbott & Refsgaard 1996).

Las plantas y los bosques juegan un rol activo en el ciclo hidrológico, en cuanto a los flujos de agua, tal como la evaporación (trasporte, transpiración e intercepción), la infiltración y el transporte de sedimentos (Kundzewicz, 2002;). En particular, los bosques pueden ser considerados el mayor ecosistema en interacción con el ciclo hidrológico (Calder, 2002; Chang, 2009; Baker & Miller, 2013). Con la presencia de los bosques, la distribución y circulación del agua se modifica, la calidad del agua aumenta y las velocidades de los flujos se alteran (Chang 2009, Carvalho-Santos et al., 2014; Carvalho-Santos et al., 2016). Por ejemplo, la contaminación del agua, suelo y aire son un efecto importante de los cambios en el uso del suelo. Al remover a la vegetación el suelo queda expuesto

a la erosión, lo que no solo degrada la fertilidad del suelo, sino que también posibilita el transporte de nutrientes y sedimentos a los ríos y a otros ecosistemas acuáticos, lo que puede causar múltiples consecuencias negativas (Booth, 2008).

Los cambios de usos de suelo y cobertura pueden tener consecuencias directas en la hidrología local o de cuenca, cambiando la infiltración, la evapotranspiración, escorrentía superficial y la producción de agua (Jokar, 2012). Los bosques y el ciclo del agua están conectados por procesos físicos y biológicos, así que su manejo afecta la cantidad y calidad del agua (Jones et al., 2009).

Diversas investigaciones a lo largo del mundo estudian la interacción entre los patrones hidrológicos, la biota y las condiciones físicas de una cuenca (Bosch y Hewlett, 1982; Kundzewicz, 2002; Wijesekara, et al., 2012; Zhang et al., 2016; Xu et al, 2013). Estas experiencias muestran comparaciones entre cuencas forestales y no forestales, monitoreando los efectos de la estructura, composición, almacenamiento y escorrentía del agua (Jones et al., 2009). De ese modo, se tratan de identificar diferentes respuestas en el ciclo hidrológico en las cuencas bajo diferentes manejos forestales (Carvalho-Santos, 2014).

Por otro lado, se ha estudiado la respuesta hidrológica de los cambios de uso de suelo utilizando simulaciones hidrológicas. Por ejemplo, Wijesekara et al. (2012) exploran la respuesta hidrológica con proyecciones de usos de suelo futuro en la cuenca del Río Elbow en Canadá determinando una pérdida de 34% de la cobertura boscosa en la cuenca y donde los flujos superficiales presentan un aumento del 7.3%, una disminución de la evapotranspiración y una disminución de los flujos base y de la infiltración cercana al 4 %. Baker y Miller (2013) examinan las respuestas hidrológicas a través de los cambios históricos de uso de suelo en la cuenca del río Njoro en Kenya. Nie et al. (2011) donde los rápidos cambios del uso de la tierra están afectando a la población debido al aumento de la escorrentía y al transporte de sedimentos y la erosión. Mientras que, Zhou et al. (2013) en la cuenca del Río Yangtze, China, encuentran que la escorrentía superficial es sensible a la urbanización y que estos cambios tienen significativos efectos en los procesos hidrológicos. En Portugal, Carvalho-Santos (2016)

estudia los efectos de los cambios del uso del suelo combinados con proyecciones de cambio climático en la producción de agua en la cuenca del Río Vez en Portugal, donde el efecto combinado tiene consecuencias mayores sobre la cuenca. Zhang et al., (2016) plantean la misma situación para una cuenca de mayores proporciones al norte de China.

Zhang et al. (2016) usa el modelo Dyna CLUE para determinar los efectos de los cambios de uso de suelo en la hidrología de la cuenca del Río Heige en China bajo cinco escenarios de cobertura o uso del suelo: Tendencia histórica, Protección ecológica, Protección ecológica estricta, Desarrollo económico, Rápido desarrollo económico. Los cambios hidrológicos expresados en los diferentes escenarios se producen de forma pronunciada a escala de subcuencas hidrológicas, además determinan que bajo los diferentes escenarios no se producen cambios importantes en los flujos superficiales excepto en un escenario de protección ecológica estricta, donde hay un incremento importante de los bosques hacia 2050 produciendo una disminución del caudal de hasta 3 m<sup>3</sup>/s en episodios climáticos extremos.

En el caso de Chile, Lara et al. (2009) estimó un incremento medio del 14,1% del caudal total de verano ante un aumento de un 10% del bosque nativo, esto en base al rendimiento hídrico menor ante cubiertas de plantaciones exóticas de *Pinus radiata* y *Eucalyptus sp.* Stehr et al. (2012) con la finalidad de establecer la respuesta hidrológica ante los cambios de la cubierta vegetal del Río Vergara (entre la Región del Biobío y la Región de la Araucanía), encontró que el aumento de la cobertura entre 15 y 41% de plantaciones forestales significó una disminución del caudal medio anual entre -1,86 y -10,61% respecto al caudal base. Por otra parte, Aguayo et al. (2016) analizaron la respuesta hidrológica en la cuenca del Río Vergara, de 4.300 km<sup>2</sup> frente a escenarios de futura expansión forestal, en donde las simulaciones muestran una tendencia a la disminución de los caudales, especialmente notoria en la época de estiaje donde el caudal se reduce a más del 50% respecto al período base.

## 5. Materiales y Métodos

### 5.1. Área de estudio

La cuenca de Lumaco se ubica al norte de la Región de la Araucanía, siendo parte de la cuenca del Río Imperial y abarca una superficie de 102.628 hectáreas. Está ubicada al oriente de la Cordillera de Nahuelbuta, con elevaciones que van desde los 86 m.s.n.m a los 1448 m.s.n.m. Administrativamente la cuenca es parte de cuatro comunas de la Región de la Araucanía: Los Sauces, Lumaco, Purén y Angol. Los poblados más importantes al interior de la cuenca son Purén, Lumaco y Capitán Pastene. Además, existen siete comités de Agua Potable Rural (APR): Hueico, El Lingue, Caupolicán, Boyeco, Huitranlebu, Ipinco y Loncoy (Figura 1).

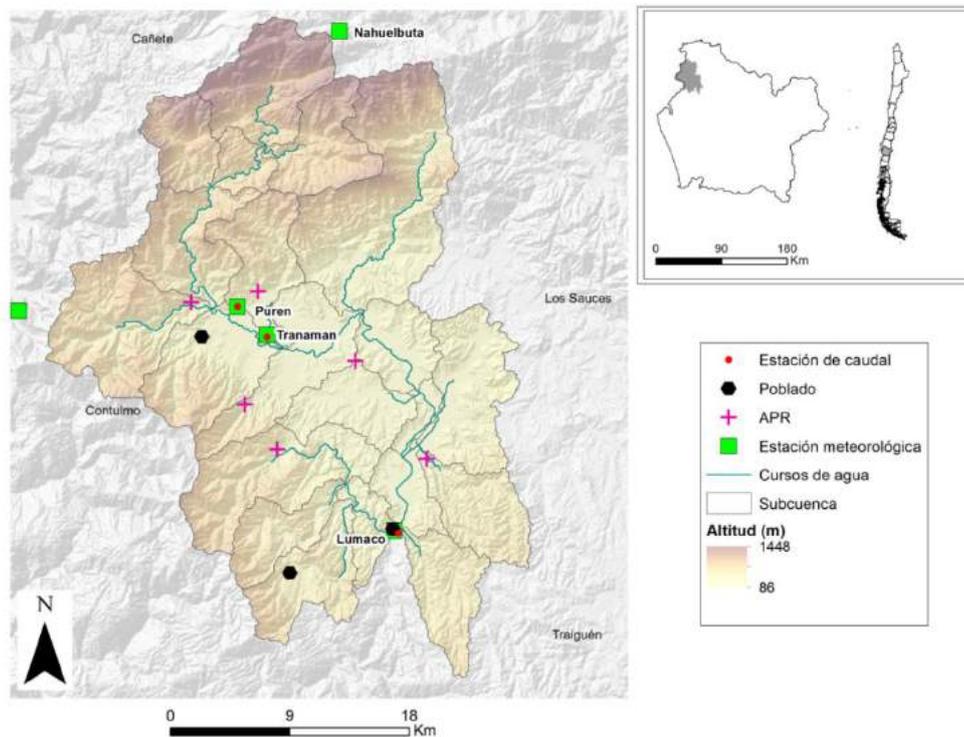


Figura 1. Panorámica general de la cuenca del Río Lumaco. Se presentan las estaciones meteorológicas y pluviométricas, los poblados al interior de la cuenca y la ubicación de los comités de Agua Potable Rural. Fuente: elaboración propia.

La cobertura de suelo al año 2015, presenta un 26% de superficie de la cuenca cubierta por Plantaciones Forestales y un 24% cubierta por Bosques, ya sean caducifolios (21%) o siempreverdes (3%). Sin embargo, la principal cobertura corresponde a Matorral y Plantación Joven con un 31% de la superficie de la cuenca.

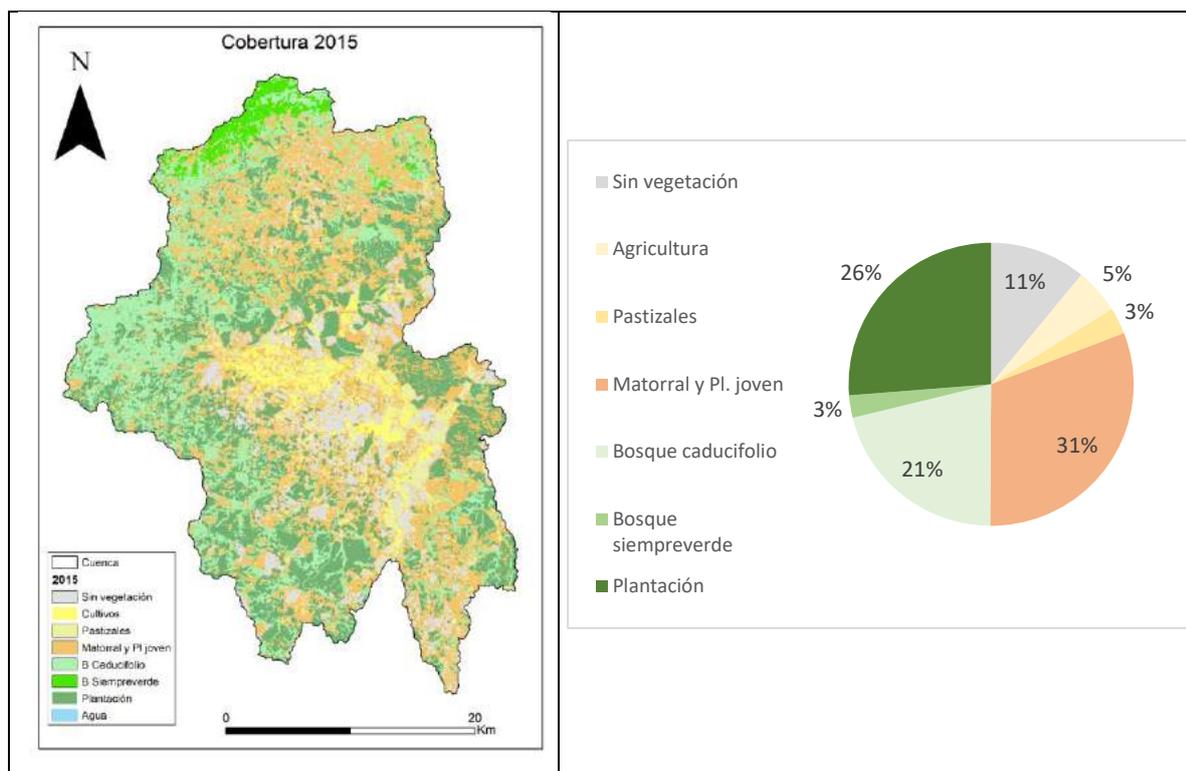


Figura 2. Coberturas en la cuenca del Río Lumaco en el año 2015 y el porcentaje de participación por cada tipo (el porcentaje de participación de Agua es del 0,02%). Fuente: elaboración propia en base a coberturas Laboratorio de Ecología de ecosistemas (LECS).

Tabla 1. Superficie ocupada por las diferentes coberturas en la cuenca del Río Lumaco. Fuente: elaboración propia en base a coberturas LECS

Cobertura	Superficie ha	%
Sin vegetación	11.210,67	10,9%
Agricultura	5.302,98	5,2%
Pastizales	3.094,11	3,0%
Matorral y Pl. joven	31.821,39	31,0%
B. caducifolio	21.625,02	21,1%
B. siempreverde	2.633,13	2,6%
Plantación	26.938,89	26,2%
Agua	15,57	0,0%
Total	102.641,76	

La precipitación media anual alcanza en la estación de Lumaco los 1000 mm/año, mientras que en la estación Tranaman la precipitación media es de 986 mm/ año entre 1985 a 2015, La temperatura media anual en la estación de Lumaco es de 10°C (Figura 3).

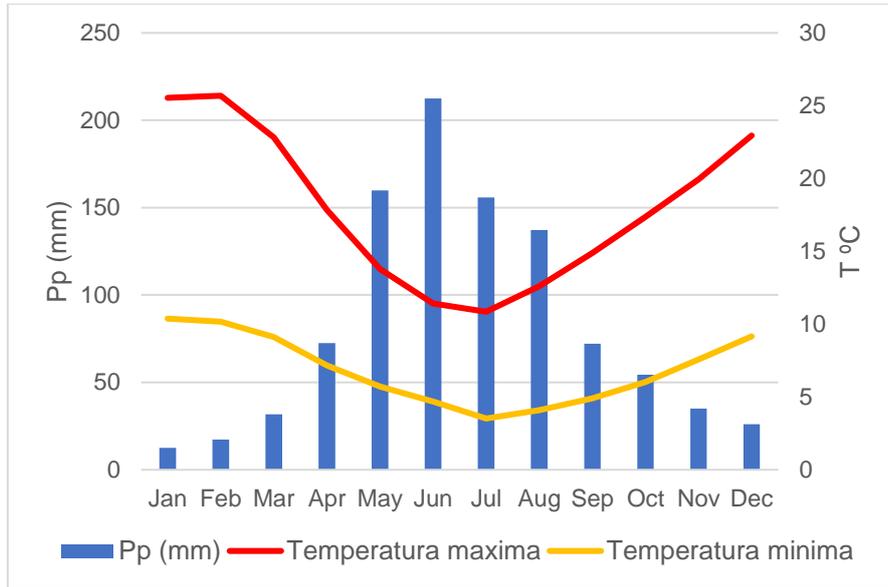


Figura 3. Las barras azules corresponden a la media mensual precipitación en la estación Lumaco con un registro entre 1985 y 2015. Las líneas representan la temperatura media máxima mensual (rojo) y la temperatura media mínima mensual (amarillo) entre 1985 y 2015. Fuente: elaboración propia en base a datos DGA, 2018.

La cuenca del Río Lumaco posee un régimen hidrológico de carácter pluvial, en donde los caudales máximos se presentan entre los meses de mayo a octubre, alcanzando su punto más alto en el mes de julio. La Curva de Variación Estacional (Figura 4) muestra que los caudales medios mensuales con probabilidad de excedencia del 95 % no superan los 200 m<sup>3</sup>/s.

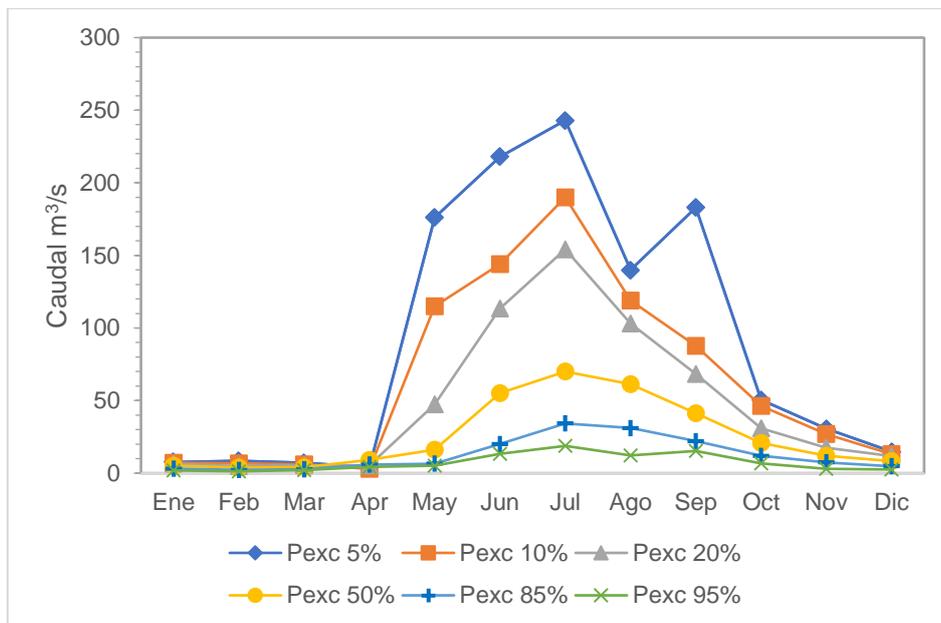


Figura 4. Curva de Variación Estacional, con el mismo registro de 41 años. Fuente: elaboración propia en base a datos DGA, 2018.

## 5.2. Modelo Hidrológico (SWAT)

La Herramienta de Evaluación de Suelo y Agua (SWAT, por sus siglas en inglés) es un modelo hidrológico desarrollado para el Servicio de Investigación Agrícola del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos para predecir principalmente el impacto que tienen en el agua las distintas alternativas de manejo de la tierra (Neitsch et al., 2011).

En cuanto a su funcionamiento, el modelo es de base física y trabaja a escala de cuenca, lo cual le permite modelar el impacto del cambio de las variables de entrada. Opera con entradas y salidas diarias o mensuales continuas y es capaz de modelar largos periodos de tiempo, por lo que permite estudiar impactos a largo plazo (Neitsch et al., 2011).

Respecto a su representación espacial, es un modelo semi-distribuido en el cual la cuenca de estudio es dividida en subcuencas conectadas por la red de drenaje, y luego éstas subcuencas son divididas en Unidades de Respuesta Hidrológica (HRU), lo que consiste en el total de áreas homogéneas en cuanto al tipo de suelo, su cobertura, su pendiente y su manejo (Neitsch et al., 2011). El beneficio de usar HRUs es el aumento de la precisión en la estimación de los componentes del balance hídrico, dado que se tiene en cuenta la diversidad de las combinaciones posibles de los tipos de suelo, coberturas y manejo dentro de cada subcuenca, dando cuenta principalmente de las diferencias en la fenología de las plantas, la evapotranspiración y escorrentías de cada cubierta (Arnold et al., 2012a). SWAT es un modelo integrado que tiene la capacidad de representar subsistemas (sedimentos, contaminantes, nutrientes, entre otros) dentro de la modelación del sistema hidrológico (Neitsch et al., 2011).

En este estudio solo se modeló la hidrología de la cuenca, la cual puede ser separada en dos fases, (1) fase de tierra del ciclo hidrológico y (2) fase de enrutamiento del ciclo hidrológico (Neitsch et al., 2011).

- a. **Fase de tierra del ciclo hidrológico**: representa los procesos terrestres que ocurren en cada HRU, en la cual son modelados tres reservorios del

agua: el reservorio principal en el funcionamiento del modelo que corresponde al suelo (Ecuación 1), el acuífero superficial y el acuífero profundo, controlando la cantidad de agua que entra y sale de estos sistemas (Figura 5).

Ecuación 1. Balance de agua en el suelo del modelo SWAT. Fuente: Neitsch et al., 2011.

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw})$$

Donde  $SW_t$  es el contenido final de agua en el suelo (mm),  $SW_0$  es el contenido inicial de agua en el suelo en un día  $i$  (mm),  $t$  es el tiempo (día),  $R_{day}$  es la cantidad de precipitación en un día  $i$  (mm),  $Q_{surf}$  es la cantidad de escorrentía en un día  $i$  (mm),  $E_a$  es la evapotranspiración en un día  $i$  (mm),  $W_{seep}$  es la cantidad de agua que percola en el perfil del suelo en un día  $i$  (mm) y  $Q_{gw}$  es la cantidad de flujo de retorno en un día  $i$  (mm) (Neitsch, et al., 2009).

- b. **Fase de enrutamiento del ciclo hidrológico**: esta fase modela los procesos del movimiento del agua a través del cauce de la red de drenaje principal de la cuenca y existen dos métodos posibles en el modelo: Variable Storage Routing Method y Muskingum Routing Method, los cuales son variaciones del método de la onda cinemática (Neitsch et al., 2011). El principal reservorio presente en esta fase es el agua del cauce del río, en el cual se modelan las pérdidas de agua del canal, eliminaciones de agua por usos humanos, adiciones de descargas, entre otros.

El modelo ha sido largamente utilizado en todo el mundo, especialmente en Estados Unidos y Europa, para un amplio rango de escalas geográficas y condiciones ambientales, resultando una herramienta efectiva para la evaluación del recurso hídrico y también para problemas de contaminación no-puntual (Gassman et al., 2007).

Es este estudio se utilizó la versión SWAT2012 y como interfaz se usó el software QGIS siguiendo el manual de Dile et al. (2016).

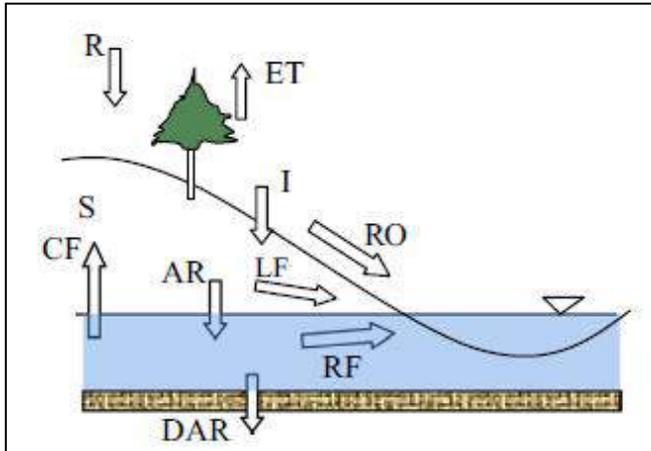


Figura 5. Esquema del modelo hidrológico SWAT. La precipitación está representada por la letra R; ET es la evapotranspiración; I es la infiltración; RO es la escorrentía superficial; RF es el flujo de retorno; LF representa los flujos laterales; CF significan los flujos capilares; AR es la recarga del acuífero; DAR es la recarga del acuífero profundo; y S es la humedad del suelo. Fuente: (Neitsch et al., 2009).

### 5.1.1. Datos requeridos por SWAT

Para generar simulaciones del caudal de la cuenca a través del modelo SWAT se requieren datos espacialmente distribuidos acerca de la topografía, cobertura y uso del suelo, propiedades físicas del suelo y datos puntuales acerca del clima (Douglas-Mankin et al., 2010). Por otro lado, para calibrar y validar el modelo se requiere ingresar datos del caudal de la cuenca de estudio.

#### a. Topografía

Para la topografía se utilizó el Modelo Digital de Elevación (DEM) ALOS-PALSAR. El satélite ALOS durante su operación (May 16, 2006 – April 22, 2011), colectó imágenes de Radar en escenas de 50 km x 70 km de todo el planeta cada 45 días aproximadamente a través de su sensor PALSAR (Phased Array Type L-band Synthetic Aperture Radar) con una resolución espacial de 12.5 m.

#### b. Cobertura del suelo

Cobertura de suelo para el año 2015 elaborada por el Laboratorio de Ecología de Ecosistemas de la Universidad de Chile (LECS) para la cuenca del Río Lumaco, obtenida a través de una Clasificación Supervisada utilizando imágenes Landsat 8. El coeficiente kappa que evalúa la relación entre las distintas coberturas, donde 0 una clasificación aleatoria y 1 una clasificación perfecta (Cohen, 1960),

es de 0,84. Mientras que la precisión general para esta cobertura es de 87,7%. Estas coberturas fueron homologadas con categorías definidas en el modelo SWAT las cuales tienen parámetros referentes a la vegetación, como, su índice de área foliar, altura del dosel, temperatura de desarrollo de las hojas, etc.

#### c. Propiedades físicas del suelo

El modelo SWAT requiere datos de las propiedades físicas del suelo, ya que estos gobiernan el movimiento del agua dentro del perfil del suelo (Neitsch et al., 2011). La información base de los suelos existentes corresponde al estudio agrológico de la Región de la Araucanía (CIREN, 2002). En la cuenca del Río Lumaco se presentan las siguientes series de suelo: Serie Cerro Nahuel (CNH); Serie de Suelo Los Copihues (LCH); Serie Lumaco (LMO); Asociación Nahuelbuta (NA); Serie Romehueico (RHO); Serie Los Sauces (SCS); Seri Santa Sofia (SSF); Asociación San Esteban (STN); Serie Trintre (TRT). Estas están detalladas en el Anexo 1. Datos meteorológicos y fluviométricos

#### d. Precipitación y temperatura

En el modelo, a cada subcuenca se le asigna la estación meteorológica más cercana a su centroide, considerando la distancia euclidiana, de forma que utiliza sus datos como entrada para toda la subcuenca correspondiente.

Para las precipitaciones y temperatura se utiliza la información entregada por la base de datos CAMELS-CL (Catchment Attributes and Meteorology for Large Sample Studies, Chile Dataset). Esta integra información física e hidrometeorológica de cuencas de todo Chile (17.8 S – 55.0 S). La base de datos contiene las cuencas aportantes a 516 estaciones fluviométricas a lo largo de Chile (Alvarez-Garreton et al., 2018). Las estaciones, tanto meteorológicas como pluviométricas, se presentan en la Tabla 2

Además, se crea una estación virtual a 1074 m.s.n.m para obtener una mayor representatividad meteorológica de la zona altitudinalmente superior de la cuenca del Río Lumaco. Para las precipitaciones de esta estación se calcula una

gradiente de precipitación altitudinal entre la estación Purén y la estación Nahuelbuta. Para esto se determinan las diferencias de precipitación diaria entre Nahuelbuta y Puren, estableciendo un patrón de disminución o aumento según la diferencia altitudinal entre ambas estaciones, posteriormente se determina el porcentaje de aumento de precipitaciones por cada metro que se hace, este porcentaje se adiciona a la Pp diaria de la estación Purén de acuerdo a la diferencia altitudinal con la estación virtual, significando un aumento de un 6% promedio por cada ascenso de 100 m. Para determinar la consistencia de los datos se presentan las curvas dobles acumuladas para el periodo que se poseen datos (1979-2016) (Anexo 2). En cuanto a la Temperatura para la estación virtual se extrajeron datos diarios desde los Raster de CR2MET, esta base de datos contiene información meteorológica diaria o mensual en una grilla de 0.05° latitud-longitud (5km aprox.) para el territorio de Chile continental y entre 1979-2016 (Anexo 3).

Tabla 2. Estaciones meteorológicas y pluviométricas en el interior y cercanas a la cuenca del Río Lumaco. Se presenta su ubicación, elevación, periodo de funcionamiento. Fuente: elaboración propia.

Estación	Latitud	Longitud	Elevación (msnm)	Fecha Inicio	Fecha fin	Datos Medidos
Río Lumaco en Lumaco	-38,15	-72,9	70	1947	-	Pp,T,Q
Parque Nahuelbuta	-37,8233	-72,9606	1177	2002	2016	Pp,T
Río Purén en Purén	-38,0128	-73,0425	82	1994	2009	Pp, T
Río Purén en Tranaman	-38,0333	-73,0167	65	1948	-	Pp, T

Por otro lado, los datos fluviométricos, específicamente caudal, provienen de la Estación Río Lumaco de la Dirección de General de Aguas (DGA). Estos datos son usados para la calibración y validación del modelo al compararlos con los datos de caudal modelados por SWAT en el punto de salida de la cuenca. No se realizan relleno de datos de caudal ya que el proceso de calibración-validación requiere de datos reales.

e. Discretización de las subcuencas y definición de las HRUs

Para la definición de las subcuencas, se estableció un umbral de 3.000 ha como área aportante límite para crear la red de drenaje. Luego el modelo calcula cada

subcuenca de acuerdo con el área aportante a cada río que forma, de manera que cuando el río cambia de orden se define una nueva subcuenca (Strahler, 1964).

Para la definición de las Unidades de Respuesta Hidrológica (HRU), el modelo utiliza las entradas topografía (pendiente), cobertura del suelo y tipo de suelo. La pendiente fue dividida arbitrariamente en dos clases: 0-10% y >10%. Finalmente se aplicó un filtro de 10% a las HRUs resultantes, en la cual las HRUs con un área menor a este umbral respecto a la subcuenca a la cual pertenecen se generalizan y se incorpora el área al resto de las HRUs.

#### f. Evapotranspiración

Una componente importante en el dentro del balance de masa de las cuencas es la evapotranspiración (Er-Raki et al., 2007; Aouissi et al., 2016). Para este trabajo se utilizó el modelo de evapotranspiración potencial de Hargreaves (Hargreaves, 1975), un método simple basado principalmente en la temperatura del aire (Hargreaves et al., 2003; Ngongondo et al., 2013). SWAT utiliza la siguiente ecuación publicada en 1985 (Hargreaves, Hargreaves, y Riley, 1985):

Ecuación 2. Evapotranspiración potencial por Hargreaves.

$$\lambda E_0 = 0,0023 * H_0 * (T_{max} - T_{min})^{0,5} * (\bar{T}_{av} + 17,8)$$

Donde  $\lambda$  es el vapor por calor latente ( $\text{MJ kg}^{-1}$ ),  $E_0$  es la evapotranspiración potencial ( $\text{mm d}^{-1}$ ),  $H_0$  es la radiación extraterrestre ( $\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) que a su vez es calculada dentro del modelo SWAT,  $T_{max}$  es la temperatura del aire máxima en un día ( $^{\circ}\text{C}$ ),  $T_{min}$  es la temperatura del aire mínima en un día ( $^{\circ}\text{C}$ ) y  $\bar{T}_{av}$  es la media de la temperatura del aire en un día ( $^{\circ}\text{C}$ ).

Para la evapotranspiración real SWAT calcula en una primera instancia la evaporación de la precipitación interceptada por el dosel de la vegetación. Después calcula el monto máximo de transpiración y evaporación.

SWAT al calcular la evapotranspiración real remueve toda el agua posible desde dosel. Si la evapotranspiración potencial,  $E_0$ , es menor que la cantidad de agua

libre contenida en el dosel,  $R_{INT}$ , entonces:

Ecuación 3. Ecuación para el cálculo de la evapotranspiración real en el modelo SWAT.

$$E_a = E_{can} = E_0$$

$$R_{INT(f)} = R_{INT(i)} - E_{can}$$

Donde  $E_a$  es el monto de evapotranspiración real ocurrido en la cuenca en un día dado (mm H<sub>2</sub>O),  $E_{can}$  es el monto de evapotranspiración desde el agua libre en el dosel sobre un día dado (mm H<sub>2</sub>O),  $R_{INT(i)}$  es la cantidad inicial de agua libre almacenada en el dosel sobre un día dado (mm H<sub>2</sub>O) y  $R_{INT(f)}$  es la cantidad final de agua libre almacenada en el dosel en un día dado (mm H<sub>2</sub>O). Cuando  $E_0$  es mayor que la cantidad de agua almacenada en el dosel entonces:

Ecuación 4. Ecuación para el cálculo de la evapotranspiración real en el modelo SWAT.

$$E_{can} = R_{INT(i)}$$

$$R_{INT(f)} = 0$$

Una vez que el modelo evapora el agua almacenada en el dosel, la demanda de agua evaporativa restante ( $E'_0 = E_0 - E_{can}$ ) se divide entre la vegetación (transpiración) y el suelo. Para este caso la ecuación usada por SWAT para calcular la transpiración es:

Ecuación 5. Ecuación para el cálculo de la evapotranspiración real en el modelo SWAT.

$$E_t = \frac{E'_0 * LAI}{3,0} \quad 0 \leq LAI \leq 3,0$$

$$E_t = E'_0 \quad LAI > 3,0$$

Donde la  $E_t$  es la máxima transpiración sobre un día dado (mm H<sub>2</sub>O) en condiciones ideales de crecimiento,  $E'_0$  es la evapotranspiración potencial ajustada por la evaporación del agua libre en el dosel y LAI es el índice de área foliar. La transpiración puede ser menor debido a la falta de agua disponible en el perfil de suelo.

El monto máximo de evaporación desde el suelo es determinado mediante:

Ecuación 6. Ecuación para el cálculo de la evapotranspiración real en el modelo SWAT.

$$E_s = E'_0 * cov_{sol}$$

Donde  $E_s$  es el monto máximo de evaporación del suelo sobre un día dado (mm H<sub>2</sub>O),  $E'_o$  es la evapotranspiración potencial ajustada por la evaporación del agua libre en el dosel (mm H<sub>2</sub>O) y  $cov_{sol}$  índice de cobertura del suelo. Este es calculado mediante:

Ecuación 7. Ecuación índice de cobertura del suelo en el modelo SWAT.

$$cov_{sol} = \exp(-5 * 10^{-5} * CV)$$

Donde  $CV$  es la biomasa y los residuos sobre el suelo (kg ha<sup>-1</sup>).

Por otro lado, cuando existe demanda de evaporación desde el suelo, SWAT debe primero dividir la demanda de evaporación entre las diferentes capas del suelo. La distribución de la profundidad usada para determinar el monto máximo de agua que se permite ser evaporada es:

Ecuación 8. Ecuación evaporación desde el suelo en el modelo SWAT.

$$E_{suelo,z} = E''_s * \frac{z}{z + \exp(2,374 - 0,00731 * z)}$$

Donde  $E_{suelo,z}$  es la demanda evaporativa sobre la profundidad  $z$  (mm H<sub>2</sub>O),  $E''_s$  es la máxima evaporación desde el suelo sobre un día dado (mm H<sub>2</sub>O),  $z$  es la profundidad bajo la superficie. Los coeficientes de la ecuación determinan que el 50 % de la demanda evaporativa es extraída desde los 10 mm superiores del suelo y el 95 % de la demanda evaporativa proviene de los 100 mm de la superficie del suelo.

### 5.1.2. Calibración y validación

SWAT, al igual que muchos otros modelos hidrológicos, es un modelo conceptual, es decir, dentro de las ecuaciones que posee utiliza parámetros que no tienen una interpretación física directa (Wagner et al., 2001). Estos parámetros muchas veces no pueden ser medidos en terreno por lo que se estiman a través de un proceso de calibración, optimizando el ajuste de la respuesta del modelo con los datos observados (Gupta, Sorooshian & Yapo, 1998). En la siguiente tabla se muestra la distribución temporal con la que se

llevó a cabo la calibración y validación.

Tabla 3. Periodos de tiempo utilizados para el calentamiento, Calibración y validación de la simulación del caudal en la cuenca del Río Lumaco con el modelo hidrológico SWAT. Fuente: elaboración propia.

<b>Año*</b>	<b>2000-2002</b>	<b>2002-2010</b>	<b>2010-2015</b>
Periodo	Calentamiento	Calibración	Validación

\*Año calendario

#### a. Calibración

La calibración consta de dos pasos metodológicos, primero la identificación de los parámetros a calibrar y luego la estimación del valor de estos parámetros bajo una función objetivo seleccionada.

Identificación de los parámetros.

El análisis de sensibilidad antes del proceso de calibración se realiza para reducir el número de parámetros a calibrar, eliminando aquellos que no tienen efectos considerables en la variable de estudio (van Griensven et al., 2006).

Este análisis se llevó a cabo a través de “Latin Hypercube one factor at a time” (LHOAT) (van Griensven et al., 2006) inserta en la función “lhoat” de “hydroPSO R package” desarrollado por Zambrano-Bigiarini & Rojas (2013). Esta técnica proporciona una manera simple y rápida de evaluar la sensibilidad de un amplio rango de valores de los parámetros eficientemente respecto a una función objetivo que compara los datos simulados con el modelo con los datos observados (van Griensven et al., 2006). El análisis de sensibilidad se llevó a cabo en el periodo de tiempo de calibración del modelo.

En el Anexo 4 se presentan los parámetros evaluados en el análisis de sensibilidad, su definición, su rango de valores, los cuales deben ser físicamente posibles y el proceso del cual forman parte dentro del modelo. El rango de valores fue obtenidos de la documentación teórica sobre los parámetros de SWAT (Arnold et al., 2012).

b. Estimación del valor de los parámetros a calibrar.

La estimación del valor numérico de los parámetros sensibles se llevó a cabo automáticamente a través de un proceso de optimización. Zambrano-Bigiarini & Rojas (2013) presentan Particle Swarm Optimization (PSO) como un método eficiente para la calibración del modelo SWAT. Este método se llevó a cabo a través “hydroPSO R package” ( Zambrano-Bigiarini & Rojas 2013).

En PSO un número de partículas son dispuestas en un espacio de búsqueda D-dimensional (siendo D el número de parámetros a calibrar) de una función y cada una evalúa el objetivo de esa función (minimizar o maximizar la función objetivo) en su actual posición. Luego, cada partícula determina su movimiento a través del espacio de búsqueda combinando aspectos de su historia exploratoria y las mejores posiciones de uno o más miembros del enjambre de partículas. La siguiente iteración toma lugar después de que todas las partículas se hayan movido. Eventualmente, el enjambre en su conjunto se moverá a un óptimo de la función objetivo (Poli, Kennedy, & Blackwell, 2007). Cada partícula en el proceso de calibración deberá evaluar la función objetivo, en su posición D dimensional, el caudal simulado por el modelo SWAT contrastándolos con los datos observados, intentando siempre maximizar la función. En el Anexo 5 se puede encontrar mayor detalle del algoritmo PSO.

Para poner en marcha el algoritmo a través del paquete HydroPSO se utilizaron 20 partículas de búsqueda junto con los mismos parámetros utilizados en Zambrano-Bigiarini & Rojas (2013).

Respecto a la función objetivo, la más usada en hidrología es la Eficiencia de Nash Sutcliffe (NSE) (Moriasi et al., 2007). Ver ecuación 9.

Ecuación 9. Coeficiente de eficiencia Nash Sutcliffe. Fuente: Moriasi et al., 2007.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2}$$

Donde los valores O corresponden a los valores observados y los P a los valores

simulados o predichos por el modelo. Su valor varía entre  $-\infty$  y 1. Si su valor es menor a cero, quiere decir que el promedio de los valores observados representa una mejor estimación que los resultados del modelo (Krause et al., 2005).

## 5.2. Modelo de cambio de cobertura de suelo Dyna CLUE

El modelo Dyna CLUE (Dynamic Conversion of Land Use and Its Effects) es una adaptación al modelo CLUE (Verburg, et al., 2004; Castella & Verburg, 2007) y está basado sobre la asignación espacial de la demanda de diferentes tipos de uso de suelo en una grilla con celdas individuales. Esta combina la asignación Top-down (basado en la demanda regional) de los cambios de uso de suelo sobre una celda con la determinación Bottom-up (asignación basada sobre la aceptabilidad local del uso del suelo y la regeneración natural por abandono de tierras) de la conversión específica por uso del suelo (Figura 6). El análisis comienza con el agrupamiento de los tipos de uso de suelo en dos grupos, los que conducen la demanda a nivel regional y aquellos a los cuales no se le asigna una demanda específica a nivel regional. Por ejemplo, las demandas pueden ser específicas para los usos agrícolas o urbanos, pero no pueden ser determinadas para casos semi naturales (Figura 6).

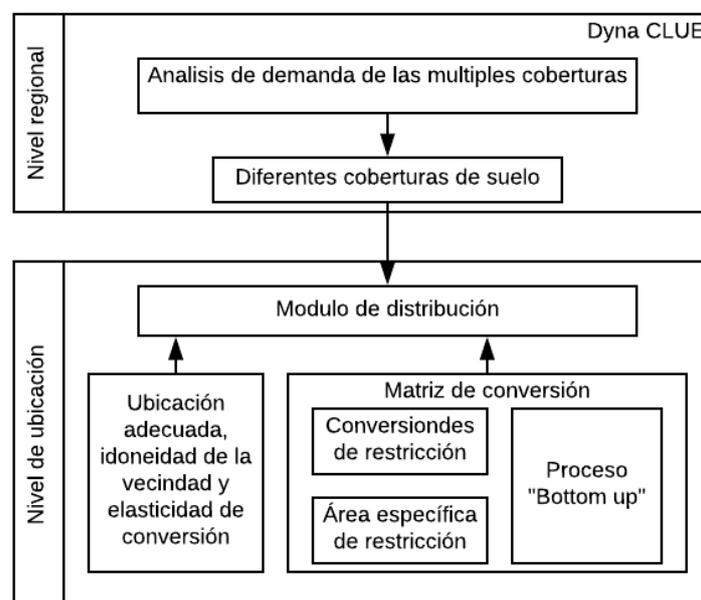


Figura 6. Diferentes caminos para asignar un uso del suelo. Fuente: en base a Verburg et al., 2004.

Dyna CLUE asigna tipos de uso de suelo basados sobre la probabilidad de cambio celda por celda. La conversión de probabilidad ( $P_{tot}$ ) para cada cobertura de suelo ( $lc$ ) por cada celda ( $i$ ) sobre un tiempo ( $t$ ) está definida por la ecuación 9.

Ecuación 10. Ecuación para establecer la probabilidad de conversión para cada cobertura.  
Fuente: Castella & Verburg (2007).

$$P_{tot_{i,t,lc}} = P_{Loc_{i,t,lc}} + E_{las_{lc}} + C_{omp_{t,lc}} + P_{nhb_{i,t,lc}} + L_{ocspec_{i,lc}}$$

Donde  $P_{Loc}$  es la probabilidad ubicación,  $P_{nhb}$  es la idoneidad de vecindario,  $E_{las}$  es la conversión de elasticidad basada sobre reglas de decisión,  $C_{omp}$  es la ventaja competitiva de una celda, y  $L_{ocspec}$  es la probabilidad que puede ser manipulada por el modelador. Así Dyna CLUE estima la probabilidad que un tipo de uso de suelo dado ocurrirá basado sobre variables de control, tal como elevación, tipo de suelo y distancia a una ciudad.

Para poder procesar Dyna CLUE se requieren cuatro tipos de datos: 1) Políticas espaciales y restricciones; 2) Configuración específica para la conversión entre las diferentes coberturas de suelo; 3) Requerimientos por coberturas de suelo; y 4) Características de ubicación. Además, es requerido un raster de coberturas de suelo inicial.

### 5.2.1. Datos necesarios para Dyna CLUE

#### a. Cobertura inicial del suelo

Se utiliza una cobertura de suelo para el año 1990 elaborada por el Laboratorio de Ecología de Ecosistemas de la Universidad de Chile (LECS) para la cuenca del Río Lumaco, obtenida a través de una Clasificación Supervisada (Chuvienco, 2008) utilizando imágenes Landsat 5. El coeficiente kappa es de 0.81. Mientras que la precisión general para esta cobertura es de 84,7 %. Sin embargo, esta cobertura fue modificada para facilitar la modelación. Los pixeles que en 1990 correspondían a “plantación forestal”, “cultivos” y que son clasificados como bosque en la cobertura de 2015 fueron atributados como bosque en la cobertura de 1990 producto de la dificultad con que estos cambios puedan ocurrir bajo las condiciones e incentivos en dicho periodo. Mientras que los pixeles clasificados como “sin vegetación” o “cultivos” en 1990 y que en 2015 estaban clasificados

como “matorral y plantación joven” debido a la dificultad que significó modelar estas conversiones, posiblemente dado a que esta cobertura no diferencia vegetación con características de ocupación del territorio diferentes como son los matorrales de las plantaciones (Tabla 4 y Figura 7), se reclasificaron como “matorral y plantación joven” en la cobertura de 1990.

Tabla 4. Diferencias entre cobertura 1990 del LECS original y la modificada como entrada para la simulación del escenario de protección y recuperación del bosque nativo. Fuente: elaboración propia.

1990 original	1990 corregido							
	Sin vegetación	Agricultura	Pastizales	Matorral y Pl. joven	B. caducifolio	B. siempreverde	Plantación	Agua
Sin vegetación		1192	1417	12271	1081	24	0	0
Agricultura	1911		1507	10352	3382	102	0	0
Pastizales	138	66		0	7	0	0	0
Matorral y Pl. joven	598	0	0		0	0	0	0
B. caducifolio	0	0	0	0		1045	0	0
B. siempreverde	0	0	0	0	1122		0	0
Plantación	0	147	0	0	4015	351		0
Agua	0	0	0	2	0	0	0	

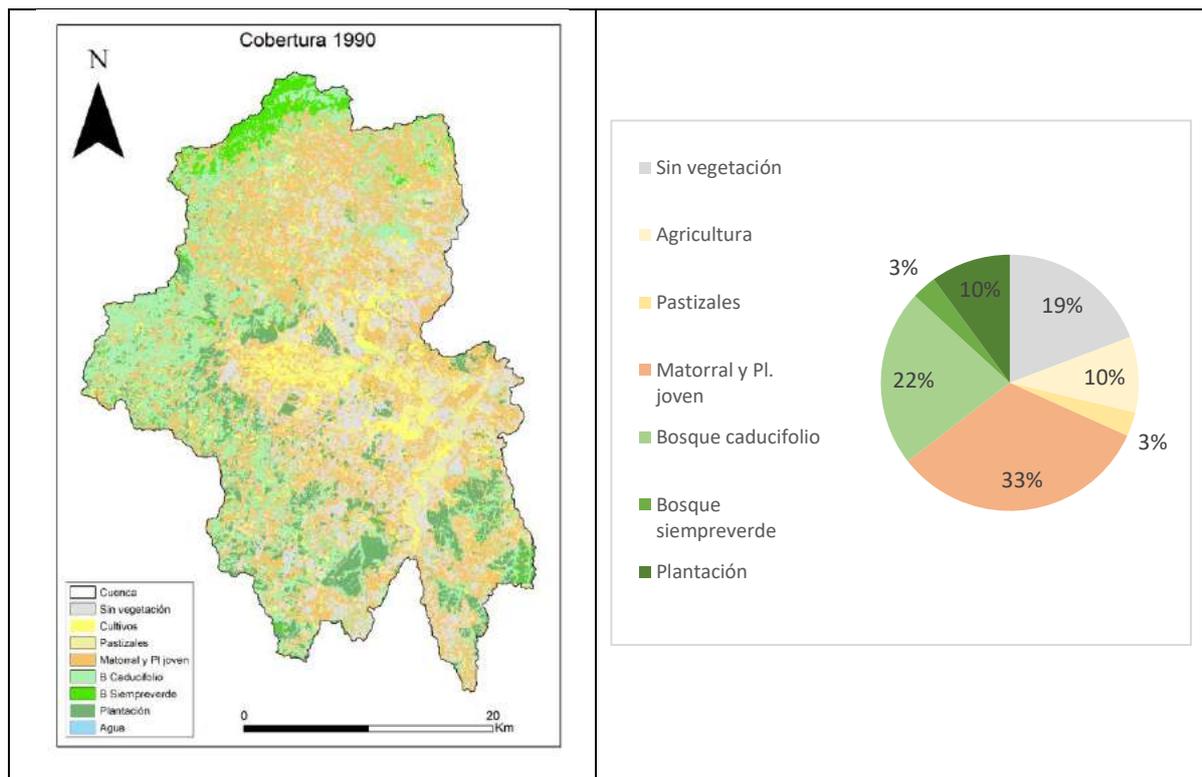


Figura 7. Coberturas en la cuenca del Río Lumaco en el año 1990 y el porcentaje de participación por cada tipo (el porcentaje de participación de Agua es del 0.02%). Fuente: elaboración propia en base a coberturas LECS.

b. Políticas espaciales y restricciones

Las áreas de restricción se refieren a píxeles específicos dentro de una clase de cobertura en donde no se permite la conversión a algún otro tipo de cobertura. Tal limitación puede ser representada por políticas de restricción que tienen una traducción directa en el espacio como pueden ser áreas protegidas, o áreas productivas especiales. Estas áreas son ingresadas en el modelo bajo un formato Raster que debe tener los siguientes valores para cada pixel:

- 0: para las áreas donde se permiten los cambios
- 9999: para las áreas sin datos
- 9998: para las áreas con alguna restricción espacial

c. Configuración específica para la conversión entre las diferentes coberturas de suelo

La configuración de la conversión entre las diferentes clases de uso de suelo es una matriz  $A \times A$  donde  $A$  es igual al número de clases de cobertura disponible en el área de estudio. Esta matriz determina la dinámica temporal de la simulación e indica la secuencia de las posibles conversiones a través de las clases de cobertura. Para las conversiones que se permiten se le asigna el valor 1 para la celda, mientras que si esta no se permite, se le asigna el valor 0. Para asignar temporalidad a la conversión se le agrega el valor en años al valor 1.

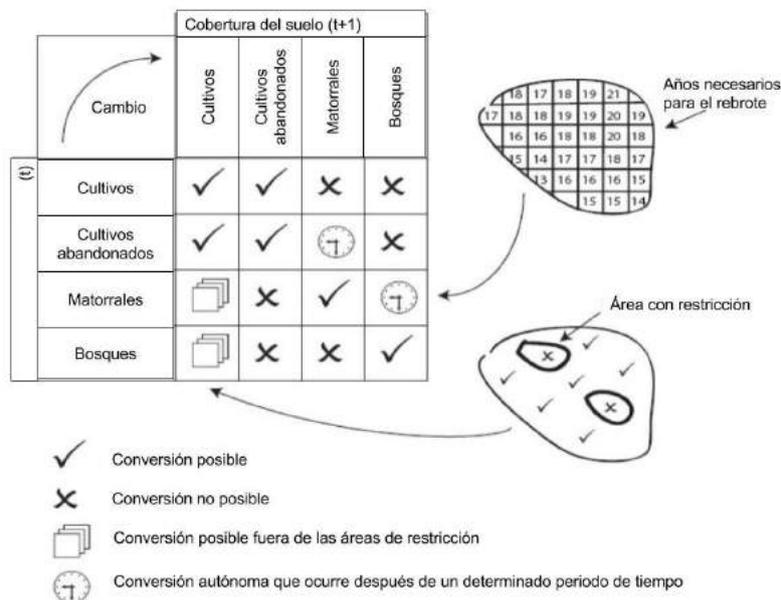


Figura 8. Matriz simplificada de conversión de uso de suelo. Fuente: Verburg et al. (2004).

#### d. Demanda de área por coberturas de suelo

El requerimiento de superficie por cada clase de cobertura o su demanda es la serie de tiempo de las superficies (ha) proyectadas para cada clase en el área de estudio (Tabla 5). Esta es calculada usando varios métodos como la tendencia lineal histórica o modelos económicos.

En este caso, en una primera instancia, se interpolan las diferencias de superficie para cada clase por cada año entre 1990 y 2015 para posteriormente modificar la proyección lineal de la demanda según el resultado del análisis de una política de mayor protección y recuperación del bosque nativo. En el Anexo 6 se presenta la demanda utilizada para este estudio.

Tabla 5. Requerimiento por tipo de cobertura para entre 1990 y 2000 (demanda). Fuente: elaboración propia.

Año	Sin vegetación	Agricultura	Pastizales	Matorral y Pl. joven	Bosque caducifolio	Bosque siempreverde	Plantación	Agua
1990	19678,05	9819,18	3130,83	33581,97	22919,13	3189,96	10307,07	15,57
1991	19329,92	9635,89	3129,14	33435,03	23037,26	3205,16	10853,79	15,57
1992	18981,80	9452,61	3127,45	33288,09	23155,39	3220,35	11400,51	15,57
1993	18633,67	9269,32	3125,75	33141,15	23273,52	3235,55	11947,23	15,57
1994	18285,54	9086,03	3124,06	32994,21	23391,65	3250,74	12493,95	15,57
1995	17937,41	8902,75	3122,37	32847,26	23509,78	3265,94	13040,68	15,57
1996	17589,29	8719,46	3120,68	32700,32	23627,91	3281,13	13587,40	15,57
1997	17241,16	8536,17	3118,99	32553,38	23746,04	3296,33	14134,12	15,57
1998	16893,03	8352,89	3117,29	32406,44	23864,17	3311,52	14680,84	15,57
1999	16544,91	8169,60	3115,60	32259,50	23982,30	3326,72	15227,56	15,57
2000	16196,78	7986,31	3113,91	32112,56	24100,43	3341,92	15774,28	15,57

#### e. Características de ubicación

Se espera que la conversión de una cobertura de suelo ocurra sobre un pixel que tenga ciertas características espaciales, incluyendo: 1) pixeles que compartan las mismas variables, como por ejemplo igual nivel altitudinal; y 2) clases de uso de suelo que tengan la mayor facilidad para el cambio en las condiciones específicas. La preferencia está definida debido a un proceso iterativo que ocurre principalmente entre la clase de cobertura de suelo y un factor determinante. Esta preferencia se determina a través de un modelo logístico (regresión logística

binaria) de probabilidades que son calculadas desde la relación de cada clase de cobertura (variable dependiente) y una lista de variables predictoras (variables independientes). La regresión es usada para seleccionar los factores relevantes que determinan la distribución de cada clase de cobertura. Para cada clase en el área de estudio, solo los factores con un valor estadístico significativo de Beta ( $\beta$ ) son incluidos en la regresión final (Verburg & Overmars, 2009).

Ecuación 11. Regresión logística usada por el modelo Dyna CLUE. Fuente: Verburg & Overmars, 2009.

$$\log\left(\frac{P_i}{1 - P_i}\right) = \beta_0 + \sum_{j=0}^n \beta_j X_{j,i}$$

Donde  $P_i$  es la probabilidad de que una celda de la cuadrícula se asigne con una clase de cobertura de suelo específica, considerando la ubicación  $i$ ;  $X$  es el factor de localización;  $\beta_0$  es la constante obtenida desde el modelo de regresión logística;  $\beta_j$  es el coeficiente del factor determinante, estimado a través del modelo de regresión logística usando los patrones de la cobertura del suelo como variable dependiente (Garson, 2005).

La regresión logística binaria es una regresión que es usada cuando las variables dependientes son dicotómicas (0 y 1) y las variables independientes son continuas o categóricas. Por ejemplo, una cobertura de suelo es una variable dependiente en la cual el valor 0 o 1 indica la ausencia o presencia de esta en un píxel específico. De la regresión logística binaria se estiman los valores de  $\beta$  para cada variable independiente, los que son incorporados en cada modelo de regresión logística. Los valores positivos de  $\beta$  indican que, a mayor valor de la variable independiente, es más probable que se encuentre un tipo de cobertura de suelo mientras que los valores negativos indican bajas probabilidades de encontrar el tipo de cobertura de suelo en esa ubicación (Garson, 2005). La tabla 6 muestra las variables predictoras usadas en este estudio.

Tabla 6. Variables predictoras y fuente. Fuente: elaboración propia.

Variable	Descripción	Fuente	Nombre modelo
Elevación	Elevación respecto al geoide determinada por	DEM SRTM	DET

	un modelo Digital de elevación		
Pendiente	Modelo de pendiente en grados determinada por el DEM	DEM SRTM	SLO
Orientación	Modelo de orientación determinada por DEM. Se crean dos archivos: Orientación Norte con valores 1 para exposición norte y valores 0 para exposición Sur; Orientación Sur: con valores 1 para pixeles con orientación sur y valor 0 para pixeles con orientación norte	DEM SRTM	ASPN (orientación norte) ASPS (orientación sur)
Distancia a caminos	Distancia euclidiana a caminos	Red Caminera (MOP, 2017)	DCA
Distancia a urbes	Distancia euclidiana a centros poblados	Área Urbana Consolidada (MINVU, 2018)	DUR
Distancia de cursos de agua	Distancia euclidiana a cursos de agua	DEM SRTM	DRI
Superficie de predios	Superficie por predio forestal en la cuenca de Lumaco	Propiedades Rurales (CIREN,2016)	SPR
Predios indígenas	Cruce de comunidades indígenas con Predios Rurales	Comunidades indígenas (CONADI, 2017)	IND
Distancia a industrias forestales	Distancia euclidiana a industrias forestales	Mapa Industrial Forestal (INFOR, 2016)	DistInd
Profundidad del suelo	Profundidad de la capa de suelo	Estudio Agrologico Araucanía (CIREN, 2013)	Pro0 ((No corresponde) Pro1 (delgado) Pro2 (ligeramente profundo) Pro3 (ligero a

			moderadamente profundo) Pro4 (moderadamente profundo) Pro5 (Profundo)
Grado de erosión del suelo	Estudio de erosión del suelo	Estudio Agrologico Araucanía (CIREN, 2013)	Er0 (No corresponde) Er1 (baja o nula) Er2 (moderada) Er3 (severa) Er4 (muy severa)
Incendios históricos	Puntos de incendios históricos en la cuenca entre 1985 a hasta 2017	Incendios Forestales (CONAF, 2017)	inc

Además, se establece la correlación entre las variables con el fin de excluir las variables altamente correlacionadas (Figura 8). En este caso hay alta correlación positiva entre Distancia a ciudades (DUR) y distancia a industrias (DistInd), mientras que hay un alta correlación negativa entre Orientación N y S (ASPN y ASPS), Capacidad de uso forestal y no forestal (Fore y NoFo, respectivamente) y erosión baja o nula y moderada (er1 y er2, respectivamente).

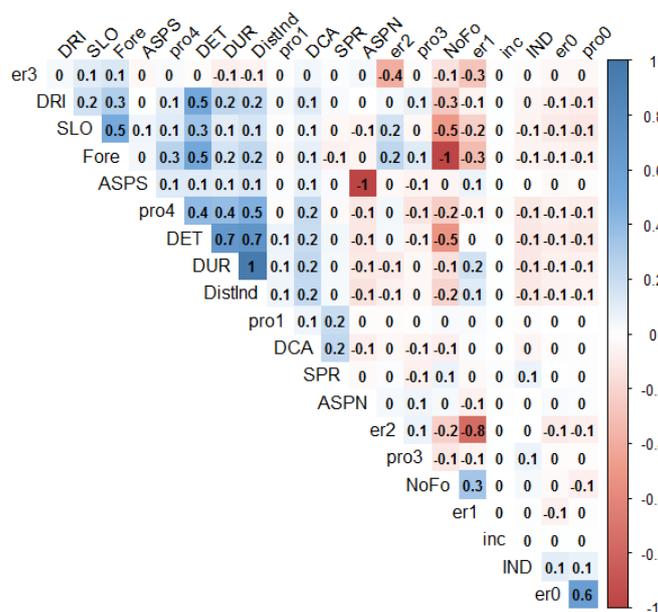


Figura 9. Correlación entre variables predictoras. Cercano a 1 y -1 significa una correlación positiva o negativa perfecta. Fuente: elaboración propia.

#### f. Evaluación del modelo de regresión logística

Los resultados del modelo de regresión logística pueden ser evaluados con el método de Curva COR (Característica Operativa del Receptor). La Curva COR es un gráfico de verdaderos positivos sobre el eje y versus falsos negativos. El área bajo la curva del valor COR demuestra el grado de precisión: el valor varía de 0.5 como línea diagonal uno a uno indicando un modelo completamente aleatorio a 1 indicando un modelo perfecto (Dodd & Pepe, 2003).

#### g. Calibración y validación

Para la calibración del modelo se deben ajustar dos parámetros: la edad inicial de la cobertura de suelo y el coeficiente de elasticidad (Verburg and Overmars, 2009). La edad inicial de la cobertura del suelo del pixel es un raster del área de estudio que puede ser generado de forma aleatoria por el modelo o creada por el usuario. Cada pixel es asignado con un valor (antes de cada simulación) que representa el periodo en años que una clase específica se ha situado en un pixel específico. En este estudio se creó este parámetro de forma aleatoria.

Por su parte, los coeficientes de elasticidad indican la resistencia a la conversión de cada clase de cobertura de suelo. Esto es una escala que va desde el 0 (fácilmente convertible) a 1 (difícil de convertir, cambios irreversibles), los que son asignados por el usuario. Para calibrar el modelo se debe correr el modelo en varios momentos usando una edad de la cobertura de suelo inicial con un conjunto de coeficientes de elasticidad asignadas por el usuario. Así la calibración termina cuando la combinación de una edad inicial de la cobertura y los coeficientes de elasticidad permitan simular una cobertura lo más cercana a la realidad. Este proceso es completamente manual.

En este caso, el modelo es aplicado con una cobertura inicial del año 1990 para finalizar en el año 2015. Estos resultados son comparados con la cobertura real del año 2015 analizando el coeficiente Kappa resultante. De esta forma, se realizan varias simulaciones hasta obtener el mejor índice posible.

El coeficiente kappa fue diseñado originalmente para el análisis de variables discretas. Este índice informa el grado de acuerdo entre dos mapas categóricos introduciendo un ajuste para reducir las coincidencias por casualidad, que depende de la distribución del tamaño de las clases de ambos conjuntos de datos. En una tabla de contingencia se pueden encontrar el grado de acuerdo entre las clases al comparar dos mapas ( $p_o$ ). Cohen (1960) introduce un método para identificar la proporción general dada la distribución de los tamaños de cada clase ( $p_e$ ), de esa forma  $p_o - p_e$  es útil para medir el grado de ajuste, para posteriormente normalizar las diferencias. Los valores de kappa van desde 0, donde no hay ajuste, a 1, donde el ajuste es perfecto (van Vliet et al., 2016).

Ecuación 12. Coeficiente kappa. Fuente: van Vliet et al., 2016.

$$p_o = \sum_{i=1}^c p(a = i \wedge s = i)$$

$$p_e = \sum_{i=1}^c p(a = i) * p(s = i)$$

$$kappa = \frac{p_o - p_e}{1 - p_e}$$

Por otro lado, debido a que la mera distribución de cada clase puede no ser una referencia significativa para evaluar un mapa de cambio de cobertura respecto a un origen, se evalúa la cantidad y la ubicación de los cambios (van Vliet et al., 2016). De esa forma se puede evaluar el grado de acuerdo en función de la transición de cada cobertura entre la cobertura origen (en este caso 1990) y la cobertura final (2015) y la transición entre la cobertura origen y la cobertura simulada. Así expresamos la fracción de celdas que cambió de la cobertura  $j$  en el mapa original a la cobertura  $i$  en el mapa simulado de uso de la tierra  $A$  como  $p(a = i | o = j)$  y la fracción de celdas que cambiaron de la cobertura  $j$  en el mapa original para la cobertura  $i$  en el mapa de uso de la tierra real  $S$  como  $p(s = i | o = j)$ . Esto se expresa de la siguiente manera:

Ecuación 13. Fracción de grado de acuerdo de los cambios. Fuente: van Vliet et al., 2016.

$$P_{e(Transición)} = \sum_{c=1}^j p(o = j) * \sum_{c=1}^i p(a = i | o = j) * p(S = i | o = i)$$

Donde  $P_{e(Transición)}$  es la fracción de acuerdo esperada, dado el tamaño de las clases de transición. El grado máximo de acuerdo se expresa:

Ecuación 14. Fracción máxima de grado de acuerdo de los cambios. Fuente: van Vliet et al., 2016.

$$P_{Max(Transición)} = \sum_{c=1}^j p(o = j) * \sum_{c=1}^i \min(p(a = i | o = j) * p(S = i | o = i))$$

Donde  $P_{Max(Transición)}$  es la precisión máxima que puede ser lograda dada el tamaño de las clases de transición.

Ecuación 15. Coeficiente kappa simulación. Fuente: van Vliet et al., 2016.

$$k_{Simulación} = \frac{p_o - p_{e(Transición)}}{1 - p_{e(Transición)}}$$

Donde  $k_{Simulación}$  es el coeficiente que indica el grado de acuerdo entre los cambios de las coberturas simuladas y los cambios reales. Los valores para  $k_{Simulación}$  van de -1 a 1, donde 1 indica un acuerdo perfecto, 0 indica un buen acuerdo espacial que puede deberse a una distribución aleatoria de los cambios, mientras que un valor bajo 0 indica una baja precisión.

### 5.3 Análisis de la respuesta hidrológica en la cuenca del Río Lumaco, vinculando aspectos de la dinámica de población y uso del agua

Una vez validado el modelo hidrológico se analizaron los hidrogramas resultantes para subcuencas específicas. El modelo estima, a su vez, la evapotranspiración real, la cual se puede determinar por tipo de cobertura y simulando su distribución a lo largo del periodo de análisis, y se puede establecer su comportamiento para cada subcuenca.

Para vincular los resultados con la dinámica de la población, el análisis se concentra en las subcuencas donde se presentan APR, de esa forma se busca establecer las posibles variaciones que pueda tener la recarga y aprovechamiento del agua por parte de la población en dichos puntos.

- 5.3. Revisión y análisis del Proyecto de Ley de Bosque Nativo que entró a discusión en el congreso en 1992, con el fin de generar un escenario de uso de suelo alternativo al actual

Para este objetivo se revisó el proyecto de ley para la Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal original presentado en abril de 1992 mediante el boletín N° 669, proyecto que se estuvo discutiendo en el congreso nacional por más de 14 años hasta su aprobación en 2008.

En base al proyecto se ingresan nuevas condiciones espaciales al modelo Dyna CLUE, para poder replicar los efectos de estas nuevas características en el tiempo. El escenario alternativo (EPRB) tiene como cobertura de suelo inicial el año 1990 y utiliza los coeficientes de regresión ya calculados en el proceso de calibración del modelo Dyna CLUE. Para crear el EPRB solo se modifica la restricción sobre los cambios de cobertura y la demanda para cada clase de cobertura de suelo. Además, se asignan una serie de restricciones sobre los cambios que puedan ocurrir al Bosque nativo, lo que se logra al modificar la matriz de transición del modelo. Los escenarios propuestos son:

- Escenario base: con la cobertura al año 2015 del Laboratorio de Ecología de Ecosistemas de la Universidad de Chile.
- Escenario de protección y recuperación del bosque nativo (EPRB): que considera una mayor protección del bosque nativo he incentivos a la recuperación del mismo.

- 5.4. Determinación de la respuesta hidrológica con un escenario de usos de suelo de mayor protección y recuperación del bosque nativo para la cuenca del Río Lumaco

Al realizar los pasos metodológicos anteriores se obtiene el escenario de cambio de cobertura del suelo. Luego, al ejecutar el modelo hidrológico SWAT con dicho escenario se obtienen los cambios en el caudal en el punto de control de la cuenca. Estos cambios fueron evaluados a través de hidrogramas y con las diferencias porcentuales relativas respecto al caudal base (2011-2016). La

resolución o escala temporal utilizada de los caudales es a lo largo de todo el periodo entre 2000 y 2016 en donde las simulaciones de los caudales obtuvieron un desempeño satisfactorio. Para comparar el caudal entre el escenario base y el EPRB se utiliza la ecuación 16, tomando en consideración los años simulados con una alta fiabilidad respecto al caudal base, cercanos al año 2015 y en que presenten una condición seca y otra húmeda con el fin de establecer diferencias entre ambas condiciones .

Ecuación 16. Diferencia relativa entre caudal simulado base y el caudal simulado con un escenario alternativo.

$$Diferencia\ relativa\ \% = \left( \frac{Q_{escenario}^s - Q_{base}^s}{Q_{base}^s} \right) * 100$$

Donde  $Q_{escenario}^s$  representa el caudal simulado con el uso de suelo alternativo; y  $Q_{base}^s$  representa el caudal simulado base.

## 6. Resultados

### 6.1. Calibración modelo hidrológico SWAT

El primer paso para entender el comportamiento hidrológico en la cuenca del Río Lumaco es calibrar y validar el modelo SWAT, y de ese modo evaluar algunos de los procesos hidrológicos en diferentes partes de la cuenca.

Como primer punto se identifican los parámetros más relevantes que utiliza el modelo SWAT para realizar la simulación. En la siguiente tabla se muestra la importancia relativa normalizada de los parámetros más relevantes. Para el proceso de calibración se utilizaron 13 parámetros descritos en la Tabla 7, donde los valores en negrita representan los parámetros a calibrar en el modelo.

Tabla 7. Resultados de la función LH-OAT que indican los parámetros relevantes del modelo SWAT para la simulación de caudales en la cuenca del Río Lumaco. En negrita los parámetros usados para la calibración. El detalle de cada parámetro se explica en el Anexo 4. Fuente: elaboración propia.

Posición	Nombre parámetro	Importancia relativa	Importancia relativa norm. (%)
1	CN2	4602,0	81,01%
2	RCHRG_DP	445,7	7,85%
3	CANMX	257,2	4,53%
4	GW_REVAP	170,3	3,00%
5	GWQMN	97	1,71%
6	GW_DELAY	44	0,77%
7	SHALLST	34,3	0,60%
8	REVAPMN	17	0,30%
9	SURLAG	6,4	0,11%
10	ALPHA_BF	4,3	0,08%
11	OV_N	2,1	0,04%
12	CH_N2	0,5	0,01%
13	CH_K2	0,0	0,00%

Estimación del valor de los parámetros y validación del modelo

Respecto al proceso de calibración en el cual se estimó el valor de los parámetros finales seleccionados, en el Anexo 7 se encuentra una representación del espacio D dimensional, donde las partículas convergen en una solución óptima de acuerdo con la evaluación de la función objetivo comparando el caudal simulado y observado, evaluando todo el espacio de búsqueda físicamente posible. En el Tabla 8 se observan los valores óptimos de los parámetros.

Tabla 8. Valores óptimos de los parámetros producto de la calibración. Fuente: elaboración propia.

<b>Parámetro</b>	<b>Valor</b>
CN2	58,36
OV_N	0,44
SURLAG	1,39
GW_DELAY	70,03
RCHRG_DP	0,15
GW_REVAP	0,15
GWQMN	1929,5
ALPHA_BF	0,62
SHALLST	470
CH_N2	0,06
REVAPMN	130,57
CANMX	9,50

Se presenta en la Figura 9 la curva de duración del caudal simulado producto de los parámetros calibrados, es decir, con los valores de los parámetros de la tabla 8, junto con la curva de duración de los caudales observados. En ella se aprecia que existe una sobrestimación del caudal simulado entre el 25 y 55 % de probabilidad de excedencia, mientras que sobre el 70 % de probabilidad de excedencia los caudales son subestimados. En la figura 10 se presentan los hidrogramas del caudal simulado y observado con las precipitaciones ponderadas de la cuenca de acuerdo con el área correspondiente de cada estación meteorológica, agregados mensual.

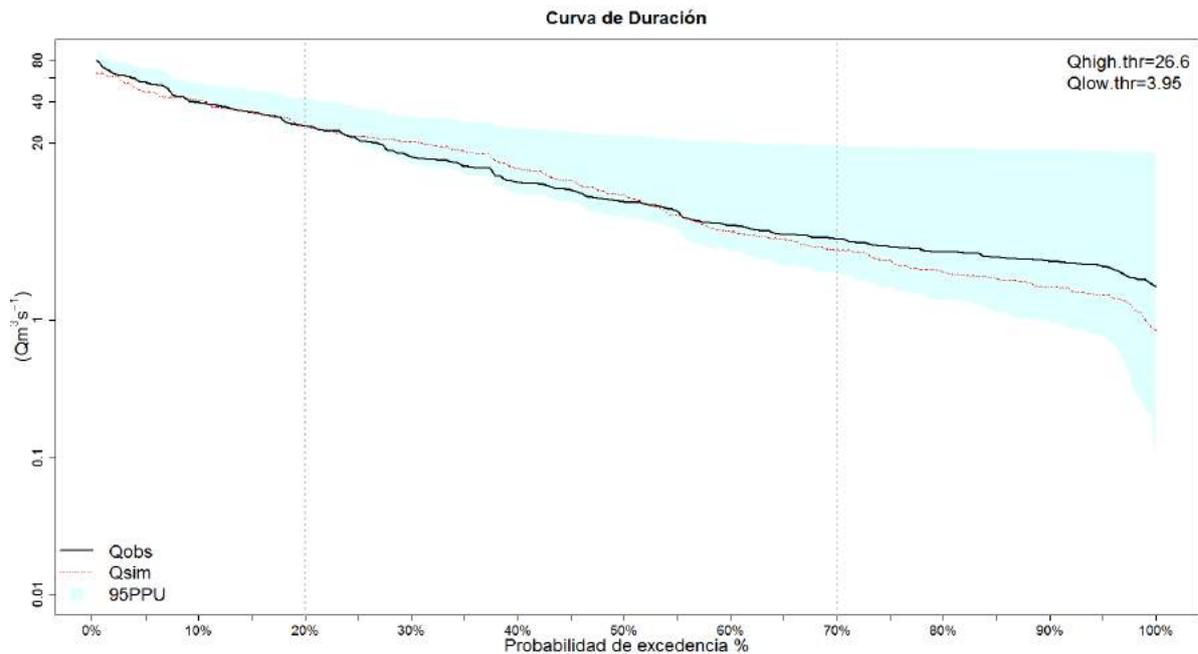


Figura 10. Curva de duración. En rojo se presentan los caudales simulados y en negro los caudales observados. Qlow.thr indica el umbral de separación para los caudales bajos, Qhigh.thr por el contrario indica el umbral de separación para los flujos altos; PPU representa el límite del 95 % de los datos. Fuente: elaboración propia.

Respecto a los caudales mensuales, en ambos periodos, calibración y validación, los datos simulados responden de manera similar al patrón de crecidas de la cuenca, sin embargo, la bondad de ajuste en el periodo de validación es menor (Figura 11). De forma general, los caudales simulados siguen la dinámica del caudal observado, con excepción de las crecidas, donde en ocasiones la simulación sobrestima el caudal de crecida en el periodo de validación y a veces subestima el caudal de crecida dentro del periodo de calibración. Esta respuesta del modelo puede deberse a la existencia de humedales y zonas de anegamiento que modifican el enrutamiento del agua en la cuenca (Bucher et al., 1993; Bullock & Acreman, 2003) y que no están representados en las coberturas de 2015. Otra posible explicación es una mala representación de la precipitación en el sector alto de la cuenca, donde se creó una estación virtual al no haber observaciones de precipitación, pudiendo no haberse representado adecuadamente la variabilidad espacial en cada subcuenca, no dimensionándose las crecidas. Además, se ha documentado el hecho de que SWAT presenta problemas en la representación de las crecidas (Eckhardt y Arnold, 2001; van Liew, Arnold, y Bosch, 2005; Rahman et al., 2014; Puelma, 2018).

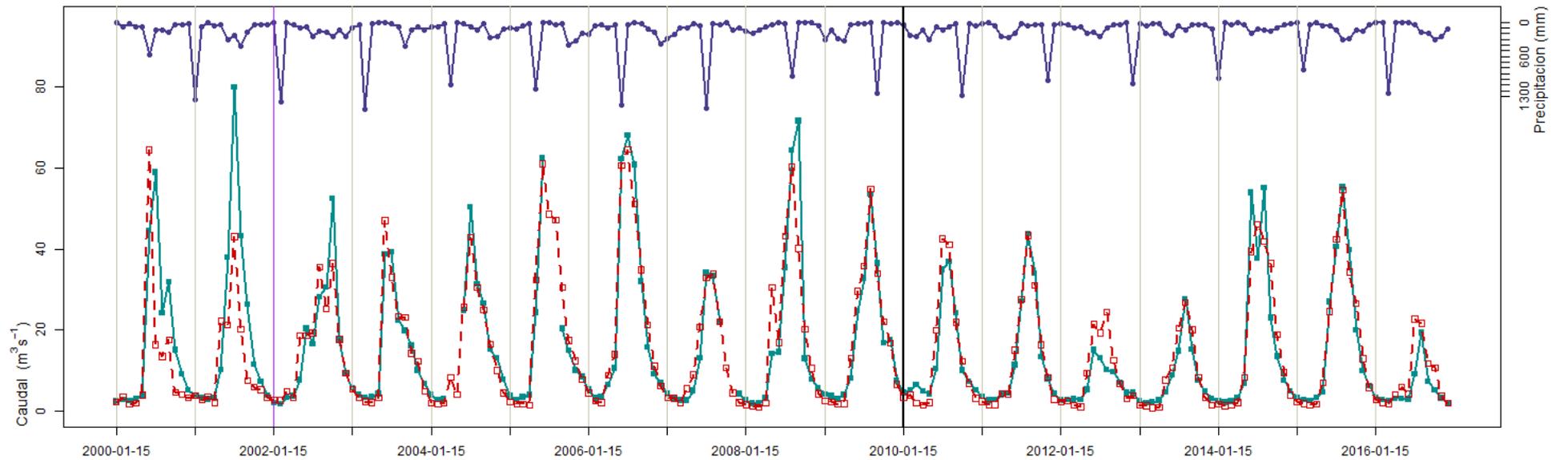


Figura 11. Series de tiempo de los caudales y precipitaciones mensuales. La línea celeste representa el caudal observado, la línea roja punteada el caudal simulado y las líneas azules representan las precipitaciones. La línea morada representa el fin del periodo de calentamiento y el inicio del periodo de calibración mientras que la línea negra vertical separa los periodos de calibración y validación respectivamente. Fuente: elaboración propia.

Respecto a las medidas de desempeño a nivel mensual estas fueron satisfactorias (Moriassi et al., 2007), tanto en el periodo de calibración como el de validación (Tabla 9), por lo que el modelo, es capaz de simular de forma satisfactoria los caudales de la cuenca. Se puede observar que tanto el año 2013 como el año 2015 presentan un alto grado de fiabilidad en su simulación y que presentan una condición seca y húmeda respectivamente.

Tabla 9. Bondad de ajuste de los periodos de calibración y validación. Fuente: elaboración propia.

Calibración Periodo			Validación periodo		
NSE	PBIAS	RSR	NSE	PBIAS	RSR
0,91	0,7	0,3	0,89	7,1	0,33

## 6.2. Calibración del Modelo Dyna CLUE

### a. Regresión Logística

La regresión logística del modelo se llevó a cabo mediante el software R. El propósito de este análisis es identificar las variables predictoras que están detrás de los cambios en la cobertura de la cuenca del Río Lumaco y para esto se utiliza la función stepAIC del paquete de R MASS, esta escoge el mejor modelo por su valor de calidad Akaike (AIC) mediante un algoritmo stepwise. Se utiliza un intervalo de confianza de la regresión para este análisis de 95% ( $\alpha=0,05$ ), en donde los coeficientes beta que no satisfagan esta condición son excluidos. En la siguiente tabla se muestran los resultados el valor COR por cobertura, sus respectivas curvas COR se encuentran en el Anexo 8.

Tabla 10. Valor COR por cobertura del modelo de regresión logística. Valor cercano a 0,5 dan cuenta de un modelo altamente aleatorio, mientras un valor cercano a 1 significa una buena representación el modelo para predecir la ubicación de una cobertura. Fuente: elaboración propia.

Cobertura	Sin vegetación	Agricultura	Pastizales	Matorral y Pl. joven	B. caducifolio	B. Siempreverde	Plantación
Valor COR	0,78	0,88	0,91	0,7	0,78	0,97	0,73

El modelo de regresión para cada cobertura según su ecuación puede ser descrita según el Anexo 9.

b. Calibración del modelo

Para este paso se ejecutó el modelo una serie de veces con una combinación de coeficientes de elasticidad para cada clase de cobertura de suelo, lo que determina la resistencia de cada clase de cobertura a convertirse en otra. Durante cada simulación, el mapa resultante para 2015 fue comparado mediante el coeficiente kappa con la cobertura de 2015. El resultado más cercano a la realidad se encuentra en el siguiente conjunto de valores para el coeficiente de elasticidad: 0,1, 0,2, 0,5, 0,3, 0,5, 0,6, 0,8, 0,9, para suelo sin vegetación, agricultura, pastizales, matorrales, bosque caducifolio, bosque siempreverde, plantaciones, cuerpos de agua (donde esta última cobertura se enmascara, para no influenciar en el resto de las conversiones), respectivamente. Los resultados de la calibración se muestran en la tabla 11 y el Anexo 10.

Tabla 11. Evaluación del coeficiente kappa entre las coberturas simuladas y la cobertura de 2015.  
Fuente: elaboración propia.

<b>Coeficiente</b>	<b>Valor</b>
Kappa posición	0,744
Kappa Histograma	0,945
Fracción correcta	0,770
Kappa	0,703

El modelo básico para el año 2015 tuvo un grado de acuerdo general de 77 %, el coeficiente kappa fue de 0,70 mientras que el kappa de posición tuvo un valor de 0,74 y el kappa del histograma de 0,94 (Hagen, 2002; Visser & de Nijs, 2006). Un valor de kappa cercano a 1 muestra un alto grado de similitud entre el mapa real y el simulado.  $K_{posición}$  indica el máximo acuerdo para del tamaño de cada clase con un valor que va de -1 a 1 y donde los valores cercanos a 0 indican una distribución dada por el azar mientras que los cercanos a 1 indican una distribución dada por el tamaño de cada clase. Por otro lado  $K_{Histograma}$  que se distribuye entre 0 y 1, donde 1 indica que hay un perfecto acuerdo entre ambos

mapas (van Vlie et al., 2011).

Por otro lado, para determinar el grado de acuerdo de los cambios en la cobertura del suelo se utilizó fuzzy  $k_{Simulación}$ , lo que permite restringir el análisis entre los tipos de cobertura susceptibles de ser confundidas. En este caso se excluyó el análisis de las plantaciones que se convierten en matorral y plantación joven y en áreas clasificadas como sin vegetación entre 1990 y 2015 dado que no se incluyó la rotación y cosecha de plantaciones forestales dentro de la simulación. De este modo se logró un  $k_{Simulación}$  de 0,268, resultado similar a otras investigaciones (van Vliet et al., 2011; van Vliet, 2013).

### 6.3. Análisis de la respuesta hidrológica en la cuenca del Río vinculando aspectos de la dinámica de población y uso del agua

Como resultado de la discretización de la cuenca del Río Lumaco, esta se dividió en 22 subcuencas con 249 Unidades de Respuesta Hidrológica (HRU). Además, en la cuenca se presentan 6 puntos de aprovisionamiento de agua potable rural (DOH, 2018) ubicados en 5 subcuencas diferentes (Figura 12). Estos APR y sus beneficiarios aproximados se presentan en la tabla siguiente:

Tabla 12. Listado de Comités de agua potable rural en la cuenca del Río Lumaco. Fuente: elaboración propia en base a DOH, 2018.

<b>Nombre APR</b>	<b>N° Subcuenca</b>	<b>Beneficiarios</b>
Caupolicán APR1100	5	316
Boyeco APR1099	6	420
Huitranlebu APR1102	18	1140
Ipinco APR1103	18	100
El Lingue APR1101	9	248
Hueico APR075	10	364

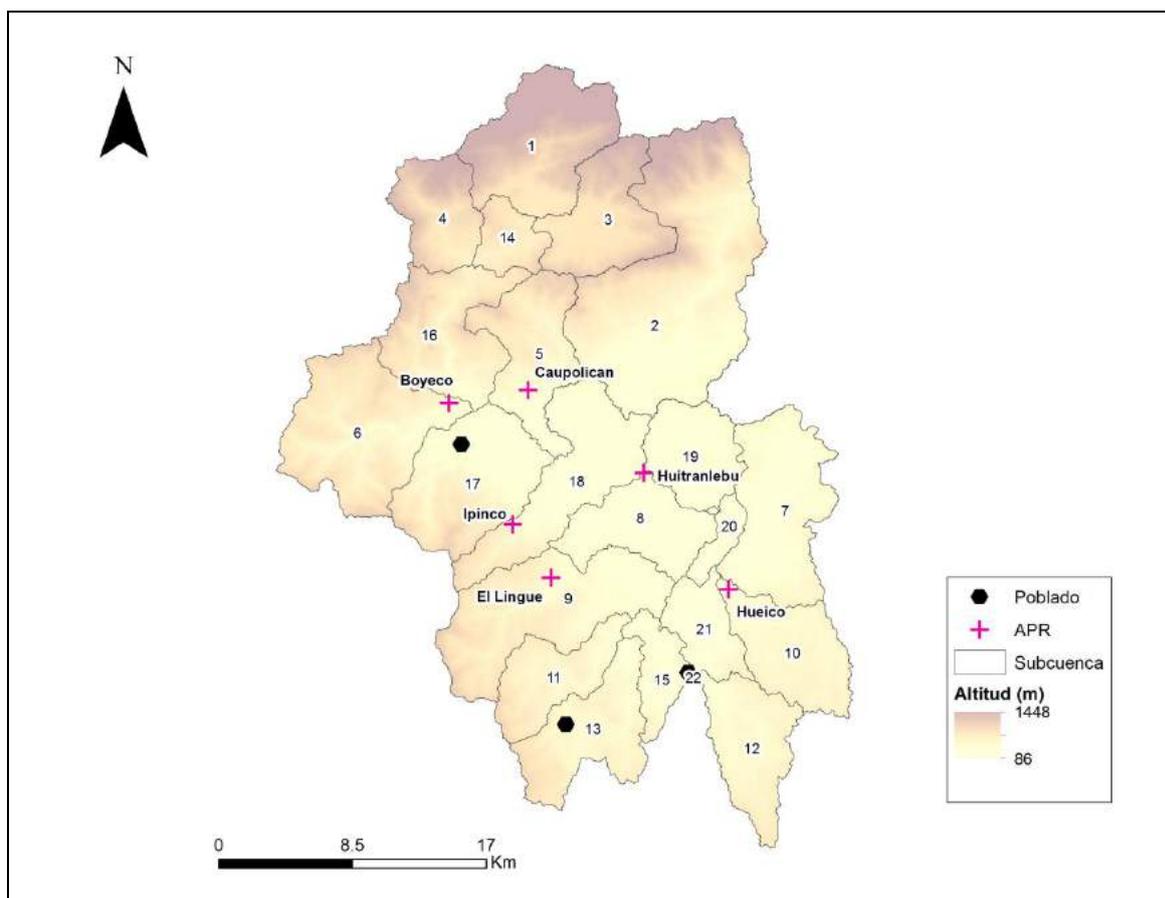


Figura 12. Comités de agua potable rural por cada subcuenca de la cuenca del Río Lumaco.  
Fuente: elaboración propia.

En el Anexo 11 se encuentran los hidrogramas y la distribución porcentual por tipo de cobertura de suelo de cada subcuenca. El volumen del agua en los caudales dependen si la cuenca forma parte del curso de agua principal o si es parte de un curso tributario. Es así como la cuenca 18 presenta el mayor volumen de caudal mensual para una cuenca con un APR dado que esta subcuenca forma parte del cauce principal, es importante mencionar que los APR en esta subcuenca son los que precisamente abastecen a una mayor cantidad de población. No se observa un patrón claro de disminución, o aumento, en el caudal a lo largo del tiempo, sin embargo, todas las subcuencas presentan sus caudales más bajos en los años 2012 y 2013. La Tabla 13 muestra las principales características de las subcuencas que poseen uno o más APR. Al comparar las subcuencas N° 6 con la Subcuenca N°9, que poseen una superficie similar y que presentan una cobertura de bosque nativo diferente, destaca que la primera presenta un caudal medio mensual 40% mayor que el caudal medio mensual de la subcuenca nueve.

Tabla 13. Resumen subcuencas en donde se ubican los APR de la cuenca del Río Lumaco.  
Fuente: elaboración propia.

Nombre APR	Subcuenca	Superficie (ha)	Caudal medio mensual ( $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ )	Caudal mínimo	Coefficiente de variación	Principales cobertura
Caupolicán	5	4.602	0,7	0,04 $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ en marzo de 2013	1,09	Matorral 35,5 %; Plantación 27,0 %; Bosque Nativo caducifolio 16,3 %
Boyeco	6	7.615	1,4	0,1 $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ en abril de 2013	0,99	Bosque Nativo caducifolio 60,9 %; Plantación 25,5 %; Matorral 11,1 %
Huitranlebu y Ipinco	18	5.980	7,4	0,42 $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ en marzo de 2013	1,04	Matorral 30,7%; Plantación 18,5%; Área sin vegetación 18,3%
El Lingue	9	7.566	1	0,08 $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ en abril de 2013	1,04	Plantación 36,2 %; Matorral 26,9 %; Bosque Nativo caducifolio 21,2 %
Hueico	10	4.328	0,4	0,03 $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ En abril de 2013	1,12	Matorral 36,3 %; Plantación 34,4%; Bosque Nativo caducifolio 18,8 %

Por otro lado, se modela la evapotranspiración real (ET<sub>r</sub>) a través de SWAT (Figura 13) al ser un componente relevante del ciclo hidrológico vinculado a procesos definidos por la cobertura presente en las APR. Por medio de un resumen entregado por el modelo SWAT acerca de las HRUs se calculó la razón entre la ET<sub>r</sub> y la precipitación, los valores se presentan en la Tabla 14 por clase de cobertura, además de otros componentes como el Índice de Área Foliar y el agua disponible en el suelo al inicio del día, estos valores corresponden al

promedio anual para todo el periodo simulado (2002-2016).

Tabla 14. Resumen evapotranspiración por clase de cobertura cuenca del Río Lumaco. Entre paréntesis se muestra el coeficiente de variación (CV). Fuente: elaboración propia.

Cobertura	Evapotranspiración real (mm año <sup>-1</sup> )	Razón entre Pp y ETr	Índice de Área Foliar	Contenido de agua en el suelo (mm) (promedio anual)
Sin vegetación	366 (0,12)	0,33	0,22	103,31
Agricultura	385 (0,12)	0,33	0,64	115,25
Pastizales	388 (0,10)	0,35	0,36	116,44
Matorral y Pl. joven	372 (0,11)	0,33	0,30	119,64
B. caducifolio	513 (0,25)	0,45	2,94	77,21
B. siempreverde	524 (0,29)	0,44	2,92	88,72
Plantación	535 (0,17)	0,48	3,61	79,98

En la figura 13 se puede observar que las coberturas forestales son las que presentan un mayor consumo de agua a lo largo del año, en donde las plantaciones forestales son las que presentan una mayor evapotranspiración real, y en las cuales la especie que predomina dentro de la cuenca es el *Eucalyptus sp.*

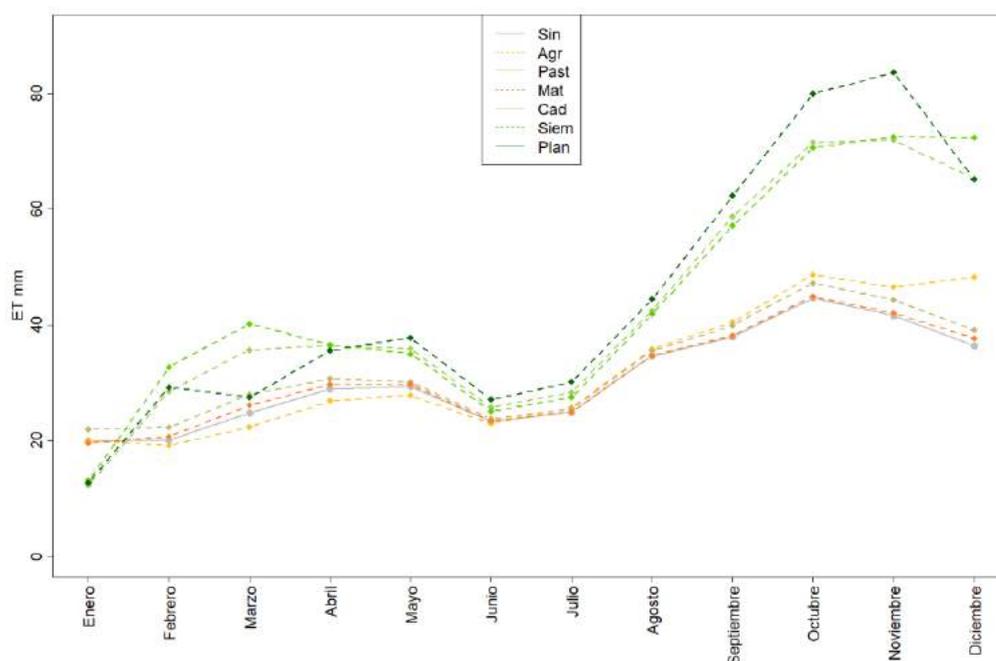


Figura 13. Distribución de la evapotranspiración real a lo largo del año. Fuente: elaboración propia.

Además, podemos observar una disminución importante de la evapotranspiración en los meses de enero y febrero respecto a diciembre lo que puede deberse al agotamiento de agua en el suelo que pueda ser ocupada por las plantas.

#### 6.4. Revisión y análisis del Proyecto de Ley de Bosque Nativo que entró a discusión en el congreso en 1993, con el fin de generar un escenario de uso de suelo alternativo al actual

Al analizar el proyecto de ley para la Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal original, boletín N° 669, encontramos una serie de artículos relevantes que pueden tener impacto en cuanto a las diferentes coberturas de suelo, especialmente la referente al bosque nativo.

Lo primero es mencionar el Artículo 1, letra ñ), el cual define sustitución como la acción de cortar matorrales o bosques y reforestar el terreno objeto de la corta con especies exóticas o con especies nativas con un predominio de tipo forestal distinto.

También es importante señalar el Título V, Art. 24. Se refiere a la protección del Bosque nativo donde “Toda acción de corta o de explotación de bosques nativos... cualquiera sea el tipo de terreno en que ellos se encuentren, así como la corta o explotación de matorral nativo existente en terrenos de aptitud preferentemente forestal, deberá hacerse previo plan de manejo aprobado por la Corporación Nacional Forestal y conforme...” “La contravención a las obligaciones del inciso anterior, hará incurrir a quien efectuar la corta o explotación no autorizada, en una multa no inferior al valor comercial de los productos cortados o explotados, en contravención a lo expuesto en el inciso primero y que podrá alcanzar, atendida su gravedad, hasta el doble de dicho valor...” “Si los productos provenientes de la corta o explotación ejecutada en contravención a lo dispuesto en este artículo hubiera sido mayoritariamente retirados del predio, el infractor será sancionado con la multa del inciso anterior incrementada en un 100%...” “Cuando la corta o explotación afectare vegetación sin valor comercial, el infractor será sancionado con una multa que fluctuará entre 1 y 50 UTM por hectárea. Tratándose de especies en peligro de extinción o raras,

la multa oscilara entre 10 y 100 UTM por hectárea...”

Mientras que en el Título V, Art. 25 el proyecto refiere a la reforestación en caso de corta o explotación: “ Toda corta de bosque nativo... que se realice en cualquier tipo de terreno, así como la de matorral nativo susceptible de explotación económica obligará al propietario de los terrenos respectivos a reforestar con la misma especie cortada o con otra del mismo tipo forestal, una superficie de terreno igual, a lo menos, a la corta en las condiciones contempladas en el plan aprobado por la Corporación...” “Si la corta se hubiera efectuado sin previo plan de manejo aprobado por la Corporación, sin perjuicio de las sanciones establecidas en el artículo 20, el propietario deberá efectuar la reforestación en la misma superficie, a la densidad que el reglamento señale para cada tipo forestal y con la misma especie cortada ilegalmente, salvo que la corporación autorice una distinta reforestación, con especies nativas, a requerimiento del propietario.

En el Título VII “De la sustitución del Bosque nativo” el art. 27 señala, que según el mismo define como la acción de cortar matorrales o bosques y reforestar el terreno objeto de la corta con especies exóticas o con especies nativas con un predominio de tipo forestal distinto. Según el proyecto no podrían sustituirse: “Bosque nativos que se encuentren en pendiente sobre los 30%”, “Bosques nativos de los tipos forestales Araucaria, Alerce, Lenga, Coigüe de Magallanes, Ciprés de las Guaitecas, Ciprés de la cordillera y Palma Chilena”, “Los bosques nativos... de alta calidad potencial de manejo”, “Bosques nativos ... que constituyan un hábitat único de especies de flora o fauna silvestre incluidas en las categorías en peligro de extinción o raras”, Los bosques nativos... que constituyan realidades biogenéticas no suficientemente representadas en el sistema nacional de áreas silvestres protegidas del estado. “Bosque nativos en fuentes de agua, manantiales y otros lugares de protección”.

Otro artículo importante es el Art. 30 en el que se señala que “Cuando la superficie objeto de sustitución excede las 5000 hectáreas, el propietario deberá acompañar al plan de manejo, un estudio de impacto ambiental, con indicaciones de las medidas que adoptará para disminuir los riesgos de deterioro del sector

intervenido. Estas medidas formaran parte del plan de manejo.

Por otro lado, el Título III que habla sobre incentivos al manejo y establecimiento de bosque nativo se incluyen artículos importantes en cuanto a la cobertura de este. Es así como el Art. 11 señala que “El estado bonificara en un 75 % los costos netos de la reforestación de bosque nativo en donde esta alcanza hasta el 85 % en el caso de reforestación en propietarios menores a 150 hectáreas” (pequeños propietarios para la región de la Araucanía, según el mismo proyecto de ley, Artículo 1 letra p).

Además, si analizamos la Ley 20.283 aprobada después de 14 años de tramitación en el congreso, con el nombre de Ley Sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal (Ley número 20.283), no existen algunos títulos importantes del proyecto de ley original. Las principales diferencias son que no se encuentran artículos relacionados con sustitución de bosque por plantaciones forestales, las multas son menores por corta de bosque nativo, no hay protección de formaciones xerofíticas o arbustos, no hay incentivos para la reforestación y en algunas regiones como la Región de la Araucanía los pequeños propietarios deben poseer menos de 200 hectáreas (Ley 20.283).

En base a los artículos del proyecto de ley original antes mencionados, para crear el escenario alternativo se definió la demanda en base a la prohibición del remplazo del bosque nativo hacia otras coberturas entre 1990 y 2015. Además, se utilizó el supuesto de que todos los propietarios menores a 150 ha (en base a lo definido en el proyecto de ley boletín N°669 de 1992) que habían cambiado la cobertura de sus predios hacia plantaciones forestales entre 1990 y 2015, reforestaran con bosque nativo en el mismo periodo. Para calcular la nueva demanda de coberturas en el EPRB: 1) se calcula la superficie de cambio hacia Plantaciones por parte de cualquier otra clase de cobertura entre 1990 y 2015 en pixeles que corresponden a pequeños propietarios según la cartografía de propiedades rurales de CIREN (<150 ha); 2) esta superficie es reclasificada como bosque nativo en la cobertura de 2015; 3) se vuelve a calcular la demanda entre la cobertura de 1990 y la cobertura reclasificada de 2015 estableciendo la tasa de cambio anual para todas las clases de cobertura a través de una regresión lineal

(Anexo 6).

Junto con los cambios en la demanda se modificó la matriz de conversión con el fin de asimilar las restricciones del proyecto de ley y la dinámica de cambios en la cobertura producto de la implementación de dicho proyecto (Tabla 15).

Tabla 15. Matriz de conversión del escenario alternativo requerida por Dyna CLUE. Los valores de indican que: 0, no se permite el cambio; 1, se permite el cambio, en donde se agrega la cantidad de años en que el cambio se produce. Fuente: elaboración propia.

Coberturas	Sin vegetación	Agricultura	Pastizales	Matorral y Pl. joven	Bosque caducifolio	Bosque siempreverde	Plantación	Agua
Sin vegetación	1	0	0	0	115	120	1	0
Agricultura	0	1	0	0	115	120	1	0
Pastizales	0	0	1	1	115	120	1	0
Matorral y Pl. joven	0	1	1	1	110	115	1	0
B. caducifolio	0	0	0	0	1	0	0	0
B. siemprever.	0	0	0	0	0	1	0	0
Plantación	115	0	115	115	0	0	1	0
Agua	1	1	0	0	0	0	0	1

Bajo el escenario de mayor protección y reforestación de bosque nativo (Anexo 12), habría un incremento del bosque nativo caducifolio en su superficie de 22.919 ha en 1990 a 28.025 ha en 2015, mientras que el bosque siempreverde aumenta de 3.190 a 3.207,24 hectáreas en el mismo periodo. Por otro lado, las plantaciones de especies exóticas bajo este escenario también aumentan su superficie de 10.307 ha a 19.387 ha.

La tabla 16, que se presenta a continuación, contiene el detalle de las clases de coberturas y las hectáreas que abarcan para el año 2015 y EPRB. Se destaca que la clase de cobertura de bosque nativo para el año alcanzó 24.258 ha. de superficie, lo que equivale a un 21% mientras que en el EPRB fue de un 6% más para ese año con 31.232 ha. Por otro lado, la proporción de clase de cobertura más alta es de matorral y plantación joven la que equivale a un 31%, con igual cantidad de superficie en el EPRB. Además, la principal diferencia entre la coberturas y el escenario de protección y recuperación de bosque nativo está en plantaciones con 7.551 ha menos bajo el EPRB. La cobertura sin vegetación

presenta una superficie de 10.631 ha. de superficie para el EPRB mientras que en la cobertura de 2015 esta clase cubre 11.211 ha.

Tabla 16. Coberturas el 2015 y en el ERPB. Fuente: elaboración propia.

<b>Cobertura</b>	<b>Superficie Cobertura 2015(ha)</b>	<b>Superficie EPRB (ha)</b>	<b>Cobertura 2015 %</b>	<b>Escenario %</b>
Sin vegetación	11.210,67	10.632,69	11%	10%
Agricultura	5.302,98	6.127,20	5%	6%
Pastizales	3.094,11	3.027,51	3%	3%
Matorral y Pl. joven	31.821,39	32.219,10	31%	31%
Bosque caducifolio	21.625,02	28.025,37	21%	27%
Bosque siempreverde	2.633,13	3.207,24	3%	3%
Plantación	26.938,89	19.387,08	26%	19%
Agua	15,57	15,57	0%	0%

Por otro lado, en la figura 14 se pueden observar las diferencias entre la cobertura observada el 2015 y el escenario de protección de bosque nativo aprobado en 1992 para la cobertura de bosque nativo. Más de 5.189 ha de plantaciones en la cobertura de 2015 son reclasificadas como de bosque caducifolio y 507 ha de bosque siempreverde en el EPRB (Anexo 13). Mientras que para matorral y plantación joven, 2.410 ha de esta clase de cobertura en 2015 son reclasificadas como bosque caducifolio en el EPRB (Anexo 13). En el EPRB, 905 ha de bosque caducifolio corresponden a áreas sin vegetación en la cobertura de 2015.

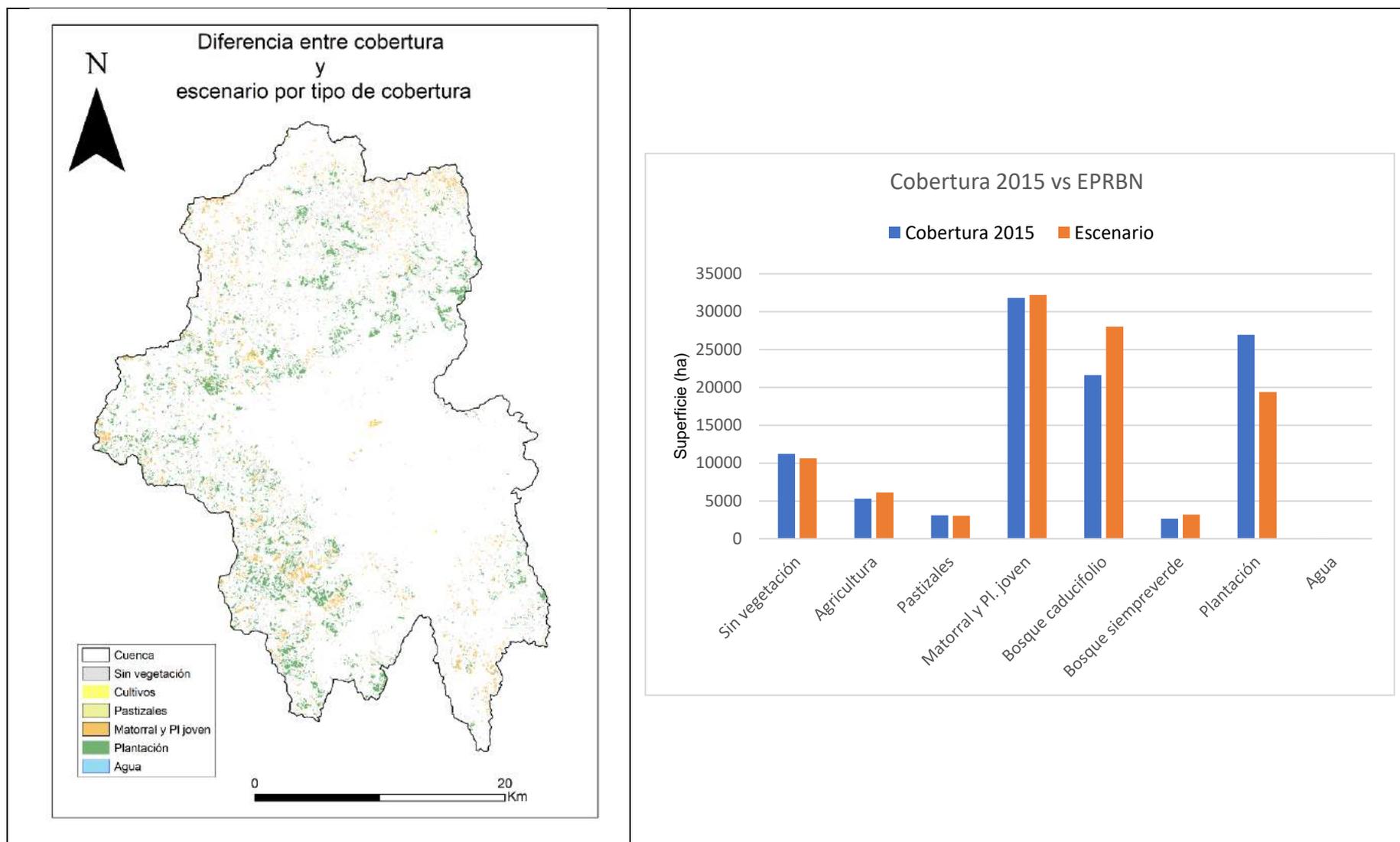


Figura 14. Comparación entre escenario alternativo de mayor protección y recuperación del bosque nativo y la cobertura observada de 2015 para la clase bosque nativo en la cuenca del Río Lumaco. Fuente: elaboración propia.

6.5. Determinación de la respuesta hidrológica con un escenario de usos de suelo de mayor protección y recuperación del bosque nativo para la cuenca del Río Lumaco

En el Anexo 14 se muestran los hidrogramas, por estaciones del año, simulados bajo el escenario de protección y recuperación del bosque nativo (EPRB) y sus diferencias respecto al caudal base simulado (con la cobertura observada de 2015).

Para el periodo 2002-2016, los resultados anuales indican que el efecto de una mayor cobertura de Bosque Nativo sobre los caudales no muestra diferencias significativas, siendo el incremento en caudal de 0,13% mayor respecto a la simulación con la cobertura observada en 2015. Se puede observar, además, que en la temporada de mayor precipitación –invierno, otoño- los caudales bajo el EPRB son mayores que en la simulación con la cobertura base de 2015 pero menores en verano y primavera (Figura 15).

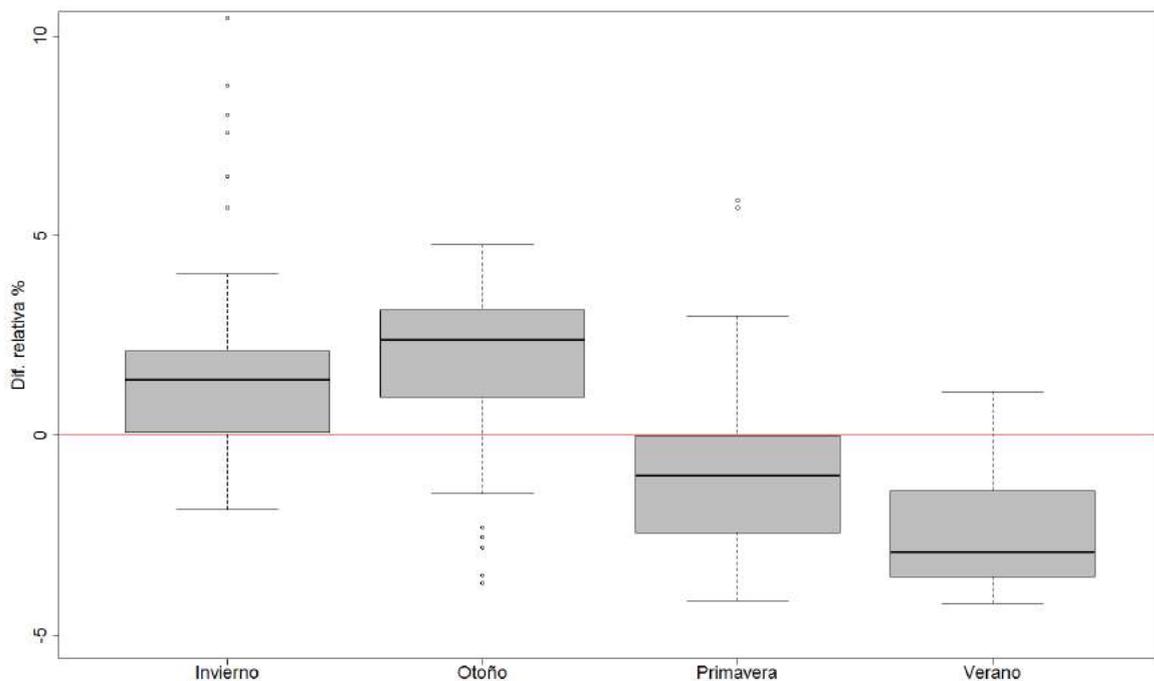


Figura 15. Diferencias relativas del caudal simulado entre escenario alternativo de mayor protección y recuperación del bosque nativo y la cobertura observada de 2015 en la cuenca del Río Lumaco. Fuente: elaboración propia.

Ahora si comparamos la simulación del caudal para el año “normal” 2015 que tuvo una precipitación de 1162 mm, en cuanto a los resultados a escala estacional se puede ver que bajo el EPRB los caudales son levemente menores ( 0,4 %) respecto del caudal anual simulado con la cobertura 2015, diferencia que aumenta especialmente en verano y primavera (Figura 16).

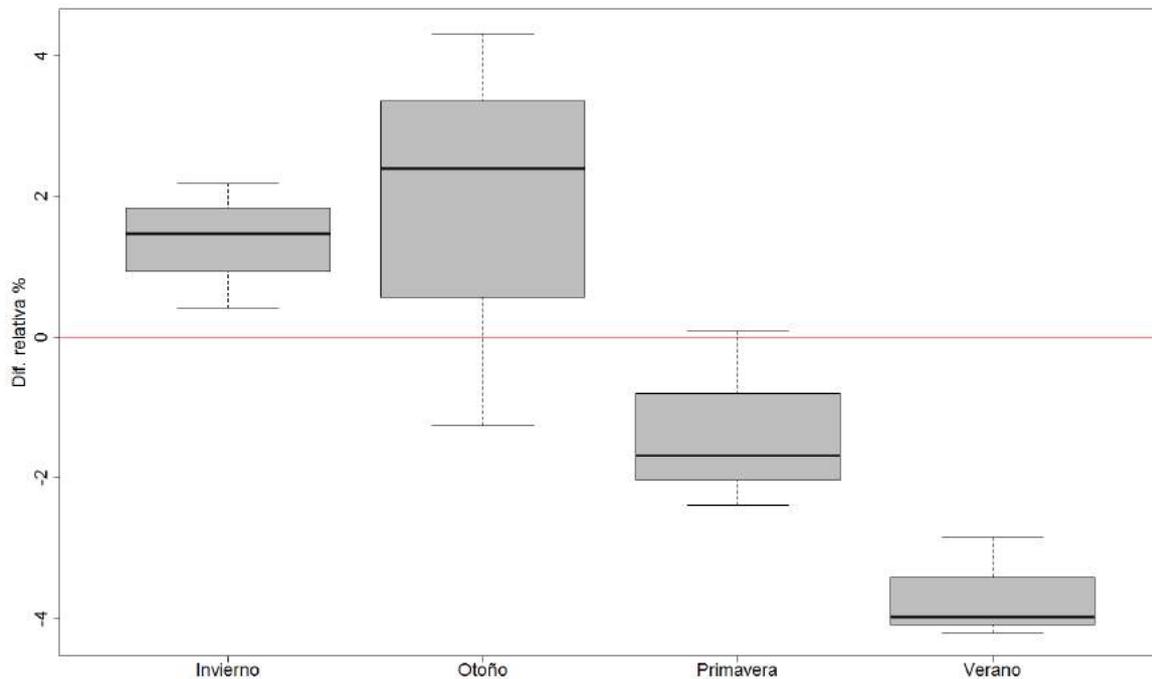


Figura 16. Diferencias relativas del caudal simulado entre el escenario de protección y recuperación del bosque nativo y la cobertura del año 2015 del Río Lumaco. Fuente: elaboración propia.

Al comparar la simulación del caudal bajo el escenario de protección y recuperación del bosque nativo en el año seco 2013 que tuvo 791 mm de precipitación, los patrones son similares a lo visto anteriormente, con un caudal anual menor en un 0,36 % respecto a la simulación del caudal con la cobertura de 2015 y en donde se puede observar una diferencia media relativa positiva tanto en invierno como en otoño, mientras que en primavera y verano esta es negativa (Figura 17). A lo largo de la serie, no se observan mayores diferencias entre ambos escenarios, donde las tendencias a una disminución y aumento del caudal respectivamente son similares a lo largo de todo el periodo (anexo 14).

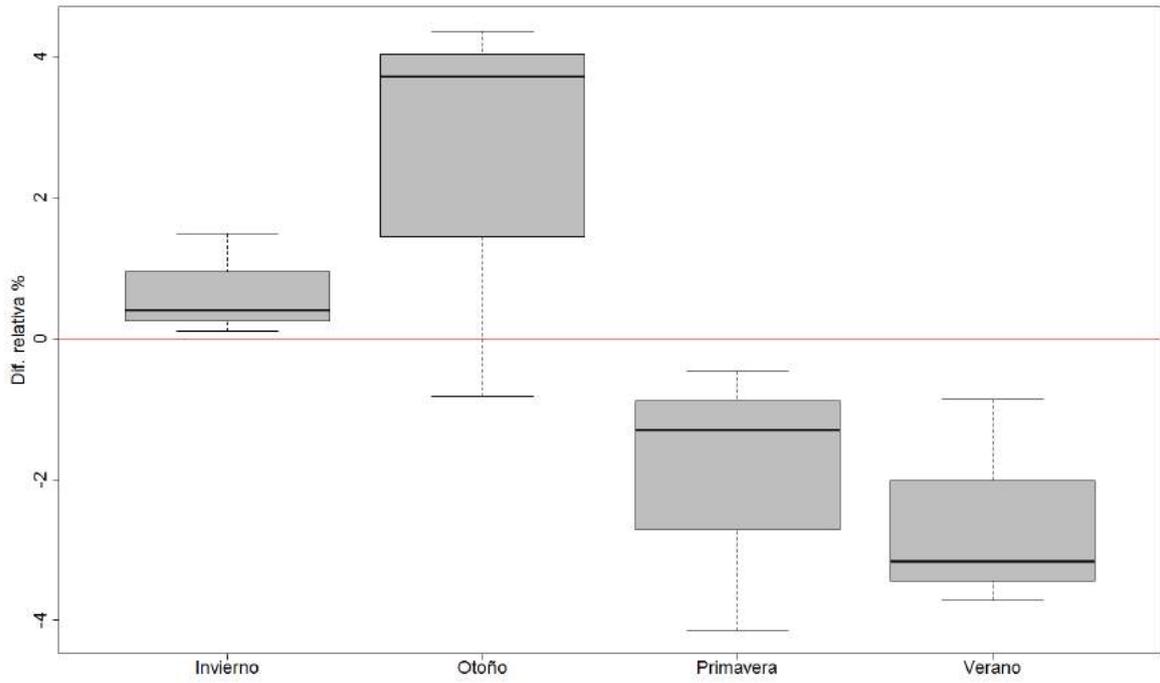


Figura 17. Diferencias relativas del caudal simulado para el año 2013 entre el escenario de protección y recuperación del bosque nativo y la cobertura del año 2015 del Río Lumaco. Fuente: elaboración propia.

## 7. Discusión

El propósito de este trabajo fue evaluar cómo la implementación de políticas referentes al bosque nativo tienen impactos en la hidrología de una cuenca de régimen pluvial en el centro sur de Chile, con el objetivo de dar recomendaciones a legisladores en el país en un contexto de sequía que podría ser una constante en el futuro (Boisier et al., 2016; Garreaud et al., 2017).

### Modelos de cambio de uso/cobertura del suelo

Las simulaciones de cambios de cobertura de suelo realizados con Dyna CLUE al ser evaluados obtuvieron un coeficiente kappa de 0,703, una fracción de coincidencia del 0,770 y un fuzzy kappa simulado de 0,268. Estos resultados indican una buena representación del modelo y concuerdan con los resultados de investigaciones consultadas (van Vliet et al., 2011; Manuschevich & Beier, 2016; van Vliet J. et al., 2016; Pindoizzi et al., 2017; Romano et al., 2018). Sin embargo, hay que considerar algunos puntos de la modelación de cobertura del suelo. Uno de ellos es que modelos como Dyna CLUE tienen dificultades para representar procesos de toma de decisiones (Brown et al., 2013). Para avanzar en este aspecto es necesario mejorar los datos espaciales y temporales utilizados en los modelos de cobertura del suelo junto con integrar de mejor forma datos y modelos biogeofísicos y socioeconómicos, así como mejorar el entendimiento de las dimensiones de la cobertura del suelo en cuanto a su función, importancia cultural, densidad, manejo y valor (Brown et al. 2013). Por su parte, Verweij et al. (2018) reconoce cinco problemas para la aplicación de los modelos de la familia CLUE, esto son: (1) hay una pequeña cantidad de expertos capaces de aplicar el modelo, lo que implica una dependencia sujeta a disponibilidad y preferencia de los investigadores; (2) Los resultados no se explican por sí mismos en relación con los procesos que subyacen a los cambio de las coberturas o usos de la tierra, en donde el usuario debe tener una buena comprensión de los procesos de cambio de uso del suelo para interpretar correctamente los resultados; (3) la preparación de los datos para la ejecución de CLUE requiere de una gran cantidad de tiempo; (4) posibles errores debido a la acción manual requerida para el tratamiento de los datos y herramientas asociadas a CLUE, demasiados

códigos, archivos que pueden conllevar errores a través de los procesos de ejecución del modelo; (5) y una falta de mensajes de advertencia y error que no permiten encontrar las causas de los problemas. Liu et al. (2013) utiliza un método de suavizado exponencial para corregir los efectos de los factores predictores de la probabilidad de transiciones del suelo con el objetivo de mejorar la precisión en la simulación de Dyna CLUE; ellos encuentran que la probabilidad de conversión y las variables predictoras están sujetas a cambios en el tiempo, en donde un método de suavizado puede, de cierta forma, ignorar esta variabilidad temporal, en tal caso sugieren tener una actualización constante de los parámetros de regresión para los cambios de cobertura/uso dentro del modelo.

Bosque nativo y escenario alternativo de mayor protección y recuperación del bosque nativo

En la cuenca de Lumaco se encontró que cerca de un 8% del bosque caducifolio y un 16% del bosque siempreverde fueron reemplazados por plantaciones forestales entre 1990 y 2015. Lara y Veblen (1993) estiman que entre el 10 y el 20 % de las plantaciones de pino de Chile se establecieron mediante la conversión de bosques nativos. En la cordillera de la costa de las regiones de Maule y Biobío, Echeverría et al. (2006) encuentran que el 53 % de los bosques nativos se convirtieron en plantaciones entre los años 1973 y 2000. Según Heilmayr et al. (2016), el 14, 13 y 11 % de los bosques del Maule, Biobío y La Araucanía, respectivamente, se convirtieron en plantaciones forestales entre 1986 y 2011. Esto puede sugerir que la falta de políticas de protección y recuperación del bosque nativo, así como los subsidios a plantaciones de especies exóticas, son claves para entender la sustitución del bosque en Chile (Heilmayr et al., 2016 Heilmayr & Lambin, 2016; Manuschevic & Beier, 2016).

En este trabajo se desarrolló un escenario alternativo que permitiera discernir de una forma espacialmente explícita los efectos de haber podido aplicar el proyecto de ley de Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal original, boletín N° 669, presentado en el año 1992, pensando en cómo las políticas públicas pueden ser efectivas en la protección y recuperación del bosque en la zona

centro-sur de Chile. Este proyecto asignaba incentivos monetarios para la reforestación del bosque y su manejo, además de prohibir la deforestación del mismo. Estos nuevos incentivos y prohibiciones se incorporan a los valores de demanda y a la matriz de conversión del modelo Dyna CLUE.

Los resultados sugieren que una política de regulación enfocada en prohibir la deforestación y el incentivo a la restauración del bosque tiene resultados que pueden ser importantes en términos de la conservación del bosque nativo puesto que la simulación de los cambios de cobertura del suelo indican un aumento en un 5% de estas coberturas respecto de 1990, lo que contrasta con el 2 % de reducción observado. Sin embargo, las plantaciones forestales también presentan un aumento significativo en las áreas donde los subsidios para la restauración no se pueden hacer efectivos, teniendo en cuenta a su vez la mayor rentabilidad económica que se genera mediante esta cobertura. Además, se puede observar que la expansión de otras coberturas como las agrícolas son estables en el tiempo, lo que concuerda con otros estudios previos (Cubbage et al., 2007; Manuschevic & Beier, 2016).

Un punto importante en la investigación es la comparación entre el Proyecto de ley de Bosque Nativo que entró a discusión en el Congreso Nacional en 1992 y la ley 20.283 sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal aprobada en 2008, donde se identificaron diferencias importantes en cuanto a la definición de conceptos y subsidios a la reforestación. Esto puede deberse a la influencia de la neoliberalización en Chile, que condujo la construcción del discurso sobre la política forestal en el país (Manuschevich, 2016). Según Manuschevich (2016) las ideas neoliberales plasmadas en la constitución del país forzaron a muchos propietarios a articular el discurso y demandas políticas en torno al derecho de propiedad, como si un subsidio, similar al DL701 fuese a dar los mismos resultados con los bosques nativos. Sin embargo, este es un problema mucho más sistémico que no se soluciona solo a través de un subsidio. Las plantaciones tienen gran rentabilidad y se ha invertido mucho más en investigación sobre plantaciones forestales que sobre bosque nativo (Donoso & Otero, 2005). Es así como el presupuesto nacional asignado para los subsidios de la ley 20.283, desde su aprobación, han sido menores que el presupuesto destinado al subsidio

para plantación de especies exóticas (DL701) el cual dejó de estar vigente en el año 2013 (Ley No. 20.488).

El estudio provee un enfoque interesante que puede ayudar a la toma de decisión por parte legisladores. Este trabajo sugiere que asegurando incentivos correctos para la recuperación del bosque nativo y prohibición de la deforestación pueden ser herramientas importantes para el incremento de la superficie forestal nativa, especialmente por la decisión de reforestar versus plantar árboles exóticos y la recuperación de áreas posiblemente degradadas, especialmente con matorrales.

### Modelación hidrológica

Se utilizó la modelación hidrológica para entender los procesos hidrológicos en la cuenca del Río Lumaco. Los resultados arrojaron una representación confiable del caudal de salida a escala mensual, con un coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe de 0,91 y 0,89 para el periodo de calibración y validación respectivamente. Moriasi et al. (2007) establece que valores de NSE mayores a 0,75 son muy buenos. Zhang et al., 2016 obtiene valores de 0,92 y 0,89 para la calibración y validación en caudales simulados mensualmente con SWAT en la cuenca del río Heihe en China. Mientras que Stehr et al. (2010) obtiene valores de NSE sobre los 0,75 para simulaciones mensuales con SWAT en el Río Vergara en Chile. Cabe destacar los buenos ajustes obtenidos pese a considerar periodos de calibración y validación sujetos a condiciones de régimen hidrometeorológico opuestos, como periodos de exceso de agua por el fenómeno de ENSO “El Niño” del año 2004-05 (Poblete, Atencio & Vera, 2017) y el fenómeno de mega-sequia presente desde el año 2009 (Garreaud et al. 2017). Sin embargo, es esperable que simulaciones a escala diaria logren un menor desempeño, dada la complejidad de modelar el sistema con un mayor detalle (Moriasi et al., 2007). Las mayores discrepancias del modelo con las observaciones se produjeron en periodos de crecidas donde hay una subestimación en los años con mayor caudal y una sobrestimación en los años con menor caudal, lo que demuestra incertidumbre, ya sea en las variables de entrada, la precipitación, o en la representación de los procesos de enrutamiento del ciclo hidrológico. Estos resultados son concordantes con otras

investigaciones, donde se han observado problemas en la simulación de las crecidas en el modelo SWAT (Eckhardt & Arnold, 2001; van Liew et al., 2005; Rahman et al., 2014; Puelma, 2018). Un punto importante que puede influir en la incertidumbre de la simulación de los caudales es la presencia de humedales y áreas de inundación dentro de la cuenca y que no están representadas en la cobertura de suelo del año 2015. Estos actuarían como una esponja, reteniendo el agua en el periodo húmedo y atenuando el efecto de la precipitación en las crecidas del caudal (Bucher et al., 1993; Bullock & Acreman, 2003). Además, en las coberturas utilizadas no se distinguió la diferencias entre matorrales y plantaciones jóvenes ya que la escala de trabajo dificulta su diferenciación, esto puede influir en la evapotranspiración y la infiltración componentes importantes dentro del ciclo del agua en el sistema y que no están siendo incorporados de la mejor forma (Komatsu, Kume, & Otsuki, 2011; Khanal & Parajuli, 2014).

Un componente del balance hidrológico importante de simular dentro de la modelación hidrológica es la evapotranspiración, ya que representa el consumo de agua por parte de las diferentes coberturas dentro de una cuenca. En este estudio el bosque nativo, presenta una menor evapotranspiración comparada con las plantaciones forestales de *Eucaliptus sp* lo que concuerda con lo reportado por otros autores (Calder et al., 1997; Scott and Lesch, 1997; Oyarzún et al., 1999; Farley et al., 2005; Oliver-Guerra et al., 2015) y una menor interceptación de la precipitación por el dosel (Huber et al., 2010). Las plantaciones forestales en este caso de *Eucalyptus sp* presentan una evapotranspiración de 535 mm anuales, siendo levemente menor que lo encontrado por Forrester et al. (2010) (569 mm anuales) para *Eucalyptus globulus* de la cuenca del Río Cann en Australia y similar a lo encontrado por Huber & Irumé (2008) para plantaciones de *Pinus radiata* en sectores cercanos al área de estudio (563 mm anuales). Por su parte Oyarzun et al. (1999) establece relaciones precipitación evapotranspiración de hasta un 50% en plantaciones de *Eucalyptus globulus*, similar a lo encontrado en este trabajo.

Los valores de ET real anual ( $388 \text{ mm año}^{-1}$ ) para los pastizales concuerdan con los encontrados en pasturas de California en condiciones de precipitación similares (Ryu et al, 2008). Mientras que, en matorrales, los valores de ET<sub>r</sub> son

similares a diferentes mediciones de ET real realizadas en Europa (Beier et al., 2009) y al trabajo de Puelma (2018) en la zona central del país, quien simuló ETr mediante el modelo SWAT. Además, se observa una disminución importante de la ETr en los meses de enero, febrero y marzo, debido al agotamiento del agua en el suelo. Uno de las variables importantes en la determinación de la ETr es el Índice de Área Foliar (LAI), el cual fue estimado de acuerdo a lo encontrado en bibliografía (Forrester et al., 2010; Forrester et al., 2010; Reyna, 2017), lo que pudo haber originado incertidumbre en la ETr al no corresponder a valores observados para el área de estudio y en particular para ciertas coberturas forestales no documentadas.

También es necesario considerar el proceso de calibración automática utilizado en este trabajo, en el que el valor de los parámetros a calibrar se ajusta de la misma manera en todas las Unidades de Respuesta Hidrológicas (HRU's) aunque estas respondan a condiciones diferentes (ejemplo que el valor del parámetro Curva Numero sea igual para HRU's con diferentes tipos de suelo y coberturas) (Feyereisen et al., 2007). Sin embargo, HydroPSO demostró ser una poderosa herramienta que como método de calibración automático ayuda a reducir la incertidumbre y el tiempo necesario para el ajuste de los parámetros (Van Liew et al., 2005; Rusli et al., 2016). Para futuros trabajos es posible plantear la combinación de un proceso de calibración automática junto con calibración manual de parámetros que puedan ser contrastados con observaciones de terreno y de ese modo poder obtener un mejor entendimiento de los diferentes componentes del ciclo hidrológico dentro de la cuenca (Rusli et al., 2016; Malone et al., 2015; Dakhllalla & Parajuli, 2018).

#### Respuestas hidrológicas por cambios de cobertura

En esta investigación no se encontraron diferencias sustanciales entre el caudal simulado bajo cobertura al año 2015 y la simulación con el escenario de mayor protección y recuperación del bosque nativo (EPRB). Los resultados muestran que no se encontró evidencia para la principal hipótesis de este trabajo en donde se plantea que el caudal aumentaría si hubiera existido al 2015 una mayor cobertura de bosque nativo, producto de la implementación de mayores

regulaciones y subsidios.

Los resultados distan de otras investigaciones que se han desarrollado en Chile (Brown et al., 2005; Little et al., 2009; Lara et al., 2009), donde se han observados aumentos en el caudal de verano producto del incremento de superficie de bosque nativo (Little et al., 2009; Iroume & Palacios, 2013; Little et al., 2015). En contraste en este estudio, el caudal de verano fue de 3,6 % menor bajo el EPRB en el año 2015.

El menor caudal anual, especialmente el caudal de verano, puede explicarse debido al remplazo de 2.400 ha de matorrales por bosque caducifolio bajo el EPRB respecto a la cobertura de 2015, donde un incremento de la superficie foliar, asociado a la mayor cobertura de bosque, generalmente genera una mayor evapotranspiración y consecuentemente una reducción del agua disponible en la cuenca (Zhang et al., 2001).

Otro punto que puede explicar estos resultados es que la clase de cobertura matorral y plantación joven no pueda ser bien parametrizada dentro del modelo SWAT debido a que esta clase de cobertura es una mezcla entre matorrales y plantaciones jóvenes (*Pinus sp.* y *Eucalyptus sp.*) donde estos últimos presentan un crecimiento diferente, con un mayor consumo de agua e intercepción de la precipitación, subestimando así su efecto sobre el ciclo del agua dentro de la cuenca.

Además, los resultados del modelo (Tabla 13) indican que en las coberturas de bosque caducifolio el agua disponible en el suelo es menor respecto a las otras coberturas forestales y si se observa el patrón de la localización del aumento del bosque nativo dentro de la cuenca bajo el EPRB estas áreas se encuentran en sectores de alta pendiente, con suelos poco profundos, en donde el bosque puede agotar el agua disponible en el suelo de forma más acelerada que en sectores con menor pendiente y suelos más profundo (Wang et al., 2011). Esto puede afectar la escorrentía, lo que explicaría una disminución del caudal bajo el EPRB.

El menor caudal simulado bajo un escenario con mayor superficie de bosque coincide a lo encontrado en bibliografía internacional, donde en cuencas del mediterráneo, el remplazo de matorrales por bosques presentan una disminución del caudal a la salida de la cuenca (Morán-Tejeda et al., 2013; Carvalho-Santos et al., 2016).

Por otra parte, se identifica un aumento del caudal de invierno contrario con lo observado por Little et al. (2015) en un experimento de cuencas con o sin reemplazo de bosque nativo por eucaliptos en la región de los Ríos. Una posible explicación es la disminución del consumo de agua simulado para el bosque caducifolio en el periodo de invierno y por la disminución de la interceptación del dosel, producto de la menor superficie de plantaciones, lo que generaría un aumento del escurrimiento superficial y escorrentía en invierno.

Sin embargo, y aunque la principal hipótesis de la investigación no haya podido ser demostrada, el aumento de la superficie de bosque es de suma importancia bajo otros aspectos ambientales como la conservación de la biodiversidad y el suministro de otros servicios ecosistémicos tales como el almacenamiento de carbono, la reducción de la erosión y el mejoramiento de la calidad del agua (Carvalho-Santos et al., 2014; Miranda et al., 2016; Jullian et al., 2018).

Un punto importante abordado en esta investigación es la combinación entre modelos hidrológicos como SWAT con modelos de cambios de uso o cobertura de la tierra, en este caso Dyna CLUE. Los modelos de cambio de cobertura nos permiten entender los efectos de políticas públicas en los territorios (Yu et al., 2011; Verburg et al., 2014; Xia et al., 2018). Al integrar estos modelos junto con modelos hidrológicos tenemos la posibilidad de conocer como procesos sociales reflejados en políticas afectan la hidrología de una cuenca (Morán-Tejeda et al., 2014; Zhang et al., 2016; Wanga et al., 2018), lo que demostró ser una herramienta poderosa de planificación de política pública.

#### Relaciones entre la población y los caudales simulados

En este trabajo se realizaron esfuerzos por enlazar los procesos hidrológicos a

escala de cuenca con la disponibilidad de agua de las comunidades, teniendo como punto de referencia los comités de agua potable rural que se encuentran en la cuenca del Río Lumaco. En este caso, se presentan los caudales disponibles en cada subcuenca con un APR (Agua Potable Rural) y la evapotranspiración real por cobertura en toda la cuenca. Y aunque no se cuenta con datos medidos respecto al consumo de agua por parte de la población, dentro de la cuenca es importante aproximarse al consumo de agua en ella ya que es una zona con un importante déficit hídrico (ONEMI, 2017), en donde solamente en la comuna de Lumaco se abastecen más de 800 familias a través de camiones aljibes ya que parte de los APR que deberían provisionarlos, presentan problemas de falta de agua (Radio Biobío, 2018).

Un marco conceptual no abordado en este trabajo es el que tiene relación con los servicios ecosistémicos vinculados a los bosques y relativo a la provisión de agua, y como estos se podrían incorporar en la modelación hidrológica para entender los procesos que determinan los servicios (Logsdon & Chaubey, 2013; Carvalho-Santos, 2014), además de incorporar otros servicios importantes como la conservación de la biodiversidad. Si bien SWAT podría ser una herramienta importante para modelar y mapear servicios ecosistémicos relacionado a procesos biofísicos a una escala de cuenca, no es una herramienta pensada bajo este marco conceptual, por lo que hay ausencia en la modelación de la demanda de servicios ecosistémicos (Vigerstol & Aukema, 2011; Bagstad et al., 2013), siendo necesario complementar SWAT con otras herramientas y modelos. Además, para tener una conceptualización completa del marco de los servicios ecosistémicos es necesario avanzar, organizar y consolidar el entendimiento inherente de la provisión de servicios ecosistémicos y los beneficios sociales posteriores que estos conllevan y que no se aplicaron en este trabajo (de Groot et al., 2002; Elmqvist et al., 2009; Haines-Young & Potschin, 2010).

## 8. Conclusión

Se utilizó un modelo de cambio de uso /cobertura del suelo para poder crear un escenario de cambio de coberturas bajo políticas de mayor protección y recuperación del bosque nativo teniendo como base coberturas elaboradas a través de imágenes satelitales. Dicho modelo fue calibrado para tener una buena representación de las forzantes que propician los cambios de las diferentes coberturas en la cuenca con resultados satisfactorios.

Para lo anterior, se analizó el proyecto de ley para la Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal original, boletín N° 669 de 1992, con el fin de determinar las implicancias espaciales de la implementación temprana de esta ley. Se adecuaron las normativas del proyecto que consideran la recuperación y protección del bosque nativo, para ser ingresadas al modelo Dyna CLUE. El resultado muestra un incremento de la superficie forestal nativa desde un 21% a un 27% en un escenario de protección y recuperación del bosque, lo que expone la gran importancia de las políticas ambientales en el modelamiento espacial de sus consecuencias.

En la presente investigación se utilizó y calibró el modelo hidrológico SWAT, mediante el uso del algoritmo de optimización hydroPSO, con buenos resultados a escala mensual tanto en el periodo de calibración como de validación. El modelo logró representar de buena forma el caudal de salida de la cuenca del Río Lumaco, comparando los caudales simulados con caudales observados en la estación Lumaco de la Dirección General de Aguas.

En esta investigación no se encontraron diferencias significativas en el caudal de salida de la cuenca del Río Lumaco entre un escenario con mayor superficie de bosque nativo y un escenario con las condiciones al año 2015, dado que la implementación del escenario de protección y recuperación del bosque nativo presentó un caudal levemente mayor en un 0,13%. El EPRB tuvo un mayor caudal en los periodos de invierno y otoño, mientras que en la temporada de verano y primavera el caudal es menor respecto al escenario base, alejándose de la hipótesis de este trabajo. Sin embargo, esto se puede explicar producto de que

bajo el EPRB hubo un aumento de más de 2.400 hectáreas de bosque nativo respecto a matorrales y lo que produce un aumento en la evapotranspiración y por consiguiente en un aumento del consumo de agua en toda la cuenca.

Además, se observaron los hidrogramas de las subcuencas de la cuenca del Río Lumaco que contienen Comités de Agua Potable Rural (APR) dentro de sus límites, con tal de observar patrones en el abastecimiento de agua para la población y en donde no se pueden observar resultados claros. Por otro lado, se analiza la Evapotranspiración real por tipo de cobertura en donde las plantaciones forestales de *Eucalyptus sp.* muestran el mayor consumo de agua junto con las áreas cubiertas por agricultura.

Entender el impacto de los cambios de cobertura del suelo en ciclo hidrológico es crucial para el manejo sustentable de los recursos hídricos. Este trabajo propone una metodología original que combina modelos de cambio de cobertura de suelos y modelos hidrológicos con el fin entender de mejor manera los impactos de los cambios de cobertura de suelo sobre la hidrología de una cuenca. De este modo, se busca ser un aporte para los tomadores de decisiones respecto a políticas públicas que puedan relacionar aspectos forestales con los hidrológicos pensando en la disponibilidad de agua para el territorio.

## 9. Bibliografía

- Abbaspour, K. C., Rouholahnejad, E., Vaghefi, S., Srinivasan, R., Yang, H., & Kløve, B. (2015). A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of high-resolution large-scale SWAT model. *Journal of Hydrology*, 733-752.
- Abbott, M. B., & Refsgaard, J. C. (1996). *Distributed Hydrological Modelling*. Dordrecht, Países Bajos: Kluwer Academic Publishers Group.
- Abbott, M. B., & Refsgaard, J. C. (1996). *Distributed Hydrological Modelling*. Dordrecht, Países Bajos: Kluwer Academic Publishers.
- Aguayo, M., Stehr, A., & Link, O. (2016). Respuesta hidrológica de una cuenca de meso escala frente a futuros escenarios de expansión forestal. *Revista de Geografía Norte Grande*(65), 197-214.
- Álvarez, J., Allen, H. L., Albaugh, T. J., Stape, J. L., Bullock, B. P., & Song, C. (2013). Factors influencing the growth of radiata pine plantations in Chile. *Forestry*(86), 13–26.
- Aouissi, J., Benabdallah, S., Chabaâne, Z. L., & Cudennec, C. (2016). Evaluation of potential evapotranspiration assessment methods for hydrological modelling with SWAT—Application in data-scarce rural Tunisia. *Agricultural Water Management*(174), 39-51.
- Bagstad, K. J., Semmens, D. J., Waage, S., & Winthrop, R. (2013). A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosystem Services*, 27-39.
- Beier, C., Emmett, B., Tietema, A., Schmidt, I., Peñuelas, J., Kovács, E., . . . Spano, D. (2009). Carbon and nitrogen balances for six shrublands across Europe. *Global Biogeochemical Cycles*, doi:10.1029/2008GB003381.
- Biobío, R. (2018, Abril 10). Alcaldes de Loncoche y Lumaco piden reponer camiones aljibe ante espera por agua potable. Concepción, Región del Biobío, Chile.
- Biobío, R. (2018, Abril 10). Alcaldes de Loncoche y Lumaco piden reponer camiones aljibe ante espera por agua potable. Concepción, Región del Biobío, Chile.
- Birkinshaw, S., Bathurst, J., Iroumé, A., & Palacios, H. (2011). The effect of forest cover on peak flow and sediment discharge an integrated field and modelling study in central-southern Chile. *Hydrological Processes*, 25. 1284-1297.
- Boisler, J., Rondanelli, R., Garreaud, R. D., & Muñoz, F. (2016). Anthropogenic and natural contributions to the Southeast Pacific precipitation decline and recent megadrought in central Chile. *Geophysical Research Letters*, 43. 413-421.
- Booth, D. (2008). Stormwater Management. In S. Trimble, *Water Science* (pp. 1163-1166). Boca Raton: Taylor & Francis Group.
- Bosch, J., & Hewlett, J. (1982). A Review of Catchment Experiments to Determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology*, 55. 3-23.
- Brauman, K. A., Daily, G. C., Duarte, T. K., & Mooney, H. A. (2007). The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrological Services. *Annual Review of Environment Resources* 32, 67-98.
- Brown, A. E., Zhang, L., McMahon, T. A., Western, A. W., Western, A. W., & Vertessy, R. A. (2005). A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of Hydrology* 310, 28-61.

- Brown, D., Verburg, P., Pontius, R., & Lange, M. (2013). Opportunities to improve impact, integration, and evaluation of land change models. *Environmental Sustainability* 5, 452-457.
- Bruijnzeel, L. A. (2004). Hydrological function of tropical forests: not seeing the soil for trees? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104, 1085-1087.
- Bucher, E. H., Bonetto, A., Boyle, T., Canevari, P., Castro, G., Huszar, P., & Stone, T. (1993). Hidrovia - an initial environmental examination of the Paraguay-Parana waterway. *Wetland for the American Públlication*(10), 72.
- Bullock, A., & Acreman, M. (2003). The role of wetland in the hydrological cycle. *Hydrology and Earth System Science*(7), 358-359.
- Calder, I. R. (2002). Forest and Hydrological Services: REconciling public and science perceptions. *Land Use and Water Resources Research*, 2.1-2.12.
- Camus, P. (2006). *Ambiente, Bosque y Gestión Forestal en Chile 1541-2005*. Santiago: Lom Ediciones.
- Carvalho-Santos, C. M. (2014). *Analysing hydrological services provided by forests to support spatial planning and land management*. Porto: Unicersidade do Porto.
- Carvalho-Santos, C., Nunes, J. P., Monteiro, A. T., Hein, L., & Pradinho, J. (2016). Assessing the effects of land cover and future climate conditions on the provision of hydrological services in a medium-sized watershed of Portugal. *Hydrological Precesses* 30, 720-738.
- Carvalho-Santos, C., Pradinho, J., & Hein, L. (2014). Hydrological services and the role of forests: Conceptualization and indicator-based analysis with an illustration at a regional scale. *Ecological Complexity* 20, 69-80.
- Castella, J.-C., & Verburg, P. H. (2007). Combination of process-oriented and pattern-oriented models of land-use change in a mountain area of Vietnam. *Ecological Modeling*, 202: 410-420.
- Centro de Información de Recursos Naturales. (2013). *Estudio Agrológico Región de la Araucanía*. Santiago.
- Centro de Información de Recursos Naturales. (2016). *Propiedades Rurales*. Santiago.
- Chang, M. (2013). *Forest Hydrology*. (T. edition, Ed.) New York: CRC Press.
- Chapin III, F. S., Matson, P. A., & Mooney, H. A. (2002). *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. New York: Springer.
- Chile, Ministerio de Agricultura. (2011, enero). Ley 20.488: prorroga de vigencia del Decreto Ley N° 701, DE 1974, y aumenta incentivos a la forestación. 1p.
- Chow, V. T., Maidment, D. R., & Mays, L. W. (1988). *Hidrología Aplicada*. Bogota, Colombia: McGraw-Hill.
- Chuvieco, E. (2008). *Teledetección ambiental: la observación de la tierra desde el espacio* (3ra ed.). Barcelona, España: Ariel Ciencias.
- Clapp, R. A. (1995). Creating Competitive Advantage: Forest Policy as Industrial Policy in Chile. *Economic Geography*, 71(3), 273-296.
- Cohen, J. (1960). A Coefficient of Agreement for Nominal Scales. *Educational and Psychological Measurement*, XX(1).
- CONADI. (2017). Comunidades indígenas. Chile.
- Corporación Nacional Forestal. (2017). *Incendios Forestales*.
- Cubbage, F., MacDonagh, P., Sawinski Júnior, J., Rubilar, R., Donoso, P., Ferreira, A., Alvarez, J. (2007). Timber investment returns for selected plantations and native forests in South America and the Southern United States. *New Forest*, 33: 237-255.

- Dakhlalla, A. O., & Parajuli, P. B. (2018). Assessing model parameters sensitivity and uncertainty of streamflow, sediment, and nutrient transport using SWAT. *Information Processing in Agriculture*, <https://doi.org/10.1016/j.inpa.2018.08.007>.
- de Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 393-408.
- Delegación Presidencial para los Recursos Hídricos, M. d. (2015). *Política Nacional para los Recursos Hídricos 2015*. Santiago: Ministerio del Interior y Seguridad Pública.
- Dile, Y., Daggupati, P., George, C., Srinivasan, R., & Arnold, J. (2016). Introducing a new open source GIS user interface for the SWAT model. *Environmental Modelling & Software*, 129-138.
- Dirección de Obras Hidráulicas, M. d. (2017). *Boletín Informativo: Cada Gota Suma*. Santiago.
- Dirección de Obras Hidráulicas, M. d. (2018). *Listado de Sistemas de Agua Potable Rural en Chile*. Santiago.
- Dodd, L. E., & Pepe, M. S. (2003). Semiparametric Regression for the Area under the Receiver Operating Characteristic Curve. *Journal of the American Statistical Association*, 98(462), 409-417.
- Donoso, P., & Otero, L. (2005). Hacia una definición de país forestal: ¿Dónde se sitúa Chile? *Bosque*, 5-18.
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J. M., Lara, A., & Newton, A. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation* 130, 481-494.
- Eckhardt, K., & Arnold, J. G. (2001). Automatic calibration of a distributed catchment model. *Journal of Hydrology*(251), 103-109.
- Elachi, C., & Van Zyl, J. (2006). *Introduction to the physics and techniques of remote sensing*. New Jersey: J. Wiley y Sons.
- Elfert, S., & Bormann, H. (2010). Simulated impact of past and possible future land use changes on the hydrological response of the Northern German lowland 'Hunte' catchment. *Journal of Hydrology*(383), 245-255.
- Ellis, E., & Pontius, R. (2013, marzo 20). *Land-use and land-cover change*. Retrieved from Encyclopedia of Earth: [http://editors.eol.org/eoearth/wiki/Land-use\\_and\\_land-cover\\_change](http://editors.eol.org/eoearth/wiki/Land-use_and_land-cover_change)
- Elmqvist, T., Setälä, H., Handel, S. N., van der Ploeg, S., Aronson, J., Blignaut, J. N., de Groot, R. (2009). Benefits of restoring ecosystem services in urban areas. *Environmental Sustainability*, 101-108.
- Eric F. Lambin, B. T. (2001). The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 4: 261-269.
- Er-Raki, S., Chehbouni, A., Guemouria, N., Duchemin, B., Ezzahar, J., & Hadria, R. (2007). Combining FAO-56 model and ground-based remote sensing to estimate water consumptions of wheat crops in a semi-arid region. *Agric. Water Manage*(87), 41-54.
- Farley, K. A., Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2005). Effect of afforestation on water yield: a global synthesis with implication for policy. *Global Change Biology* 11, 1565-1576.
- Fettter, C. W. (2001). *Applied Hydrology* (4th ed.). New Jersey: Prentice Hall.
- Feyereisen, G. W., Strickland, T. C., Bosch, D. D., & Sullivan, D. G. (2007). Evaluation of SWAT Manual Calibration and Input Parameter Sensitivity in the Little River

- Watershed. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*(50), 843-855.
- Filatova, T., van der Veen, A., & Parker, D. (2009). Land Market Interactions between Heterogeneous Agents in a Heterogeneous Landscape—Tracing the Macro-Scale Effects of Individual Trade-Offs between Environmental Amenities and Disamenities. *Canadian Journal of Agricultural Economics*, 431–457.
- Foley, J., DeFries, R., Asner, G., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S., . . . Snyder, P. (2005). Global Consequences of Land Use. *SCIENCE*(309), DOI: 10.1126/science.1111772.
- Forestal, I. (2018). *Anuario Forestal 2018*. Santiago.
- Forrester, D. I., Collopy, J. J., & Morris, J. D. (2010). Transpiration along an age series of Eucalyptus globulus plantations in southeastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 1754-1760.
- Forrester, D. I., Theiveyanathan, S., Collopy, J. J., & Marcar, N. E. (2010). Enhanced water use efficiency in a mixed Eucalyptus globulus and Acacia mearnsii plantation. *Forest Ecology and Management*(259), 1761–1770.
- Frêne, C., & Nuñez, M. (2010). Hacia un nuevo Modelo Forestal en Chile. *Revista Bosque Nativo*(47), 25-35.
- Garreaud, R., Alvarez-Garretón, C., Barichivich, J., Boisier, J. P., Christie, D., Galleguillos, M., . . . Zambrano-Bigiarini, M. (2017). The 2010-2015 mega drought in Central Chile: Impacts on regional hydroclimate and vegetation. *Hydrology and Earth System Sciences*.
- Garretón, M. A. (2012). *NEOLIBERALISMO CORREGIDO Y PROGRESISMO LIMITADO Los gobiernos de la Concertación en Chile 1990-2010*. Santiago: ARCIS-CLACSO.
- Gibreel, T. M., Herrmann, S., Berkhoff, K., Nuppenau, E.-A., & Rinn, A. (2014). Farm types as an interface between an agro-economical model and CLUE-Naban land change model: Application for scenario modelling. *Ecological Indicators*, 766-778.
- Golub, A., & Hertel, T. (2012). MODELING LAND-USE CHANGE IMPACTS OF BIOFUELS IN THE GTAP-BIO FRAMEWORK. *Climate Change Economics*, DOI: 10.1142/S2010007812500157.
- Gupta, H. V., Sorooshian, S., & Yapo, P. O. (1998). Toward improved calibration of hydrologic models: Multiple and noncommensurable measures of information. *Water Resources Research*, 34(4), 751–763.
- Hagen, A. (2002). Multi-method assessment of map similarity. *5th AGILE Conference on Geographic Information Science*, (p. 8). Mallorca.
- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In D. & Raffaelli, *Ecosystem Ecology: a new synthesis*. Cambridge.
- Hargreaves, G. L., Hargreaves, G. H., & Riley, J. P. (1985). Agricultural benefits for Senegal River Basin. *J. Irrig. and Drain. Engr*(111), 113-124.
- Heilmayr, R., & Lambin, E. (2016). Impacts of nonstate, market-driven governance on Chilean forests. *PNAS*, 113(11), 2910–2915.
- Huang, Z., Clinton, P. W., Davis, M. R., & Yang, Y. (2011). Impacts of plantation forest management on soil organic matter quality. *J Soils Sediments*(11), 1309–1316.
- Huber, A., Iroume, A., & Bathurst, J. (2008). Effect of Pinus radiata plantations on water balance in Chile. *Hydrological Processes*, 22. 142-148.
- Huber, A., Iroume, A., Mohr, C., & Frêne, C. (2010). Efecto de las plantaciones de Pinus

- radiata y Eucaliptus globulus sobre el recurso agua en la Cordillera de la Costa de la región del Biobío, Chile. *Bosque*, 31. 219-230.
- Hurkmans, R., Terink, W., Uijlenhoet, R., Moors, E. J., Troch, P. A., & Verburg, P. H. (2009). Effects of land use changes on streamflow generation in the Rhine basin. *Water Resources Research* 45.
- Instituto Forestal. (2016). *Mapa Industrial Forestal Primaria*.
- Instituto Forestal. (2018). *Anuario Forestal 2018*. Santiago.
- IPCC. (2007). *Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio climático*. Ginebra: IPCC.
- Irwin, E., & Bockstael, N. (2004). Land use externalities, open space preservation, and urban sprawl. *Regional Science and Urban Economics*, 705– 725.
- Jones, J. A., Achterman, G. L., Augustine, L. A., Creed, I. F., Ffolliott, P. F., MacDonald, L., & Wemple, B. C. (2009). Hydrologic effects of a changing forested landscape—challenges for the hydrological sciences. *Hydrological Processes*, 2699-2704.
- Jullian, C., Nahuelhual, L., Mazzorana, B., & Aguayo, M. (2018). Evaluación del servicio ecosistémico de regulación hídrica ante escenarios de conservación de vegetación nativa y expansión de plantaciones forestales en el centro-sur de Chile. *Bosque*(39), 72-289.
- Khanal, S., & Parajuli, P. B. (2014). Sensitivity Analysis and Evaluation of Forest Biomass Production Potential Using SWAT Model. *Journal of Sustainable Bioenergy Systems*(4), 136-147.
- Komatsu, H., Kume, T., & Otsuki, K. (2011). Increasing annual runoff—broadleaf or coniferous forests? *Hydrological Processes*(25), 302–318.
- Krause, P., Boyle, D. P., & Bäse, F. (2005). Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. *Advances in Geosciences*, 89-97.
- Kundzewicz, Z. W. (2002). Ecohydrology-seeking consensus on interpretation of the notion. *Hydrological Sciences Journal*, 47: 799-804.
- Lara, A., Little, C., McPhee, J., Álvarez-Garretón, C., Oyarzún, C., Soto, D., . . . Arismendi, I. (2009). Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. *Forest Ecology and Management* 258, 415-424.
- Li, S., Verburg, P., Lv, S., Wu, J., & Li, X. (2012). Spatial analysis of the driving factors of grassland degradation under conditions of climate change and intensive use in Inner Mongolia, China. *Reg Environ Change*, 461–474.
- Little, C., Cuevas, J. G., Lara, A., Pino, M., & Schoenholtz, S. (2015). Buffer effects of streamside native forests on water provision in watersheds dominated by exotic forest plantations. *ECOHYDROLOGY*, 8. 1205-1217.
- Little, C., Lara, A., McPhee, J., & Urrutia, R. (2009). Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. *Journal of Hydrology* 374, 162-170.
- Liverman, D., & Vilas, S. (2006). Neoliberalism and the Environment in Latin America. *Annu. Rev. Environ.*(31), 327–363.
- Logsdon, R. A., & Chaubey, I. (2013). A quantitative approach to evaluating ecosystem services. *Ecological Modelling*, 57-65.
- M.M., B., & A.M., v. D. (2009). Farmer-specific relationships between land use change and landscape factors: introducing agents in empirical land use modelling. *Land Use Policy*, 26: 809–817.

- Malone, R. W., Yagow, G., Baffaut, C., Gitau, M. W., Qi, Z., Amatya, D. M., . . . Green, T. R. (2015). Parametization Guidelines and Considerations for Hydrologic Models. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*(58), 1681-1703.
- Manuschevich, D. (2016). Neoliberalization of forestry discourses in Chile. *Forest Policy and Economics*, 21-30.
- Manuschevich, D., & Beier, C. M. (2016). Simulating land use changes under alternative policy scenarios for conservation of native forests in south-central Chile. *Land Use Policy*, 51. 350-362.
- Matthews, R., Gilbert, N., Roach, A., Polhill, G., & Gotts, N. (2007). Agent-based 1 land-use models: a review of applications. *Landscape Ecology*, DOI: 10.1007/s10980-007-9135-1.
- MINVU. (2018). *Área Urbana Consolidada*.
- Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Lara, A., & González, M. (2016). Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence. *Reg Environ Change*, DOI 10.1007/s10113-016-1010-7.
- MOP. (2017). *Red Caminera*.
- Morán-Tejeda, E., Zabalza, J., Rahman, K., Gago-Silva, A., López-Moreno, J. I., Vicente-Serrano, S., . . . Beniston, M. (2013). Sensitivity of water balance components to environmental changes in a mountainous watershed: uncertainty assessment based on models comparison. *Hydrology and Earth System*(doi:10.5194/hessd-10-11983-2013.), 10.
- Morán-Tejeda, E., Zabalza, J., Rahman, K., Gago-Silva, A., López-Moreno, J. I., Vicente-Serrano, S., . . . Beniston, M. (2014). Hydrological impacts of climate and land-use changes in a mountain watershed: uncertainty estimation based on model comparison. *Ecohydrology*, 0.1002/eco.1590.
- Moriasi, D. N., Arnold, J. G., van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., & Veith, T. L. (2007). Model Evaluation Guidelines fo Systematic Quantification if Accuracy in Watershed Simulations. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 50(3), 885–900.
- Neitsch, S. L., Arnold, J., Kiniry, J. R., & Williams, J. R. (2009). *Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation*. Temple, Texas: Agricultural Research Service.
- Nguyena, V., Castella, J.-C., & Verburg, P. (2002). Modeling of land cover changes with CLUE-S in Cho Don District. *SAM Paper Series* (16).
- Nie, W., Yuan, Y., Kepner, W., Nash, M. S., Jackson, M., & Erickson, C. (2011). Assessing impacts of Landuse and Landcover changes on hydrology for the upper San Pedro watershed. 407, 105-114.
- Niklitschek, M. (2006). Trade Liberalization and Land Use Changes: Explaining the Expansion of Afforested Land in Chile. *Forest Science* , 385-394.
- Olivera-Guerra, I., Mattar, C., & Galleguillos, M. (2014). Estimation of real evapotranspiration and its variation in Mediterranean landscapes of central-southern Chile. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 28. 160-169.
- Oyarzún, C., Aracena , C., Rutherford, P., Godoy, R., & Deschrijver, A. (2007). Effects of Land Use Conversion from Native Forests to Exotic PLantations on Notrogen and Phosphorus Retention in Catchemnts of Southern Chile. *Water Air Soil Pollut*, 197. 341-350.
- Parker, D., Manson, S., Janssen, M., Hoffmann, M., & Deadman, P. (2003). Multi-Agent

- Systems for the simulation of land-Use and Land-Cover Change: A Review. *Annals of the Association of American Geographers*, 314-337.
- Pijanowski, B., Brown, D., Shellito, B., & Manik, G. (2002). Using neural networks and GIS to forecast land use changes: a Land Transformation Model. *Computers, Environment and Urban Systems*, 26, 553–575.
- Pindoizzi, S., Cervelli, E., Recchi, P. F., Capolupo, A., & Boccia, L. (2017). Predicting land use change on a broad area: Dyna-CLUE model application to the Litorale Domizio-Agro Aversano (Campania, South Italy). *Journal of Agricultural Engineering*, XLVIII, 657.
- Pinto, N. N., & Antunes, A. P. (2010). A cellular automata model based on irregular cells: application to small urban areas. *Environment and Planning B: Planning and Design*, 1095-1114.
- Pizarro, R., Araya, S., Jordán, C., Farías, C., Flores, J. P., & Bro, P. P. (2005). The effects of changes in vegetative cover on river flows the Purapel river basin of central Chile. *Journal of Hydrology*.
- Pizarro, R., Benitez, A., Farias, C., Jordan, C., Santibañez, F., Sangüesa, C., . . . Roman, L. (2005). Influencia de las masas boscosas en el régimen hídrico de una cuenca semiárida, Chile. *Bosque* 26, 77-91.
- Poblete, A. G., Atencio, M. A., & Vera, M. J. (2017). Cuantificación de la incidencia del ENSO en las nevadas de Los Andes áridos de sudamérica en el periodo 1909-2015. *Revista Geográfica Digital*, 27, 1668-5180.
- Poli, R., Kennedy, J., & Blackwell, T. (2007). Particle swarm optimization: An overview. *Swarm Intell*, DOI 10.1007/s11721-007-0002-0.
- Qiang Wang, Y. X. (2018). Spatial hydrological responses to land use and land cover changes in a typical catchment of the Yangtze River Delta region. *Catena*(170), 305–315.
- Quintana, J. M., & Aceituno, P. (2012). Changes in the rainfall regime along the extratropical west coast of South America (Chile): 30-43° S. *Atmósfera*.
- Rahman, K., Etienne, A., Gago-Silva, A., Maringanti, C., Beniston, M., & Lehmann, A. (2014). Streamflow response to regional climate model output in the mountainous watershed: a case study from the Swiss Alps. *Environmental Earth Sciences*(72), 4357-4369.
- Rees, W. (2001). *Physical principles of remote sensing*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Reyna Bowen, L. M. (2017). *Uso de Teledetección y Carbono Orgánico del suelo para la evaluación de la degradación del Bosque de Nothofagus Obliqua de Chile. tesis para optar al grado de Doctor en Ciencias de la Agronomía*. Concepción: Universidad de Concepción.
- Rindfuss, R., Walsh, S., Truner II, B. L., Fox, J., & Mishra, V. (2004). Developing a science of land change: Challenges and methodological issues. *Proc Natl Acad Sci USA*, 39: 13976–13981.
- Romano, G., Abdelwahab, O., & Gentile, F. (2018). Modeling land use changes and their impact on sediment load in a Mediterranean watershed. *Catena*(163), 342–353.
- Rusli, N., Majid, R., Yusop, Z., Tan, M. L., Hashim, S., & Norashikin, S. (2016). Integrating Manual calibration and Auto-Calibration of SWAT Model in Muar Watershed, Johor. *IEEE 7th Control and System Graduate Research Colloquium*.
- Ryu, Y., Baldocchi, D. D., Ma, S., & Hehn, T. (2008). Interannual variability of evapotranspiration and energy exchange over an annual grassland in California.

- Journal of Geophysical Research.*
- SERNAGEOMIN. (2003). *Mapa Geológico de Chile 1:1.000.000*. Santiago: Servicio Nacional de Geología y Minería.
- Soto, L., Galleguillos, M., Seguel, O., Sotomayor, B., & Lara, A. (2019). Assessment of soil physical properties' statuses under different land covers within a landscape dominated by exotic industrial tree plantations in south-central Chile. *Journal of Soil and Water Conservation*, 12-23.
- Stehr, A., Aguayo, M., Link, O., Parra, O., Romero, F., & Alcayaga, H. (2010). Modelling the hydrologic response of a mesoscale Andean watershed to changes in land use patterns for environmental planning. *Hidrology and Earth System Sciences* 14, 1963-1977.
- Strahler, A. N. (1964). Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks. In V. Chow, *Handbook of Applied Hydrology* (pp. 439-476). New York: McGraw-Hill.
- Torres-Salinas, R., Azócar, G., Carrasco, N., Zambrano-Bigiarini, M., Costa, T., & Bolin, B. (2016). Desarrollo Forestal, Escasez Hídrica y la Protesta Social Mapuche por la Justicia Ambiental en Chile. *Ambiente & Sociedad*(1), 121-146.
- Trimble, S. (2008). *Encyclopedia of Water Science*. Boca Raton: CRC Press.
- Trisurat, Y., Alkemade, R., & Verburg, P. H. (2010). Projecting Land-Use Change and Its Consequences for Biodiversity in Northern Thailand. *Environmental Management*, 626-639.
- Turner II, B. L., Lambin, E. F., & Reenberg, A. (2008). The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *PNAS*, 20666–20671.
- Valbuena D., V. P. (2008). A method to define a typology for agent-based analysis in regional land-use research. *Agric Ecosyst Environ*, 128: 27–36.
- Van Brahana, J. (2008). Hydrologic Cycle. In S. W. Trimble, *Encyclopedia of Water Science* (pp. 510-513). Boca Raton: CRC Press.
- van Griensven, A., Meixner, T., Grunwald, S., Bishop, T., Diluzio, M., & Srinivasan, R. (2006). A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. *Journal of Hydrology*, 10-23.
- van Liew, M. W., Arnold, J. G., & Bosch, D. D. (2005). Problems and Potential of Autocalibrating a Hydrologic Model. *Transactions of the ASAE*(48), 1025-1040.
- van Vliet, J., Bregt, A., & Hagen-Zanker, A. (2011). Revisiting Kappa to account for change in the accuracy assessment of land-use change models. *Ecological Modelling*, 1367–1375.
- van Vliet, J. (2013). Calibration and validation of landuse. *Tesis para el grado de Doctor Wageningen University*. Wageningen, Países Bajos.
- van Vliet, J., Bregt, A. K., Brown, D. G., van Delden, H., Heckbert, S., & Verburg, P. H. (2016). A review of current calibration and validation practices in land-change modeling. *Environmental Modelling & Software*(82), 174-182.
- Veldkamp, A., & Fresco, L. O. (1996). CLUE: a conceptual model to study the conversion of land use and its effects. *Ecological Modeling*, 85, 253-270.
- Verburg, P. H., & Overmars, K. P. (2007). Dynamic Simulation of Land-Use Change Trajectories with the CLUE-S Model. In E. S. Koomen, *Modelling Land-Use Change: Progress and applications* (pp. 321-337). Dordrecht, Netherlands.: Springer.
- Verburg, P. H., Schot, P. P., Dijst, M. J., & Veldkamp, A. (2004). Land use change modelling: current practice and research priorities. *Geojournal*, 61: 309-324.

- Verburg, R., Rodrigues Filho, S., Lindoso, D., Debortoli, N., Litre, G., & Bursztyn, M. (2014). The impact of commodity price and conservation policy scenarios on deforestation and agricultural land use in a frontier area within the Amazon. *Land Use Policy*(37), 14– 26.
- Verweij, P., Cormont, A., Kok, K., van Eupen, M., Janssen, S., te Roller, J., & de Winter, W. (2008). Improving the applicability and transparency of land use change modelling: The iCLUE model. *Environmental Modelling & Software*, 108, 81-90.
- Vigerstol, K. L., & Aukema, J. E. (2011). A comparison of tools for modeling freshwater ecosystem services. *Journal of Environmental Management*, 2403-2409.
- Visser, H., & de Nijs, T. (2006). The Map Comparison Kit. *Environmental Modelling & Software*, 346-358.
- Wagener, T., Boyle, D., Lees, M., Wheeler, H., Gupta, H., & Sorooshian, S. (2001). A framework for development and application of hydrological models. *Hydrology and Earth System Sciences*, 13–26.
- Wang, L., Wei, S., Horton, R., & Shao, M. (2011). Effects of vegetation and slope aspect on water budget in the hill and gully region of the Loess Plateau of China. *Catena*, 90-100.
- Warburton, M. L., Schulze, R. E., & Jewitt, P. W. (2012). Hydrological impacts of land use change in three diverse South African catchments. *Journal of Hydrology*, 118-135.
- Wijesekara, G. N., Gupta, A., Valeo, C., Hasbani, J., Qiao, Y., Delaney, P., & Marceau, D. J. (2012). Assessing the impact of future land-use changes on hydrological processes in the Elbow River watershed in southern Alberta, Canada. *Journal of Hydrology*, 220-232.
- Xia, T., Wu, W., Zhou, Q., Tan, W., Verburg, P. H., Yang, P., & Ye, L. (2018). Modeling the spatio-temporal changes in land uses and its impacts on ecosystem services in Northeast China over 2000-2050. *Journal of Geographical Sciences*(28), 1611-1625.
- Yu, W., Zang, S., Wu, C., Liu, W., & Na, X. (2011). Analyzing and modeling land use land cover change (LUCC) in the Daqing City China. *Applied Geography*(31), 600-608.
- Zambrano-Bigiarini, M., & Rojas, R. (2013). A model-independent Particle Swarm Optimisation software for model calibration. *Environmental Modelling & Software*, 5-25.
- Zamorano-Elgueta, C., Rey Benayas, J. M., Cayuelas, L., Hantson, S., & Armenteras, D. (2015). Native forest replacement by exotic plantations in southern Chile (1985–2011) and partial compensation by natural regeneration. *Forest Ecology and Management*(345), 10-20.
- Zhang, L., Dawes, W. R., & Walker, G. R. (2001). Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research*, 701-708.
- Zhang, L., Nan, Z., Yu, W., & Ge, Y. (2016). Hydrological Responses to Land-Use Change Scenarios under Constant and Changed Climatic Conditions. *Environmental Management* 57, 412-431.

## 10. Anexos

### Anexo 1. Serie de suelo

En la cuenca se encuentran 11 series de suelo diferentes, las cuales se presentan resumidas en:

Serie Cerro Nahuel (CNH): suelo moderadamente profundo, formado por rocas graníticas muy meteorizadas. Miembro de la Familia franca gruesa, mixta, méstica. Y la topografía dominante corresponde a cerros con pendiente de 30 a 50%.

Serie de Suelo Los Copihues (LCH): la Serie Los Copihues es un miembro de la Familia fina, mixta, méstica de los Oxiaquic Dystrudepts. Corresponde a un suelo profundo de origen aluvial, formado por sedimentos de la cordillera de Nahuelbuta. Suelos ubicados en baja pendiente 2 a 3%.

Serie Lumaco (LMO): es un suelo profundo, formados a partir de rocas metamórficas, en posición de lomas aisladas o adosadas a la Asociación Nahuelbuta. Presenta grava y gravilla de cuarzo en todo el perfil. Suelos en topografía de lomajes suaves, de permeabilidad moderadamente lenta y bien drenada.

Asociación Nahuelbuta (NA): suelo profundo y formado a partir de rocas metamórficas especialmente filitas y micaesquisto, de textura arcillosa en la superficie y texturas franco arcillo limosa y arcillo limosa en profundidad. Ocupan una posición de cerros y montañas dentro de la formación de la Cordillera de la Costa, con pendientes dominante sobre 20%.

Serie Romehueico (RHO): suelo sedimentario, moderadamente profundo, en terraza aluvial. Los sedimentos provienen de los cerros graníticos circundantes. Presenta abundante mica en su perfil. Suelo de topografía plana a ligeramente inclinada con 1 a 2% de pendiente, de permeabilidad moderada y drenaje pobre.

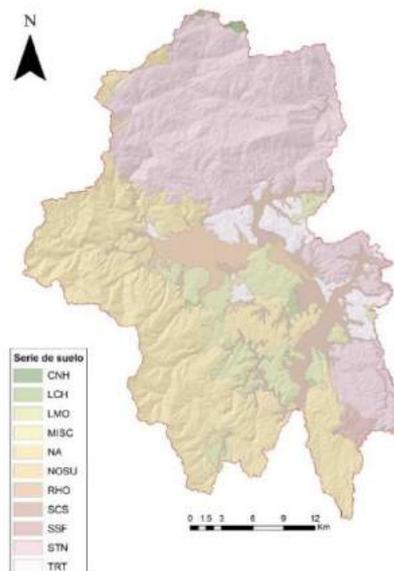
Serie Los Sauces (SCS): suelo profundo, en terraza aluvial, formado por

sedimentos finos y ricos en cuarzo. Textura superficial franco arcillosa. Suelo de topografía plana o de plano inclinado con 1 a 3% de pendiente, de permeabilidad muy lenta. Puede presentar inundaciones.

Seri Santa Sofia (SSF): suelo profundo, de origen granítico, en posición de terrazas remanentes disectadas y de piedmont. Presenta gravilla y grava cuarcífera en todo el perfil. Suelos de topografía ligeramente ondulada hasta lomajes, con pendientes de 2 a 30%, de permeabilidad moderadamente lenta y bien drenados.

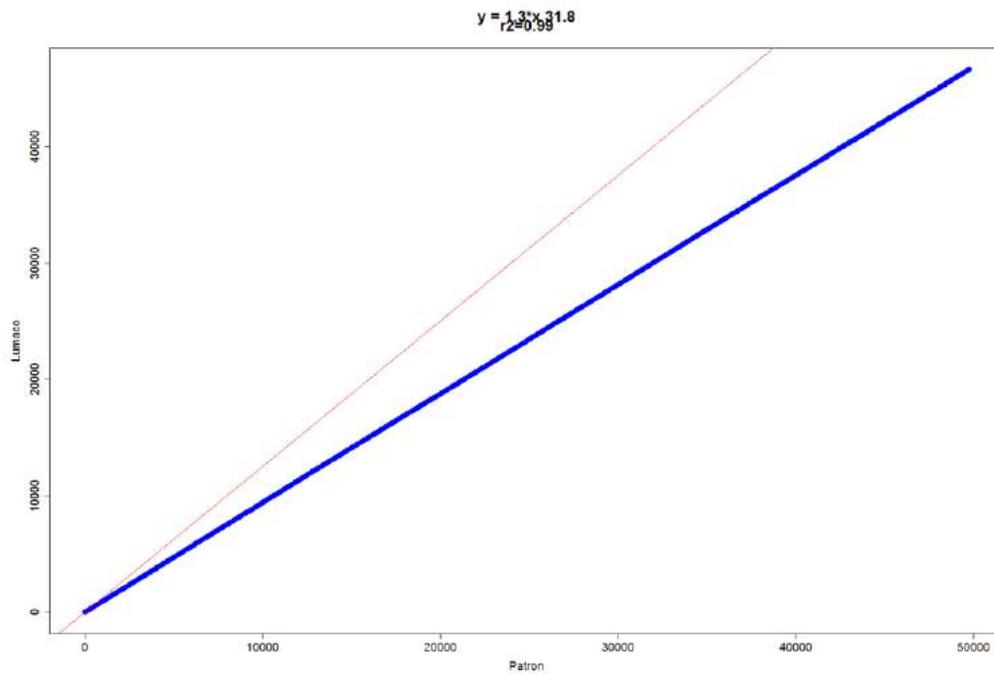
Asociación San Esteban (STN): suelos francos arcillo arenosos. Evolucionados "in situ" a partir de materiales graníticos ricos en cuarzo, moderadamente profundos a profundos, bien drenados, que ocupan una posición de cerros y lomajes altos dominando el paisaje.

Serie Trintre (TRT): suelos profundos, formados a partir de rocas sedimentarias, con materiales ricos en mica y cuarzo. Se ubican en sectores en el área oriental de la cordillera de Nahuelbuta.

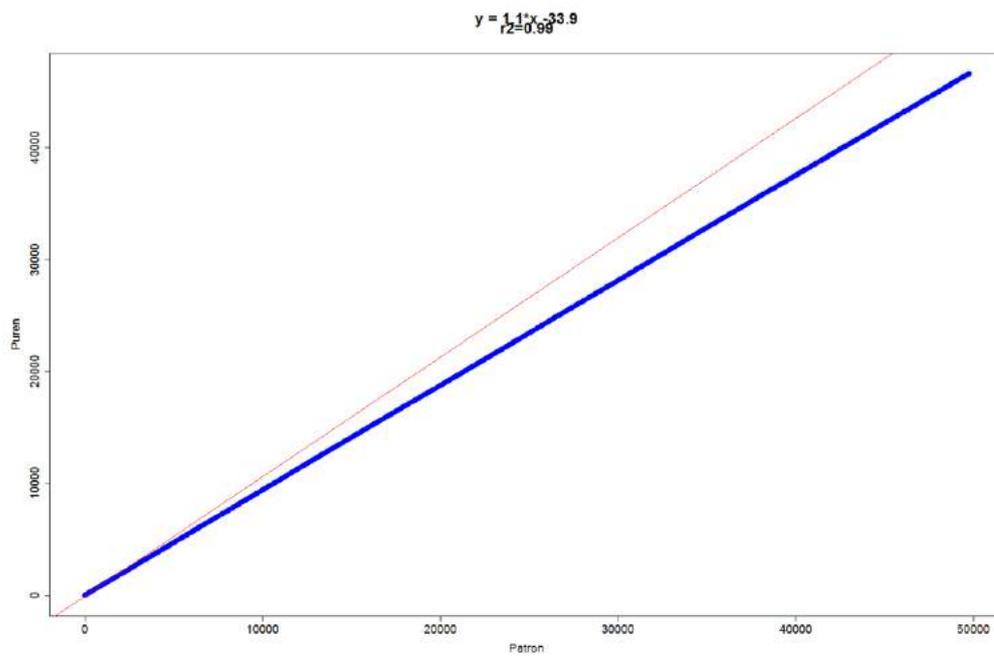


*Series de Suelo en la cuenca del Lío Lumaco según el Estudio Agrológico de CIREN (2002): Serie Cerro Nahuel (CNH); Serie de Suelo Los Copihues (LCH); Serie Lumaco (LMO); Asociación Nahuelbuta (NA); Serie Romehueico (RHO); Serie Los Sauces (SCS); Seri Santa Sofia (SSF); Asociación San Esteban (STN); Serie Trintre (TRT). Fuente: elaboración propia en base a CIREN (2013).*

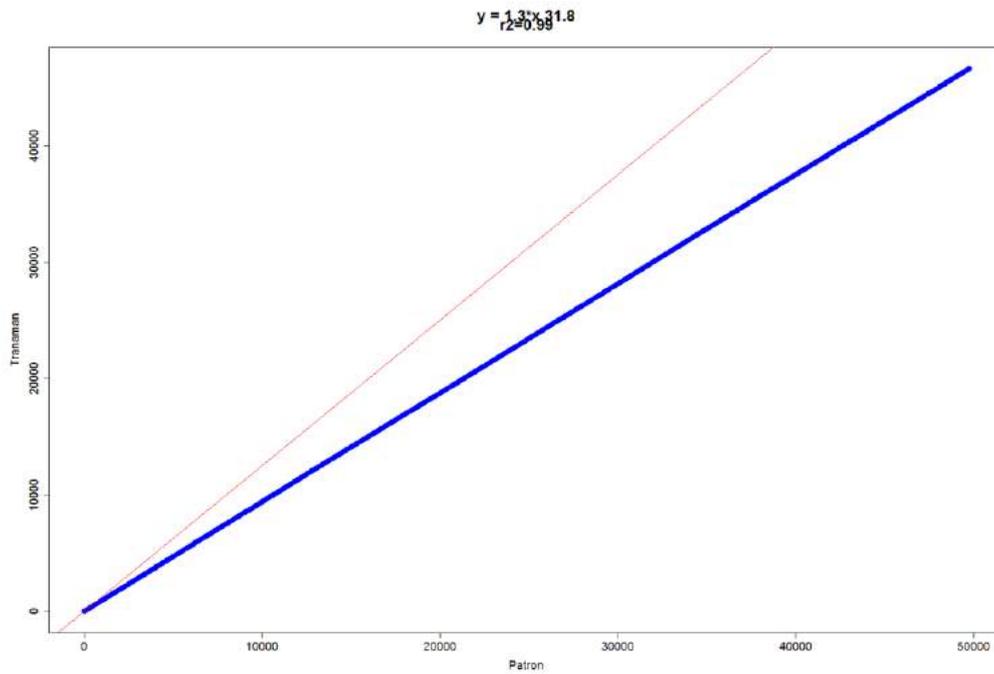
Anexo 2. Curvas dobles acumuladas para la precipitación por para cada estación dentro de la cuenca del Río Limaco



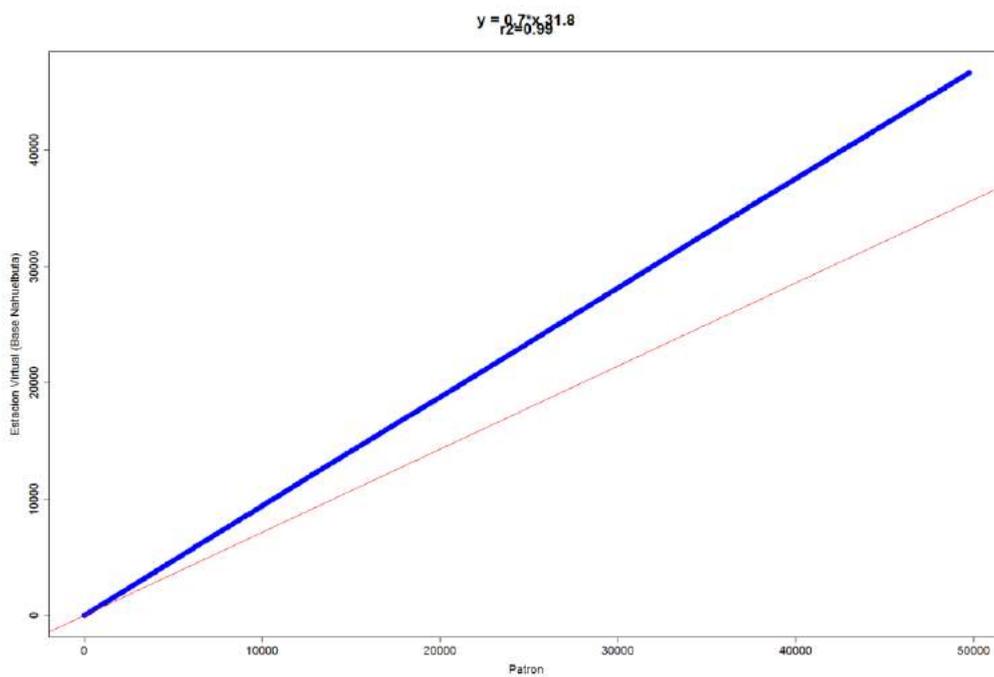
Curvas dobles acumuladas para a precipitación en Estación Lumaco. Fuente: elaboración propia.



Curvas dobles acumuladas para a precipitación en Estación Puren. Fuente: elaboración propia.

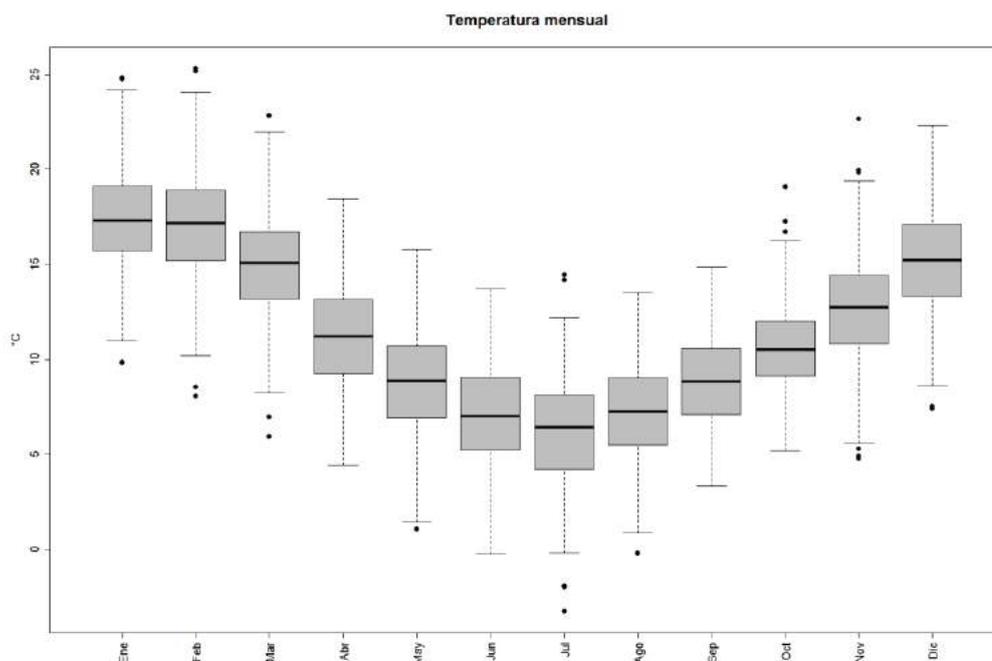


Curvas dobles acumuladas para a precipitación en Estación Tranaman. Fuente: elaboración propia.



Curvas dobles acumuladas para a precipitación en Estación Virtual. Fuente: elaboración propia.

### Anexo 3. Serie de tiempo Temperatura



Serie de tiempo para la Temperatura en Estación Lumaco entre 1979 y 2016. Fuente: elaboración propia.

### Anexo 4. Parámetros analizados en el proceso de análisis de sensibilidad

Tabla con parámetros del modelo que formaron parte del análisis de sensibilidad para la simulación en la cuenca del Río Lumaco

Numero	Nombre Parámetros	Definición	Valor mínimo	Valor máximo
1	CN2	Curva Numero	40,000	95,000
2	OV_N	Valor de funcionamiento para flujo superficial	0,008	0,600
3	SURLAG	Coeficiente de retraso de la escorrentía superficial (días)	1,000	12,000
4	GW_DELAY	Tiempo de retraso para la recarga del acuífero (días)	0,000	100,000
5	CNCOEF	Coeficiente para la Curva número de la ET de la planta	0,500	2,000
6	ESCO	Coeficiente de compensación de la evaporación del suelo	0,01,	1,000
7	RCHRG_DP	Coeficiente de percolación del acuífero profundo	0,000	1,000
8	EPCO	Factor de compensación de consumo de las plantas	0,01,	1,000
9	GW_REVAP	Coeficiente de "revap" del agua	0,000	0,200

		subterránea		
10	GWQMN	Umbral del nivel de agua en el acuífero superficial que controla el flujo base (mm H2O)	0,000	5000,000
11	ALPHA_BF	Constante de recesión del flujo base	0,010	0,990
12	SHALLST	Profundidad inicial del agua en el acuífero poco superficial (mm H2O)	0,000	1000,000
13	CH_K2	Conductividad hidráulica efectiva del canal (mm/hora)	0,010	200,000
14	REVAPMN	Umbral del nivel de agua en el acuífero profundo (mm H2O)	1,000	500,000
15	GWHT	Altura inicial del agua subterránea (m)	0,000	25,000
16	GW_SPYLD	Rendimiento específico del acuífero superficial (m3 / m3),	0,000	0,400
17	CANMX	Reservorio máximo de agua en el dosel (mm H2O)	0,000	10,000
18	CH_N2	Valor de funcionamiento para el canal principal	0,016	0,150

#### Anexo 5. Funcionamiento PSO

Cada partícula usada en PSO está compuesta por cuatro vectores: 1)  $X_i$ , la posición actual en el espacio D dimensional, 2)  $P_i$ , la mejor posición conocida de cada partícula 3)  $G_i$ , la mejor posición conocida dentro de los vecinos de las partículas y 4)  $V_i$ , la velocidad de la partícula. En cada iteración del algoritmo, la posición actual ( $X_i$ ) es evaluada como una solución del problema. Si la nueva posición es mejor que cualquier posición que se ha encontrado hasta el momento, entonces las coordenadas se almacenan en el vector  $P_i$ . Además, cada partícula se comunica con las otras y es afectada por la mejor posición de sus vecinos topológicos almacenado en  $G_i$ . Lo anterior se repite hasta completar un número de iteraciones definido por el usuario. El algoritmo opera con las siguientes ecuaciones, que se resuelven de manera secuencial:

$$\vec{p}_i^t = \vec{X}_i^t + c_1 \vec{U}_1^t \otimes (\vec{p}_i^t - \vec{X}_i^t)$$

$$\vec{l}_i^t = \vec{X}_i^t + c_2 \vec{U}_2^t \otimes (\vec{G}^t - \vec{X}_i^t)$$

$$\vec{G}_i^t = \frac{\vec{X}_i^t + \vec{l}_i^t + \vec{p}_i^t}{3}$$

$$\vec{V}_i^{t+1} = \omega \vec{V}_i^t + H(\vec{G}_i^t, \|\vec{G}_i^t - \vec{X}_i^t\|) - \vec{X}_i^t$$

$$\vec{X}_i^{t+1} = \vec{X}_i^t + \vec{V}_i^{t+1}$$

$\vec{X}_i^{t+1}$  = Vector de posición en el espacio de búsqueda para la i partícula en la iteración t

$\vec{V}_i^{t+1}$  = Vector de velocidad en el espacio de búsqueda para la i partícula en la iteración t

$\vec{p}_i^t$  = Vector de la mejor posición conocida para cada i partícula

$\vec{G}^t$  = Vector de la mejor posición conocida dentro de las partículas vecinas

t= Secuencia de números del uno a t, con t igual al máximo número de iteraciones definido

i= Secuencia de números del uno a N, con N igual al número total de partículas definidas

$\omega$ = Peso de inercia

$c_1, c_2$ = Coeficientes de aceleración cognitivo y social respectivamente

$\vec{U}_1^t, \vec{U}_2^t$  = Vectores aleatorios uniformemente distribuidos e independientes en el rango [0,1]

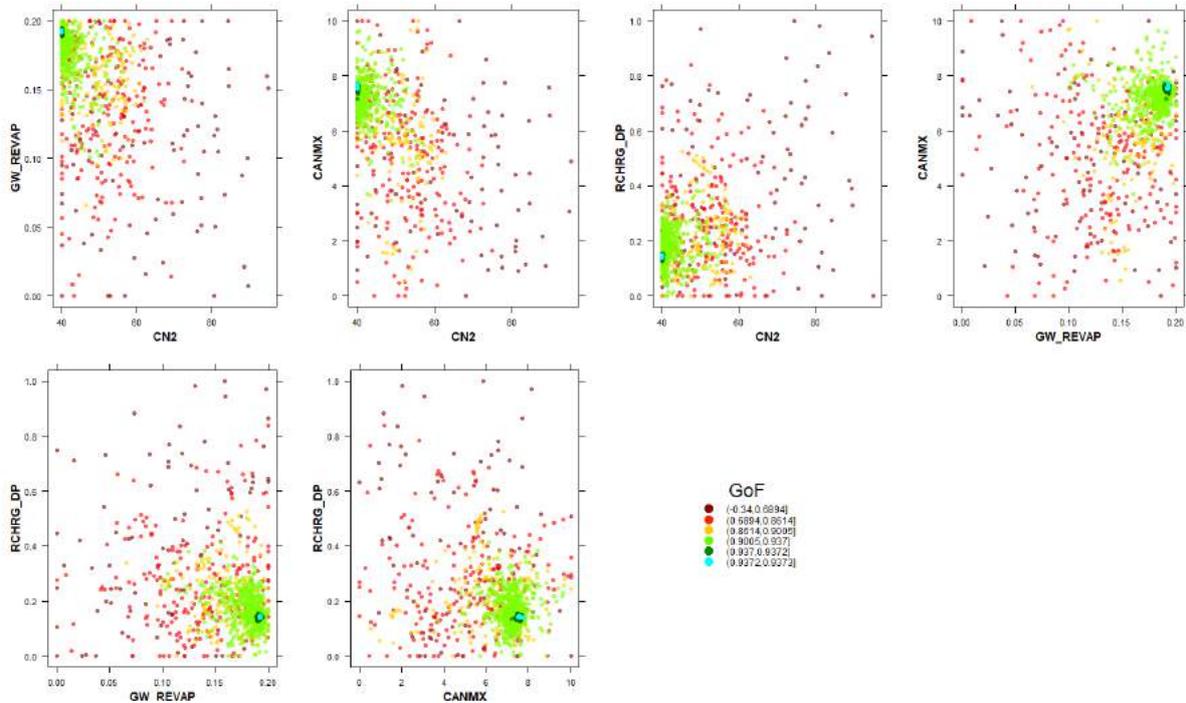
$\otimes$  = Multiplicación vectorial producto-punto

## Anexo 6. Demanda por tipo de cobertura utilizada para la creación del escenario alternativo entre 1990 y 2016

Tabla con superficie demandada por tipo de cobertura para el Escenario de Protección y Recuperación del Bosque Nativo

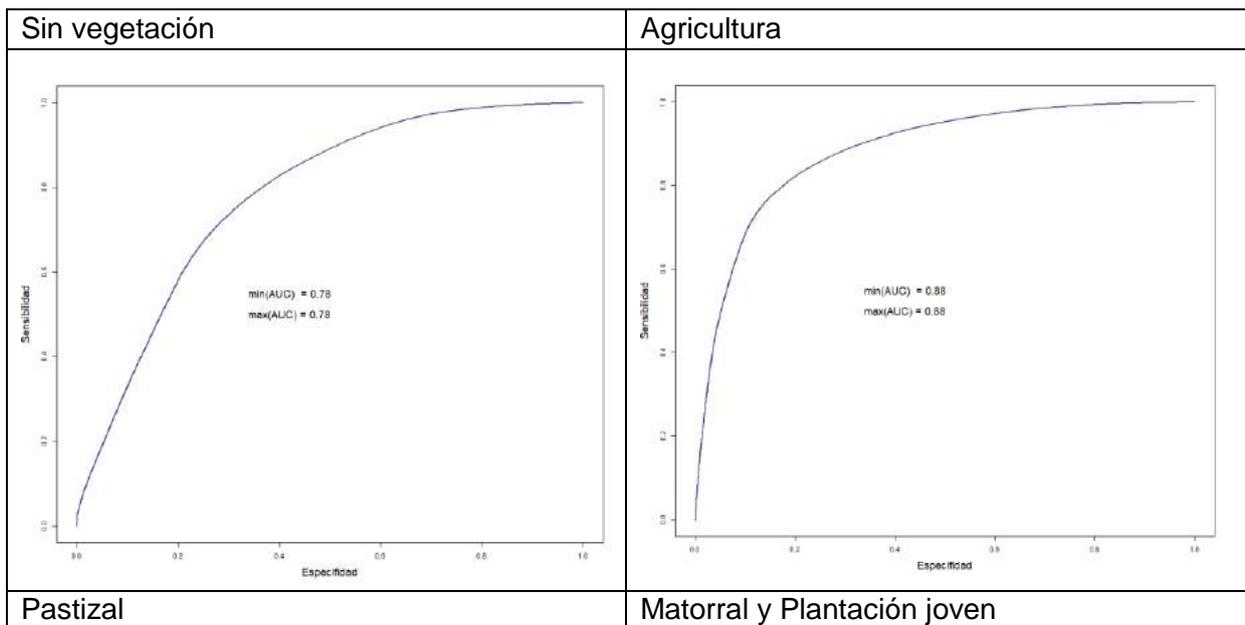
Año	Sin vegetación	Agricultura	Pastizales	Matorral y PI, joven	B, caducifolio	B, siempreverde	Plantación	Agua
1990	19678,05	9819,18	3130,83	33581,97	22919,13	3189,96	10307,07	15,57
1991	19329,92	9635,89	3129,14	33435,03	23037,26	3205,16	10853,79	15,57
1992	18981,80	9452,61	3127,45	33288,09	23155,39	3220,35	11400,51	15,57
1993	18633,67	9269,32	3125,75	33141,15	23273,52	3235,55	11947,23	15,57
1994	18285,54	9086,03	3124,06	32994,21	23391,65	3250,74	12493,95	15,57
1995	17937,41	8902,75	3122,37	32847,26	23509,78	3265,94	13040,68	15,57
1996	17589,29	8719,46	3120,68	32700,32	23627,91	3281,13	13587,40	15,57
1997	17241,16	8536,17	3118,99	32553,38	23746,04	3296,33	14134,12	15,57
1998	16893,03	8352,89	3117,29	32406,44	23864,17	3311,52	14680,84	15,57
1999	16544,91	8169,60	3115,60	32259,50	23982,30	3326,72	15227,56	15,57
2000	16196,78	7986,31	3113,91	32112,56	24100,43	3341,92	15774,28	15,57
2001	15848,65	7803,03	3112,22	31965,62	24218,56	3357,11	16321,00	15,57
2002	15500,52	7619,74	3110,53	31818,68	24336,69	3372,31	16867,72	15,57
2003	15152,40	7436,45	3108,83	31671,73	24454,83	3387,50	17414,45	15,57
2004	14804,27	7253,16	3107,14	31524,79	24572,96	3402,70	17961,17	15,57
2005	14456,14	7069,88	3105,45	31377,85	24691,09	3417,89	18507,89	15,57
2006	14108,01	6886,59	3103,76	31230,91	24809,22	3433,09	19054,61	15,57
2007	13759,89	6703,30	3102,07	31083,97	24927,35	3448,29	19601,33	15,57
2008	13411,76	6520,02	3100,37	30937,03	25045,48	3463,48	20148,05	15,57
2009	13063,63	6336,73	3098,68	30790,09	25163,61	3478,68	20694,77	15,57
2010	12715,51	6153,44	3096,99	30643,15	25281,74	3493,87	21241,49	15,57
2011	12367,38	5970,16	3095,30	30496,20	25399,87	3509,07	21788,22	15,57
2012	12019,25	5786,87	3093,61	30349,26	25518,00	3524,26	22334,94	15,57
2013	11671,12	5603,58	3091,91	30202,32	25636,13	3539,46	22881,66	15,57
2014	11323,00	5420,30	3090,22	30055,38	25754,26	3554,65	23428,38	15,57
2015	10974,87	5237,01	3088,53	29908,44	25872,39	3569,85	23975,1	15,57

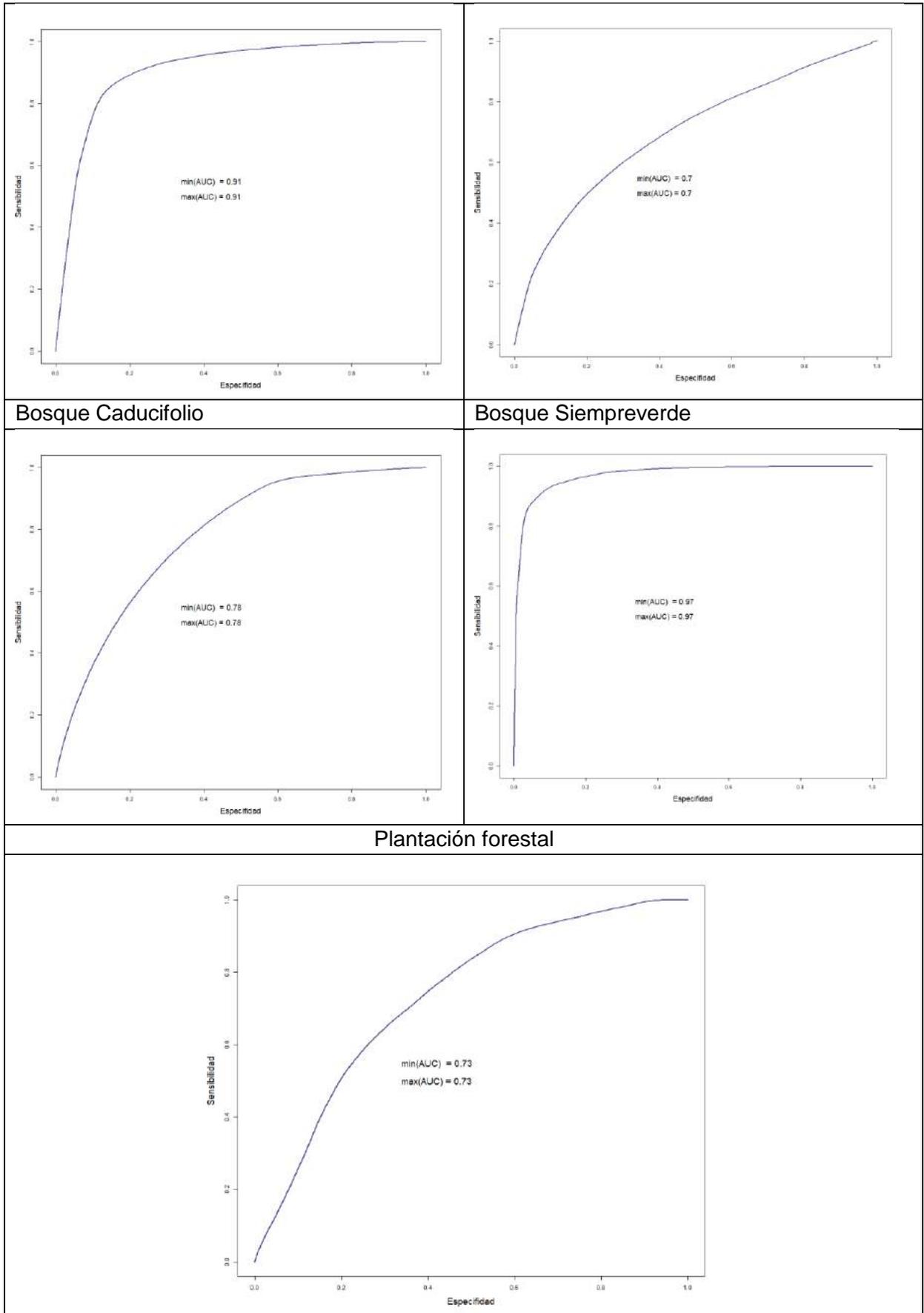
Anexo 7. Representación de la evaluación de la función objetivo en el espacio de búsqueda dado por los parámetros



Se observa en cada gráfico un área de convergencia dado por los valores de la función objetivo "GoF" (Goodness of Fit) más alto, en este caso el índice NSE. Fuente: elaboración propia.

Anexo 8. Curvas COR del modelo de regresión logística por cada cobertura





Curvas COR del modelo de regresión logística por cada tipo de cobertura. Fuente: Elaboración propia.

## Anexo 9. Ecuación para el modelo de regresión logística de Dyna CLUE

*Probabilidad (Sin vegetación) = -0,867635 + -0,001402 DET + -0,05861 SLO + 0,367561 ASPN + 0,189031 ASPS + -0,000334 DCA + 0,000139 DRI + -0,000169 DUR + 0,000038 SPR + 0,529314 IND + -0,706236 inc + 0,000202 DistInd + -1,11514 NoFo + -1,749113 Fore + 2,208747 er0 + 0,964557 er1 + 0,882777 er2 + -0,578182 pro0 + 0,942574 pro3 + -0,577149 pro4*

*Probabilidad (Agricultura) = -5,772487 + -0,002319 DET + -0,09407 SLO + -0,106575 ASPN + -0,085861 ASPS + -0,000309 DRI + -0,000124 DUR + -0,000414 SPR + -0,34305 IND + -1,150517 inc + 0,000164 DistInd + 3,662384 NoFo + 2,938988 Fore + 2,400079 er0 + 1,298243 er1 + 0,551152 er2 + 2,064232 pro0 + 0,333813 pro3 + 1,028991 pro4*

*Probabilidad (Pastizales) = -2,137742 + -0,003105 DET + -0,142171 SLO + -0,239743 ASPN + -0,126121 ASPS + -0,00029 DCA + -0,000372 DRI + -0,000018 DUR + -0,001832 SPR + -0,440912 IND + -0,983385 inc + 0,000128 DistInd + 0,398552 NoFo + -0,709653 Fore + 0,741284 er0 + 0,931567 er1 + 0,569958 er2 + -0,96631 pro0 + 1,528136 pro3 + -0,176245 pro4*

*Probabilidad (Matorrales) = -1,673942 + -0,001406 DET + -0,01609 SLO + 0,313893 ASPN + 0,128623 ASPS + -0,000231 DCA + 0,000112 DRI + -0,000077 DUR + -0,000593 SPR + 0,342401 IND + 0,802924 inc + 0,000123 DistInd + 0,139479 NoFo + -1,277978 Fore + 0,118238 er0 + 0,208829 er1 + 0,689332 er2 + 1,677187 pro0 + 0,538964 pro3 + 0,814322 pro4*

*Probabilidad (Bosque Caducifolio) = -0,433986 + 0,001211 DET + 0,059087 SLO + 0,458354 ASPN + 0,000252 ASPS + -0,000051 DCA + 0,000058 DRI + 0,00007 DUR + -1,236938 SPR + 0,008903 IND + -0,000054 inc + -3,681593 DistInd + -1,962982 NoFo + -1,486456 Fore + 0,293591 er0 + 0,252874 er1 + -2,62938 er2 + 1,57433 pro0 + -1,31178 pro3 + -0,879778 pro4*

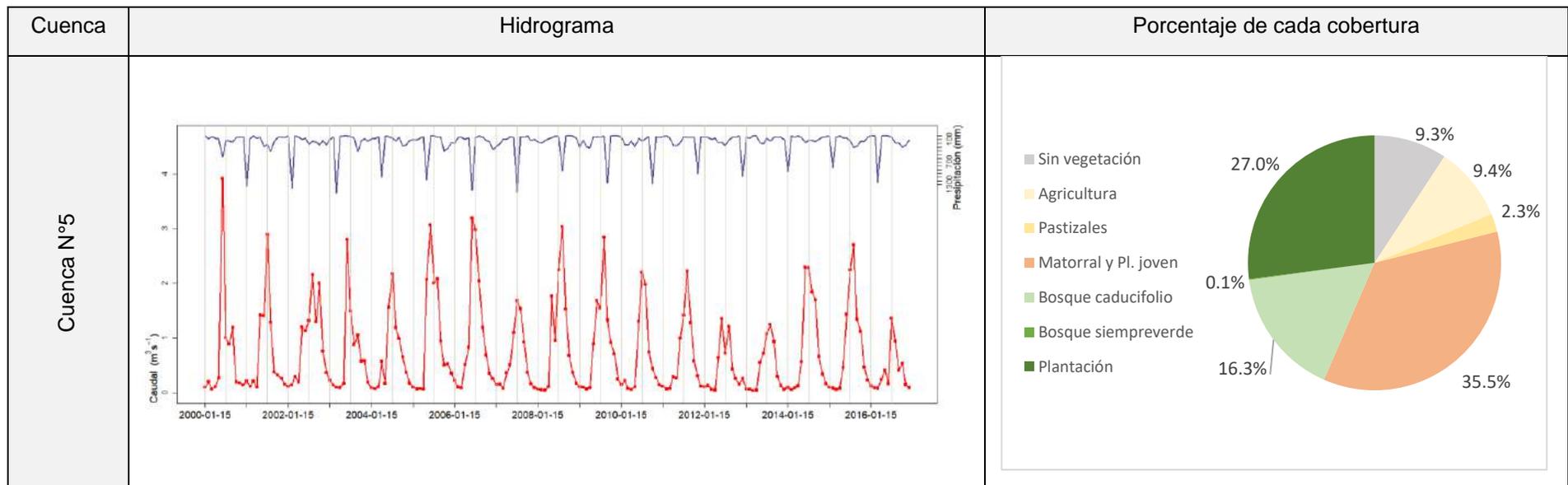
*Probabilidad (Bosque Siempreverde) = -10,741178 + 0,003905 DET + 0,044253 SLO + 0,000453 DCA + 0,000304 DUR + -0,000283 SPR + 0,008379 inc + 0,000037 DistInd + 0,064565 er1 + 0,185151 er2 + -3,17534 pro1 + -0,745687 pro4*

*Probabilidad (Bosque Plantación) = -0,174015 + -0,000711 DET + 0,008723 SLO + 0,458779 ASPN + 0,357822 ASPS + 0,000025 DCA + 0,000098 DRI + 0,000059 DUR + 0,000504 SPR + -0,035628 IND + -0,612294 inc + -0,000138 DistInd + 0,456209 Fore + -2,084234 er0 + -1,519622 er1 + -0,606834 er2 + 2,52246 pro0 + -0,836101 pro3 + -0,173375 pro4*

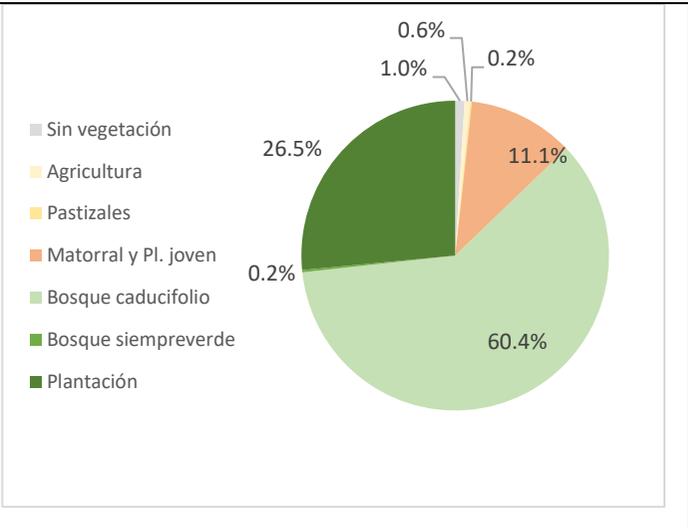
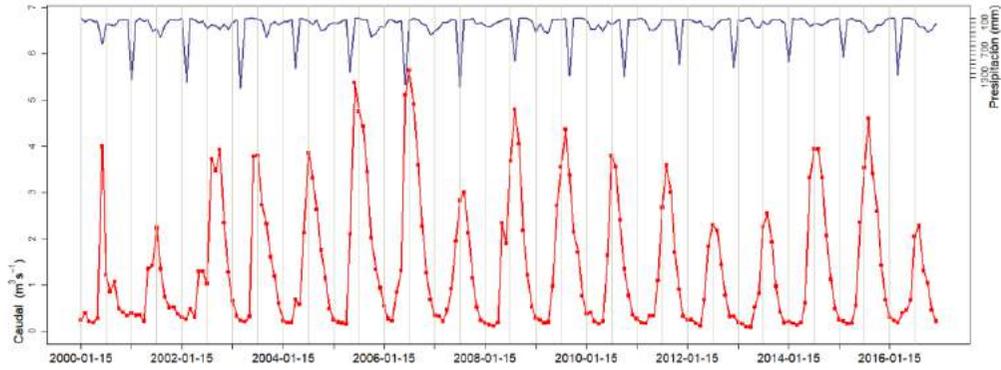
Anexo 10. Coeficiente Kappa para de las coberturas en el escenario alternativo simulado. Fuente: elaboración propia.

Coeficiente	Valor cobertura							
	Sin vegetación	Agricultura	Pastizales	Matorral y Pl. joven	Bosque caducifolio	Bosque siempreverde	Plantación	Agua
Kappa	0,624	0,741	0,969	0,743	0,806	0,871	0,525	1,000
Kappa ubicación	0,657	0,782	0,971	0,771	0,845	0,965	0,576	1,000
Kappa Histograma	0,950	0,947	0,998	0,964	0,953	0,903	0,911	1,000

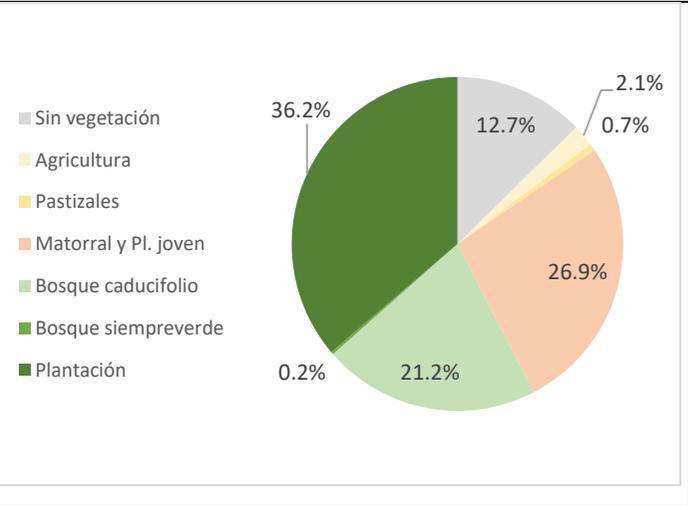
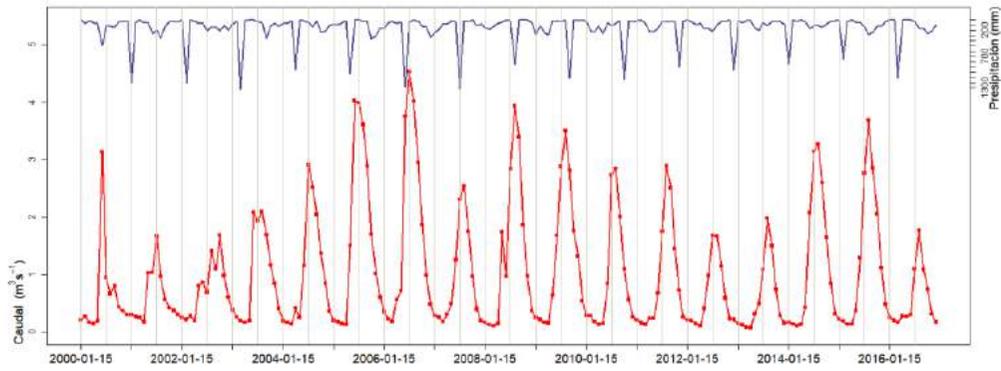
Anexo 11. Hidrograma por subcuenca y el porcentaje para cada cobertura. Fuente: elaboración propia.



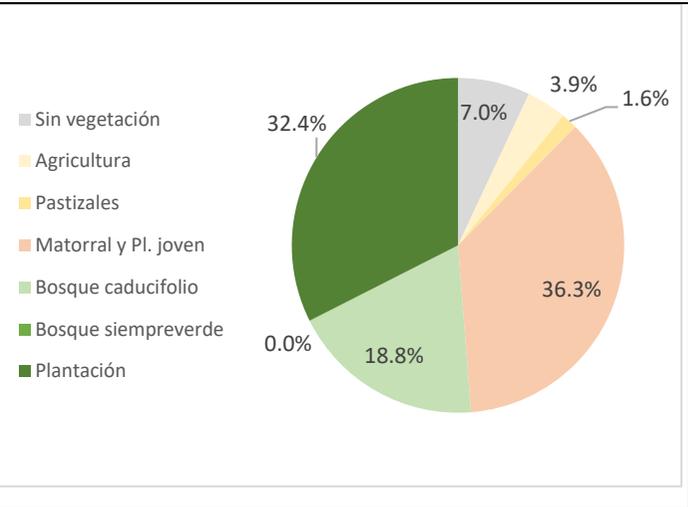
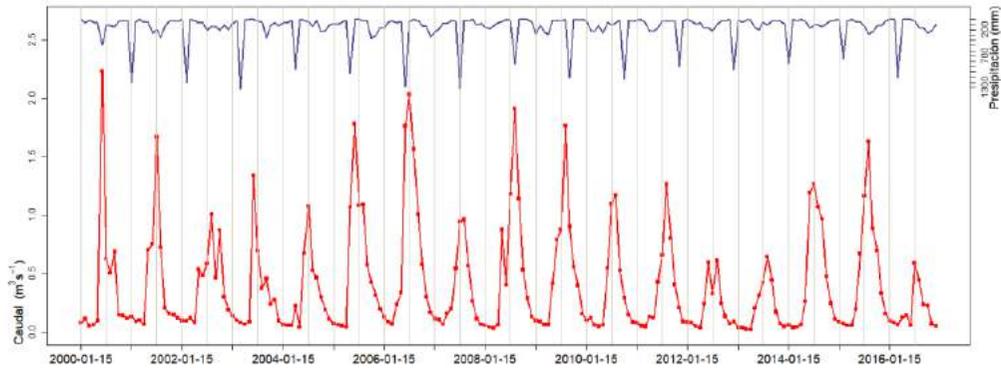
Cuenca N°6



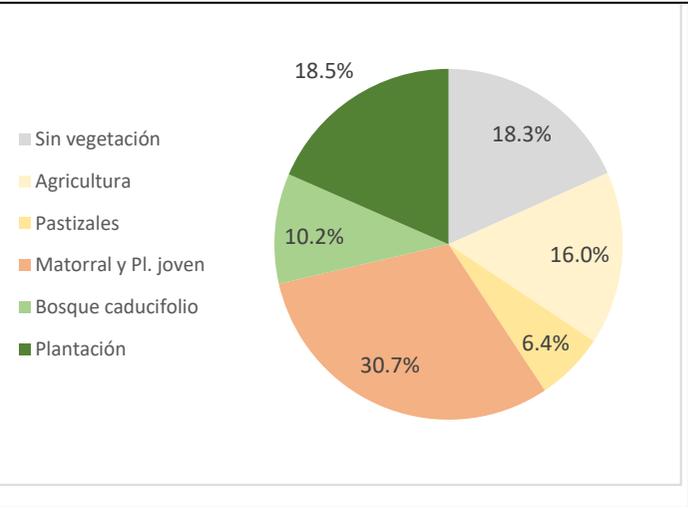
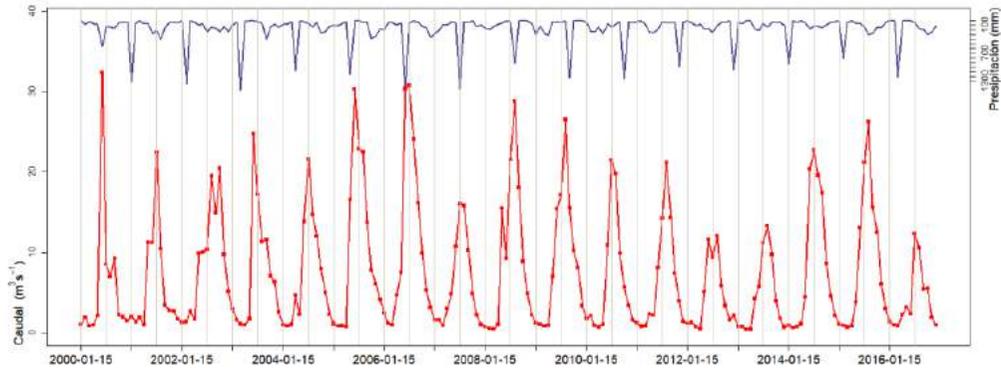
Cuenca N°9



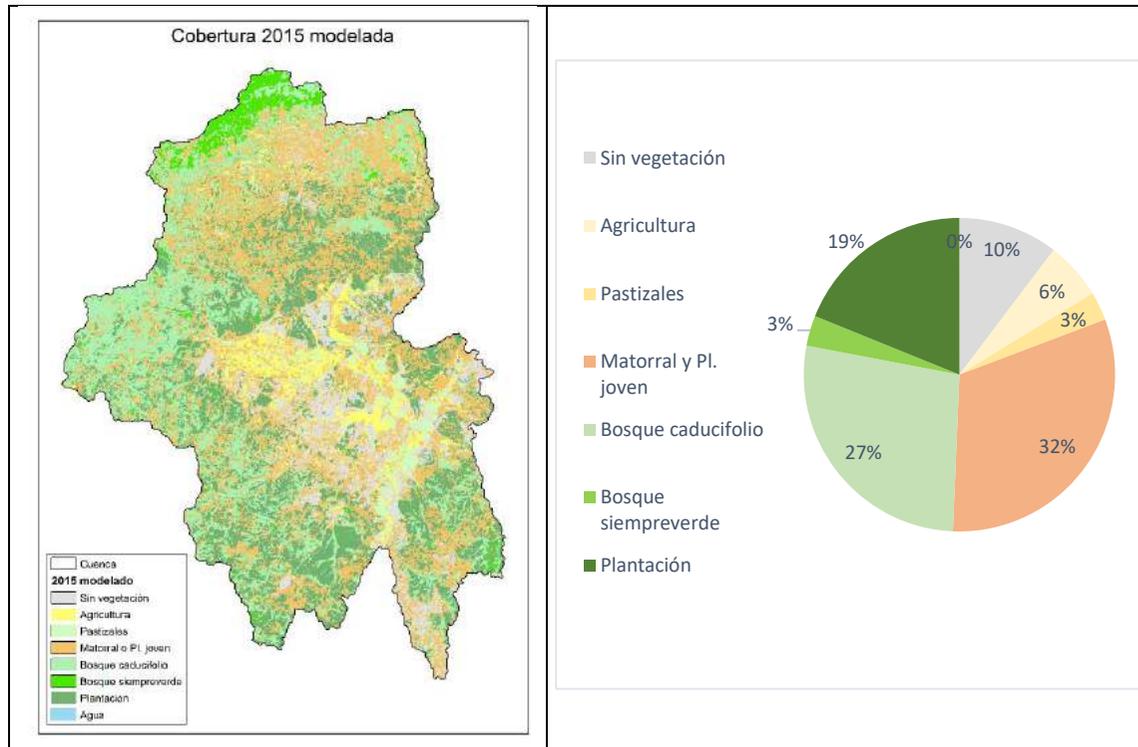
Cuenca N°10



Cuenca N°18



Anexo 12. Escenario alternativo de mayor protección y recuperación del bosque nativo en la cuenca del Río Lumaco. Fuente: elaboración propia.



Anexo 13. Matriz de transición entre la cobertura observada el 2015 y el ERPB. Fuente: elaboración propia.

<b>2015 \ ERPB</b>	<b>Sin vegetación</b>	<b>Agricultura</b>	<b>Pastizales</b>	<b>Matorral y Pl. joven</b>	<b>B. caducifolio</b>	<b>B. siempreverde</b>	<b>Plantación</b>	<b>Agua</b>	<b>Suma 2015</b>
<b>Sin vegetación</b>	6.903,45	0,00	0,00	0,00	925,11	17,46	3.364,65	0,00	11.210,67
<b>Agricultura</b>	0,00	4.230,99	0,00	97,92	226,71	1,53	745,83	0,00	5.302,98
<b>Pastizales</b>	0,09	0,00	2.934,00	122,04	9,18	0,27	28,53	0,00	3.094,11
<b>Matorral y Pl. joven</b>	0,63	76,50	58,23	26.223,57	2.409,75	132,21	2.920,50	0,00	31.821,39
<b>B, caducifolio</b>	0,00	1,62	0,00	2.363,76	19.256,76	1,98	0,90	0,00	21.625,02
<b>B, siempreverde</b>	0,00	0,00	0,00	77,40	8,55	2.547,18	0,00	0,00	2.633,13
<b>Plantación</b>	3.728,52	1.818,09	35,28	3.334,41	5.189,31	506,61	12.326,67	0,00	26.938,89
<b>Agua</b>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	15,57	15,57
<b>Suma modelo</b>	10.632,69	6.127,20	3.027,51	32.219,10	28.025,37	3.207,24	19.387,08	15,57	102.641,76

Anexo 14. Hidrogramas a escala estacional del caudal simulado con el escenario base (en negro) comparado con el caudal simulado bajo el escenario alternativo (en azul) por estación del año. Fuente: elaboración propia.

