



Universidad de Concepción
Dirección de Postgrado
Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Geografía
Programa de Magíster en Análisis Geográfico

Evaluación del efecto del cambio de uso de suelo (patrón espacial) en la calidad del agua fluvial.

Cuencas de los ríos Culenco y Leiva, región del Biobío - Chile.

Trabajo Final para optar al grado de Magíster en Análisis
Geográfico



DIEGO ALBERTO MUÑOZ MIRANDA

CONCEPCION-CHILE

2019

Profesora Guía: Dra. Edilia Jaque C.

Esta tesis se realiza en el marco del Proyecto Fondecyt 1171065. ***Incendios forestales, pérdida de diversidad y debilitamiento de economías campesinas, en el contexto del Modelo Forestal Chileno.***

ÍNDICE

1	RESUMEN	5
2	INTRODUCCIÓN.....	6
2.1	PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	7
3	OBJETIVOS	9
3.1	OBJETIVO GENERAL	9
3.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	9
4	MARCO TEÓRICO.....	10
4.1	CAMBIOS DE USO Y COBERTURA DE SUELO (CUCS).....	10
4.2	MODELOS DE CALIDAD DE AGUA.....	12
5	MATERIALES Y METODOS	15
5.1	ÁREA DE ESTUDIO	15
5.2	MODELACIÓN DE LOS CAMBIOS EN LA COBERTURA Y USO DEL SUELO (CUCS).....	17
5.3	MODELAMIENTO ESPACIALMENTE EXPLÍCITO: N-SPECT.....	18
6	RESULTADOS.....	20
6.1	CLASIFICACIONES SUPERVISADAS DE COBERTURAS Y USOS DE SUELO. CUENCAS DE LOS RÍOS CULENCO Y LEIVA. 20	
6.2	PROCESOS DE CAMBIO OCURRIDOS EN EL ÁREA DE ESTUDIO	24
6.3	MODELACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE N Y P MEDIANTE N-SPECT.....	29
7	DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS	33
8	CONCLUSIONES	36
9	REFERENCIAS	37

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA N° 1: PRINCIPALES MODELOS DE CALIDAD DE AGUA Y SUS CARACTERÍSTICAS	14
TABLA N° 2: SUPERFICIE (HA) DE COBERTURAS Y USOS DE SUELO EN LOS AÑOS 1987 Y 2016 EN LA CUENCA DEL RÍO CULENCO.....	23
TABLA N° 3: SUPERFICIE (HA) DE COBERTURAS Y USOS DE SUELO EN LOS AÑOS 1987 Y 2016 EN LA CUENCA DEL RÍO LEIVA.	23

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1. UBICACIÓN ESPACIAL Y RED HIDROGRÁFICA DE LAS CUENCAS DEL RÍO CULENCO Y RÍO LEIVA (A), LÍMITE Y RED HIDROGRÁFICA DE LA CUENCA DEL RÍO LEIVA (B), Y LÍMITE Y RED HIDROGRÁFICA DE LA CUENCA DEL RÍO CULENCO (C).	15
FIGURA 2. CAUCES DE AGUA EN LAS CUENCAS DEL RÍO CULENCO Y RÍO LEIVA (2019).....	16
FIGURA 3. COBERTURAS Y USOS DE SUELO DE LA CUENCA DEL RÍO CULENCO PARA LOS AÑOS 1987 (A) Y 2016 (B).	21
FIGURA 4. COBERTURAS Y USOS DE SUELO DE LA CUENCA DEL RÍO LEIVA PARA LOS AÑOS 1987 (A) Y 2016 (B). ...	22
FIGURA 5. COMPOSICIÓN EN CUANTO A COBERTURA Y USO DE SUELO EN 1987 Y 2016 PARA LA CUENCA DEL RÍO CULENCO (A) Y DEL RÍO LEIVA (B).....	24
FIGURA 6. PROCESOS DE CAMBIO DE COBERTURA Y USO DE SUELO EN LA CUENCA DEL RÍO CULENCO DURANTE EL PERIODO 1987-2016.	26
FIGURA 7. PORCENTAJES DE PROCESOS DE CAMBIO DE COBERTURA Y USO DE SUELO EN LAS CUENCAS DEL RÍO CULENCO Y LEIVA DURANTE EL PERIODO 1987-2016.	27
FIGURA 8. PROCESOS DE CAMBIO DE COBERTURA Y USO DE SUELO EN LA CUENCA DEL RÍO LEIVA DURANTE EL PERIODO 1987 -2016.....	28
FIGURA 9. CONCENTRACIONES DE NITRÓGENO POR COBERTURA DOMINANTE EN LAS SUBCUENCAS DE LA CUENCA DEL (A) RÍO LEIVA Y (B) RÍO CULENCO.	30
FIGURA 10. CONCENTRACIONES DE FÓSFORO POR COBERTURA DOMINANTE EN LAS SUBCUENCAS DE LA CUENCA DEL (A) RÍO LEIVA Y (B) RÍO CULENCO.	32

1 RESUMEN

Cambios de Uso o Cobertura de Suelo pueden generar impactos a diferentes escalas, siendo uno de ellos afectar procesos hidrológicos y calidad de agua a escalas regionales como a nivel de cuenca ya que tienen una influencia directa en los componentes del ciclo hidrológico. Uno de los métodos para medir la calidad de agua después de cambios de uso o cobertura de suelo son los modelos hidrológicos. Mediante el modelo N-spect se evaluó el efecto del cambio de uso de suelo en las concentraciones de N y P en dos cuencas hidrográficas de la Cordillera de Nahuelbuta, contrastantes en cuanto a sus coberturas de suelo y localización espacial durante el periodo 1987-2016. Los resultados mostraron que en ambas cuencas ocurrió un fuerte proceso de forestación, aumentando así la superficie de plantaciones forestales en conjunto a una disminución del suelo agrícola. En cuanto a la calidad de agua, se encontró que en ambas cuencas las subcuencas dominadas por suelos agrícolas presentaron una disminución en las concentraciones de N y P. Esta variación se puede atribuir a que el porcentaje de dicha cobertura dentro de las cuencas se redujo en el tiempo.

2 INTRODUCCIÓN

Cambios de Uso o Cobertura de Suelo (en adelante, CUCS) pueden generar impactos a escala mundial, regional y local (Namugize et al., 2018) generando deterioro ambiental a nivel de cuenca (Bronstert et al., 2002). Las coberturas y usos de suelo están fuertemente relacionados a la calidad del agua (Namugize et al., 2018), ya que tienen una influencia directa en los componentes del ciclo hidrológico: aumentando la escorrentía superficial, la infiltración y la evapotranspiración (Calijuri et al., 2015). Asimismo, el uso de suelo agrícola favorece el escurrimiento de nitrógeno (N) y fósforo (P) de los fertilizantes a cursos de agua cercanos (Permatasari et al., 2017).

Producto de actividades antrópicas los paisajes del hemisferio norte han presentado importantes transformaciones, generando así un deterioro en la calidad de agua (Fuentes et al., 2017). Por otro lado, estudios de Echeverría et al. (2016) en paisajes templados chilenos, muestran un aumento en los CUCS en las últimas décadas producto de factores económicos y políticos. Sin embargo, se carece de información que demuestre el impacto que generan los CUCS en la calidad de agua chilena (León-Muñoz et al., 2017).

El poseer información respecto a los usos de suelo a escala de cuenca facilitaría un desarrollo sostenible de esta, principalmente mediante medidas de planificación y gestión del recurso hídrico a escala de cuenca. Estas no corresponden solo a una unidad hidrográfica, sino también juegan un rol clave otorgando servicios económicos, alimentarios y prestación de servicios de soporte vital a los residentes locales (Hua, 2017).

Existen diversos métodos para cuantificar la calidad de agua después de CUCS, pero no existe un consenso para estandarizar un método a escala regional o global. Uno de los métodos utilizados corresponde a las cuencas pareadas, el cual se usa en cuencas hidrográficas de pequeño tamaño con el objetivo de identificar diferencias hidrológicas entre cuencas similares con distintos usos y/o coberturas de suelo. Además, existe el método de análisis de series de tiempo, el cual corresponde a un método estadístico que requiere de bases de dato a largo plazo, lo cual no está disponible generalmente en países no desarrollados. Finalmente, se encuentran los modelos hidrológicos, los cuales pueden simular variaciones espaciotemporales de los procesos hidrológicos y mejorar la comprensión de los cambios en el uso de la tierra (Kavian et al., 2018).

En la actualidad, existen diversos modelos para simular procesos hidrológicos a escala de cuenca, tales como ANSWERS (Areal Non-Point Source Watershed Environment Response Simulation), WEPP (Water Erosion Prediction Project), SWAT (Soil and Water Assessment Tool), N-SPECT (Nonpoint Source Pollution and Erosion Comparison Tools), entre otros (Kavian et al., 2018). Este último, se destaca porque combina información sobre el entorno físico (elevación, pendiente, suelos, precipitaciones, usos y coberturas de suelo) para obtener estimaciones de escorrentía, erosión y fuentes contaminantes (N-P) en el paisaje (Burke y Sugg, 2006). Además, posee la ventaja de ser extrapolado a cualquier área sobre la cual se posean datos, independientemente de la escala temporal y espacial del estudio (León-Muñoz et al., 2017).

Finalmente, este estudio busca evaluar el impacto del CUCS reciente en la calidad de agua en las cuencas de los ríos Culenco y Leiva altamente contrastantes en cuanto a su uso y cobertura de suelo, siendo además abastecedoras de agua para los habitantes de cada una de ellas. Para esto se usará un modelo espacialmente explícito que permitirá determinar la concentración de P-N presentes en los cursos fluviales entre 1987 y 2017.

2.1 Planteamiento del problema

Una de las principales consecuencias de los CUCS debido a actividades antrópicas, es que estos pueden afectar la geomorfología, propiedades del suelo, procesos hidrológicos y calidad de agua a escalas regionales como también a nivel de cuenca (Chotpantarat y Boonkaewwan, 2018).

La calidad de agua además de estar relacionada con características naturales del paisaje, como la litología, topografía y clima, depende en gran parte de los CUCS presentes en las respectivas cuencas (Attua et al., 2014). Por otro lado, los ríos son especialmente vulnerables a cambios como la deforestación, habilitación para actividades agrícolas y urbanización, los cuales, al modificar las características de la superficie, generan variaciones en la temperatura del agua, cambios en la escorrentía y una disminución en las concentraciones de oxígeno disuelto (Ding et al., 2015). Por ejemplo, la pérdida de cubierta vegetal para la realización de actividades agrícolas hace que los suelos se encuentren más vulnerables frente a la erosión generada por la escorrentía superficial producto de las lluvias. Dicho suelo, posee altas concentraciones de N y P producto de los fertilizantes utilizados en las actividades agrícolas y es posteriormente transportado sobre diversos cuerpos de agua, provocando de esta manera una disminución en la calidad de sus aguas (Fuentes, 2013).

Chile ha vivido periodos de deforestación y expansión forestal. En la época de los conquistadores españoles, existían mosaicos agrícolas en las zonas más fértiles del país. Reconstrucciones arqueológicas indican que poblaciones indígenas convirtieron 891.000 ha aproximadamente de bosques del centro y sur de Chile en mosaicos agrícolas. Los trescientos años siguientes de colonialismo español corresponden a la primera transición forestal nativa de Chile. A mediados del siglo XIX, los bosques nativos habían recuperado terrenos agrícolas abandonados y cubrían aproximadamente 24 millones de ha (Heilmayr et al., 2016).

A finales del siglo XX las plantaciones forestales presentaron una rápida expansión, duplicando su superficie, lo que se atribuye principalmente al modelo neoliberal a través de la aprobación del Decreto de Ley 701 que promueve un conjunto de medidas que protegieron paisajes reforestados de la expropiación, además de subsidiar el 75% de los costos de forestación (Heilmayr et al., 2016).

Existen diversos estudios que demuestran que durante dicho periodo se vivió una intensa pérdida de vegetación nativa. Un estudio realizado por Aguayo et al. (2009) en un área ubicada entre la región del Biobío y La Araucanía mostró que durante el periodo 1979 - 2000 hubo una pérdida neta de 184 mil ha de bosque nativo, donde el 71.7% de las pérdidas fue debido a la sustitución por plantaciones forestales y un 6.6% fue convertido a suelos agrícolas. Del mismo modo, en el área costera de la región del Maule y Biobío, durante el intervalo 1975-2000, más de la mitad de la cubierta nativa existente fue convertida a plantaciones exóticas (Echeverría et al., 2006). Como se ha mencionado anteriormente, la zona centro sur de Chile ha sufrido una gran cantidad de cambios de uso y/o coberturas de suelo a lo largo de la historia, sin embargo, existen pocos estudios que evalúen cómo esta situación ha afectado la calidad de agua de los ríos presentes en el área.

Es por esto que es importante generar información para identificar los cambios de cobertura y uso de suelo ocurridos como también los efectos que estos generan, por ejemplo, en la calidad de agua. Esta información permitirá contribuir en los procesos de toma de decisiones y planificación a distintas escalas.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo general

- Evaluar el efecto del cambio de uso de suelo en la calidad de agua en dos cuencas hidrográficas de la Cordillera de Nahuelbuta, contrastantes en cuanto a sus coberturas de suelo y localización espacial.

3.2 Objetivos específicos

- Identificar los cambios de uso y cobertura de suelo ocurridos durante el periodo 1986 – 2016 en ambas cuencas hidrográficas.
- Parametrizar un modelo hidrológico espacialmente explícito N-SPECT para los ríos Culenco y Leiva entre 1986 y 2016.
- Determinar la variación espacial y temporal de la carga de N y P en las cuencas en estudio.

4 MARCO TEÓRICO

4.1 Cambios de uso y cobertura de suelo (CUCS)

La transformación de la tierra se divide en dos componentes: cambio de uso de suelo y cambio de cobertura de suelo (en adelante, CUCS). El cambio de uso de suelo, entendido como un cambio a un uso diferente o una intensificación del ya presente (Meyer y Turner, 1994) ha sido estudiado principalmente por las ciencias sociales, tales como economistas, geógrafos, antropólogos, entre otros.

Por otro lado, las coberturas de suelo han sido principalmente estudiadas por las ciencias naturales, y corresponde al estado físico del suelo, abarca por ejemplo la cantidad y tipo de vegetación. Cambios de cobertura de suelo se pueden dividir en dos categorías, conversión y modificación, donde la primera de ellas corresponde al cambio de una clase de cobertura de suelo a otra, mientras que la segunda es un cambio en las condiciones dentro de una categoría de cobertura de suelo (Meyer y Turner, 1994).

Con el objeto de diferenciarlas, podemos decir que la cobertura de suelo corresponde al estado biofísico de la superficie terrestre, mientras que el uso de suelo es la forma en que la sociedad, mediante actividades económicas utiliza la cobertura. En base a lo anterior, es que cambios en las coberturas de suelo se refieren a transformaciones de la apariencia física de un paisaje, en cambio una modificación en el manejo del suelo corresponde a una variación en el uso de este (Montero y Viales, 2015).

Preocupación sobre los CUCS emergió en la reciente agenda sobre el cambio ambiental global hace unas décadas atrás con el descubrimiento de que procesos de la superficie terrestre influenciaban en el clima, posteriormente se evidenció que los CUCS también tienen una importante influencia en los servicios ecosistémicos. Sin embargo, no todos los impactos son negativos ya que existen cambios que han generado aumento en productos alimenticios, fibras y bienestar (Lambin et al., 2001).

Para la obtención de elementos esenciales para la supervivencia es que los seres humanos históricamente han ido modificando el suelo, sin embargo, las tasas de explotación actuales difieren en gran manera a las anteriores. El importante y rápido aumento que ha presentado la tasa de explotación ha generado tanto a escala regional, local y global cambios nunca antes observados en

los ecosistemas y procesos ambientales (Erle y Pontius, 2007), siendo los principales impulsores antropogénicos de los CUCS la sobreexplotación de tierras agrícolas, conversión de vegetación natural a silvicultura comercial y la expansión urbana (Namugize et al., 2018). Sin embargo, los factores antropogénicos no son los únicos causantes de cambios en la cobertura de suelo, ya que causas naturales como inundaciones, clima, incendios, entre otros pueden generar modificaciones en estas (Alqurashi y Kumar, 2013).

Los CUCS son tan extensos que estos en su conjunto afectan de manera significativa aspectos claves del funcionamiento de la tierra. Por ejemplo, son capaces de impactar de manera directa la diversidad biótica del mundo, contribuir al cambio climático local y regional, como también al calentamiento global (Lambin et al., 2001).

Estas consecuencias dependen de factores como las características de la cobertura de la tierra antes y después de la perturbación, el proceso de conversión, ubicación geográfica, distribución espacial y temporal, y si se está considerando el impacto del cambio en ciclos biogeoquímicos, sistema climático o composición y abundancia de especies (International Geosphere-Biosphere Programme [IGBP], 1993).

Así, se constata que actividades humanas han alterado procesos ecológicos, geoquímicos e hidrológicos a distintas escalas, tanto local, regional y global. Por ejemplo, las características de una cuenca, como sus coberturas y usos de suelo, textura de suelo, topografía, entre otras, tienen un efecto en la calidad de agua (Ullah et al., 2018).

De esta forma, diversos estudios se han realizado en la última década con el fin de identificar los factores que influyen en la calidad de agua, algunos de estos reportaron que esta se ve afectada por el tipo de uso de suelo, por ejemplo, arroyos que reciben agua proveniente de tierras agrícolas poseen una mayor concentración de nutrientes que arroyos que captan agua de suelos forestados (Hossain, 2017).

La calidad de agua de los ríos puede verse degradada debido a cambios en los patrones de coberturas de suelo dentro de las cuencas a medida que aumenta las actividades antrópicas. Cambios en la cobertura y uso de suelo son considerados como el factor clave detrás de las variaciones en los sistemas hidrológicos, lo cual genera cambios en la escorrentía como en la calidad del agua (Huang et al., 2013).

Así, dentro de todos los desafíos que enfrentará la Tierra durante el próximo siglo, CUCS es probablemente el más significativo (Mustard et al., 2012) ya que el ritmo, magnitud y alcance espacial de alteraciones producidas por los seres humanos en la superficie de la tierra no tienen precedentes, siendo el cambio de uso y de cobertura de suelo una de las más importantes (Lambin et al., 2001).

4.2 Modelos de calidad de agua

La Agencia de Protección Ambiental describe los modelos de calidad de agua como herramientas que permiten la simulación del movimiento de las precipitaciones y contaminantes desde la superficie del suelo hacia aguas receptoras (Kannel et al., 2011) que permiten el ahorro de costos en trabajo y materiales relacionados con análisis químicos (Wang et al., 2013). Cox (2003) señala que un modelo de calidad de agua puede corresponder a una simple relación empírica mediante ecuaciones de balance de masa hasta a un software complejo en el cual el usuario simula la calidad de agua en arroyos y ríos ingresando parámetros físicos y químicos. Modelos cuantitativos pueden ayudar a las comunidades y tomadores de decisiones a entender de mejor forma los posibles cambios en la calidad de agua y cómo reaccionar frente a episodios de contaminación (United States Environmental Protection Agency [EPA], 2020).

Los modelos de calidad de agua son herramientas claves para probar el impacto de diversas acciones en la calidad de agua, además una gestión eficaz del recurso hídrico de una cuenca puede ser respaldado mediante modelos de calidad de agua (Tsakiris y Alexakis, 2012).

Modelos de calidad de agua puede ser utilizados para diversos objetivos, como por ejemplo evaluar las condiciones de calidad de agua y causas de su deterioro, predecir como el agua superficial va a reaccionar a cambios producidos en la cuenca y para la previsión de beneficios cuantitativos de nuevas políticas de protección de aguas superficiales (EPA, 2020).

Los datos obtenidos mediante monitoreo son la principal forma para identificar aguas contaminadas. Las predicciones de un modelo se pueden usar para monitorear datos por diversas razones, por ejemplo, un modelo podría ser factible de usar en ocasiones en que un monitoreo no sea factible de realizar, también integrar un monitoreo junto con modelos hídricos podrían entregar información más certera prácticamente a un mismo costo, como también modelar puede ser usado para predecir futuras situaciones de calidad de agua (Loucks y van Beek, 2017).

Anteriormente, la gestión de la calidad de agua se realizaba de manera empírica por los tomadores de decisiones basados, principalmente, en motivos políticos y no en información científica. Posteriormente, la necesidad de análisis más certeros favoreció la creación de distintos modelos de calidad de agua, sin embargo, estos fueron generados para ser utilizados en áreas con condiciones ambientales, sociales y económicas específicas.

Mediante el impulso de modelos y técnicas informáticas se ha logrado desarrollar una mayor cantidad de modelos de calidad de agua a través de diferentes algoritmos. Se han desarrollado distintos tipos de modelos de calidad de agua, incluyendo programas que funcionan bajo distintas características topográficas, masas de agua y contaminantes a diferentes escalas espaciales y temporales (Wang et al., 2013). Los modelos de calidad de agua son posibles de clasificar según: tipo de aproximación, tipo de contaminante, área de aplicación, naturaleza, estado de análisis, análisis espacial, dimensiones (modelos 1-D o 2-D), e información requerida (Tsakiris y Alexakis, 2012) (Tabla N°1).

A la hora de seleccionar que modelo utilizar, hay que considerar que los modelos de calidad de agua deben ser escogidos acorde a la complejidad de la situación y datos disponibles, problemas simples de calidad de agua deben ser resueltos mediante modelos simples, en cambio problemas de mayor complejidad pueden ser abordados o no mediante el uso de modelos más elaborados. Esto quiere decir que los modelos que requieren una importante cantidad de datos de entrada no deben ser utilizados si es que dichos datos no están disponibles (Loucks y van Beek, 2017).

Producto del desarrollo de la teoría de modelos y avances informáticos, se han desarrollado nuevos modelos de calidad de agua mediante la utilización de varios algoritmos, sin embargo, a menudo existen importantes diferencias entre los resultados modelados debido a las diferentes teorías y algoritmos utilizados en cada uno de los modelos. Por lo tanto, es necesario que países en desarrollo comprendan mejor la disponibilidad y precisión de los diferentes modelos de calidad de agua, como también los métodos de cálculo y calibración del modelo a aplicar, ya que esto puede contribuir a una mejora en los procesos de toma de decisiones (Loucks y van Beek, 2017).

Tabla Nº 1: Principales modelos de calidad de agua y sus características

Modelo	Versiones del Modelo	Características
Modelos de Streeter-Phelps	Modelo S-P, Modelo Thomas DBO-OD, Modelo Dobbins-Camp DBO-DO	Streeter y Phelps establecieron el primer modelo S-P en 1925. Se centra en el balance de oxígeno y descomposición de DBO. Modelo de estado estable y estacionario
Modelos QUAL	QUAL I , QUAL II,QUAL2E, QUAL2E UNCAS Y QUAL 2K	Primer modelo fue desarrollado por la USEPA en 1970, Útiles para contaminación de fuentes puntuales de ríos. Modelos dinámicos o de estado estacionario unidimensionales
Modelos WASP	Modelos WASP1-7	Modelo desarrollado por la USEPA en 1983. Adecuados para modelar calidad de agua en ríos, lagos, estuarios y humedales costeros. Modelos de una, dos o tres dimensiones.
Modelos MIKE	MIKE 11, MIKE 21 Y MIKE 31	Modelo desarrollado por Instituto de Hidrología de Dinamarca. Adecuados para simulación de calidad de agua, ríos, estuarios y humedales. Modelos de una, dos y tres dimensiones.
Modelos BASINS	BASINS 1, BASINS 2, BASINS3 Y BASINS 4	Modelo desarrollado por la USEPA en 1996. Integran contaminación de fuentes puntuales y no puntuales. Adecuados para medir calidad de agua a escala de cuenca.
Modelo EFDC	Modelo EFDC	Desarrollado por el Instituto de Ciencias Marinas del Instituto de Virginia. Usepa lo incluyó como herramienta para la gestión de calidad de agua en 1997. Permite modelar calidad de agua de ríos, lagos, embalses, estuarios y humedales. Modelo de una, dos o tres dimensiones.
N-SPECT	N-SPECT, OPEN N-SPECT	Analiza la relación espacial entre los patrones del paisaje con los aportes de nutrientes y descargas de sedimentos a los cursos de agua

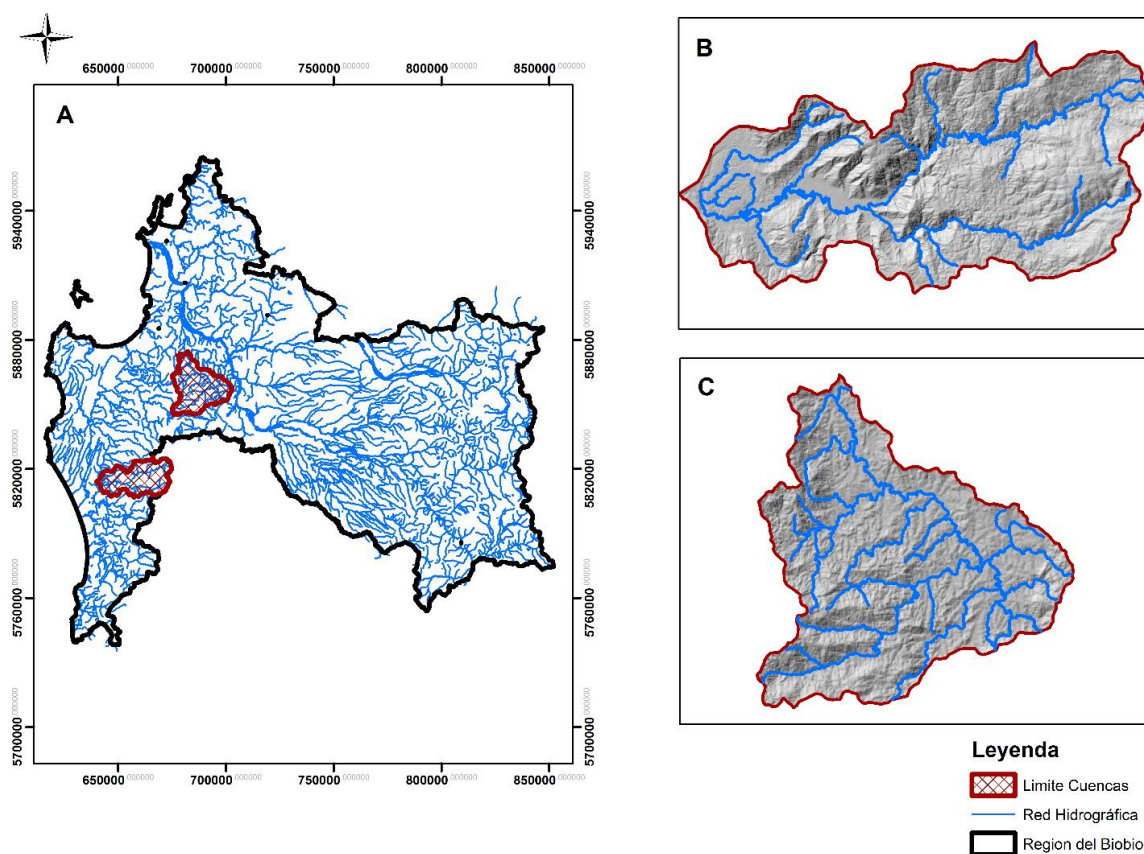
Fuente: Wang et al. (2013)

5 MATERIALES Y METODOS

5.1 Área de estudio

El área de estudio corresponde a las cuencas del río Culenco y río Leiva en la Cordillera de Nahuelbuta de la región del Biobío (Figura 1). Para la elección del área de estudio se obtuvieron características morfométricas, tales como el índice de compacidad de Gravelius y distribución de pendientes, con el fin de comparar cuencas con características similares, pero con usos de suelo y trayectorias de cambio altamente contrastantes.

Figura 1. Ubicación espacial y red hidrográfica de las cuencas del río Culenco y río Leiva (A), límite y red hidrográfica de la cuenca del río Leiva (B), y límite y red hidrográfica de la cuenca del río Culenco (C).



Fuente: Elaboración propia.

Figura 2. Cauces de agua en las cuencas del río Culenco y río Leiva (2019).



5.2 Modelación de los cambios en la cobertura y uso del suelo (CUCS)

El presente trabajo cuantitativo empírico siguió la metodología desarrollada por Fuentes et al. (2017). Se utilizaron imágenes Landsat para los años 1987 (TM) y 2016 (OLI) con una resolución espacial de 30 x 30 m. A cada una de las imágenes se le realizó una corrección atmosférica y la conversión a reflectancia de la superficie. La topografía del área de estudio puede generar sombras en la imagen lo que habría causado una falta de consistencia en la clasificación, por tal motivo se realizó una corrección topográfica mediante el método semi-empírico Teillet C-correction en el software IDRISI versión Selva.

Las imágenes LANDSAT fueron clasificadas en 11 coberturas (1) Bosque Nativo Adulto, (2) Plantación adulta, (3) Agrícola, (4) Matorral, (5) Suelo descubierto, (6) Humedal, (7) Agua, (8) Urbano, (9) Renoval, (10) Tala rasa y (11) Plantación Joven. La exactitud de las clasificaciones de cada imagen fue estimada construyendo matrices de confusión entre información referencial y la información clasificada. Para las imágenes de 1987 los puntos fueron extraídos del Catastro de Bosque Nativo, mientras que para la imagen 2016 se utilizó el Catastro de Bosque Nativo igualmente puntos tomados en terreno.

Posteriormente para cada cuenca se extrajeron las coberturas y usos de suelo presentes, las cuales fueron reclasificadas en (1) Bosque adulto, (2) Renoval, (3) Matorral, (4) Plantación, (5) Agrícola, (6) Suelo descubierto y (7) Tala rasa para la cuenca del río Culenco, mientras que la cuenca del río Leiva se reclasificó en (1) Bosque adulto, (2) Renoval, (3) Matorral, (4) Plantación, (5) Agrícola, (6) Suelo descubierto, (7) Tala rasa y (8) Urbano.

Se determinaron las transiciones de cambio de los usos de suelo mediante el uso de IDRISI V17.0, con el módulo Land Change Modeler (LCM), el cual es un software diseñado para abordar el problema de la conversión acelerada de los usos de suelo de la tierra y las necesidades de análisis para la conservación de la biodiversidad. Luego se cuantificaron los cambios ocurridos en el intervalo de tiempo en estudio (1987-2016) mediante la identificación automática de píxeles específicos que se han sometido a un cambio de la primera a la segunda imagen, asimismo identificando clases específicas de cobertura de suelo que han sufrido cambios o persistencia.

5.3 Modelamiento espacialmente explícito: N-SPECT

El modelo N-SPECT (Herramientas de comparación de erosión y contaminación de fuentes no puntuales) corresponde a un modelo espacialmente explícito desarrollado por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA) de Estados Unidos. Esta herramienta de sistema de información geográfica ayuda a predecir la calidad de agua de ríos y arroyos producto de la contaminación de fuentes no puntuales y erosión (National Oceanic and Atmospheric Administration [NOAA], 2005) y puede ser extrapolado a cualquier área de estudio en la que se hayan obtenido insumos básicos para su ejecución, independientemente de las escalas de estudio temporales y espaciales (Fuentes et al., 2017).

Los efectos de los cambios de uso de suelo en la calidad de agua de dos cuencas altamente contrastantes fueron estimados mediante la utilización de N-SPECT. Para esto fue necesario obtener los valores de diferentes coeficientes calculados mediante diversos métodos:

- El coeficiente C, que corresponde a la pérdida de suelo de un área y la cobertura específica de la misma
- El coeficiente de erosionabilidad del suelo K se obtuvo mediante los valores de permeabilidad y estructura de las series de suelo a través de la tabla de textura y el nomograma de erodabilidad de suelo, mientras que las características físicas del suelo fueron obtenidas mediante la descripción de suelos proporcionados por el Centro de Información de Recursos Naturales,

El siguiente paso de la parametrización correspondió al establecimiento de grupos hidrológicos para cada serie de suelos en función de los datos de textura generados para esta zona de Chile. Específicamente, se realizó la asignación de grupos de suelos hidrológicos considerando el porcentaje del tamaño de las partículas presentes en la primera capa de suelo:

- Los suelos del grupo A correspondieron a terrazas de arena ubicadas en las áreas bajas de la cuenca.
- Los suelos del grupo D se asociaron con áreas ubicadas en las partes superiores de la cuenca, dominadas por arcilla y roca.
- Las áreas de suelo limoso arenoso se asignaron a los grupos B del suelo y al suelo arcilloso-limoso al grupo C.

A continuación, el factor de erosión por la esorrentía de lluvia (R) que modela los valores de precipitación existentes se calculó mediante el Índice de Fournier modificado (IFN) (2009) utilizando valores de precipitación mensual obtenidos de estaciones meteorológicas presentes en el área de estudio. Luego, los valores obtenidos fueron interpolados mediante el método IDW en ArcGis. Posteriormente, para validar el modelo se realizó la toma de muestras de agua en terreno que fueron analizadas en laboratorio. Con los resultados de las muestras obtenidas más los resultados modelados se calculó la Eficiencia Relativa del modelo como también la desviación de la raíz cuadrada media.

Posteriormente se generaron subcuencas para la cuenca del río Culenco y río Leiva, luego en los puntos de aforo de cada una de ellas se midieron las concentraciones de N y P para cada año para observar la variación en las concentraciones.

6 RESULTADOS

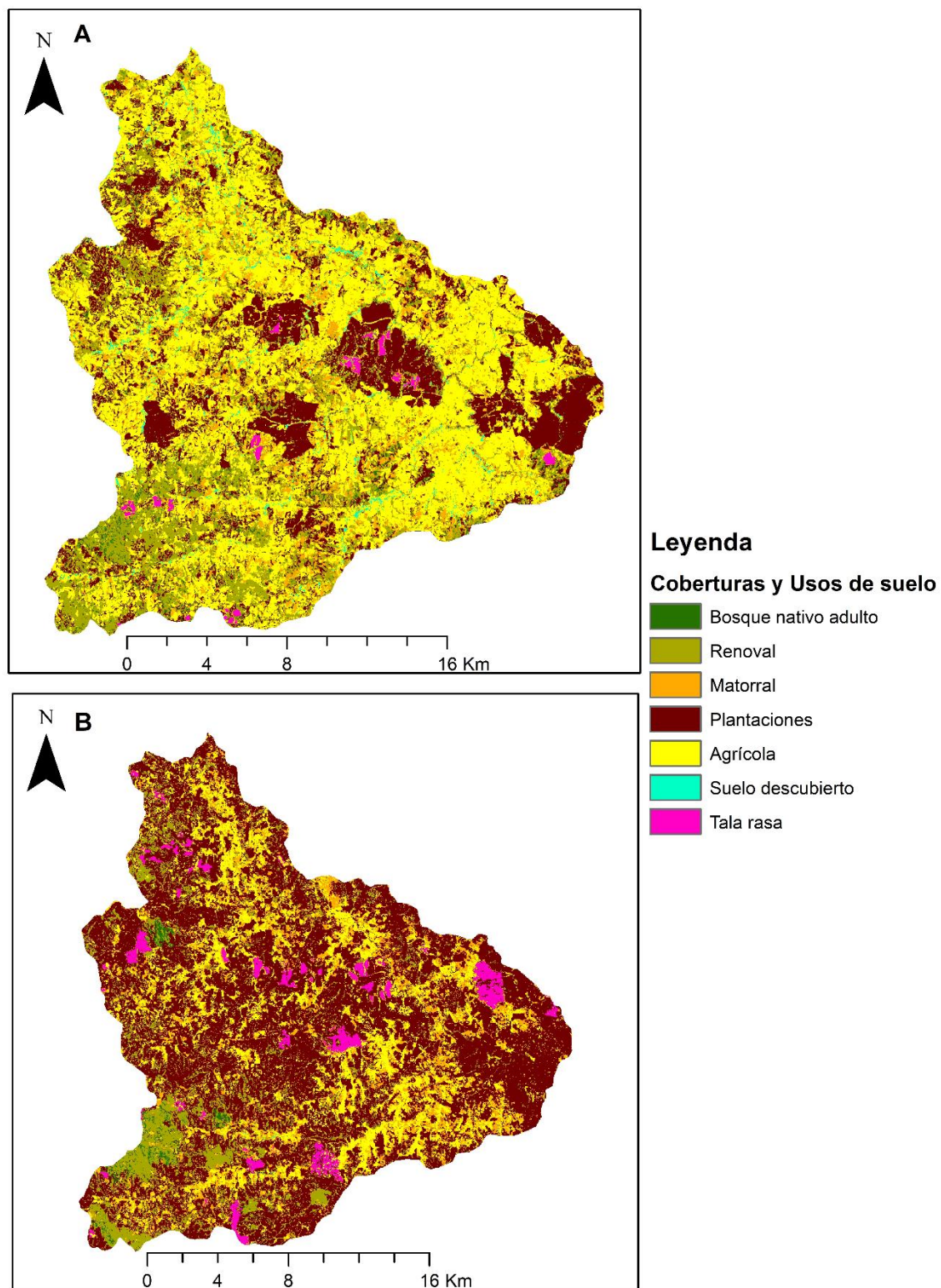
6.1 Clasificaciones supervisadas de coberturas y usos de suelo. Cuencas de los ríos Culenco y Leiva.

Mediante la clasificación supervisada de imágenes Landsat de los años 1987 y 2016, se determinaron las coberturas y usos de suelo que componen el área de estudio para cada año en estudio. Para determinar la exactitud de las clasificaciones se generaron matrices de confusión para cada año, obteniendo para la imagen del año inicial una fiabilidad global de 81% y un Coeficiente de Kappa igual a 0.79, en tanto la imagen correspondiente al año 2016 presentó un índice de fiabilidad global de un 86% y un Coeficiente de Kappa de 0.84.

En cuanto a las coberturas y usos de suelo, en la clasificación correspondiente a 1987 la cobertura que presentó una mayor exactitud fue el bosque nativo adulto con un 90%, mientras que para el año 2016 los cuerpos de agua y humedal presentaron un 100% de exactitud, y el bosque nativo adulto un 96%. Por el contrario, para el año inicial la cobertura con menor porcentaje precisión correspondió a las plantaciones jóvenes presentando un 75%, mientras que la cobertura agrícola (3) presentó un 71% de exactitud para el año 2016.

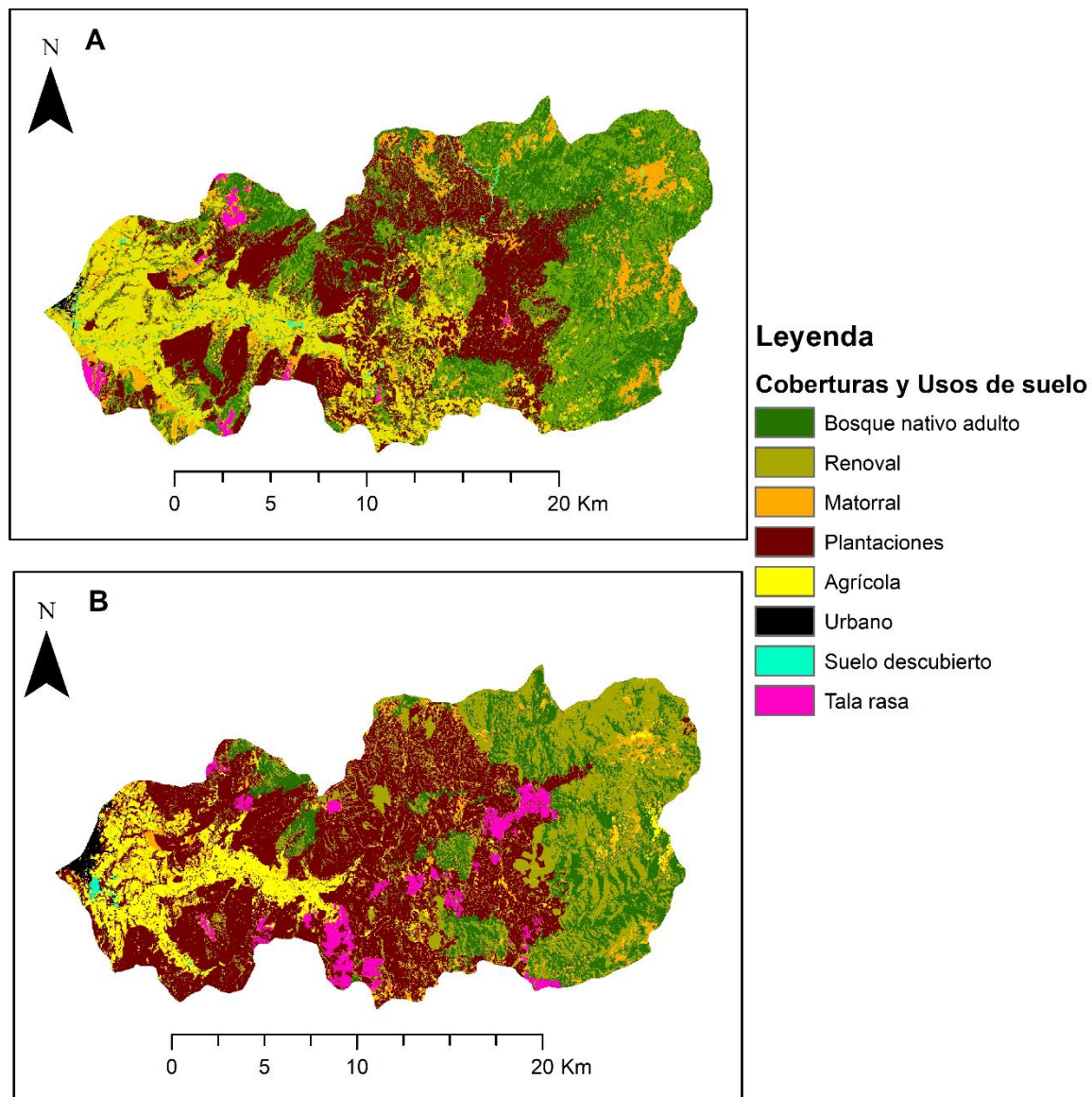
Para el año 1987 la cuenca del río Culenco (Figura 3) exhibió aproximadamente un 44% de su superficie cubierta por suelos agrícolas, mientras que las plantaciones forestales adultas y los renovales correspondían a un 21% de la cuenca, siendo así estas las coberturas dominantes para dicho año. Sin embargo, para el año 2016 esta tendencia cambió, ya que para este año las plantaciones forestales adultas (pasaron a cubrir más de la mitad de la superficie de la cuenca (55%), mientras que los suelos agrícolas disminuyeron drásticamente, al igual que los renovales, a un 17% y 12% respectivamente (Tabla 2).

Figura 3. Coberturas y usos de suelo de la cuenca del río Culenco para los años 1987 (A) y 2016 (B).



Fuente: Elaboración propia

Figura 4. Coberturas y usos de suelo de la cuenca del río Leiva para los años 1987 (A) y 2016 (B).



Fuente: Elaboración propia

Tabla Nº 2: Superficie (ha) de coberturas y usos de suelo en los años 1987 y 2016 en la cuenca del río Culenco.

Coberturas de suelo	1987 Ha	2016 Ha
Bosque nativo adulto	875.97	317.79
Renoval	9792.72	5786.37
Matorral	5045.22	5473.89
Plantación	9959.22	26007.21
Agrícola	20332.17	7805.25
Suelo descubierto	566.82	22.32
Tala rasa	283.95	1443.24

Fuente: Elaboración propia.

Por otro lado, en la cuenca del río Leiva se observó en el año 1987 que tanto las plantaciones forestales adultas como renovales eran las coberturas dominantes (Figura 4), con aproximadamente un 28% y 27% de la cuenca respectivamente, mientras que los suelos agrícolas correspondían a un 18% de la cuenca. Luego, en el año 2016, las plantaciones forestales adultas continuaron siendo la cobertura dominante, esta vez correspondiendo a un 41% de la superficie de la cuenca. Al mismo tiempo, se observó una disminución de los renovales y suelos agrícolas a un 23% y 10% respectivamente (Tabla 3).

Tabla Nº 3: Superficie (ha) de coberturas y usos de suelo en los años 1987 y 2016 en la cuenca del río Leiva.

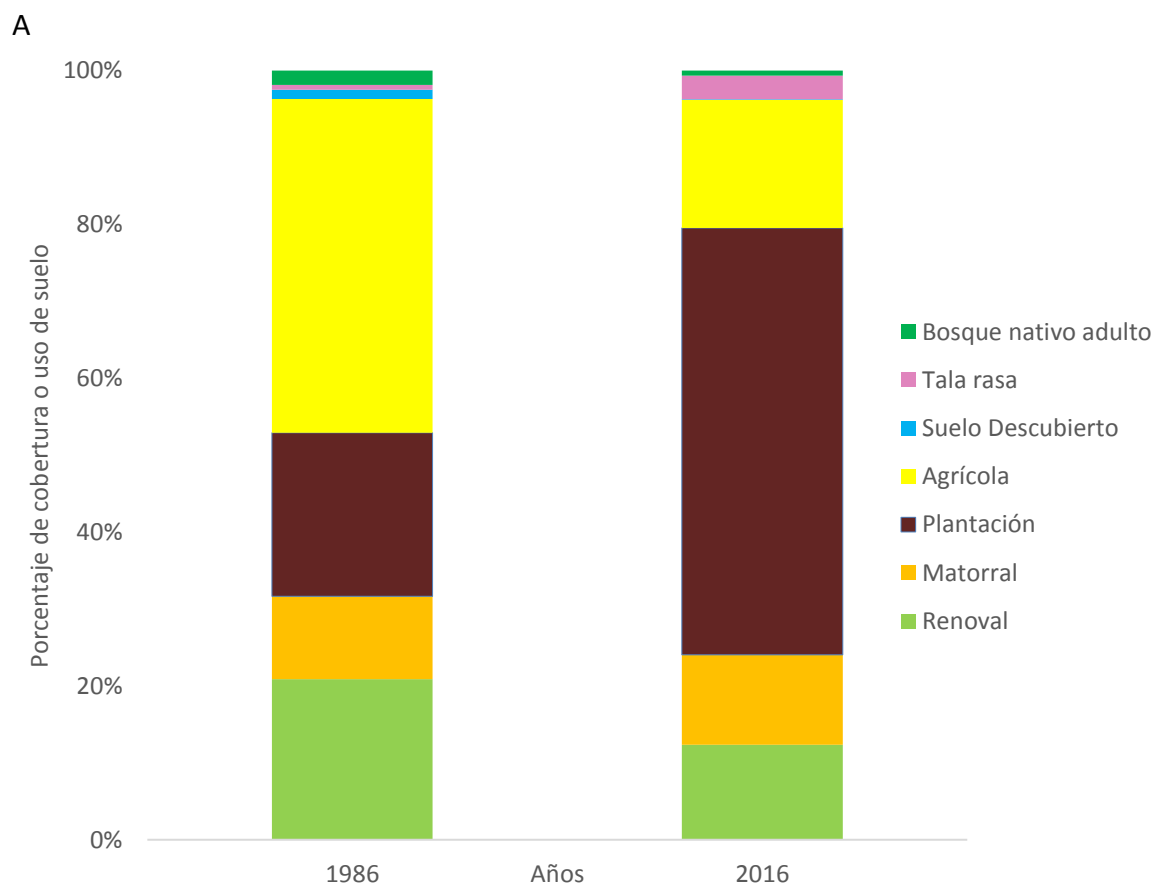
Coberturas de suelo	1987 Ha	2016 Ha
Bosque nativo adulto	7489.89	6306.48
Renoval	11151.54	9687.96
Matorral	4204.80	2323.80
Plantación	11628.27	17167.32
Agrícola	6825.87	4535.37
Urbano	91.80	280.89
Suelo descubierto	191.61	123.48
Tala rasa	370.98	1529.46

Fuente: Elaboración propia.

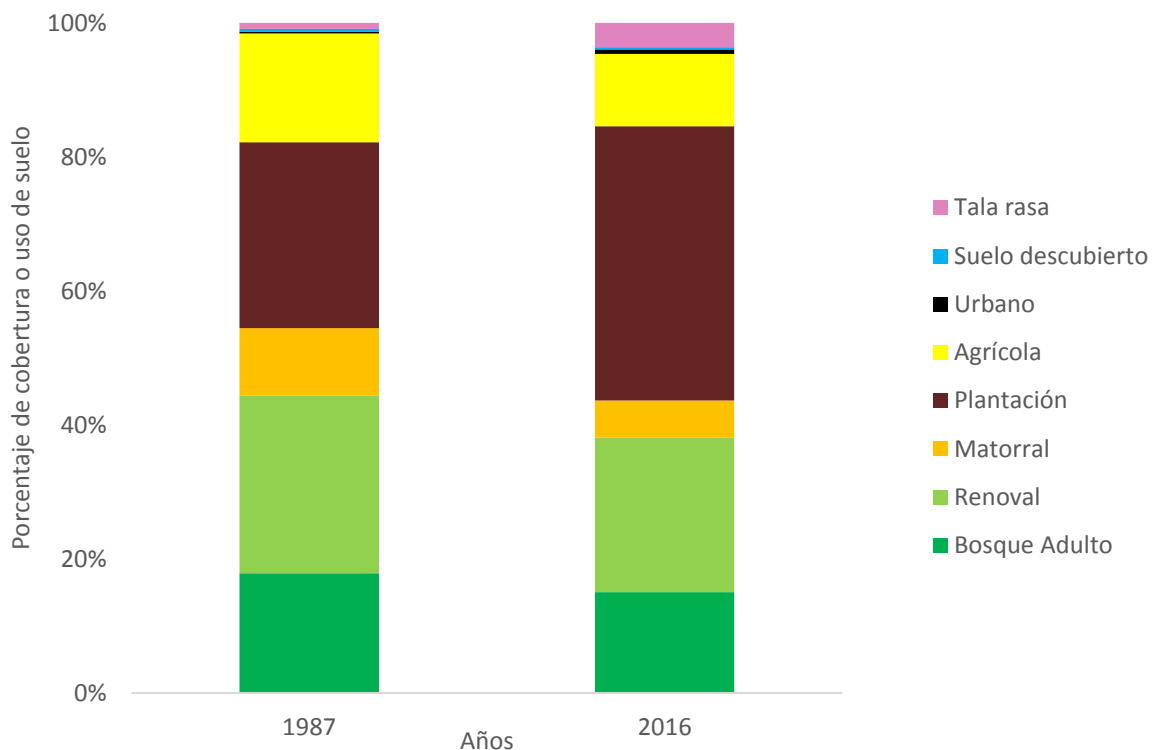
6.2 Procesos de cambio ocurridos en el área de estudio

La cuenca del río Culenco durante el primer año de estudio estaba compuesta en un 43% de su superficie por suelos agrícolas, mientras que las plantaciones y los renovales cubrían un 21% de la cuenca. Sin embargo, luego de 29 años el suelo agrícola presentó una disminución en su superficie 12.526 ha (62%). Contrariamente, las plantaciones forestales exhibieron un fuerte aumento en su superficie (16.047 ha) con más de la mitad de la superficie de la cuenca (55%). Por otro lado, la cuenca del río Leiva durante el año 1987 presentaba un 27% de plantaciones y renovales, siendo así ambas las coberturas predominantes para dicho año. Sin embargo, en el año 2016 las plantaciones aumentaron de 5.539 ha en la superficie total de la cuenca (41%). Al mismo tiempo, el suelo urbano aumentó triplicando su superficie inicial, situación que ocurrió principalmente en la ciudad de Cañete (Figura 5).

Figura 5. Composición en cuanto a cobertura y uso de suelo en 1987 y 2016 para la cuenca del río Culenco (A) y del río Leiva (B).



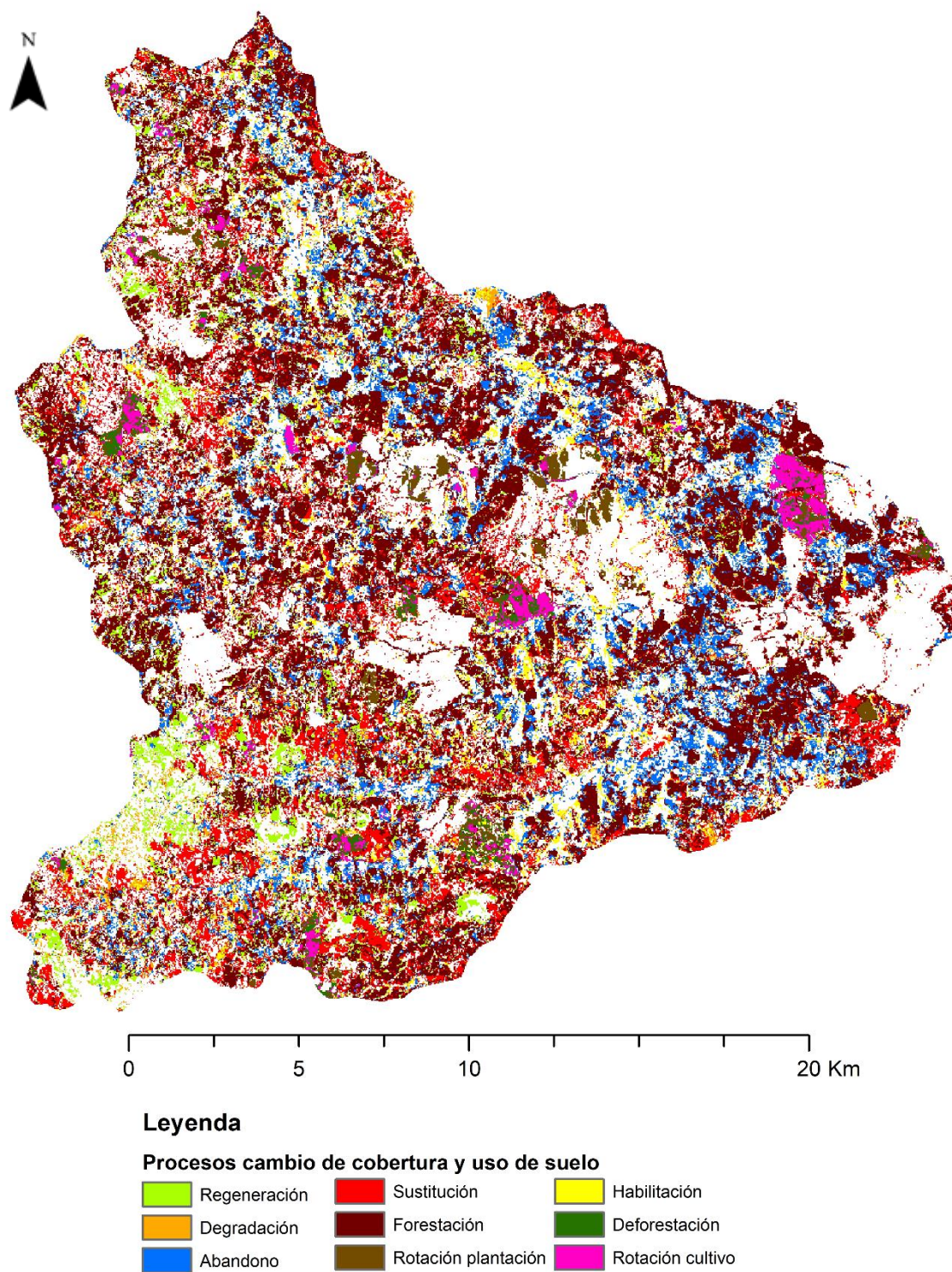
B



Fuente: Elaboración propia

En relación a los procesos que han ocurrido en las cuencas en estudio durante el periodo 1987-2016, se observaron que en la cuenca del río Culenco los procesos predominantes correspondieron a a) forestación, es decir el cambio de suelos agrícolas y matorrales a plantaciones (13.020 ha), y; b) sustitución, correspondiente al cambio de bosque nativo adulto y renoval a plantaciones forestales (5.596 ha). Esto explicaría la transformación de la cuenca pasando de ser dominada por suelos agrícolas a ser en su mayoría de plantaciones exóticas de pinos y eucaliptos (Figura 6), ambos procesos no se concentraron en una sola área de la cuenca, sino que en toda la extensión de ella.

Figura 6. Procesos de cambio de cobertura y uso de suelo en la cuenca del río Culenco durante el periodo 1987-2016.



Fuente: Elaboración propia

Por otro lado, en la cuenca del río Leiva se observó una tendencia similar a la cuenca del río Culenco, esto debido a que los procesos dominantes corresponden igualmente al de sustitución y forestación (Figura 7), sin embargo, la diferencia radica en que en la primera cuenca mencionada el proceso de sustitución fue el que ocurrió en una superficie mayor (Figura 8) en la zona del valle de la cuenca. Por otro lado, las clasificaciones exhibieron que existió un proceso de degradación del bosque nativo, concentrado principalmente en la parte alta de la cuenca.

Figura 7. Porcentajes de procesos de cambio de cobertura y uso de suelo en las cuencas del río Culenco y Leiva durante el periodo 1987-2016.

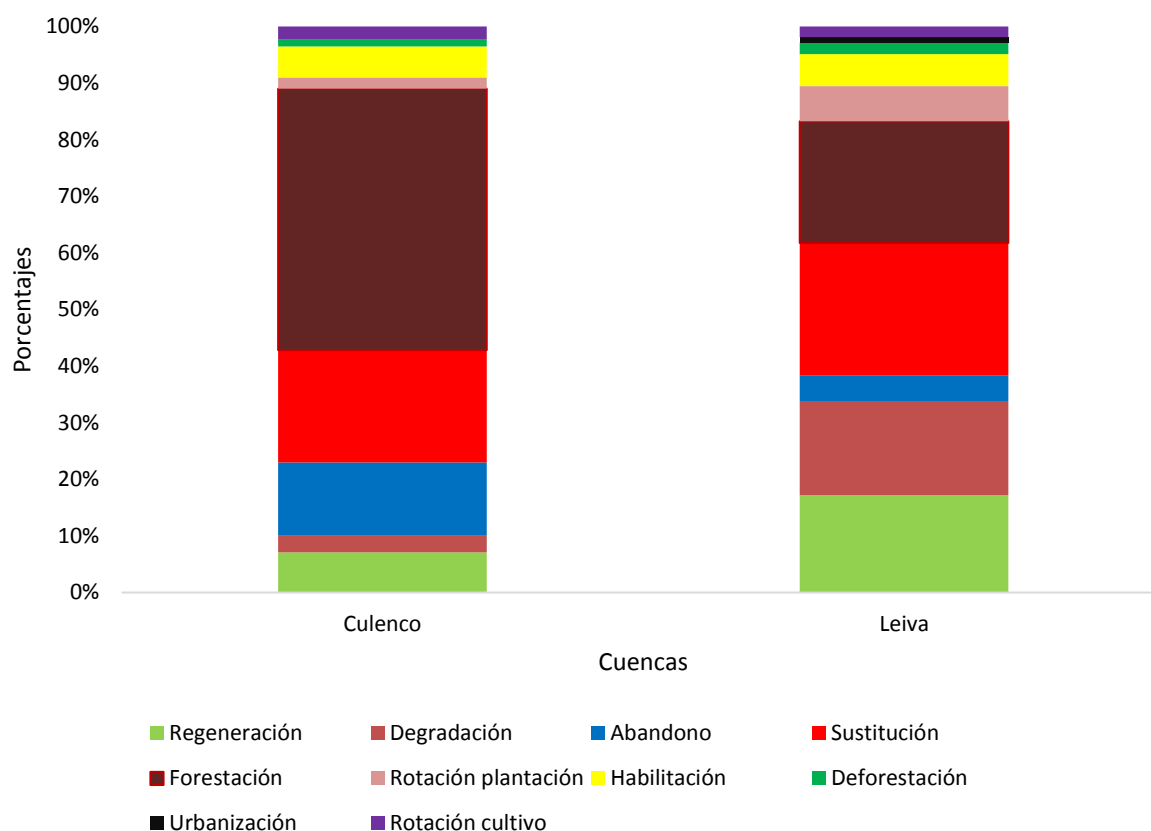
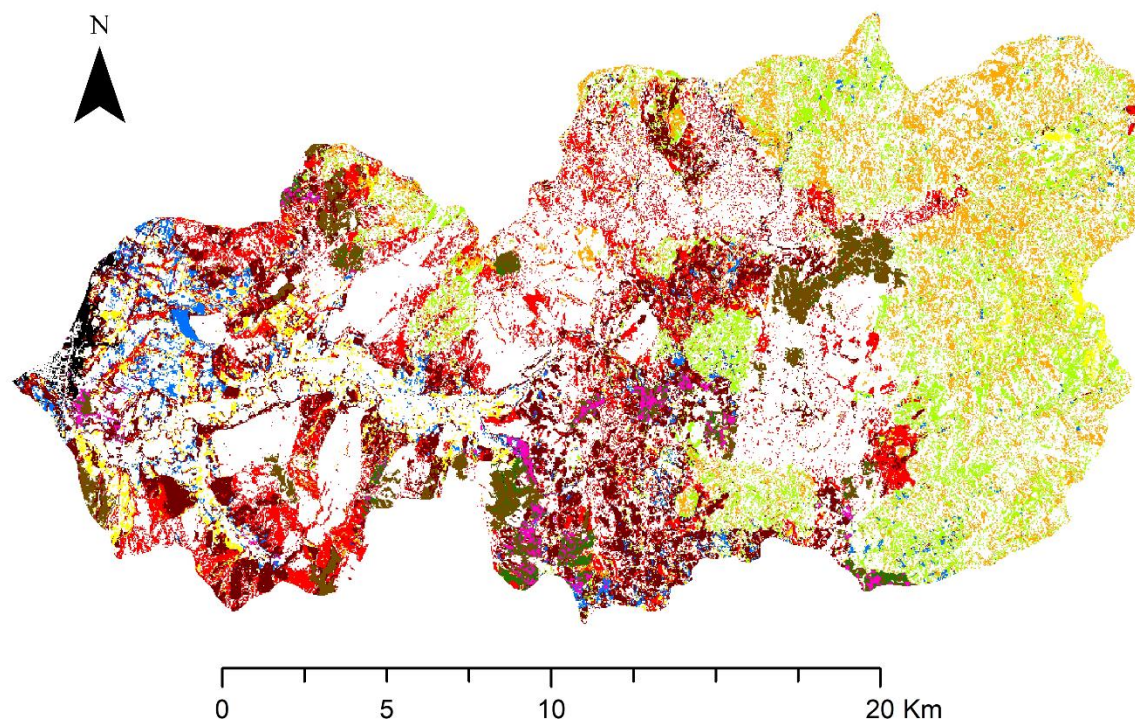


Figura 8. Procesos de cambio de cobertura y uso de suelo en la cuenca del río Leiva durante el periodo 1987 -2016.



Leyenda

Procesos cambio de cobertura y uso de suelo

 Regeneración	 Sustitución	 Deforestación	 Urbanización
 Degradación	 Forestación	 Rotación cultivo	
 Abandono	 Rotación plantación	 Rehabilitación	

Fuente: Elaboración propia

6.3 Modelación de la concentración de N y P mediante N-SPECT

Mediante N-SPECT se modeló la concentración de nitrógeno (N) y fósforo (P) en la cuenca del río Leiva y río Culenco. Para esto se realizó una calibración y posterior validación de este. Para la validación se utilizaron los resultados obtenidos con muestras recolectadas en terreno analizadas en laboratorio.

En el caso de la medición de concentración de N en la cuenca del río Leiva, el modelo exhibió una eficiencia relativa de un 89% con un error media de ± 0.02 Mg/L. Esto contrasta con lo obtenido en la modelación de P en la misma cuenca debido que el modelo presentó una eficiencia relativa igual a un 71% y un error medio de ± 0.01 Mg/L. Para la cuenca del río Culenco la tendencia fue similar, esto ya que el N presentó una mejor eficiencia relativa en comparación al P.

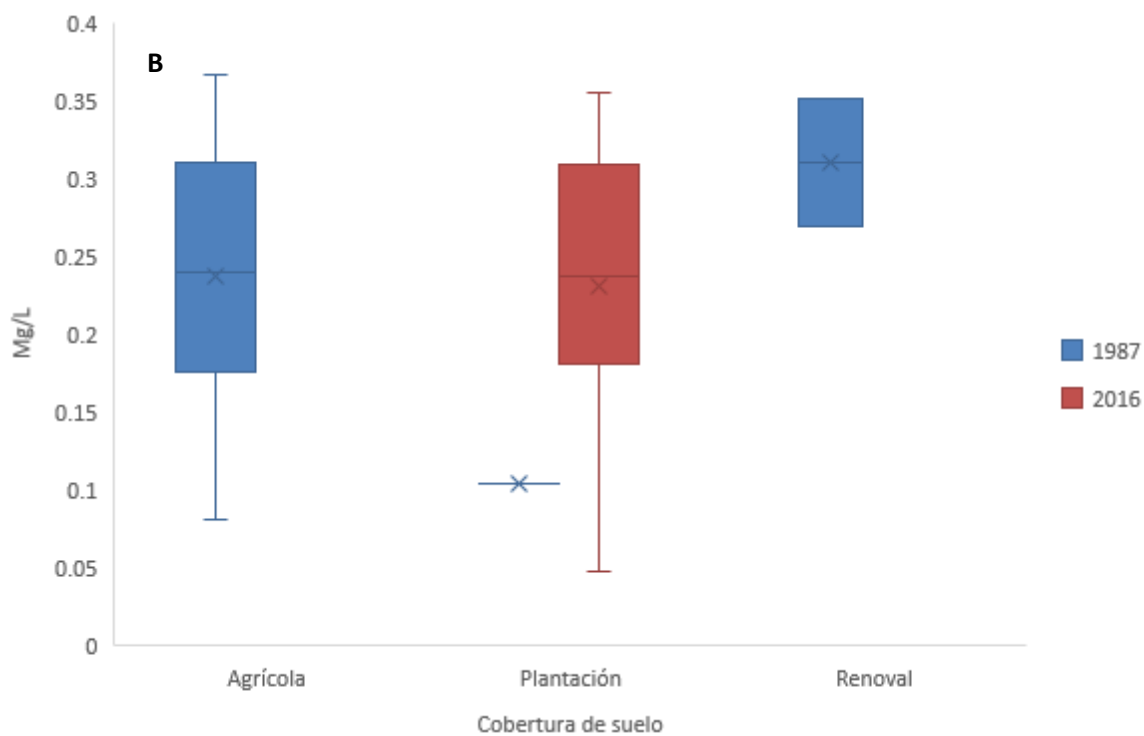
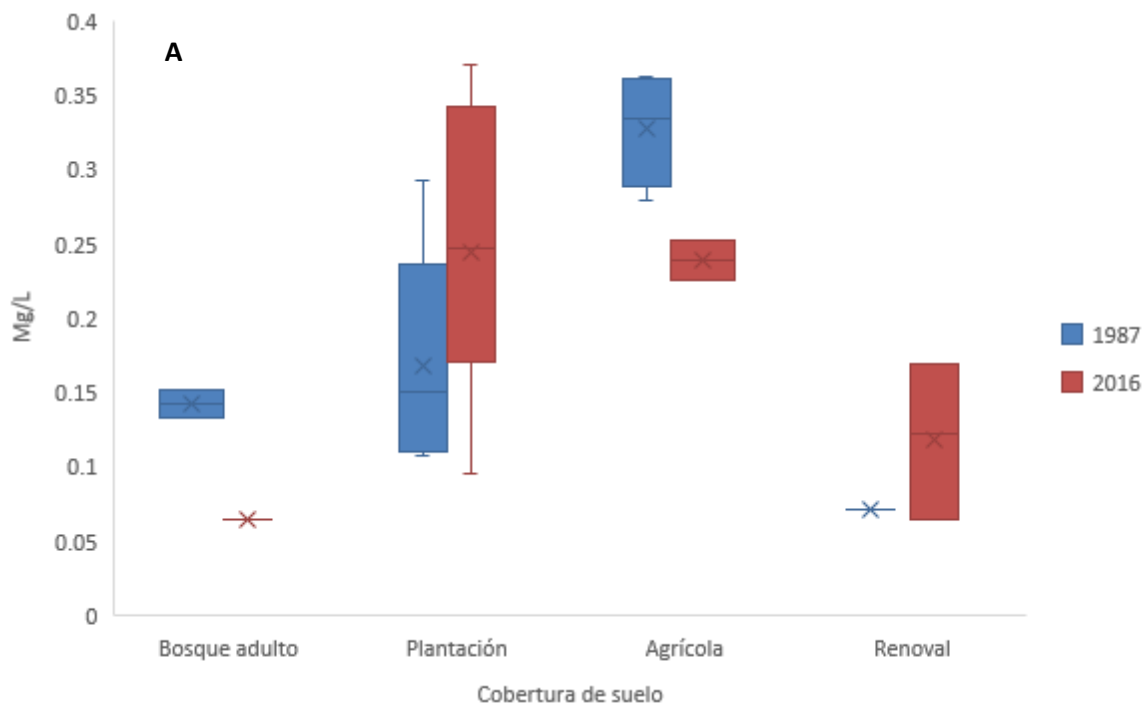
A pesar de lo anterior, el N presentó una disminución en cuanto a su eficiencia, llegando a un 84% con un error medio de ± 0.02 Mg/L, y la modelación del P presentó un aumento en su eficiencia media obteniendo un 76% con un error medio de ± 0.002 Mg/L.

En cuanto a las concentraciones de N se encontró para la cuenca del río Leiva que aquellas subcuencas con predominancia de suelo agrícola vieron una disminución en las concentraciones de este nutriente. Caso contrario se observa con las subcuencas dominadas por plantaciones forestales, donde las concentraciones de N presentaron un aumento.

Además como se puede observar en la figura 9 para la cuenca del río Culenco durante el año 1986 fue posible obtener las concentraciones de N a subcuencas dominadas por suelos agrícolas y renovales, las cuales para el año final producto de un fuerte proceso de forestación, tal como se mostró en los resultados anteriores, fueron todas convertidas a subcuencas dominadas por plantaciones forestales, razón por la cual no es posible realizar una comparación entre subcuencas dominadas por la misma cobertura y uso de suelo en dicha cuenca.

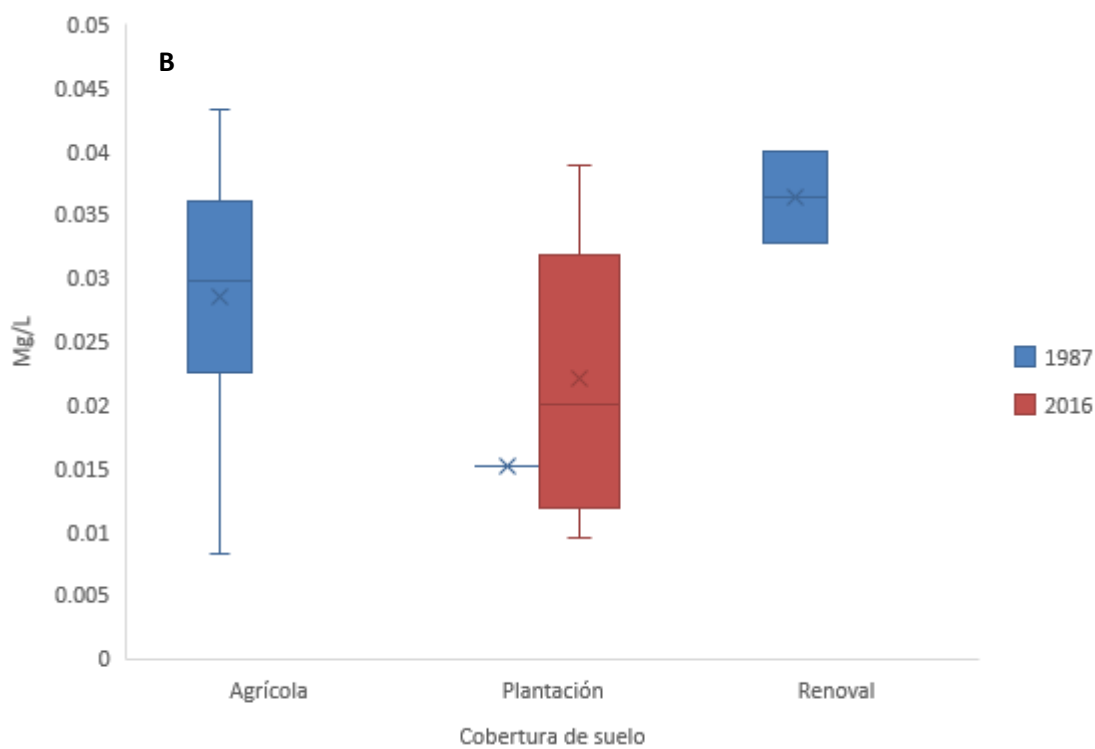
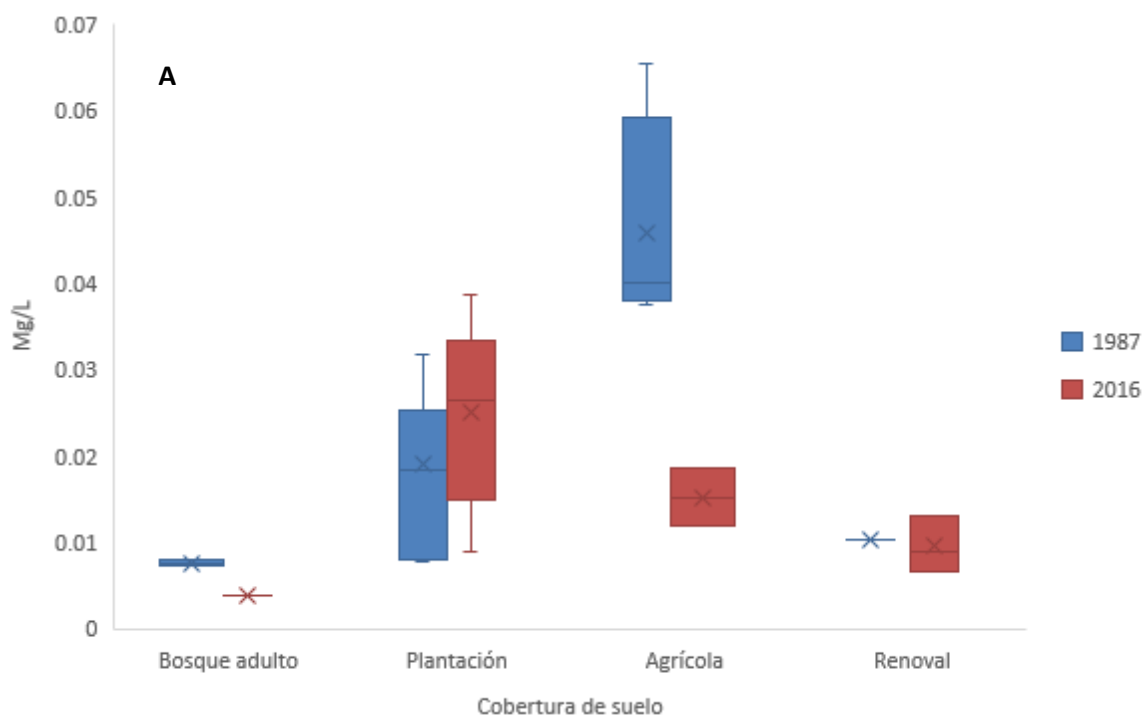
En cuanto a la disminución de las concentraciones de N en las subcuencas dominadas por suelos agrícolas y aumento en aquellas dominadas por plantaciones forestales, esto se puede explicar debido a que muchas de aquellas subcuencas agrícolas en el año inicial sufrieron procesos de forestación, es decir que hubo una disminución importante en la superficie de suelo agrícola al mismo tiempo que aumentaron las plantaciones forestales, sin embargo la primera de estas continuó siendo la dominante pero con una menor superficie.

Figura 9. Concentraciones de Nitrógeno por cobertura dominante en las subcuencas de la cuenca del (A) río Leiva y (B) río Culenco.



En relación a las concentraciones de P ocurre una situación similar al N, donde para la cuenca del río Leiva en aquellas subcuencas dominadas por suelos agrícolas se observó una disminución en las concentraciones de P, esto podría explicarse, al igual que en el caso anterior, debido a que en la cuenca del Leiva existió un proceso de forestación, es decir que se perdió superficie agrícola siendo reemplazada por plantaciones forestales, sin embargo la cubierta agrícola continuó siendo la dominante en algunas de estas subcuencas. Esto también explicaría el aumento en las concentraciones de P en aquellas cuencas dominadas por plantaciones forestales, es decir que subcuencas donde dominaban las plantaciones forestales, hubo un aumento en la superficie de estas, generando así un incremento en las concentraciones de P (Figura 10).

Figura 10. Concentraciones de Fósforo por cobertura dominante en las subcuencas de la cuenca del (A) río Leiva y (B) río Culenco.



7 DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS

La clasificación de coberturas y uso del suelo efectuada sobre imágenes satelitales poseen un determinado grado de precisión, para las imágenes utilizadas en esta investigación la precisión de 1987 fue de un 81%, aumentando a un 86% para el año final. A medida que las imágenes utilizadas tengan una resolución temporal más actual, la exactitud de estas va en aumento, esto debido principalmente a que la calidad de las imágenes en temas de resolución radiométrica mejora en el tiempo (Echeverría et al., 2006). Además, mucho influye el trabajo en terreno para lograr que el valor de exactitud en la clasificación de coberturas mejore notablemente (Zamorano-Elgueta et al., 2015), por tal motivo la clasificación de la imagen satelital con mayor grado de exactitud correspondió al año 2016, caso distinto ocurre con la imagen perteneciente al año 1987 donde la misma posee una desventaja dada la limitante de la validación en terreno además de poseer una resolución radiométrica inferior a la imagen correspondiente al año 2016.

En cuanto a la composición de ambas cuencas, se observó que en ambas existió una disminución de la superficie agrícola, como también de bosque nativo adulto y renovales presentes en el área de estudio. Por el contrario, en ambas cuencas ocurrió un aumento considerable de las plantaciones forestales concordando con lo reportado por Nahuelhual et al. (2012), quienes analizaron los CUCS en la zona costera de la región del Maule y Biobío, donde señalaron que existió una fuerte expansión forestal, ya que durante el periodo 1975-1990 las plantaciones aumentaron de 29.213 ha a 95.049 ha, mientras que entre 1990-2017 aumentaron a un total de 22.4716 ha, a tasas anuales de 7.9% y 5.1% respectivamente. Estos resultados difieren en parte con lo encontrado en la presente investigación, ya que los resultados mostraron un importante aporte tanto de los matorrales, bosque nativo y suelos agrícolas en el aumento de las plantaciones forestales.

Asimismo, Saavedra y Sepúlveda (2016) en la subcuenca del río Quepe, región de la Araucanía, señalaron que las tierras de cultivo fueron las que presentaron una mayor pérdida bruta de superficie, con una disminución de aproximadamente un 8% de la superficie a nivel de paisaje, mientras que las plantaciones forestales fueron una de las que mostró una alta expansión de superficie, siendo ambas tendencias coincidentes con lo reportado en el presente trabajo.

Misma tendencia muestra el estudio realizado por Heilmayr et al. (2016) donde se mostró que en la región del Biobío en el año 1987 las coberturas predominantes eran los suelos agrícolas como el bosque nativo, sin embargo, ya para el año 2011 esto cambió para el año 2011 donde la cobertura

dominante correspondía a las plantaciones forestales. En la misma línea, Díaz et al. (2018) mostraron que las coberturas que exhibían una mayor superficie en la región del Biobío en los años 1998 y 2008 correspondían a terrenos agrícolas, plantaciones y bosque nativo. Además, se observó que durante este periodo las superficies agrícolas presentaron una disminución en su superficie, pasando a cubrir un 26% a 22% de la región, además los autores señalan que una de las principales causas de pérdida de suelo agrícola es el alto subsidio estatal que motiva a los dueños de estos terrenos a convertirlos a un uso forestal y en menor medida debido a procesos de urbanización.

Asimismo, las plantaciones forestales presentaron un incremento de la superficie regional, aumentando de un 26% a un 33%, transformándose así en la cobertura dominante en el año 2008, resultados que concuerdan con lo encontrado en la presente investigación.

En ambas cuencas los procesos dominantes fueron los de forestación, es decir el cambio de matorrales o suelos agrícolas a plantaciones, y sustitución, correspondiente a la transformación de bosque nativo adulto y renovals a plantaciones. Vergara et al. (2018) identificaron que en la región del Biobío durante el periodo 1998-2008, de la superficie de plantaciones forestales presentes en el año final, un 21% correspondía a matorrales en 1998 y un 14% a suelos agrícolas. Además, mencionan que un 11% de las plantaciones forestales son producto de procesos de sustitución ocurridos en la región del Biobío.

De igual forma el estudio realizado por Heilmayr et al. (2016) señaló que, entre las regiones de Valparaíso y Los Lagos, durante el periodo de estudio, es decir entre 1987 y 2011, un 45% de las nuevas plantaciones se establecieron en lo que solían ser suelos agrícolas, mientras que un 31% en matorrales. Además, un 22% de la nueva superficie de plantaciones forestales viene producto de procesos de sustitución, es decir producto de la conversión de bosque nativo adulto o renovals a plantaciones. Este proceso lo explicarían debido a que las plantaciones forestales poseen ventajas económicas y capitalización en comparación a las actividades agrícolas, como también debido a la concentración de la producción en tierras más productivas, lo cual ha generado que una importante superficie agrícola sea transformada a un nuevo uso de suelo.

Las concentraciones máximas de Nitrógeno encontradas en este estudio en cuencas con predominancia de suelo agrícola corresponden a 0.35 Mg/L, lo cual concuerda con lo reportado por Oyarzun et al. (1997), quienes encontraron bajo las mismas condiciones una concentración de 0.31 Mg/L. Los mismos autores reportan que las cuencas dominadas por cubiertas boscosas presentaron

una concentración de N de 0.13 Mg/L, lo cual concuerda con lo encontrado en la presente investigación ya que el valor máximo de N encontrado fue de 0.15 Mg/L.

En cuanto al P en este estudio se encontraron concentraciones máximas de 0.06 Mg/L y 0.008 Mg/L para cuencas dominas por suelos agrícolas y bosque respectivamente, estos valores son similares a lo encontrado por Oyarzun et al. (1997), quienes reportan concentraciones de 0.028 Mg/L y 0.012 respectivamente.

En relación al vínculo entre cambio de cobertura y uso de suelo y la concentración de N y P, se encontró que los usos de suelo agrícola fueron los principales contribuyentes a las concentraciones de N Y P a los cursos de agua, sin embargo, su aporte se ha visto reducido. Esto se puede atribuir principalmente a los procesos de cambio de uso de suelo que han sufrido ambas cuencas, donde ha existido un fuerte proceso de pérdida de suelo agrícola siendo reemplazado por plantaciones forestales. Estos resultados concuerdan con un estudio realizado por Mehaffey et al. (2005), en Nueva York, quienes reportan que el uso de tierra agrícola corresponde al principal contribuyente de Nitrógeno y Fósforo total, sin embargo, su aporte disminuyó en el tiempo a medida que el porcentaje de dicha cobertura dentro de la cuenca se redujo. De la misma manera, un estudio realizado por Lerodaconou et al 2005, en Australia muestra una relación positiva entre los suelos agrícolas y las concentraciones de N y P, ya que reportaron, a una escala regional, un importante aumento en las concentraciones de ambos nutrientes entre el periodo 1980-2002, siendo atribuido principalmente al cambio de pastizales a usos agrícolas más intensivos como pastizales de regadío o cultivos.

Estudios han demostrado que los suelos agrícolas corresponden a uno de los usos de suelo que generan mayor degradación de la calidad de agua. Estos suelos producto del exceso de fertilizantes, escorrentía y erosión del suelo pueden contribuir a un aumento de sedimentos, nutrientes, contaminantes químicos y materia orgánica a los cuerpos de agua (De Mello et al., 2018). En general, usos de suelo relacionados con actividades económicas, tales como suelos agrícolas o áreas urbanas producen impactos negativos en la calidad de agua, generando así correlaciones positivas entre los porcentajes de superficie de estos usos de suelo y las concentraciones de contaminantes (Prita ayu et al., 2017).

8 CONCLUSIONES

Este estudio ha permitido generar información importante para la toma de decisiones y manejo a escala de cuenca. Se ha mostrado la relación existente entre cambios de usos y coberturas de suelo con las concentraciones de N y P presentes en los cursos de agua. De igual manera fue posible determinar que en ambas cuencas en estudio existió un fuerte proceso de forestación, siendo las coberturas agrícolas y de renovales las que presentaron una mayor disminución en sus superficies.

Por otro lado, se observó que las subcuencas dominadas por suelos agrícolas presentaron una disminución en las concentraciones de N y P, mientras que las cuencas dominadas por plantaciones presentaron un aumento en las concentraciones de ambos nutrientes. Esto se explica debido a la pérdida de superficie agrícola y aumento de las plantaciones forestales.

Finalmente, se puede mencionar que la utilización de modelos espacialmente explícitos, en conjunto con tecnologías de teledetección, que determinen los niveles de concentraciones de nutrientes en los cursos de agua, son un factor clave para la planificación y toma de decisiones ya que estos permitirían estimar los niveles de N y P y otros contaminantes bajo distintos escenarios de cambios de cobertura y uso de suelo, por ejemplo se podría estimar como variaría la calidad de agua bajo un escenario de restauración o de expansión forestal o agrícola. Además, la utilización de estos modelos en muchos casos es más eficiente y factible que la toma de datos en terreno, ya que por ejemplo los costos asociados de los trabajos de campo generalmente son más elevados, pueden existir dificultad para acceder a los puntos de muestreo, como también la recolección de muestras se puede dar en periodos más extensos de tiempo en comparación a la rapidez de la obtención de datos mediante modelos.

Debido a la relación existente entre usos de suelo relacionados a actividades económicas con una degradación de las aguas, sería importante generar medidas de mitigación, como por ejemplo reducir la cantidad de fertilizantes o la generación de áreas buffer alrededor de zonas ribereñas.

Por otro lado, la utilización de modelos espacialmente explícitos, como de sensoramiento remoto, permiten conocer el efecto de cambios de uso o cobertura de suelo en distintos escenarios, por ejemplo, que ocurriría con la calidad de agua en un escenario de restauración o con la habilitación de suelos agrícolas, lo cual sería una importante herramienta para la toma de decisiones y planificación del territorio, sobre todo considerando la situación actual de escasez hídrica.

9 REFERENCIAS

- Aguayo, M., Pauchard, A., Azócar, G. y Parra, O. (2009). Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX. Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82(3), 361-374. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2009000300004>
- Alqurashi, A. F. y Kumar, L. (2013). Investigating de Use of Remote Sensing and GIS Techiniques to Detect Land Use and Land Cover Change: A Review. *Advances in Remote Sensing*, 2, 193-204. <https://www.researchgate.net/publication/251571967>
- Attua, E. M., Ayamga, J. y Pabi, O. (2014) Relating land use and land cover to surface water quality in the Densu River basin, Ghana. *International Journal of River Basin Management*, 12(1), 57-68. <https://doi.org/10.1080/15715124.2014.880711>
- Bronstert, A., Niehoff, D. y Bürger, G. (2002). Effects of climate and land-use change on storm runoff generation: Present Knowledge and modelling capabilities. *Hydrological Processes*, 16(2), 509-529, <https://doi.org/10.1002/hyp.326>
- Burke, L. y Sugg, Z. (2006). *Hydrologic Modeling of Watersheds Discharging Adjacent to the Mesoamerican Reef*. World Resources Institute. http://pdf.wri.org/mar_hydrologic_model_results_english.pdf
- Calijuri, M. L., Siqueira, J., Soares, L., Peixoto, P. y Mattos, J. E. (2015). Impact of land use/land cover changes on water quality and hydrological behavior of an agricultural subwatershed. *Environmental Earth Sciences*, 74, 5373-5382. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4550-0>
- Chotpantarat, S. y Boonkaewwan, S. (2018). Impacts of land-use changes on watershed discharge and water quality in a large intensive agricultural area in Thailand. *Hydrological Sciences Journal*, 63(9), 1386-1407. <https://doi.org/10.1080/02626667.2018.1506128>
- Cox, B. A. (2003). A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers. *Science of The Total Environment*, 314-316, 335-377. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00063-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00063-9)

- De Mello, K., Aversa, R., Randhir, T., Cordeiro, A. y Vettorazzi, C. (2018). Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *Catena*, 167, 130-138. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.027>
- Ding, J., Jiang, Y., Fu, L., Liu, L., Peng, Q. y Kang, M. (2015). Impacts of Land Use on Surface Water Quality in a Subtropical River Basin: A Case Study of the Dongjiang River Basin, Southeastern China. *Water*, 7(8), 4427-4445. <https://doi.org/10.3390/w7084427>
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J. M., Lara, A. y Newton, A. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation*, 130(4), 481-494. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.01.017>
- Echeverría, C., Newton, A., Nahuelhual, L., Coomes, D. y Rey-Benayas, J. (2012). How landscapes change: Integration of spatial patterns and human processes in temperate landscapes of southern Chile. *Applied Geography*, 32(2), 822-831. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.08.014>
- Erle, E., Pontius, R. (2007). Land-Use and Land-Cover Change. En *Encyclopedia of Earth*. Consultado el 14 de enero de 2020. https://editors.eol.org/eoearth/wiki/Land-use_and_land-cover_change
- Fuentes, R. (2013). *Modelamiento de impactos del cambio de uso de suelo en la carga de sedimentos y nutrientes en la cuenca lacustre del lago Rupanco, Región de Los Lagos, Chile* [tesis de maestría, Universidad de Concepción]. Repositorio UDEC. <http://repositorio.udec.cl/jspui/handle/11594/1571>
- Fuentes, R., León-Muñoz, J. y Echeverría, C. (2017). Spatially explicit modelling of the impacts of land-use and land-cover change on nutrients inputs to an oligotrophic lake. *International Journal of Remote Sensing*, 38(24), 7531-7550. <https://doi.org/10.1080/01431161.2017.1339928>
- Heilmayr, R., Echeverría, C., Fuentes, R. y Lambin, E. (2016). A plantation-dominated forest transition in Chile. *Applied Geography*, 75, 71-82. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.07.014>
- Hossain, S. (2017). Impact of land use change on stream water quality: A review of modelling approaches. *Journal of Research in Engineering and Applied Sciences*, 2(1), 1-6. <https://pdfs.semanticscholar.org/600d/8dedab435a76832a5bc21274a14a0a99031c.pdf>

Hua, A. K. (2017). Land Use Land Cover Changes in Detection of Water Quality: A Study Based on Remote Sensing and Multivariate Statistics. *Journal of Environmental Public Health*, 2017, Artículo 7515130, <https://doi.org/10.1155/2017/7515130>

Huang, J., Zhan, J., Yan, H., Wu, F. y Deng, X. (2013). Evaluation of the Impacts of Land Use on Water Quality: A case Study in the Chaohu Lake Basin. *The Scientific World Journal*, 2013, Artículo 329187. <https://doi.org/10.1155/2013/329187>

International Geosphere-Biosphere Programme. (1993). *Relating Land Use and Global Land-Cover Change: A proposal for an IGBP-HDP Core Project*. <http://ciesin.org/docs/008-105/008-105.html>

Kannel, P., Kanel, S. y Lee, S. (2011). A Review of Public Domain Water Quality Models for Simulating Dissolved Oxygen in Rivers and Streams. *Environmental Modeling & Assessment*, 16, 183-204. <https://doi.org/10.1007/s10666-010-9235-1>

Kavian, A., Mohammadi, M., Gholami, L. y Rodrigo-Comino, J. (2018). Assessment of the Spatiotemporal Effects of Land Use Changes on Runoff and Nitrate Loads in the Talar River. *Water*, 10(4), Artículo 445, <https://doi.org/10.3390/w10040445>

Lambin, E. F., Turner, B. L., Geist, H. J., Agbola, S. B., Angelsen, A., Bruce, J. W., Coomes, O. T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P. S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E. F., Mortimore, M., Ramakrishnan, P. S., Richards, J. F.,...Xu, J. (2001). The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11(4), 261-269. [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(01\)00007-3](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(01)00007-3)

León-Muñoz, J., Echeverría, C., Fuentes, R. y Aburto, F. (2017). How is the land use-cover changing in drinking water catchments in the coastal range of south-central Chile (35°-38.5°)? *Bosque*, 38(1), 203-209. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002017000100020>

Loucks, D. P. y van Beek, E. (2017). Water Quality Modeling and Prediction. En *Water Resource Systems Planning and Management* (pp. 417-467). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-44234-1_10

Mehaffey, M., Nash, M., Wade, T., Ebert, D., Jones, K. y Rager, A. (2005). Linking land cover and water quality in New York city's water supply watersheds. *Environmental Monitoring and Assessment*, 107(1-3), 29-44. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-2018-5>

Meyer, W. y Turner, B. L. (eds.). (1994). *Changes in Land Use and Land Cover: A Global Perspective*. Cambridge University Press.
<https://books.google.cl/books?id=X1pNRW6r0BoC&lpg=PP1&hl=es&pg=PP8#v=onepage&q&f=false>
[e](#)

Montero, A. y Viales, R. (2015). La teoría del cambio en el paisaje a partir del cambio del uso de la tierra y la cobertura del suelo (enfoque LUCC). Su utilidad para la historia ambiental. *Revista Reflexiones*, 94(2), 25-33. <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/reflexiones/article/view/25385>

Mustard, J. F., Defries, R. D., Fisher, T. y Moran, E. (2012). Land-Use and Land-Cover Change Pathways and Impacts. *Land Change Science*, 6, 411-429. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-2562-4_24

Nahuelhual, L., Carmona, A., Lara, A., Echeverría, C. y González, M. (2012). Land-cover change to forest plantations: Proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. *Landscape and Urban Planning*, 107(1), 12-20. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.04.006>

Namugize, J., Jewitt, G. y Graham, M. (2018). Effects of land use and land cover changes on water quality in the uMngeni river catchment, South Africa. *Physics and Chemistry of the Earth*, 105, 247-264. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2018.03.013>

National Oceanic and Atmospheric Administration. (2005, Marzo y Abril). New Nonpoint Source Pollution Product for Coastal Resource Managers. *Coastal Services*, 8(2), 1-2. https://books.google.cl/books?id=5AwkAQAAIAAJ&printsec=frontcover&hl=es&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false

Permatasari, P. A., Setiawan, Y., Khairiah, R. N. y Effendi, H. (2017). The effect of land use change on water quality: A case study in Ciliwung Watershed. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 54(1), 1-8. <http://iopscience.iop.org/1755-1315/54/1/012026>

Saavedra, P. y Sepúlveda, A. (2016). Systematic transitions in land use and land cover in a pre-Andean sub-watershed with high human intervention in the Araucania Region, Chile. *Ciencia e Investigación Agraria*, 43(3), 396-407. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-16202016000300006>

- Sajikumar, N. y Remya, R. S. (2015). Impact of land cover and land use change on runoff characteristics. *Journal of Environmental Management*, 161, 460-468.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.12.041>
- Tsakiris, G. y Alexakis, D. (2012). Water quality models: An overview. *European Water*, 37, 33-46.
<https://www.researchgate.net/publication/261107594>
- Ullah, K. A., Jiang, J. y Wang, P. (2018). Land use impacts on Surface water quality statistical approaches. *Global Journal on Environmental Science and Management*, 4(2), 231-250.
<https://pdfs.semanticscholar.org/33dc/cfea89e629cbe2249b4a8aa2b61fd045b675.pdf>
- United States Environmental Protection Agency. (s. f.). *Surface Water Quality Modeling*. EPA. Consultado el 8 de enero de 2020. <https://www.epa.gov/waterdata/surface-water-quality-modeling>
- Vergara, G., Sandoval, V. y Herrera, M. A. (2018). Análisis del cambio temporal y espacial del uso del suelo en la región centro-sur de Chile. *Ciencia Forestal*, 28(4), 1831-1844.
<http://dx.doi.org/10.5902/1980509835342>
- Wang, Q., Li, S., Jia, P., Qi, C. y Ding, F. (2013). A Review of Surface Water Quality Models. *The Scientific World Journal*, 2013, Artículo 231768. <http://dx.doi.org/10.1155/2013/231768>
- Zamorano-Elgueta, C., Rey-Benayas, J. M., Cayuela, L., Hantson, S. y Armenteras, D. (2015). Native forest replacement by toxic plantations in southern Chile (1985-2011) and partial compensation by natural regeneration. *Forest Ecology and Management*, 345, 10-20.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.025>