



**Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile
Universidad de Concepción**



Informe Final

**RECOPIACIÓN DE
INFORMACIÓN Y METODOLOGÍAS PARA LA
ESTIMACIÓN DE EMISIONES DE FUENTES
DIFUSAS EN CHILE
ID:608897-68-LE14**

**Centro de Ciencias Ambientales, EULA-Chile
Universidad de Concepción**

Preparado para el Ministerio de Medio Ambiente

Abril, 2014

ÍNDICE

RESUMEN EJECUTIVO	6
1 INTRODUCCIÓN.....	11
2 METODOLOGÍA.....	13
2.1 Índices de Exportación	13
2.1.1 Revisión bibliográfica.....	13
2.1.2 Generación de base de datos.....	14
2.1.3 Análisis estadístico de la base de datos	15
2.2 Medidas de reducción de emisiones y costos asociados	16
2.2.1 Revisión bibliográfica de medidas de control de fuentes difusas a cuerpos de agua superficiales: prevención y control y sus costos asociados	16
2.2.2 Generación de base de datos.....	16
2.2.3 Análisis de Recopilación.....	17
2.3 Modelo Conceptual.....	22
2.4 Aplicación de modelos en diferentes cuencas	23
2.4.1 Modelo SWAT	23
2.4.2 Aplicación en cuencas piloto.....	23
3 RESULTADOS	24
Componente 1:.....	24
3.1 Índices de exportación.....	24
3.1.1 Revisión bibliográfica de fuentes nacionales e internacionales.....	24
3.1.2 Recopilación de índices de exportación. Explicación de índices de exportación y variables explicativas. Análisis de la base de datos	25
3.1.3 Análisis estadístico base de datos coeficiente de exportación	33
Componente 2.....	38

3.2	Modelo Conceptual.....	38
3.2.1	Elementos del Modelo Conceptual	38
3.2.2	Vías de contaminación (pathways)	41
3.2.3	Vía de contaminación y condiciones ambientales: circunstancias que los pathways son relevantes	41
3.2.4	Determinación de Sustancias	43
3.2.5	Cálculo de Sustancias	47
3.2.6	Fuentes emisoras terrestres (agricultura, minería, forestal, urbana, otras) y aéreas (emisiones a la atmósfera por chimeneas)	50
3.2.7	Relación fuente-parámetro: cuáles son las principales sustancias.....	50
3.2.8	Formulación matemática de un modelo conceptual para apoyar la toma de decisión en la gestión de contaminación difusa	51
3.3	Aplicación de modelos en diferentes cuencas	58
3.3.1	Justificación de las cuencas a estudiar y características principales.....	58
3.3.2	Aplicación de SWAT	58
3.3.3	Análisis de sensibilidad modelo SWAT	91
3.3.4	Aplicación modelo conceptual	98
3.3.5	Comparación de los modelos	102
	Componente 3:.....	107
3.4	Medidas de reducción de emisiones	107
3.4.1	Recopilación de medidas de control de fuentes difusas a cuerpos de agua superficiales: prevención y control	107
3.4.2	Generación de base de datos de costos y eficiencia.	110
3.4.3	Análisis crítico de la información contenida en la base de datos (Anexo 2b. "Base de datos medidas de mitigación y costos").	131
4	Recomendaciones y Pasos a Seguir	132

Componente 4.....	132
4.1 Recomendaciones para la Elaboración de los Índices de Exportación.....	132
4.2 Recomendaciones para el Modelo Conceptual.....	133
4.3 Recomendaciones para la Elaboración del Modelo SWAT	134
4.4 Recomendaciones para las Medidas de Gestión y Costos Asociados	135
4.5 Resumen de Propuestas	136
5 Taller de capacitación.....	139
Componente 5:.....	139
CONCLUSIONES	140
BIBLIOGRAFÍA.....	144
6 ANEXOS.....	154
Anexo 1a. Base de datos fuentes difusas.....	155
Anexo 1b. Fichas resúmenes artículos revisadosy sistematizados.....	156
Anexo 1c. Artículos contaminación difusa	245
Anexo 1d. Tablas coeficientes de exportación.....	255
Anexo 2a. Fichas resúmenes medidas de mitigación y costos	268
Anexo 2b. Base de datos de medidas de mitigación y costos	297
Anexo 2c. Artículos científicos y técnicos revisados de medidas de mitigación y costos	298
Anexo 2d. Referencias bibliográficas medidas de mitigación y costos.....	299
Anexo 3a. Generalidades plaguicidas y fertilizantes a nivel mundial y nacional	302
Anexo 4a. Programa taller capacitación	334
Anexo 4b. Presentaciones taller	337
Anexo 4c. Lista asistencia taller capacitación.....	338
Anexo 5a. Bases Teóricas Modelo SWAT	341

Anexo 5b. Estaciones metereológicas y fluviométricas a utilizar para el modelo SWAT	348
Anexo 5c. Entradas del para el modelo SWAT	356
Anexo 5d. Claves para los usos de suelo	357
Anexo 5e. Manual del modelo SWAT	358
Anexo 5f. Archivos *.mxd para ejecución del modelo SWAT	359
Anexo 5g. Tutorial para la ejecución del modelo SWAT	360
Anexo 6. Catastro de usos de suelo de las tres cuencas estudiadas	361
Anexo 7a. Base de Datos Espacial	365
Anexo 7b. Tecnologías de Información Geográfica	370
Anexo 8a. Significado de las columnas de los datos de inputs y outputs del modelo conceptual.....	371
Anexo 8b. Datos de inputs y outputs de la aplicación del modelo conceptual.....	373

RESUMEN EJECUTIVO

La finalidad del presente informe es dar cumplimiento a los objetivos 1, 2, 3 y 5 de este estudio. En cuanto al objetivo 1, este apunta a "Realizar una recopilación bibliográfica nacional e internacional de las metodologías de estimación de fuentes difusas a cuerpos de agua superficiales y de parámetros involucrados para su estimación". El objetivo 2 está orientado a desarrollar un modelo conceptual de estimación de fuentes difusas a cuerpos de agua superficiales en Chile", el objetivo 3 apunta a "recopilar medidas de control de contaminación difusa a cuerpos de agua superficiales (prevención y mitigación) y, por último, el objetivo 5 consiste en realizar una jornada de capacitación a la contraparte técnica respecto a contaminación difusa de aguas superficiales. Para el cumplimiento del objetivo 1, se realizó una revisión bibliográfica de experiencias internacionales de diferentes organismos y agencias que incorporan desde aproximadamente la década de los 80s políticas públicas, guías metodológicas y vinculación con todos los actores relevantes en temáticas de contaminación difusa. En este contexto, se revisaron 64 fuentes bibliográficas entre artículos científicos e informes técnicos, elaborándose con esta información fichas técnicas las cuales tienen como finalidad proporcionar información de manera posterior a la comprensión y aplicación del modelo conceptual de contaminación difusa. Partes de estas fichas, sirvieron de base para elaborar el capítulo de coeficientes de exportación incluido también en este informe. Con toda la información revisada, se elaboró un archivo Excel, el cual sistematiza información puntual (por ejemplo, órdenes de magnitud de concentraciones típicas de nutrientes metales y pesticidas, coeficientes de exportación, experiencias de mitigación, características de cuencas, etc.) que servirán para nutrir el modelo conceptual general y a nivel de subcuencas en Chile.

En relación a los coeficientes de exportación, estos se utilizan para predecir la carga de contaminantes en sistemas acuáticos. Para esto, se desarrolla un modelo empírico que se construye utilizando los datos recogidos de la distribución espacial de los usos del suelo, los fertilizantes aplicados a cada tipo de uso de suelo, el número y distribución de ganado, poblaciones humanas en el área de drenaje, y el aporte de nutrientes a la cuenca a través de la fijación de nitrógeno, deposición atmosférica y precipitaciones. Normalmente, los modelos de coeficientes de exportación predicen la carga total anual de nitrógeno y fósforo descargado en un determinado punto de la cuenca. Investigaciones realizadas en el sur de Chile indican que las variaciones en concentraciones de nutrientes de ríos estudiados, se deben principalmente a los cambios en el uso del suelo, producto de actividades antrópicas tales como, ganadería, forestación y agricultura. Estas actividades generan un uso, a veces excesivo de fertilizantes, provocando un aumento en las concentraciones de nitrógeno, el que es transportado a través de los ríos que forman parte del sistema hidrológico de estas cuencas. A nivel internacional, los coeficientes de exportación se obtienen a través de las siguientes técnicas: métodos estadísticos bayesianos, modelos de coeficiente de exportación, modelos de regresión múltiple, la mayoría en base a modelos de calidad de agua, de recopilación y comparación de información.

En relación al uso de plaguicidas en Chile, es sabido que se hace un uso agrícola para mejorar la productividad silvoagrícola. Sin embargo, el mal uso de estas sustancias puede provocar efectos negativos a los cultivos, la salud de las personas y el medio ambiente. Durante los últimos años, el Servicio Agrícola y Ganadero (SAG), ha considerado estratégico el tema del uso y comercio de los plaguicidas de uso agrícola, dada la relación con la salud pública, intoxicaciones o contaminación difusa, su carácter como insumo productivo y por último, como elemento de calificación de inocuidad alimentaria.

El Ministerio de Agricultura, a través del SAG publicó recientemente la Lista de Plaguicidas con autorización vigente al 28/07/14, la que cuenta con 1.152 productos divididos en 4 series y que incluye Insecticidas, acaricidas, funguicidas, bactericidas, herbicidas, adyudantes, nematocidas, misceláneos (reguladores de crecimiento, confusores sexuales, etc.). También se publicó una lista con los plaguicidas cancelados, los que corresponden a aquellos plaguicidas cuya autorización ha caducado pero tienen un plazo de dos años o hasta agotar existencias, sólo para su distribución, venta o aplicación. Esta lista contiene 15 productos, cuya fecha límite va desde mayo del 2014 a septiembre de 2015. Asimismo, el SAG publicó la lista de plaguicidas de uso agrícola prohibidos en Chile y uso agrícola restringido, la que consta sólo de un producto: el Paraquat, que sólo se podrá usar mediante aplicaciones terrestres y siempre que los usuarios estén provistos del equipo completo de protección personal indicado en la etiqueta.

En cuanto a cifras actuales, la Oficina de Estudios y Políticas Agrarias del ministerio de Agricultura (Odepa, 2014), publicó un boletín de insumos a Mayo de 2014, en el que se observa que las importaciones de agroquímicos han disminuido respecto a la misma fecha de 2013, posiblemente debido al aumento del dólar y también al mayor crecimiento de la industria química nacional que permite reducir la demanda de productos importados.

En nuestro país existe el Programa Nacional Integrado de Plaguicidas de uso Agrícola, que es el instrumento a través del cual los servicios públicos con competencia en la materia, entre otros, el Servicio Agrícola y Ganadero, Sernapesca y el Ministerio de Salud, con la coordinación de la Agencia Chilena para la calidad e inocuidad alimentaria, comprometen un plan de acción con metas de corto y mediano plazo, en el que se desarrollará una serie de actividades que abarcan aspectos normativos y regulatorios, implementación de un programa de Buenas Prácticas Agrícolas dirigido a productores que abastecen el mercado interno, planes de monitoreo de residuos de plaguicidas, planes de control y vigilancia de uso de plaguicidas y programas de capacitación y difusión en el área de plaguicidas.

En relación a los fertilizantes, los cuales corresponden a sustancias sólidas, líquidas o gaseosas que contienen uno o más nutrientes en cantidad conocida, que se aplican al suelo, directamente sobre la planta (follaje) o añadido a las soluciones acuosas (como en fertirrigación) para mantenerla fertilidad del suelo, mejorar la cosecha, el rendimiento y/o calidad de los cultivos. El SAG tiene entre sus funciones, en materia de fertilizantes, corroborar la composición de los elementos nutrientes y acompañantes que estos contienen, muestreando lo que ingresa al país y fiscalizando, además, en el comercio el cumplimiento de la normativa nacional.

Chile es un importador neto de fertilizantes, con una importación de aproximadamente 1,1 millones de toneladas anuales de estos productos, aproximadamente el 85% del volumen de fertilizantes comercializados en el país es importado y el resto es producido en Chile. Los fertilizantes son también pocos: fosfato diamónico (DAP, por su nombre en inglés), superfosfato triple (TSP), urea y sulfato de potasio. Para el caso de Chile es muy importante disponer de un mercado de fertilizantes sin distorsiones en su funcionamiento, considerando que ellos representan hasta el 60% de los costos de producción de algunos cultivos. También es el único país del mundo que produce nitratos naturales, principalmente para exportación. La importación de fertilizantes potásicos en Chile no es relevante, dado que el nitrato de potasio se produce y comercializa en el país, además de exportarse. El cloruro de potasio también se produce en el país. En general todos los fertilizantes son importados vía marítima, con excepción de los de

producción nacional, que se embarcan en Tocopilla vía cabotaje a los puertos de la zona centro sur.

En resumen, se deben implementar técnicas para hacer más eficientes el uso de fertilizantes, a fin de mejorar la productividad de los agricultores y, de esta forma, satisfacer la demanda creciente por alimentos. A futuro, es necesario saber cuáles son las actividades de fertilizantes que se usarán. En los últimos cincuenta años la utilización de fertilizantes de origen mineral se ha multiplicado casi diez veces.

Para el cumplimiento del objetivo 2 se propuso un modelo conceptual, el cual ayudaría a estimar las cargas difusas y, además, se aplicó para estimar las cargas difusas para tres subcuencas pilotos utilizando el modelo Soil, Water and Assessment Tool (SWAT). En cuanto al modelo conceptual, este utiliza estimaciones de precipitación (en forma de lluvia y nieve) y temperatura utilizando el método de la curva número. Además considera las tasas de erosión. Estas tasas son estimadas con la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada (RUSLE, por sus siglas en inglés). Finalmente se considera un modelo de transporte de contaminantes (en este caso pesticidas y nutrientes), mediante los índices de exportación antes expuestos. En cuanto al modelo SWAT, este se aplicó en tres subcuencas pilotos: Río Claro (subcuenca Río Elqui), Estero Alhué (subcuenca Río Rapel) y Río Malleco (subcuenca Río Biobío). Dado la falta de datos para la calibración y validación de ambos modelos, existen serias restricciones para compararlos. Esta limitación se debe fundamentalmente a la incertidumbre acerca de la representatividad de los datos simulados, Esto explicaría la poca correlación que existe entre los resultados de ambos modelos. Aun así el modelo SWAT tiene un mayor nivel de certidumbre, dado a que fue posible calibrar la hidrología y descarga del sedimento.

Finalmente para el cumplimiento del objetivo 3 ("recopilar medidas de control de contaminación difusa a cuerpos de agua superficiales para su prevención y mitigación), se consideraron medidas para minimizar el efecto de la contaminación difusa y sus costos. Para una efectiva prevención se debe apuntar a una debida gestión de los insumos y los productos agrícolas, por lo cual se requiere un código de buenas prácticas agrícolas. En los Anexos 2a y 2b se pueden encontrar las medidas propuestas en este informe. Estas medidas apuntan, principalmente, a que es necesario realizar un manejo integrado de la cuenca, abordando temas como la distribución eficiente de fertilizantes, nutrientes y el uso del agua. Las técnicas más utilizadas serían el uso de biofiltros o praderas emplazadas en las riberas de los cauces. Pero para poder llevar a cabo exitosamente estas medidas es necesaria la educación y divulgación de estas técnicas.

Se realizó una búsqueda bibliográfica para determinar los costos de las medidas de gestión para disminuir la contaminación difusa por nutrientes. De esta búsqueda se seleccionaron algunos casos de estudio a nivel internacional, especialmente Estados Unidos y otros casos de nivel nacional. En Kentucky, Estados Unidos se estimó el precio de franjas ribereñas (o biofiltros), los cuales ascendían a US\$129/acre (1 acre = 4047 m²). En el río Potomac se determinó que un biofiltro redujo 21 libras (9,5 kg) de Nitrógeno (N)/acre/año y 4 libras (1,8 kg) de Fósforo (P)/acre/año, con un costo de US\$ 0,3 y US\$ 1,65 por libra de N y P reducido, respectivamente. La EPA (Environmental Protection Agency de Estados Unidos), determinó que los biofiltros tienen una reducción de un 92% de N y 89% de P con costos que fluctúan entre US\$ 150-10.522/acre. Con respecto a la capacidad que los humedales tienen para el tratamiento de aguas, Abramovitz (1997) estimó un costo de US\$ 98.000/acre. Por otro lado el departamento de Recursos

Renobables de Minezota, Estados Unidos estimó un costo de US\$ 665/acre para esta misma medida. La EPA, estimó que los costos para restauración de humedales y riberas son de US\$ 18.793/acre.

En el caso de Chile, el INIA realizó un boletín (Nº170) en el cual se realizó un estudio de costos con dos tipos de biofiltros. El primer biofiltro (BF1) tenía una franja herbácea de 8 m de ancho que contemplaba las siguientes especies: falaris (*Phalaris aquatica*), fetuca (*Festuca arundinacea*) y ballica (*Lolium perenne*) y otra franja entre 5 y 8 m de ancho con especies arbustivas y arbóreas. Los costos anuales de este biofiltro fluctuaron entre \$42 y 267 CLP/m², con un promedio de \$142 CLP/m². Además se calculó un costo alternativo, que considera que el biofiltro es un área que se vuelve improductiva para el propietario. El costo anual alternativo para el BF1 fluctuó entre \$25-120 CLP/m², con un promedio de \$59 CLP/m². Por otro lado el biofiltro 2 (BF2) se compuso solo de una franja herbácea de 8 m de ancho. El costo anual del BF2 estuvo entre el rango de \$84-133 CLP/m², con un promedio de \$109 CLP/m² y el costo alternativo fue de \$120-204 CLP/m², con un promedio de \$160 CLP/m². Como conclusión, los costos su análisis o la estimación de fuentes difusas presentan gran dificultad debido, principalmente a su variabilidad, heterogeneidad en las causas que lo determinan y al vacío de información que existe en la literatura, por lo cual el costo efectividad de las medidas propuestas es sitio específico y se necesita un mayor análisis para cada cuenca.

A través de la realización de este informe, se llegaron a las siguientes conclusiones: La problemática de la contaminación difusa es una preocupación a nivel global, especialmente para los países desarrollados que ha sido un tema de preocupación desde la década de los 80s. El hecho de realizar políticas con respecto a la contaminación difusa ha generado, por un lado, incentivos para realizar modelos que calculen diferentes escenarios que afecten a aguas superficiales y subterráneos. Por otro lado, la EPA se ha hecho cargo de esta situación abordándola de una manera integral, a través de diversos planes de gestión que no involucran diversos componentes ambientales.

En cuanto a los coeficientes de exportación de nutrientes, se concluye que estos pueden ser utilizados a nivel nacional, siempre y cuando se cuantifiquen las exportaciones en función de los usos de suelo sitio específicos para cada cuenca. Igualmente. Para los plaguicidas, se pueden aplicar las relaciones matemáticas al caso chileno que utilizan información sobre el tipo de suelo y relaciones entre precipitación-escorrentía, aunque primero es necesario validar estas aproximaciones.

Con el modelo conceptual utilizado fue posible estimar la carga de nutrientes de forma anual en las tres cuencas. Aunque la principal simplificación y desventaja de este modelo es que omite el rastreo de las cantidades exportadas, lo cual hace que el modelo sea impreciso a escalas espaciales y temporales pequeñas, para el cálculo del tiempo en el cual ocurrirán determinadas cargas. No obstante, el modelo trabaja de forma óptima a mayor escala, como cuenca agrícola o mayores, donde los procesos duran varios días. Con el modelo alternativo SWAT se determinó que existe la potencialidad de utilizar este modelo en Chile, pero se requiere información medida de concentraciones de sedimentos y nutrientes en forma periódica para su correcta calibración y validación. Al comparar ambos modelos, hay resultados similares y otros que varían ampliamente, por lo que se podría esperar que el modelo SWAT esté más cercano a los resultados reales, ya que, al considerar el rastreo, al menos, permite la calibración hidrológica.

En cuanto a las medidas de mitigación, en general, apuntan a un manejo integrado de la cuenca, a través de distribución eficiente de fertilizantes y nutrientes y uso eficiente del agua. En cuanto a las medidas más utilizadas en Chile, estas son la implementación de biofiltros en las riberas de los cauces. En general, para la minimización eficaz de la contaminación difusa es necesaria la educación y divulgación de la protección del medio acuático. En cuanto a los costos de estas medidas, estos dependen del lugar en el cual se aplican.

1 INTRODUCCIÓN

El presente informe corresponde al estado de Avance N°2 del proyecto "Recopilación de Información y Metodologías para la Estimación de Emisiones de Fuentes Difusas en Chile" que se está ejecutando para el Ministerio del Medio Ambiente.

El Ministerio del Medio Ambiente (MMA) es el encargado de coordinar el diseño y establecimiento de Normas Secundarias de Calidad Ambiental (NSCA) para la protección de las aguas continentales superficiales del país. De acuerdo a lo establecido en la Ley N°19.300, sobre Bases Generales del Medioambiente, y el Reglamento para la Dictación de Normas de Calidad Ambiental y de Emisión (DS N°38/2012 MMA), las propuestas normativas deben someterse a un Análisis General del Impacto Económico y Social (AGIES)¹.

El Departamento de Economía Ambiental (DEA), como área encargada de la elaboración de los mencionados AGIES, ha invertido recursos en los últimos años en el establecimiento de lineamientos metodológicos para la elaboración de estos estudios². Uno de los elementos fundamentales para el análisis es contar con una estimación realista de las emisiones en las cuencas analizadas, mediante la generación de un inventario de emisiones. Este insumo permite, entre otras cosas, lo siguiente:

- i. Establecer responsabilidades en la contaminación por los distintos agentes en el medio analizado.³
- ii. Estimar el potencial de reducción de emisiones al aplicar un instrumento normativo y proponer con ello mejoras al mismo.³
- iii. Estimar de mejor manera los costos de la regulación ambiental propuesta.³

A grandes rasgos, las fuentes emisoras que conforman el inventario de emisiones pueden clasificarse en fuentes fijas y fuentes difusas. La primera de ellas es definida como *"aquellas fuentes que descargan al medio ambiente y son plenamente identificables (emisiones de contaminantes a la atmósfera, al agua o al suelo)"*. Actualmente en nuestro país existe un amplio registro de sus emisiones a través de diferentes organismos, por lo que generalmente su estimación es de una complejidad moderada. Por otro lado, las fuentes difusas son definidas como las *"fuentes de menores dimensiones o dispersas respecto de las cuales no resulta posible identificar u obtener*

¹Párrafo extraído de los términos de referencia (TDR)

²MMA (2013). Guía metodológica para la elaboración de un análisis general de impacto económico y social (AGIES) para instrumentos de gestión de calidad del aire. Departamento de Economía Ambiental. Chile, Ministerio del Medio Ambiente.

³Párrafo extraído de los TDR

información desglosada de sus emisiones, residuos o transferencia de contaminantes"⁴ (no se encuentran establecidas en un lugar determinado), y por lo tanto, son de difícil estimación debido a su variabilidad, heterogeneidad en las causas que las determinan y vacíos de información existentes. Sin embargo, se enfatiza la responsabilidad de las fuentes difusas en la contaminación de ríos y lagos y aguas subterráneas, y la necesidad de controlar sus emisiones mediante políticas públicas.

Existe consenso en que la estimación de los aportes difusos es un trabajo de gran envergadura en recursos y tiempo, por lo cual este estudio pretende abarcar el primero de una serie de pasos que consiste en recopilar información respecto a esfuerzos realizados a nivel nacional e internacional y la generación de lineamientos específicos que permitan planificar y desarrollar a fondo este tema en los años venideros.

El presente informe incluye la realización de una recopilación bibliográfica nacional e internacional de las metodologías de estimación de fuentes difusas a cuerpos de agua superficiales y de parámetros involucrados para su estimación (Componente 1), el desarrollo de un modelo conceptual de estimación de fuentes difusas a cuerpos de aguas superficiales en Chile (Componente 2), la recopilación de medidas de control de fuentes difusas a cuerpos de agua superficiales (Componente 3) y el material entregado en la jornada de capacitación referente a contaminación difusa (Componente 5).

⁴Modificado de D.S. 1/2013/MMA. Reglamento del registro de emisiones y transferencias de contaminantes.

2 METODOLOGÍA

2.1 Índices de Exportación

2.1.1 Revisión bibliográfica

Se realizó una revisión y sistematización bibliográfica detallada de la información disponible, tanto a nivel nacional como internacional, la cual tuvo como propósito evaluar el estado del arte en relación a las metodologías usadas para determinar los aportes difusos a cuerpos de aguas superficiales.

Para este estudio, se considerarán como fuentes relevantes a consultar: investigaciones científicas, reportes técnicos, información obtenida de diversas instituciones ambientales nacionales e internacionales, entre otros.

La literatura consultada para este fin fue la siguiente:

Revisión de experiencias internacionales:

- Experiencia de Canadá. Ministerio del Medio Ambiente provincia Columbia Británica.
- Experiencia de Australia.
- Experiencia de Estados Unidos. United States Environmental Protection Agency (USEPA).
- Experiencia de la Unión Europea.

Revisión de artículos científicos disponibles en diferentes revistas relacionadas a estas temáticas:

Web of Science (Thomson Reuters) es un servicio online de información científica. El acceso a Web of Science facilita la búsqueda en un conjunto de bases de datos que incluyen artículos de revistas científicas, libros y otros tipos de material impreso. Por ejemplo: Science Direct, Scielo, entre otros.

El Web of Science tiene los siguientes dominios de investigación:

- Arts & Humanities (Artes y Humanidades).
- Social Sciences (Ciencias Sociales).
- Science & Technology: Life Sciences & Biomedicine (Ciencia y Tecnología: Ciencias de la Vida y Biomedicina).

- Science & Technology: Physical Sciences (Ciencia y Tecnología: Ciencias Físicas).
- Science & Technology: Technology (Ciencia y Tecnología: Tecnología).

En el Web Of Science se incluyen los siguientes campos de búsqueda: Tema, Título, Autor, Identificadores de autores, Autoría conjunta, Editor, Nombre de publicación, Digital Object Identifier (DOI), Año de publicación, Dirección.

En estos buscadores a través de palabras claves, se identificó la diversidad de información nacional e internacional referido a temas de contaminación difusa ya sea modelación, índices de exportación y control y mitigación.

Se realizó una búsqueda de palabras claves relacionada con la temática de contaminación difusa. La Tabla 1 ilustra los resultados de la búsqueda realizada con las palabras claves en dos niveles de importancia:

Nivel 1 : "non point source", runoff.

Nivel 2 : nutrients, phosphorous, nitrogen, swine production, pesticides, metals, nutrients modeling, metals modeling, SWAT model, SPARROW y EPIC.

En estas bases de datos algunos artículos científicos pueden ser descargados en formato pdf y gratuito mientras otros se deben comprar, no estando disponible inmediatamente.

2.1.2 Generación de base de datos

De los artículos revisados se incorporó la información más relevante tipo Excel (Anexo 1a. Base de datos Fuentes Difusas final) y además se elaboraron fichas resumen que incorporan nombre del artículo, autores, nombre de revista, año y país, N° de veces citado y resumen del contenido del artículo (Anexo 1b. Fichas resúmenes artículos).

Se incorpora la información de número de veces citado ya que un artículo altamente citado indica ser un referente mundial en información relevante para la temática en estudio. Es de entender que los artículos del último año (2014) tienen menos citaciones debido a que fueron recientemente publicado.

Estas fichas tienen la finalidad de complementar la información incorporada en la bases de datos Excel para su mejor comprensión.

Junto al informe se adjuntan en formato digital, los artículos y material revisado, bases de datos construidas.

Se hace entrega de un diagnóstico de índices de exportación y del estado de los plaguicidas en Chile y en el mundo. Además se incorpora una revisión de medidas de mitigación asociadas al control de la contaminación difusa y costos asociados. El diagnóstico se elaboró utilizando información secundaria desde distintas fuentes tanto nacionales como internacionales.

2.1.3 Análisis estadístico de la base de datos

De la base de datos construida se extrajeron los valores de coeficientes de exportación de nitrógeno (N) y fósforo (P) total recopilados para un análisis que consistió principalmente en una evaluación de la distribución global de estos parámetros en función de la categoría del uso de suelo, sin distinción de clima ni ubicación geográfica. Sólo se utilizó los parámetros de N y P, debido a que al realizar la revisión bibliográfica se identifican que estos dos parámetros son los reportados con mayor frecuencia. El análisis preliminar es para determinar posibles datos atípicos en las distribuciones y evaluar si los datos siguen algún tipo de distribución conocida. En términos estadísticos, esta evaluación se conoce con el nombre de EDA (Exploratory Data Analysis, por sus siglas en inglés). Las técnicas de EDA son mayoritariamente gráficas e incluye el graficar los datos primarios y estadísticos simples como histogramas y los "box plots" (diagramas de caja). Para realizar estos análisis se utilizó el **software R**, incluyendo diversos paquetes estadísticos (Hmisc, Car y Vegan).

Los gráficos proporcionan resúmenes visuales de los datos en forma rápida y clara para describir la información contenida en los datos. Un diagrama "box-plot" es una herramienta muy útil y conveniente para proporcionar resúmenes de un conjunto de datos y es frecuentemente utilizada en el análisis exploratorio de datos. Un diagrama de "box-plot", presenta un conjunto de datos a través de cinco números: valores extremos (valores mínimo y máximo), mediana (percentil 50), percentil 25 y percentil 75. Estos análisis indican el grado de dispersión, tendencia, y valores inusuales de los datos ("outliers").

Por otra parte, la representación gráfica de los datos a través de boxplot o histogramas de frecuencia, también permite evaluar si la distribución de los datos es o no normal. Cuando la distribución no es normal, una práctica común en estos casos es normalizar los datos de proceso mediante la aplicación de una transformación, ejemplo: logaritmos, raíz cuadrada, inverso. En estos casos, luego de una transformación, es posible realizar pruebas paramétricas después de hacer la transformación de datos. En caso contrario, para análisis posteriores es necesario usar estadística no paramétrica.

En este caso, además de los análisis gráficos (density plot, boxplot, histograma), se realizó un análisis no-paramétrico con los datos antes de la transformación con el test de Kruskal-Wallis. Tanto para el caso del N como del P, se utilizó como factor de análisis las diferentes coberturas de uso del suelo.

2.2 Medidas de reducción de emisiones y costos asociados

2.2.1 Revisión bibliográfica de medidas de control de fuentes difusas a cuerpos de agua superficiales: prevención y control y sus costos asociados

Se realizó una revisión bibliográfica a partir de estudios y experiencias nacionales e internacionales, cuyo objetivo es la identificación de medidas de mitigación para la contaminación difusa. Estas medidas son diseñadas para reducir las emisiones de fuentes difusas hacia los cuerpos de agua. Además, para determinar los costos asociados a dichas medidas, también se realizó una revisión bibliográfica a partir de estudios y experiencias nacionales e internacionales, las cuales han definido los costos en la aplicación de las medidas de mitigación. En el Anexo 2c. "Artículos científicos y técnicos revisados de medidas de mitigación y costos" se encuentran los artículos asociados a este capítulo.

2.2.2 Generación de base de datos

Con la revisión bibliográfica se generaron fichas resúmenes y una base de datos, la cual contiene 128 observaciones clasificadas en base a 29 variables, entre ellas:

- Tipo de contaminación
- Nombre medida.
- Tipo de medida (tecnología, manejo de cuencas, gestión).
- Parámetro abatido.
- Eficiencia de reducción (promedio, mínima, máxima y/o intervalo de confianza).
- Costos, entre otros.

La información recopilada se puede encontrar en el Anexo 2a. "Fichas resúmenes medidas de mitigación y costos" y en el Anexo 2b. "Base de datos medidas de mitigación y costos".

2.2.3 Análisis de Recopilación

En total se registraron 128 observaciones las cuales provienen de 24 estudios revisados (ver anexo 2b). Todas las observaciones fueron clasificadas en base a 30 variables las que a su vez se pueden clasificar en tres grandes grupos. Las 30 variables se indican en la siguiente tabla:

Tabla 1. Clasificación de variables consideradas en la base de datos

ID/Datos de Fuente	Datos de contaminación/abatimiento	Costos y Beneficios
<ul style="list-style-type: none"> • ID • Nombre del Estudio • Año • Autores • Revista • País • Región • Localidad 	<ul style="list-style-type: none"> • Tipo de Contaminación Normalizado • Tipo de Contaminación Original Fuente • Medidas de abatimiento Normalizada • Medidas de abatimiento Original Fuente • Tipo de Medida • Eficiencia de reducción • Tipo de valor de reducción • Reducción N • Reducción P • Descripción de la medida • Sector emisión 	<ul style="list-style-type: none"> • Cost Implem • Unidades Costos Implem • Costos medida (promedio) • Costos medida (r inf) • Costos medida (r sup) • Unidad Costo medida • Beneficio (promedio) • Beneficio (r inf) • Beneficio (r sup) • Unidad Beneficio • Descripción Beneficio

Antes de un análisis detallado de la información recopilada, es necesario aclarar algunos puntos y conceptos utilizados para el desarrollo tanto de la base de datos como para la clasificación de la información:

- 1) El número de observaciones por estudio es acorde a la variación en una de las variables antes mencionadas. Por ejemplo, en el estudio de Jiang et al. (2014) se registran 2 observaciones las cuales se diferencian en las medidas de abatimiento utilizadas (cero labranza por una parte y fertilización óptima por otra).
- 2) Los conceptos "normalizados" son utilizados en las variables de "Tipo de contaminación" y "Medidas de abatimiento" para homogenizar la diversidad de información que se puede encontrar bajo las fuentes originales. Por ejemplo, medidas de abatimiento mencionadas por los diferentes artículos, como "cero labranza", "fertilización optima", "terrazas de pendiente", "agricultura en

contorno" o "gestión de nutrientes" son clasificadas o "normalizadas" bajo un solo concepto llamado Buenas Prácticas agrícolas (BPAs).

Tomando en cuenta lo anterior se desarrolla un análisis de la información recopilada.

Número de medidas por tipo de contaminación.

En relación a las variables normalizadas de "Tipo de contaminación" y "Medidas de abatimiento" se observaron dos tipos de contaminación:

- **Arrastre de sedimentos** (representando un 9.3% del total de las observaciones)
- **Contaminación difusa de nutrientes** (representando un 86.7% del total de las observaciones)⁵

Mientras que para las medidas de abatimiento normalizadas, se observan 7 medidas diferentes. A continuación se detallan las medidas con sus respectivos porcentajes del total de observaciones:

- Buenas Prácticas Agrícolas (52.3%)
- Biofiltros (33.5%)
- Incentivos Económicos (6.25%)
- Manejo de Cuencas (3.9%)
- Incentivos sociales (1.56%)
- Cambio tecnología plantas de tratamiento residencial e industrial (0.78%)
- Mejora Sistema de Tratamiento de Aguas Servidas (0.78%)

En términos generales se observa que para la contaminación por "Arrastre de sedimentos" se utiliza únicamente "Biofiltros" como medida de abatimiento, mientras que para "contaminación difusa de nutrientes", se utilizan todas las medidas normalizadas.

De manera más específica se presenta una tabla con el número de medidas de abatimiento recopiladas en la fuente original para cada tipo de contaminación normalizado.

⁵ Porcentajes restantes no reportan información para la variable en cuestión

Tabla 2. Número de medidas de abatimiento no normalizadas por tipo de Contaminación normalizado

Tipo de Contaminación Normalizado	Nº de medidas de abatimiento encontradas en la fuente original
Arrastre de sedimentos	12 *
Contaminación difusa de nutrientes	58

*(Todas relacionadas a diferentes tipos de Biofiltros)

Número de medidas por sector

Dentro de la base de datos la variable "Sector Emisión" indica el sector del cual proviene la principal fuente de emisión y por lo tanto el foco donde se dirigen las principales medidas de abatimientos encontradas en la revisión bibliográfica. Se identificaron 6 sectores en los cuales se dirigen los objetivos de abatimiento. Estos sectores son:

- Acuícola
- Agrícola
- Industrial
- Pecuario
- Urbano
- Varios⁶

La siguiente figura presenta el porcentaje que representa cada sector según las diferentes medidas de abatimiento aplicadas.

⁶ La clasificación "Varios" se define en base a lo mencionado en la literatura revisada, la cual indica que la medida de abatimiento se puede enfocar a diferentes fuentes de emisión (por ejemplo: agrícola, pecuario, urbano e industrial).

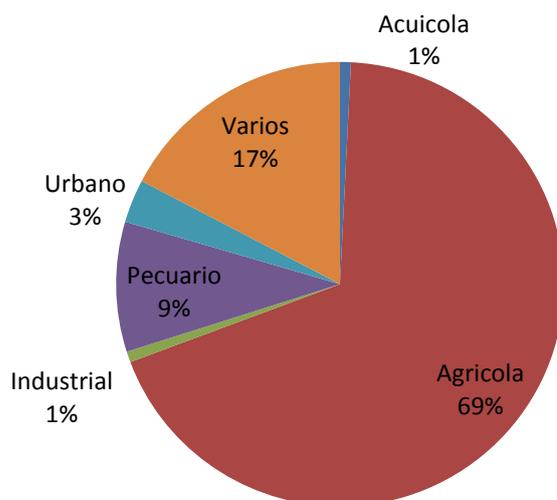


Figura 1. Porcentaje de medidas de abatimiento por sector

En la figura anterior se observa que gran parte de la literatura recopilada indica que las medidas de abatimiento están relacionadas con el sector agrícola. Dentro de este sector, se identificaron alrededor de 44 medidas de abatimiento diferentes, las cuales se enmarcan dentro de 4 medidas de abatimiento normalizadas: Biofiltro, Buenas Prácticas Agrícolas, Manejo de cuencas e Incentivos económicos a los agricultores.

En segundo lugar se destacan aquellas medidas de abatimiento que abarcan diferentes sectores. Entre estas, la Protección y restauración de humedales es uno de los sistemas que puede cumplir funciones de abatimiento en los diferentes sectores antes mencionados (EPA, 2005).

Finalmente, distinguiendo entre el sector agrícola y pecuario, se observa que un número importante de medidas se focalizan en el abatimiento de contaminación difusa provocado por la producción animal. En este sector se identifican alrededor de 11 medidas de abatimiento diferentes enmarcadas dentro de 2 medidas de abatimiento normalizadas: 10 medidas dentro de Buenas Prácticas Agrícolas y 1 medida dentro de Incentivos económicos (recargos a los residuos animales para campesinos).

Costos promedios por medida de abatimiento

Del total de observaciones sólo un 42.9% reporta costos promedios por medida de implementación. De este grupo, los costos de implementación promedios se enmarcan dentro de 4 medidas de abatimiento normalizadas:

- Biofiltro (52.7% del total de observaciones que reportan costos promedios)

- Buenas Prácticas Agrícolas (43.6%)
- Cambio tecnología plantas de tratamiento residencial e industrial (1.8%)
- Mejora Sistema de Tratamiento de Aguas Servidas (1.8%)

A continuación se presenta una tabla de los principales costos promedios en millones de pesos por ha. por medida de abatimiento. Para esto se consideraron sólo aquellas fuentes que reportaban datos de los tipos de medida específicos utilizados:

Tabla 3. Costos promedios por tipo de medida de abatimiento

Medidas de abatimiento Normalizada	Tipo de medida	Costos promedios de la medida (mill CLP/ha)
Biofiltro	Proyectos de control de aguas pluviales versus la existencia de humedales	73920
	Construcción de una represa versus la preservación de humedales	61600
	Ahorro de humedales artificiales vs. método convencional	30800
	Sustitución de un pantano con una planta de tratamiento para la prevención de la contaminación	3080
	Costos estimados de dragado debido a la pérdida del humedal (1999)	1724.8
	Restauración ribereña para reducir los costos de dragado y de tratamiento de agua	985.6
	Costos de tratamiento de aguas residuales debido a la pérdida de humedales	924
	Evaluación de la creación de humedales	28.94
	Franjas Vegetales y Nuevos Humedales	8.22
	Costo para reemplazar la capacidad de almacenamiento de agua de un humedal	0.46
BPA	Extensificación de cultivos	0.31
	Dosificación pesticidas	0.18
	Franja Vegetal	0.16
	Distribución de abono animal	0.10
	Prácticas de Conservación de suelos	0.08
	Franjas Vegetales	0.07
	Control de cantidad de fertilizantes para cultivos	0.07
	Cambio de cultivos	0.07
	Control de cantidad de fertilizantes para cultivos	0.03
	Control contenido de nitrógeno en residuos animales	0.03

En el caso de los biofiltros basados en praderas, árboles y arbustos los costos promedios anuales varían entre 67 \$CLP/m² a 288 \$CLP/m² (Tapia y Villavicencio, 2007). A continuación se presenta la variación de costos dependiendo del biofiltro y la combinación de praderas-arboles-arbustos utilizados.

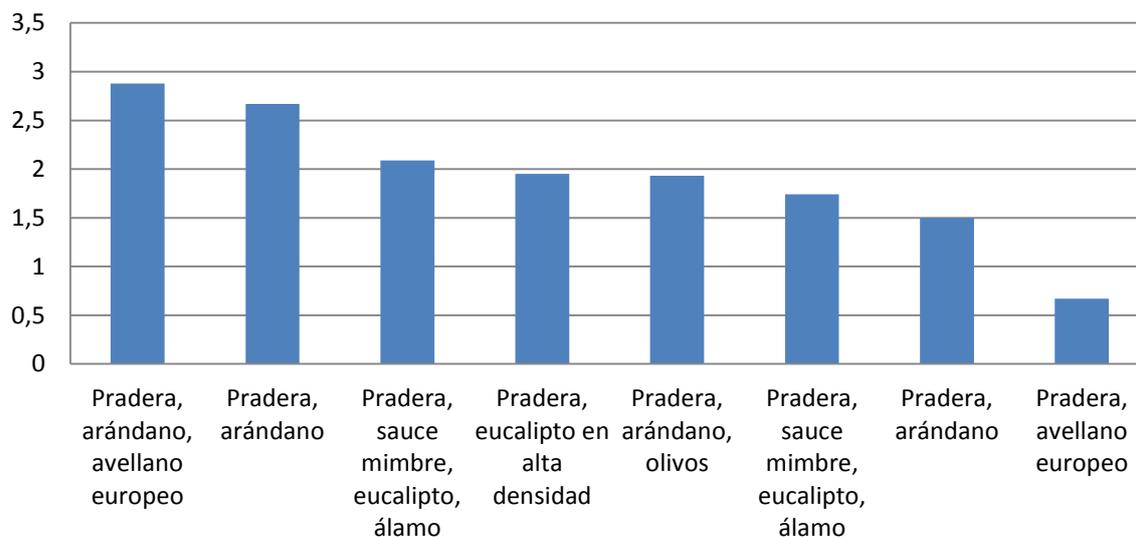


Figura 2. Costos promedios biofiltro basado en praderas (mill \$CLP/ha). (Tapia y Villavicencio, 2007)

2.3 Modelo Conceptual

Para establecer el modelo conceptual, se hizo una revisión de la literatura especializada sobre modelos utilizados para abordar el problema de la contaminación difusa y se revisó la experiencia de países de la Unión Europea. La selección de las fuentes, vías y parámetros se realizó en función de las actividades relevantes en el país (agricultura, ganadería, minería, población rural dispersa y concentrada), dejando de lado los aportes difusos desde fuentes urbanas que son colectados en plantas de tratamiento de aguas servidas o en colectores de aguas lluvia, porque no corresponden a fuentes difusas.

Se hizo un diagrama en función de esas fuentes y sólo se consideró aquellos parámetros que pueden ser evaluados en el contexto chileno, considerando la existencia de información disponible sobre calidad de aguas. Se seleccionó parámetros como nutrientes Nitrógeno y Fósforo, Metales traza y plaguicidas, se excluyeron de esta lista sustancias químicas como los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) y contaminantes de interés emergente. En relación a las vías se consideró la escorrentía superficial, los procesos erosivos, el riego (modelado como escorrentía superficial provocada por lluvia) y los aportes de aguas subterráneas.

2.4 Aplicación de modelos en diferentes cuencas

2.4.1 Modelo SWAT

De la revisión bibliográfica realizada durante la ejecución de la componente 1 se desprende que uno de los modelos más utilizados para la evaluación de la contaminación por fuentes difusas es el modelo SWAT. El cual es un modelo a escala de cuenca, desarrollado por el Departamento de Agricultura de Estados Unidos para predecir el impacto que producen prácticas de manejo del suelo en el balance hídrico, de sedimentos y químicos agrícolas en cuencas grandes y complejas con variados tipos de suelos, usos y condiciones de manejo a lo largo de un periodo de tiempo. En el Anexo 5a se dan más detalles de las bases técnicas del modelo SWAT. En el Anexo 5e se incorpora como archivo pdf el manual teórico y el manual del usuario de este modelo y además en el Anexo 5g se incorporó un tutorial para la ejecución del SWAT.

2.4.2 Aplicación en cuencas piloto

Para la aplicación del modelo SWAT en cuencas pilotos se utilizaron datos de acceso público y libre que se detallan a continuación:

- Modelo Digital de Terreno (DEM): Raster ASTER DEM (30x30 m).
- Uso de suelo: Shapefile Catastro de bosque nativo CONAF (2007).
- Tipo de suelo: Raster 3000x3000 m FAO (Clasificación SSURGO).
- Precipitaciones diarias: Dirección General de Aguas.
- Temperaturas extremas diarias: Dirección General de Aguas.
- Caudales medios mensuales: Dirección General de Aguas.
- Mediciones físico químicas: Dirección General de Aguas.

3 RESULTADOS

Componente 1:

3.1 Índices de exportación

3.1.1 Revisión bibliográfica de fuentes nacionales e internacionales

Fichas de artículos científicos revisados y experiencia internacional

Los resultados de la Tabla 4 muestran los artículos registrados en esta base de datos que coinciden con las palabras claves utilizadas. Debido a la gran cantidad de información que se obtiene de estos artículos se realizaron fichas resumen de un número relevante de ellos.

Tabla 4: Resultados de búsqueda en la base de artículos Web of Science según palabras claves (actualizado a Noviembre 2014)

Palabras claves utilizadas	Artículos/registros que coinciden	Años
"non-point source" AND nutrients	413	1991 - 2014
"non-point source" AND phosphorous	22	1997 – 2014
"non-point source" AND nitrogen	457	1991 – 2014
"non-point source" AND swine production	2	2004 – 2011
"non-point source" AND pesticides	102	1991 – 2014
"non-point source" AND metals	104	1991 – 2014
"non-point source" AND nutrients modeling	266	1991 – 2014
"non-point source" AND metals modeling	20	1991 – 2013
"non-point source" and SWAT model	100	1999 – 2014
"non-point source" AND SPARROW	1	2010
"non-point source" AND EPIC	8	1994 – 2013
runoff AND nutrients	4772	1988 – 2014
runoff AND phosphorous	173	1991 – 2014
runoff AND nitrogen	4070	1989 – 2014
runoff AND swine production	59	1995 – 2014
runoff AND pesticides	1643	1988 – 2014
runoff AND metals	2088	1989 – 2014
runoff AND nutrients modeling	1250	1990 – 2014
runoff AND metals modeling	319	1991 – 2014
runoff AND SWAT model	729	1994 - 2014
runoff AND SPARROW	9	1999 – 2011
runoff AND EPIC	57	1991 – 2014

Fuente: Elaboración propia

3.1.2 Recopilación de índices de exportación. Explicación de índices de exportación y variables explicativas. Análisis de la base de datos

Los Coeficientes de exportación de nutrientes

El concepto de coeficientes de exportación se desarrolló originalmente en América del Norte y fue adoptado por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) para predecir la carga de nutrientes en aguas de ecosistemas eutróficos (e.g. Omernik, 1976; OCDE, 1982; Beaulac y Reckhow, 1982). Los coeficientes de exportación también han sido adaptados durante las décadas pasadas para permitir la determinación de las cargas de nutrientes en los lagos de Inglaterra y Gales en el desarrollo de un esquema de clasificación y vigilancia de la Autoridad Nacional de Ríos (Johnes et al., 1994a, b, 1996).

El enfoque de uso de coeficientes de exportación tiene como objetivo predecir la carga de nutrientes en cualquier sitio en la red de drenaje de aguas superficiales de una cuenca, en función de la exportación de nutrientes de cada fuente en la zona de captación por encima de ese sitio. Este tipo de modelo empírico se construye utilizando los datos recogidos de la distribución espacial de los usos del suelo, los fertilizantes aplicados a cada tipo de uso de suelo, el número y distribución de ganado, poblaciones humanas en el área de drenaje, y el aporte de nutrientes a la cuenca a través de la fijación de nitrógeno, deposición atmosférica y precipitaciones (Figura 3). Es un concepto análogo al de los factores de emisión utilizado para estimar emisiones desde fuentes puntuales de contaminantes.

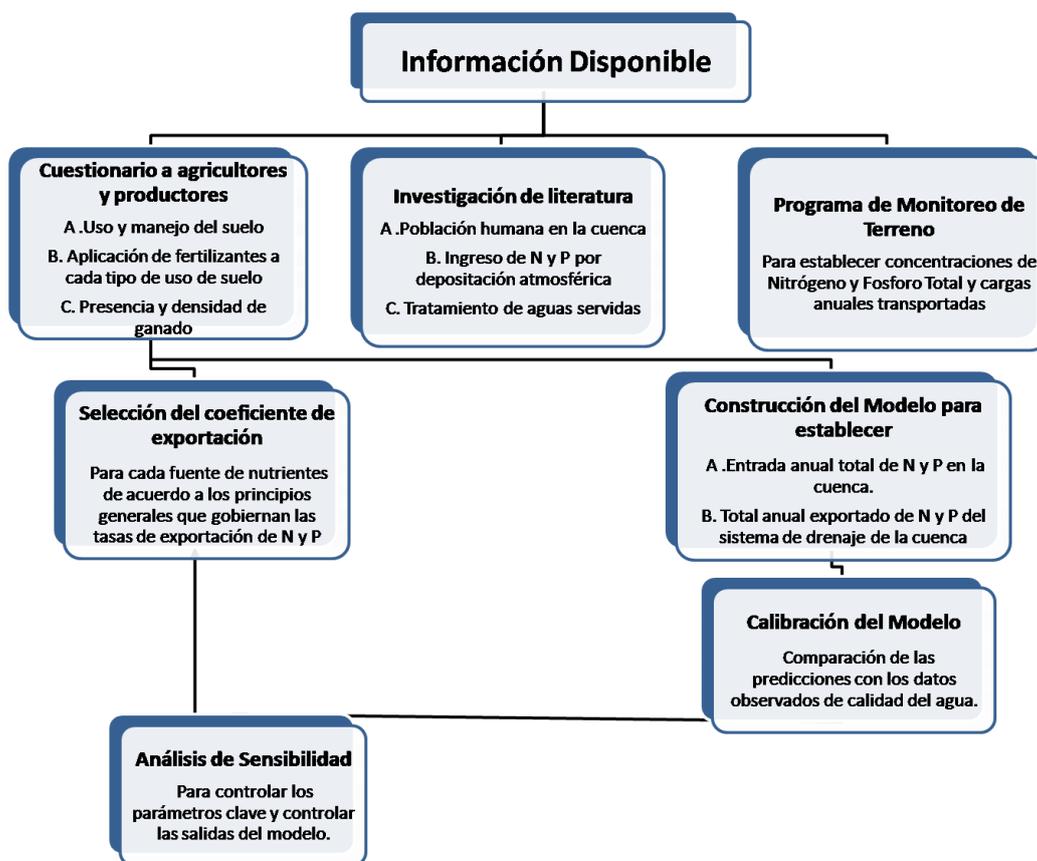


Figura 3: Esquema de modelación con coeficientes de exportación de nutrientes (modificado de Johnes, 1996)

Usualmente la información sobre cantidad y distribución de ganado son recopilados en base a encuestas a propietarios de sitios rurales, mientras que para conseguir la carga de nitrógeno y fósforo se realizan análisis de calidad de agua proveniente de la cuenca en cuestión (Oyarzún et al, 1997; Shresta et al, 2008; Ding et al, 2009).

En algunas oportunidades los coeficientes de exportación se derivan desde fuentes bibliográficas y de los resultados de experimentos de campo para determinar la tasa de pérdida de nutrientes de cada uso del suelo identificable que actúa como fuente a la red de drenaje superficial. Normalmente estos modelos de coeficientes de exportación predicen la carga total anual de nitrógeno y fósforo descargado en un determinado punto de la cuenca.

Teniendo en cuenta el total anual aportado en el sitio de muestreo, las predicciones del modelo se pueden expresar como la media anual de concentraciones de nitrógeno total y fósforo total en el curso de agua. El modelo es entonces calibrado con observaciones de nitrógeno total y fósforo total en el año. Las concentraciones totales de nitrógeno y

fósforo pueden mostrar menores variaciones estacionales que las concentraciones de cada especie de nitrógeno (NO₂; NO₃; Norgánico disuelto y particulado) y la fracción de fósforo (PO₄, Preactivo soluble e insoluble), por lo que son los indicadores más fiables de los cambios en la carga de nutrientes anual (Johnes, 1990; Johnes y Burt, 1993; Johnesetal, 1994a; Johnes y Heathwaite, 1996).

El modelo más simple de exportación de nutrientes podría ser expresado en la siguiente forma (Tuan Do et al, 2011):

$$L = \sum C_i \cdot A_i \quad (i=1 \text{ a } n)$$

Donde:

L: es la carga total de nutrientes desde la cuenca (en Kg/año),

n: es el número de distintos tipos de suelo,

C_i: es el coeficiente de exportación del nutriente (en Kg/ha/año) y

A_i: es el área del uso del suelo i (en hectáreas).

Los coeficientes de exportación (C_i) se estiman mediante el control de la escorrentía a partir de parcelas experimentales o de cuencas hidrográficas, donde haya un uso conocido del suelo y dividiendo por la totalidad del área de la cuenca drenada (Dillon y Kirchner 1975, Rast y Lee 1978, Reck-how et al. 1980, Clesceri et al. 1986). La ecuación supone que las exportaciones de nutrientes para cada tipo de uso de suelo aumentan linealmente con el área. A pesar de las incertidumbres asociadas con los coeficientes de exportación, son intuitivamente simples y fáciles de aplicar, y se utilizan en muchos modelos de calidad del agua.

El uso de coeficientes de exportación aplicados para determinar la contaminación de fuentes difusas es un método bien desarrollado, que se ha aplicado con éxito en variados estudios ambientales (Kay et al. 2008; Khadam y Kaluarachchi, 2006; Townsendy Douglas 2000). Las ventajas del modelo de coeficiente de exportación incluyen la simplicidad del modelo y de su operatividad (Johnes, 1996). Los coeficientes de exportación se han combinado de manera eficiente con Sistemas de Información Geográfica (SIG), para la localización y caracterización de distintos usos de suelo, y también estudiar la contaminación de fuentes difusas, debido a la compatibilidad, capacidad de integración y una fácil implementación de este método (Gurel et al.2011; Liu et al. 2008; Mattikalli y Richards, 1996).

Diversos estudios (Johnes 1996; Tuan Do et al. 2011; Liu y Lu 2013) han utilizado el modelo de exportación de nutrientes y mejoras de éste (Ding et al. 2009) para el cálculo

de coeficientes de exportación. Estos también pueden ser calculados y actualizados a través de métodos estadísticos, como la estimación bayesiana, que requiere información previa (uso de suelo, calidad de agua de pequeños ríos, cantidad de descarga de contaminantes agrícolas y urbanas, coeficientes de exportación provenientes de literatura publicada). Este método ha sido utilizado en estudios como los de Zobrist y Reichert (2006) y Liu y Lu (2013). Además, se utilizan modelos de regresión múltiple en base a datos de calidad de agua, cuya característica es que no requiere gran cantidad de datos y se basa en concentraciones y caudales de flujo, donde a través de la ecuación de Modelo de regresión múltiple, se pueden desarrollar los coeficientes de exportación de nutrientes para cada uso de suelo.

Modelo de regresión múltiple:

$$L_i = \beta_1 \cdot X_{i,1} + \beta_2 \cdot X_{i,2} + \dots + \beta_n \cdot X_i + \varepsilon_i$$

Donde:

L_i : es la carga anual promedio del sitio i por hectárea para el periodo de tiempo (kg/ha*año),

β_1 a β_n : es el coeficiente de exportación para el n tipo de uso de suelo (kg/ha/año),

X_i a X_n : es la fracción de superficie terrestre en el sitio i , representado por n tipos de usos de suelo y

ε_i : es el error aleatorio.

Los coeficientes de exportación son determinados por diversos factores tanto ambientales como humanos, éstos dependen de la utilización del suelo y su gestión, pues para diferentes usos hay distintas concentraciones de contaminantes, siendo el uso de la ganadería y agricultura los que generan una mayor cantidad de exportación de P y N.

Factores ambientales

La intensidad de la precipitación, la topografía de la cuenca, las propiedades del suelo, densidad de drenaje y escorrentía superficial determinan la cantidad y concentración de nutrientes exportados hacia la cuenca. Es así como a mayor tiempo de precipitación y altos valores de escorrentía mayor será el transporte de N y P hacia el cuerpo receptor. Esto se ve reflejado en una medición estacional de los nutrientes, pues, para un mismo uso de suelo, la carga de nutrientes varía según si es temporada de lluvia o no (Oyarzún et al. 1997). Otro factor determinante es la vegetación ribereña, ya que actúa como franja filtradora de nutrientes de praderas adyacentes, especialmente para nitrógeno y fósforo que han sido transportados por escorrentía superficial, por tanto la carga de

contaminantes es menor en los cauces de agua, aunque este factor también depende del uso de suelo influenciado por el hombre (Oyarzún et al, 1997).

Factores humanos

La planificación territorial en base a la distribución de los suelos de las distintas actividades productivas son determinantes para el transporte y concentración de los coeficientes de exportación. La cantidad de vegetación de un sitio, las distancias de las zonas utilizadas por distintas actividades a los cuerpos de agua, la cantidad de suelos agrícolas de la cuenca, la aplicación de fertilizantes y las técnicas apropiadas de cultivo, además del tipo y número de ganado por predios, generan variaciones en las cargas de nutrientes (N y P) a los ríos aledaños. También la distancia de asentamientos humanos hacia cuerpos de agua determina el porcentaje de exportación de nutrientes. Por ejemplo, en el estudio realizado por Johnes (1996), se observa que cuando la distancia de distintos usos de suelo analizados hacia la red de drenaje es mayor a 50 metros, el porcentaje de exportación de N y P es menor que para una distancia menor a 50 metros.

Los coeficientes de exportación en Chile

Investigaciones realizadas en el sur de Chile indican que las variaciones en concentraciones de nutrientes de ríos estudiados, se deben principalmente a los cambios en el uso del suelo, producto de actividades antrópicas. Éstas modifican las características naturales de los suelos provocando aumentos en concentraciones de nitrógeno y fósforo, debido a los cambios en el uso de suelo a actividades ganaderas y agrícolas principalmente, donde el uso excesivo de fertilizantes provoca un aumento de concentraciones de nitrógeno en comparación al suelo natural, lo cual incrementa el transporte de nitrato en ríos aledaños a estas cuencas (Oyarzún et al. 1997).

El estudio realizado por Oyarzún et al. (1997) muestra la relación entre los distintos usos de suelo con la exportación de cargas de nutrientes para los años 1994-1995 en la cuenca del Lago Rupanco, donde se analizó las concentraciones de nitrógeno (NO₂-N, NO₃-N, N-orgánico, NH₄⁺, N-total) y fósforo (P-total, PO₄-P) para los distintos usos de suelo (bosque nativo, praderas con agricultura limitada, praderas ganaderas, matorral - pradera). Se observó que la mayor cantidad de nitrógeno transportado fue en los meses de invierno debido a los altos valores de escorrentía. Además, las concentraciones anuales de Nitrógeno total y NO₃-N son menores en cuencas con bosque nativo y matorral-pradera, mientras que las praderas ganaderas y con agricultura limitada, fueron significativamente mayores. En tanto, la mayor cantidad de exportación de fósforo se realizó en los meses de mayor caudal, mientras que el transporte de fósforo total anual fue mayor en las microcuencas con praderas ganaderas y menor en zonas con bosque nativo. También los coeficientes de exportación fueron menores en suelos con bosque nativo y praderas-matorrales, y mayores en praderas ganaderas y praderas con agricultura limitada.

La investigación realizada por Alfaro y Salazar (2005), indica la gran incidencia de la ganadería en el cambio de los nutrientes del suelo. A través de una recopilación de información para la provincia de Osorno, se obtuvo que en los predios ganaderos existe una acumulación de N y P, debido a la alta concentración de fertilizantes y concentrados para animales. Además la pérdida de nitrógeno asociado al movimiento del agua se debe principalmente a la lixiviación de N-inorgánico como nitrato, donde se obtuvo en sectores sin fertilizantes 35 KgN/ha*año y en sectores fertilizados con KNO₃ 133 KgN/ha*año. Mientras la recopilación bibliográfica realizada por estos autores, indica que las pérdidas de fósforo se deben al arrastre de P particulado, que está asociado a las partículas de suelo, y no a la lixiviación de P soluble o reactivo ya que la pérdida de lixiviación es mucho menor, a pesar de la gran cantidad de aplicación de fósforo a través de purines. Esto se debe, principalmente, a que los suelos son de origen volcánico y tienen una alta capacidad de fijación de P.

La cuenca del río Damas, en la provincia de Osorno, fue analizada por el Centro EULA-Chile en el periodo 1997-1998, donde se obtuvo que gran parte del área corresponde a praderas artificiales utilizadas mayormente para ganadería (76%), además de bosque nativo (16%) y en menor cantidad por la agricultura (1.3%), cuyo uso de fertilizantes es en base a N y P. En esta cuenca, la mayor cantidad de predios son menores a 10 hectáreas, por tanto es de esperar un uso intensivo del suelo y sus recursos. Mientras que para la ganadería, las encuestas realizadas a propietarios de los predios ganaderos para el cálculo de carga de nutrientes concluyeron una estimación de 1 vacuno/ha.

La exportación de carga de nutrientes tanto para P como para N, fue mayoritariamente en suelos ganaderos, seguido del bosque nativo y en menor cantidad para suelos agrícolas. Esto se debe a que el uso pecuario contribuye en un 86% de fósforo y un 87,7% de nitrógeno en el aporte difuso total.

Los coeficientes de exportación en estudios internacionales

De la recopilación y análisis de diversos trabajos realizados en el mundo acerca de exportación de nutrientes, se obtiene que el cálculo de coeficientes de exportación puede ser a través de los siguientes técnicas: utilizando métodos estadísticos bayesianos, modelos de coeficiente de exportación, modelos de regresión múltiple, la mayoría en base a modelos de calidad de agua, recopilación y comparación de información.

En distintos lugares del mundo se han realizado estudios sobre los coeficientes de exportación a partir de diferentes usos de suelo. A continuación se presentan los resultados de diversos documentos que han estudiado regiones de Reino Unido, China, Estados Unidos, Suiza, Japón y Australia.

Los estudios de Johnes (1996) y Bowes et al. (2008) presentan coeficientes de exportación para distintos usos de suelo. En el primer estudio se realizó un modelo de coeficientes de exportación para dos cuencas de Reino Unido, donde a través del

porcentaje de exportación de nitrógeno y fósforo total, considerando la superficie utilizada por distintos tipos de uso del suelo, fue posible calcular el coeficiente.

En la cuenca de Slapton Ley (Reino Unido) se estudió la exportación de nutrientes en relación a la distancia de la actividad realizada en el uso de suelo hacia la red de drenaje, donde se demostró que a menor distancia del cuerpo de agua mayor es el porcentaje de exportación de nutrientes (P y N) en la Tabla A1d-1. Mientras que el estudio realizado por Bowes et al. (2008) para tres cuencas de UK (Tabla A1d-2), se utilizó la misma metodología que el estudio anterior para la obtención de coeficientes de exportación de fósforo, sin embargo estos resultados difieren en gran cantidad a los valores obtenidos por Johnes, 1996 y a los resultados entregados posteriormente. Esto se puede relacionar con el número de animales por hectárea o también por error de cálculo.

Estudios realizados para distintos sectores de China, se basan en Modelo de Coeficientes de Exportación (Tuan Do et al, 2011, Ding et al, 2010), estimación bayesiana (Liu & Lu, 2013) y una combinación de ambos (Chen et al, 2013). De estos trabajos se puede contrastar los resultados de NT, presentados en la Tabla A1d-5, observando que los rangos obtenidos por Liu & Lu, 2013 son comparables con los rangos obtenidos para NT por Chen et al, 2013. Mientras, que para el trabajo de Tuan Do et al. (2011) indicados en la Tabla A1d-3, se observa que el mayor coeficiente de exportación de nutrientes (N y P), corresponde a usos de suelo urbano, seguidos por praderas ganaderas. En relación a la Tabla A1d-4, los valores obtenidos no se pueden comparar con los coeficientes de exportación debido a que sólo se indican las cargas de exportación. Sin embargo, en el trabajo de Ding et al. (2010) se hace un análisis comparativo con los resultados obtenidos por Johnes, 1996, ya que en este estudio se crea un modelo de coeficientes de exportación mejorado (IECM) el cual incluye las precipitaciones y las variables del territorio. Tras simulaciones comparativas con el modelo de coeficientes de exportación, se obtienen errores menores en los años 1990 y 2003 para el Nitrógeno disuelto y en el año 2003 para fósforo disuelto, resultando ser un buen modelo para cuencas de gran escala.

Diversos estudios realizados en EE.UU demuestran que la mayor exportación de nitrógeno total corresponde al uso de suelo utilizado por la agricultura, mientras que para la eliminación de fósforo total corresponde a suelos urbanos; sin embargo, en estudios donde se consideran suelos para operaciones de alimentación (feeding operation) (Tabla A1d-6), este ítem presenta mayor concentración de fósforo que los suelos urbanos, mientras que en la Tabla A1d-9, la clasificación de Campos de desechos (Waste Appl. Fields), concentra la mayor cantidad de exportación de fósforo total.

En los estudios presentados en las Tablas A1d-11 y A1d-12, se hacen análisis de uso de suelo para distintos sectores de Australia y EE.UU (Young et al, 1996), y EE.UU y Europa (Loehr et al, 1989).

Zobrist y Reichert (2006) estudiaron 11 cuencas de Suiza a través de un modelo de estimación bayesiana. Los resultados muestran que la mayor exportación de nitrógeno total corresponde a suelos agrícolas, mientras que para el fósforo el mayor valor se obtiene de suelos urbanos (Tabla A1d-13). El estudio realizado por Shresta et al, 2008 utiliza técnicas de regresión múltiple para la obtención de coeficientes de exportación (Tabla A1d-14). Al comparar ambos estudios, se observan valores similares para el fósforo en suelos agrícolas, urbanos y bosques, mientras que para el nitrógeno total tienen valores muy diferentes.

Los autores Alvarez – Cobelas et al, (2008) realizaron una recopilación de nitrógeno total para 946 ríos de todo el mundo para distintos tipos de bosques, tierras de cultivo y pastizales (Tabla A1d-15). Estos valores de exportación fueron agrupados en rangos promedios, resultando la mayor exportación por tierras de cultivo y el menor valor en los bosques de coníferas. En la segunda recopilación realizada para distintas partes del mundo (Tabla A1d-16), la mayor cantidad de NT y PT proviene de sectores donde se produce almacenaje de estiércol, seguido por cultivos en hileras.

En Chile existen dos estudios que incluyen los coeficientes de exportación, estos son los presentes en la Tabla A1d-17, donde se observa que no tienen grandes diferencias en los valores de exportación. En efecto, la mayor exportación de nitrógeno y fósforo total proviene de praderas ganaderas (Oyarzún et al, 1997 y Centro EULA-Chile, 1998).

De los diversos estudios recopilados se concluye que el principal determinante para la obtención de los coeficientes de exportación es el uso de suelo. Es así como, para distintas actividades realizadas en un área determinada se estima un coeficiente diferente. Sin embargo, dependiendo de la metodología utilizada los valores también pueden depender de las características de la cuenca a estudiar (por ejemplo las condiciones climáticas, área de la cuenca, condiciones de suelo característicos de cada sector, escorrentía, distancia hacia el cuerpo de agua, etc.); por lo mismo, los valores de coeficientes de exportación no pueden ser utilizados para sectores completamente distintos.

Mediante la comparación de los valores de coeficientes de exportación para distintos usos de suelo se obtuvo valores similares en la mayoría de los estudios, éstos están considerados dentro de los rangos presentados en Tablas anteriores. Sin embargo, el estudio realizado por Bowes et al, (2008) se encuentra muy alejado de los valores. También, el estudio de Ding et al, (2010), no se pudo realizar una comparación real debido a la falta de información para el cálculo de los coeficientes de exportación.

3.1.3 Análisis estadístico base de datos coeficiente de exportación

En el análisis preliminar, EDA (Exploratory Data Analysis) se inició graficando la densidad de los datos (density plot), siendo los datos los valores de coeficiente de exportación recopilados a través de la revisión bibliográfica.

En la Figura 4 se presenta el análisis de densidad en la distribución de los coeficientes de exportación de cada parámetro analizado. Cada "tick" vertical representa uno de los valores de concentración. Se observa que para la mayoría de los parámetros analizados, la distribución de las concentraciones se agrupa en un rango bastante reducido. Se aprecia también que existen valores de coeficientes de exportación que se "escapan" totalmente de la magnitud que presenta el grueso de los valores. Estos valores están marcados por los óvalos en naranja y preliminarmente pueden ser consideradas como datos atípicos u "outliers" de la distribución. En términos estadísticos, corresponde a una observación que se desvía notoriamente, de los otros miembros de la población en la cual se encuentra. Un valor outlier puede invalidar un análisis estadístico e influir negativamente en los análisis exploratorios, enmascarando la tendencia real de los datos.

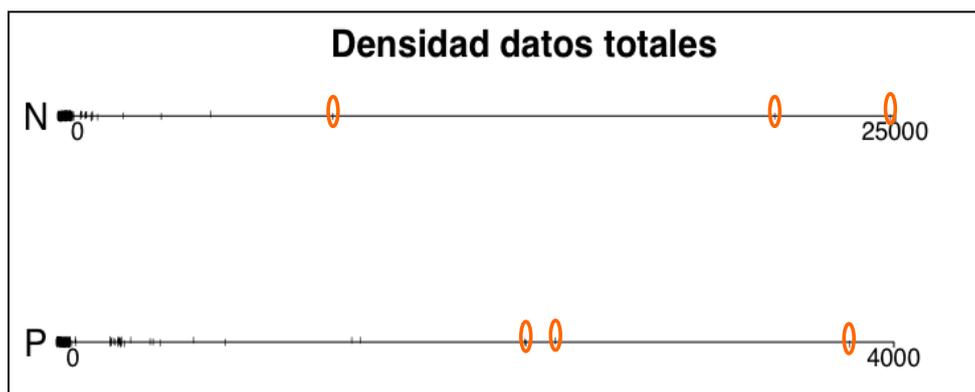


Figura 4: Gráfico de densidad de los datos, por cada una de las variables seleccionadas: nitrógeno (N) y fósforo (P) (Fuente: elaboración propia).

Para los coeficientes de exportación del nitrógeno los outliers que están en el orden del valor sobre los 2×10^4 se identifican en la base de datos dentro de la Categoría de Uso de Suelo General: Urbanas e Industriales y la Categoría de Uso de Suelo Específica: Sistemas tratamiento aguas servidas y fosas sépticas. En el caso de los coeficientes de exportación del fósforo los outliers que están en el orden de magnitud sobre los 2.4×10^3 se identifican en la base de datos dentro de la Categoría de Uso de Suelo General: Urbanas e Industriales y la Categoría de Uso de Suelo Específica: Sistemas tratamiento aguas servidas y fosas sépticas. La información de estos outliers pertenece al artículo de Johnes, P, J, (1996, Journal of Hydrology). En este artículo se considera una serie de factores en la exportación de nutrientes (por ejemplo: niveles de nitrógeno en la cuenca a través de la fijación de nitrógeno por cada cultivo agrícola, áreas de vegetación

semi-natural y arbolado, entre otros) pero además incluye coeficientes de exportación basados en el contenido de nutrientes de la ganadería y los residuos de los asentamientos humanos que se canalizan como una entrada de nutrientes en la cuenca. Se calcula el número de hogares en la cuenca que están conectados a estanques sépticos o alcantarillados. Los coeficientes de exportación de fuentes humanas seleccionadas en ese artículo asumen que todas las aguas residuales reciben tratamiento primario y secundario, y que los estanques sépticos descargan periódicamente. Se incluyen estos datos en forma de comparación considerando que se deben caracterizar las cuencas rurales con asentamiento humano por los ingresos de nitrógeno y fósforo asociados a este tipo de aportes.

La Figura 5, presentan gráficas de "boxplots", que corresponden a un resumen gráfico de la distribución de los valores de los coeficientes de exportación recopilados. A través de estas gráficas se puede preliminarmente estimar si los datos siguen o no una distribución normal. En una distribución normal, la caja sería más o menos simétrica en torno a la media (que corresponde al punto central de la caja). En ambos parámetros analizados, ninguno presenta una simetría en la distribución, por el contrario aparece una caja muy comprimida y con valores que se alejan notoriamente del resto de la distribución de los datos. De acuerdo a esto, ninguna de las distribuciones en las concentraciones de los parámetros considerados, presentaría una distribución normal, además de la presencia de valores atípicos en la distribución de todos los parámetros analizados.

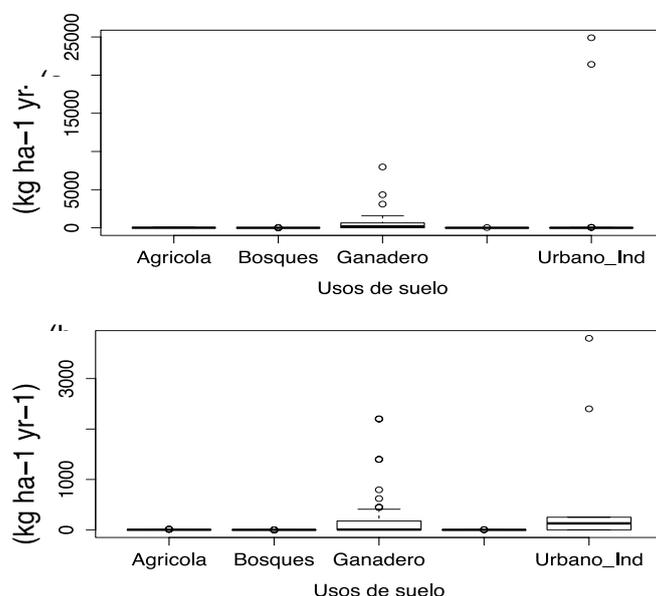


Figura 5: Box plot para la distribución de los datos de coeficiente de exportación, por cada una de las variables analizadas: (a) nitrógeno y (b) fósforo (Fuente: elaboración propia).

Debido a que la distribución de todos los parámetros, presenta valores atípicos "outliers" que se alejan considerablemente del grueso de la población analizada y el análisis gráfico sobre la normalidad de las distribuciones de concentraciones, indico que ninguno de los parámetros considerados tiene una distribución normal en sus distribuciones. Se decide eliminar los "outliers" en la distribución de los datos de coeficientes de exportación, debido a que pueden influir considerablemente al momento de definir un límite específico de estos coeficientes como valor de referencia. Una vez eliminados los outliers y se sigue manteniendo una distribución no normal de los datos, considerar la alternativa de transformar los valores. Este punto debe evaluarse considerando que, que el objetivo final es llegar a determinar valores de referencia para las concentraciones.

La Figura 6 ilustra la distribución de los datos de coeficientes exportación luego de realizar la transformación con los siguientes operadores matemáticos: raíz cuadrada (valor 0,5), logaritmo, inverso de raíz cuadrada (-0,5) e inverso (-1) del valor. Según los resultados de la Figura 6 se hacen las transformaciones correspondientes a logaritmo para el nitrógeno y el inverso (1/x) para el fósforo. Luego de identificar la mejor transformación para cada parámetro se gráfica los histogramas y box plot para evaluar la distribución global de ambos parámetros en función de la categoría del uso de suelo. La Figura 7 demuestra que los valores transformados de nitrógeno logran una distribución normal, mientras que en el caso de los coeficientes de exportación transformados no logran producir una tendencia normal.

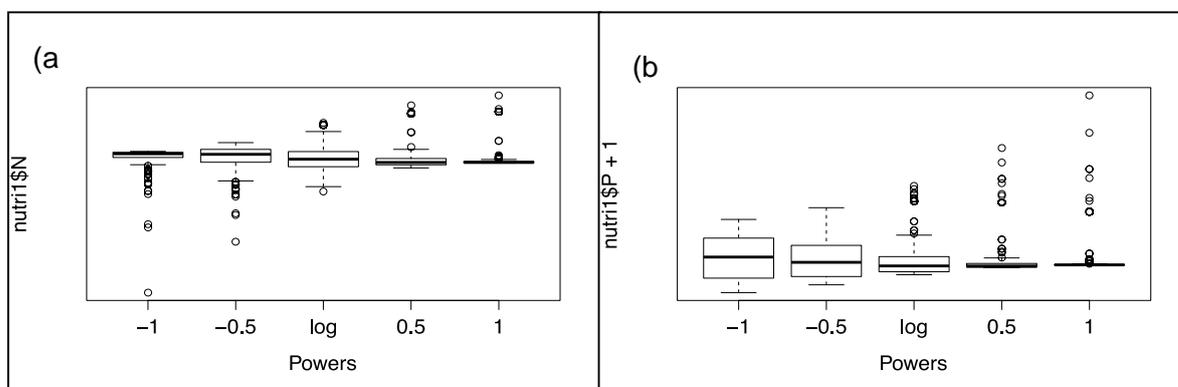


Figura 6: Box plot (symbox en R) para la distribución de los datos incluyendo la aplicación de transformación (powers en R): raíz cuadrada (valor 0,5), logaritmo, inverso de raíz cuadrada (-0,5) e inverso (-1) del valor. El valor (1) indica el análisis de los datos sin transformación. Los boxplot son realizado por cada una de las variables analizadas: (a) nitrógeno y (b) fósforo (Fuente: elaboración propia).

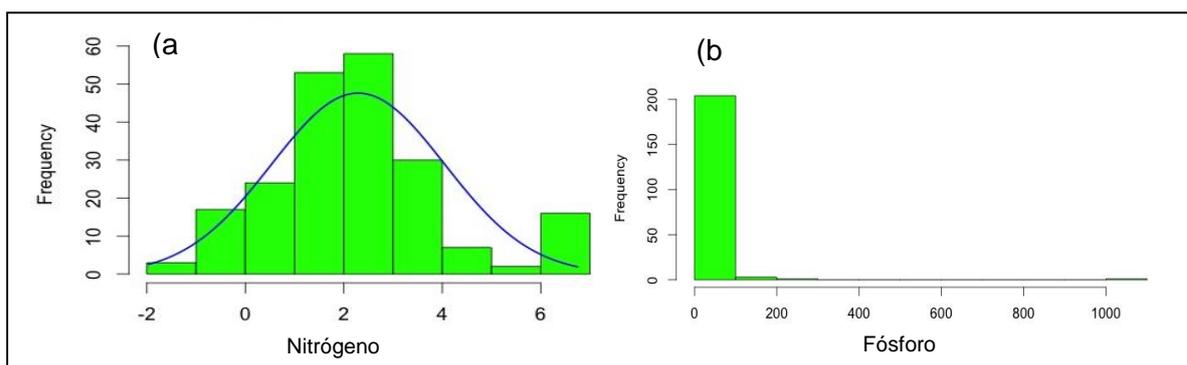


Figura 7: Histograma en comparación con la curva de distribución normal por cada una de las variables analizadas: (a) nitrógeno y (b) fósforo luego de la transformación y eliminación de los outliers (Fuente: elaboración propia).

La Figura 8 ilustra los Box plot para la distribución de los datos de coeficiente de exportación para ambas variables luego de la transformación y eliminación de los outliers. Es posible observar que solamente con los datos de nitrógeno se logra una gráfica que indica los grado de dispersión y tendencia por de la categoría del uso de suelo. (Es importante recordar que el eje y de la Figura 8 son transformadas y que los valores no se pueden leer directamente, por ejemplo para medir la media, es necesario reconvertir la media transformada).

Además, aunque fue posible transformar los valores de los datos analizados, se consideró también la utilización de estadística no-paramétrica para los análisis primarios previo procesamiento por transformación. El análisis no-paramétrico fue realizado a través de Kruskal-Wallis test.

Para los datos de coeficiente de exportación de nitrógeno, usando como factor uso de suelo:

$$\text{Kruskal-Wallis chi-squared} = 56.4165, \text{ df} = 4, \text{ p-value} = 1.64\text{e-}11$$

Para los datos de coeficiente de exportación de fósforo, usando como factor uso de suelo:

$$\text{Kruskal-Wallis chi-squared} = 99.9629, \text{ df} = 4, \text{ p-value} < 2.2\text{e-}16$$

Los resultados de estos test indican que existen diferencias significativas en los coeficientes de exportación tanto de nitrógeno como de fósforo, aportados por las diferentes coberturas de uso de suelo.

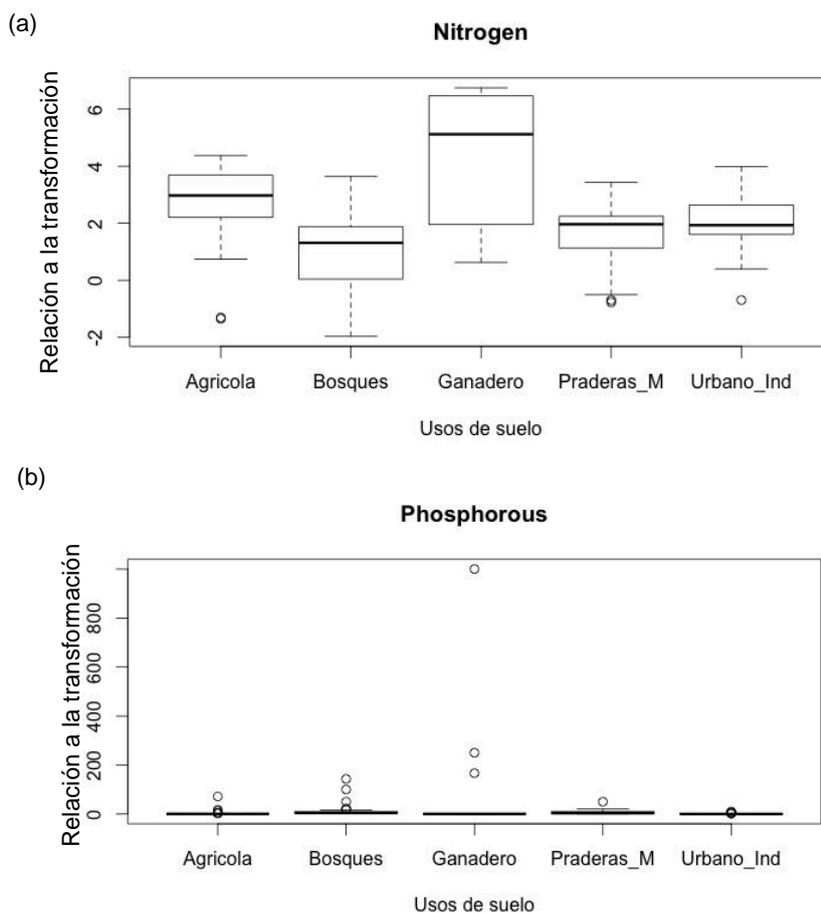


Figura 8: Box plot para la distribución de los datos de coeficiente de exportación, por cada una de las variables analizadas: (a) nitrógeno y (b) fósforo, luego de la transformación y eliminación de los outliers (Fuente: elaboración propia).

En el Anexo 1a. "Base de datos fuentes difusas final" se incluyen los valores y características de cada estudio sobre coeficientes de exportación. A su vez, en esta misma base de datos tiene incorporada la clasificación de uso de suelo según catastro de CONAF.

En el Anexo 3a "Generalidades plaguicidas y fertilizantes en Chile y a nivel mundial" se pueden encontrar información general acerca de plaguicidas y fertilizantes.

Componente 2

3.2 Modelo Conceptual

El modelo conceptual que se presenta en este capítulo corresponde a la reflexión del grupo de trabajo sobre "el como nuestro país pudiese controlar e problema de las fuente difusas en aguas superficiales", se indica que este modelo no cubre a las aguas subterráneas, situación que debiera ser abordada en el futuro, ya que también las fuentes de contaminación difusa las afectan.

3.2.1 Elementos del Modelo Conceptual

En este apartado se trataran principalmente tres tipos de potenciales contaminantes de los cuerpos de agua superficial, a saber, los nutrientes N y P, los plaguicidas y finalmente los metales traza. Como base, es necesario indicar que para comprender la contaminación difusa es necesario tener un conocimiento detallado del comportamiento del ciclo hidrológico en el territorio (la cuenca).

Existen diferentes enfoques para elaborar un modelo conceptual sobre la contaminación difusa en Chile, el enfoque que hemos utilizado nosotros se basa en los estresores que causan problemas de contaminación difusa, esto es nutrientes, plaguicidas y elementos traza. Los procesos que gobiernan la contaminación difusa están todos relacionados al movimiento del agua en una cuenca, incluyendo la depositación atmosférica. El informe de Deltares (Deltares, 2013) clasifica las fuentes y vías de contaminación con un esquema de 13 vías (Figura 9).

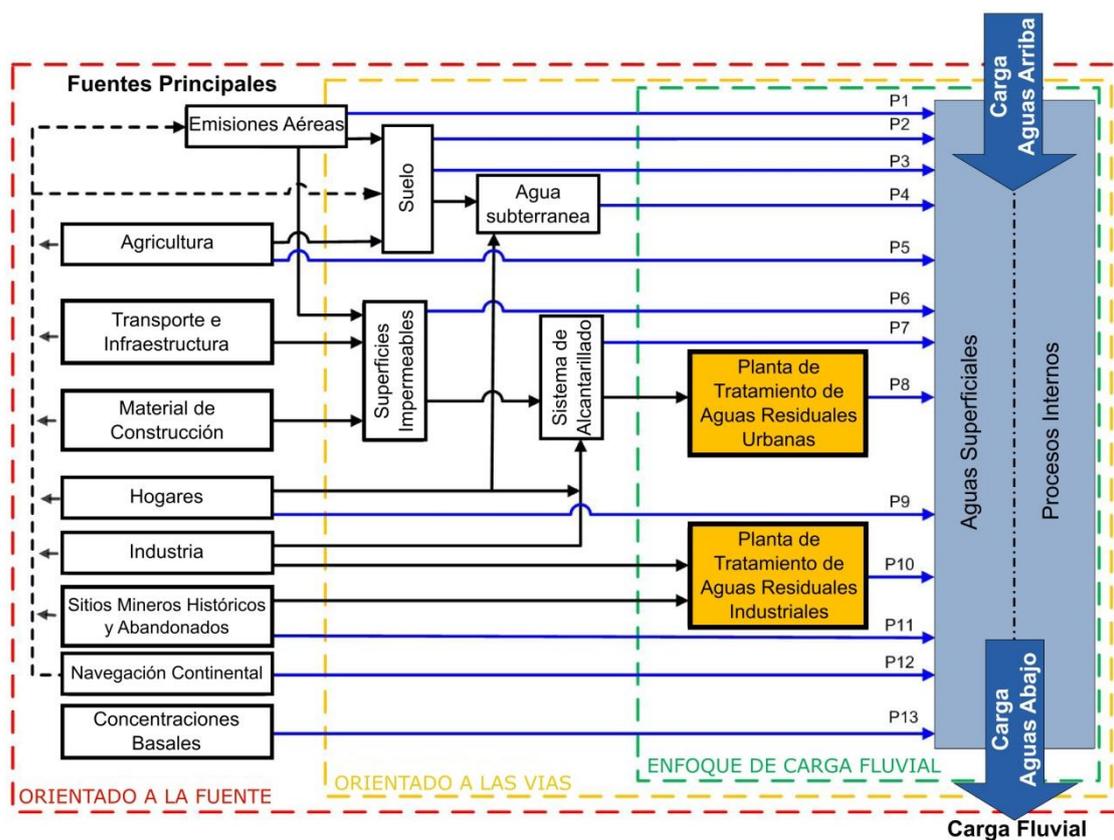


Figura 9: Esquema Conceptual utilizado por DELTARES (2013) en la definición de fuentes difusas de aguas continentales. (Notar que se consideran también las zonas urbanas, como fuentes difusas dado el alto nivel de urbanización existente en dicho continente en sus cuencas hidrográficas, que no corresponde al caso Chileno, ni a las cuencas piloto consideradas en este estudio).

Las fuentes consideradas en el estudio de Deltares (2013) son las siguientes:

- F1: Emisiones atmosféricas.
- F2: Transporte e infraestructura.
- F3: Materiales de Construcción.
- F4: Casas habitaciones.
- F5: Industria.
- F6: Minerías abandonadas e históricas.
- F7: Navegación en aguas superficiales continentales.
- F8: Background Natural.

Es importante mencionar que en esas fuentes se consideran fuentes de contaminación difusa a nivel urbano como las aguas lluvias, que en el contexto europeo también son

consideradas como fuentes puntuales, tal como lo expresa el mismo reporte de Deltares mencionado.

Las vías de llegada de diferentes tipos de contaminantes a los cursos de agua superficial están insertos en los siguientes procesos.

P1: Depositación atmosférica directa sobre las aguas superficiales

P2: Erosión

P3: Escorrentía superficial desde áreas impermeables

P4: Interflujo, sistemas de drenaje y aguas subterráneas

P5: Descargas directas y deriva

P6: Escorrentía superficial desde áreas permeables

P7: Salidas de aguas pluviales y desbordes de alcantarillado combinado + alcantarillados no conectados

P8: Aguas servidas urbanas tratadas

P9: Aguas servidas tratadas y no tratadas desde hogares individuales

P10: Aguas industriales tratadas

P11: Descargas directas desde la minería

P12: Descargas directas desde la navegación

P13: Background natural

Muchas de estas vías son de hechos puntuales (P8, P10, P12), y desde fuentes urbanas pero considerando la experiencia europea el informe las estima como fuentes difusas desde el punto de vista de los registros de emisiones y transferencia de contaminantes. El modelo conceptual elaborado en esta propuesta excluye dichas vías, ya que en Chile este aporte es solo importante a nivel puntual (el nivel de urbanización del territorio es muy bajo comparado con el caso europeo).

Los principios teóricos en que se basa el informe de Deltares, incluye el uso de factores de emisión (en forma análoga a los coeficientes de exportación explicados en el informe anterior). El énfasis entonces es la alimentación del RETC⁷.

⁷ Registro de Emisiones y Transferencias de Contaminantes

3.2.2 Vías de contaminación (pathways)

Las vías de contaminación que se van a considerar en este estudio, son las correspondientes a los que en el informe de Deltares (2013) se denominan:

P2: Erosión

P4: Interflujo, sistemas de drenaje y aguas subterráneas

P5: Descargas directas y deriva

P6: Escorrentía superficial desde áreas permeables

Los procesos de lixiviación, percolación y escurrimiento subterráneo no se representan en el modelo, porque constituyen un aporte menor (despreciable) comparado con el aporte difuso a través de aguas superficiales. No obstante, el efecto más importante sí está considerado en la curva número, que dice relación con la cantidad de agua que infiltrará. Además, en las ecuaciones de transporte de contaminantes también se calcula la fracción de contaminante que infiltrará junto con el agua, de manera que el modelo propuesto representa correctamente las cantidades en cada fase (superficial, subsuperficial y subterránea).

3.2.3 Vía de contaminación y condiciones ambientales: circunstancias que los pathways son relevantes

A continuación, en la Figura 10 se presenta el modelo conceptual expuesto, este modelo considera varios elementos entre ellos (i) las Fuentes consideradas en este estudio son la agricultura, ganadería, minería. (ii) El segundo componente del modelo son los elementos considerados que se emiten al ambiente por las respectivas fuentes (iii) El tercer elemento lo constituyen las vías de entrada de los contaminantes hacia los cursos de agua superficial, estas vías consideran los diferentes procesos que permiten la llegada de los contaminantes al agua, entre ellos la escorrentía superficial, la erosión, la escorrentía subterránea. Se trata de un modelo explicativo simple, que considera las principales amenazas que en el contexto chileno puede tener las fuentes difusas.

Los elementos dominantes en las diferentes vías están condicionados por las relaciones precipitación escorrentía, que a su vez condicionan las características del riego en cada zona de Chile. Por otra parte, las características de la erosión están dominadas por la denominada erosión hídrica, que será mayor a medida que la intensidad de precipitación sea mayor, situación que ocurre predominantemente en el sur de Chile (Bonilla y Johnson, 2012; Bonilla y Vidal, 2011).

La entrada de elementos como nutrientes y pesticidas (Donoso et al, 1999), también está dominada por las relaciones mencionadas más arriba, pero también por los patrones de uso (Palma et al, 2004). En el caso de los elementos traza (metales pesados) los elementos de precipitación-escorrentía y erosión se mezclan con aportes

naturales de elementos, en Chile la condición de riqueza de metales en suelos background ha sido descrita por González (1994).

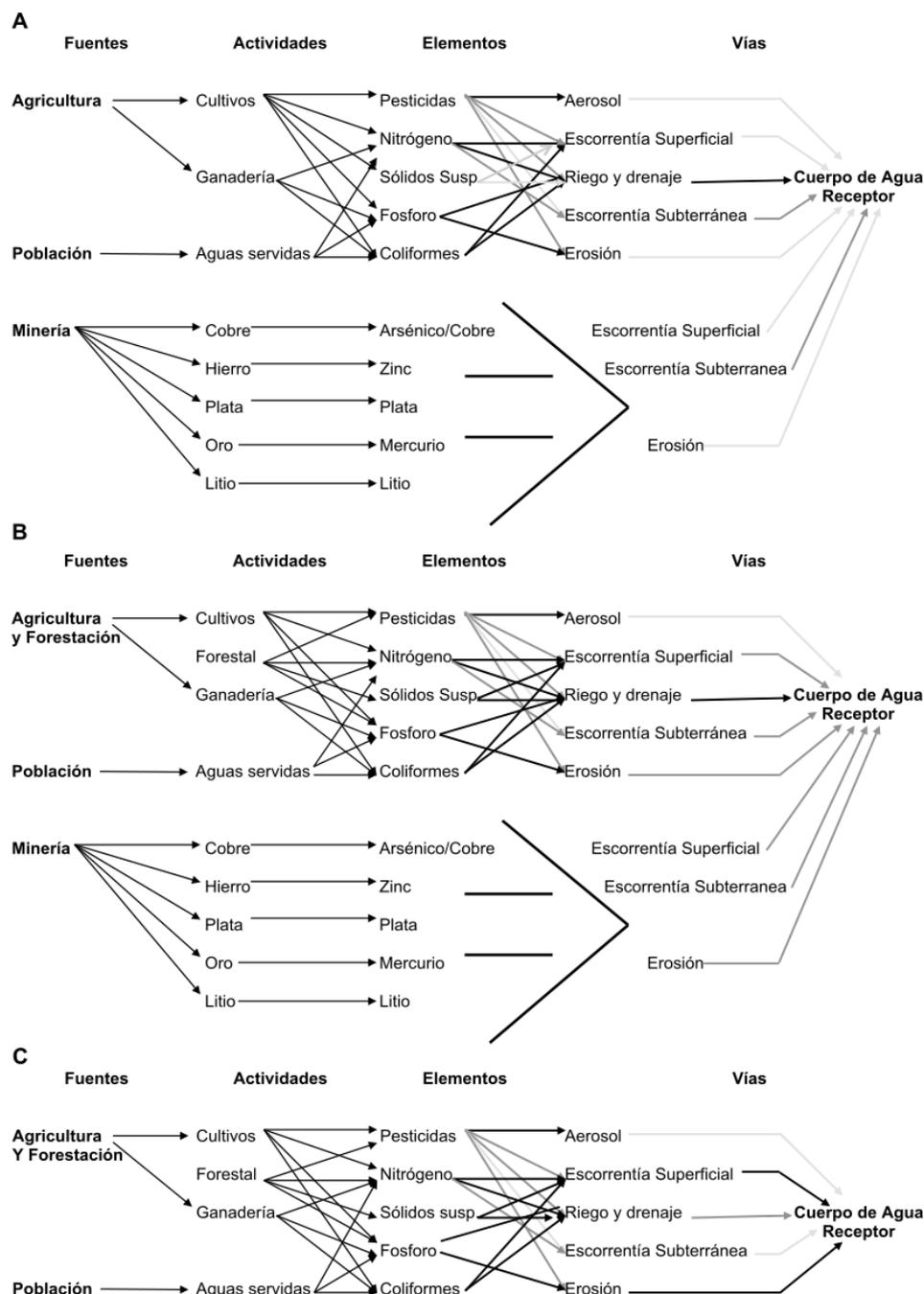


Figura 10: Propuesta de Modelo conceptual. Los tonos grises de las flechas indican la importancia de a magnitud del proceso. Negro más importante, gris claro menos importante. A) Zona Norte, B) Zona Centro, C) Zona sur. (Fuente: elaboración propia).

3.2.4 Determinación de Sustancias

Nitrógeno

Los Nutrientes

El Nitrógeno (N) entra en el medio ambiente acuático como nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) y amonio (NH_4^+) inorgánicos y también en forma de nitrógeno orgánico (N_{org}). Una característica del nitrato es que es altamente soluble en agua y es la forma dominante de nitrógeno que se encuentra en aguas superficiales y subterráneas. La entrada de los compuestos de nitrógeno a las aguas superficiales y también al agua subterránea están controlados por factores de uso, tales como, tipo de suelo, el drenaje, el clima, la tasa y el tiempo de aplicación de fertilizantes y también por las modalidades de uso de los fertilizantes en términos de su manejo (dosis, tiempo y modo de aplicación) en el campo. El proceso de mineralización por las bacterias del suelo facilita la conversión de nitrógeno orgánico en amonio y luego a nitrato (lo que se conoce como nitrificación del suelo) (Anthonisen et al. 1976) y es un proceso clave que determina los niveles de nitrógeno mineral disponible para absorción por las plantas, y por lo tanto la disponibilidad de nitrato para la pérdida por lixiviación (transporte a través de la matriz del suelo). Una alta carga de los suelos con fertilizantes artificiales nitrogenados aumenta el potencial de lixiviación. Las pérdidas de N desde los abonos es la principal vía de exportación de nitrógeno a los cursos de agua a través del transporte sub superficial en elevadas concentraciones después de la aplicación de fertilizantes en invierno y durante los eventos de lluvia, por ello que el control de estos procesos está estrechamente relacionado a los procesos del ciclo hidrológico. Se puede determinar un incremento de las concentraciones de N asociados a los procesos de nitrificación y a la falta de absorción en las plantas durante el invierno, la ocurrencia de grietas en el suelo o macroporos puede facilitar un proceso de transporte preferencial de nitrato hacia los cursos de agua.

Cuando se han aplicado estiércoles y lodos animales los aporte de N pueden también llegar a los cursos de aguas superficiales, en particular bajo la forma de N_{org} después de un evento de lluvia o cuando se riega después de fertilizar (Harmsen y Van Schreven, 1995). Cuando existen procesos de sobrefertilización, es decir cuando no se considera que la aplicación de fertilizantes artificiales aportan más nutrientes al sistema que los requeridos por las plantas, existe un mayor riesgo de pérdida de nitrógeno desde los suelos agrícolas. La ocurrencia de las formas reducidas de N, es decir NO_2 y NH_4 (en niveles que superan las normas de calidad secundaria) indica condiciones de contaminación por materia orgánica y es típico de aguas poco oxigenadas, contaminadas por abonos y lodos (Carpenter et al., 1998).

El Fósforo

El fósforo (P) a diferencia del nitrógeno, se mueve a las aguas superficiales principalmente a través de su asociación con la materia orgánica. Por lo tanto, los flujos superficiales de P son generalmente mediados por procesos erosivos, de esta manera el Fósforo se pierde fundamentalmente en los meses de invierno, características del suelo como su baja permeabilidad (la facilidad con que el agua se mueve en el suelo) o una estructura poco permeable, es muy probable que el fósforo sea movilizado rápidamente hacia el agua, ya sea por escorrentía superficial o a través del flujo preferencial a través de las grietas del suelo. Dependiendo de la vulnerabilidad del suelo a los procesos de erosión (hídrica o eólica), a las prácticas agrícolas, como por ejemplo el cultivo en surcos, y si los suelos en donde se realizan cultivos están ya degradados, son elementos que contribuyen a la mayor exportación de P hacia las aguas superficiales, aun cuando la intensidad de precipitaciones sea baja.

El P es un factor limitante para el crecimiento de la biomasa algal en los lagos, donde su retención es mayor debido a su afinidad por los sedimentos. Altas tasa de depositación pueden ser observadas también en estuarios y zonas costeras. En los ríos en cambio su retención es altamente dependiente de la dinámica del río que determinan los procesos de sedimentación, en ríos de corriente rápida la retención es muy baja.

Una fuente importante de entrada de fósforo a las aguas superficiales son las aguas residuales y normalmente se transforman en la principal fuente de entrada en los meses secos, por lo tanto la reducción de las cargas puntuales puede verse en parte compensada por los aportes desde fuentes difusas y la liberación del fósforo acumulado en los sedimentos.

Dependiendo del método químico utilizado para detectar el fósforo, el fósforo inorgánico puede ser referido como fosfato, ortofosfato, fósforo reactivo disuelto (DRP), fósforo reactivo al molibdeno (MRP) o fósforo reactivo (RP).

Pesticidas

El destino de un pesticida en el ambiente y el potencial de contaminación de las aguas superficiales dependen en gran medida de sus propiedades físico-químicas fundamentales y de las condiciones ambientales en las cuales ellos se aplican. Las propiedades que afectan el destino son la solubilidad en agua, la solubilidad en lípidos y materia orgánica, su presión de vapor, su persistencia o vida media en el suelo, entre las más importantes.

Una vez que un pesticida se ha aplicado en los cultivos, puede ser:

- Interceptado por los cultivos.

- Perdido a la atmósfera durante la aplicación por la deriva de pulverización o por volatilización, tanto durante aplicación o directamente de la superficie del suelo y de los cultivos.
- Depositarse sobre la superficie del suelo.

Los pesticidas son movilizados desde el medio ambiente del suelo a través de la absorción por las plantas, la escorrentía, la lixiviación, y la degradación microbiana y abiótica. La transformación abiótica puede ocurrir por la oxidación, hidrólisis y fotólisis. En contacto con el suelo los plaguicidas, en función de su afinidad y su reparto con la materia orgánica y el agua del suelo (determinados por su coeficiente de reparto Koc). Aquellos pesticidas que tienen una afinidad por el suelo podrán ser exportados por la escorrentía, mientras que aquellos que son más solubles en agua pueden ser propensos a los procesos de lixiviación en el suelo. Si la estructura del suelo lo permite a través de macroporos, un pesticida se puede movilizar rápidamente hacia las aguas subterráneas.

Las vías de exportación de los plaguicidas desde el suelo son influenciados por el tiempo y las tasas de aplicación, las condiciones agroclimáticas (es decir, la intensidad de eventos de lluvia), tipos de suelo y las propiedades individuales de los plaguicidas aplicados, como su absorción en suelos y velocidad de degradación. Las pérdidas de pesticidas son a menudo una función de los eventos de lluvia.

Los elementos traza

Los suelos pueden ser contaminados por la acumulación de metales y metaloides pesados a través de las emisiones de la rápida expansión de las zonas industriales, desechos de minería, la aplicación al suelo de fertilizantes, abonos animales, lodos de depuradora, pesticidas, riego con aguas residuales, residuos de la combustión del carbón, el derrame de petroquímicos, y la deposición atmosférica. La atención en los problemas de contaminación de suelos con metales y su relación con la contaminación de aguas superficiales ha sido escasamente abordado en nuestro país a pesar que los suelos son el principal sumidero de metales pesados liberados en el medio ambiente por las actividades antropogénicas antes mencionadas y que a diferencia de los contaminantes orgánicos que pueden degradarse por acción microbiana, la mayoría de los metales no son degradables, y su concentración total en suelos persiste durante un largo tiempo después de su introducción. Sin embargo, los cambios en sus formas químicas (especiación) y biodisponibilidad (la fracción que puede ser incorporada en un ser vivo) son posibles. Los metales como el Cu, pueden llegar al suelo como residuos mineros y abonos animales y algunas formulaciones de pesticidas que usan este metal. Otros metales como el Cd, puede llegar como microcontaminante en formulaciones de fertilizantes fosforados (He and Singh, 1993), así como el Zn, Ni, Pb, As y Pb (Nziguheba y Smolders, 2008).

Los metales pesados se producen naturalmente en el ambiente del suelo de los procesos pedogénicos de meteorización de los materiales parentales en niveles que se consideran trazas (<1000 mg kg⁻¹) y rara vez son tóxicos. La mayoría de los suelos de los entornos rurales pueden acumular uno o más de los metales pesados, a través de procesos biogeoquímicos naturales lo que se ha definido como concentración de fondo o background. Los metales pesados esencialmente se convierten en contaminantes en el suelo debido a que (i) las tasas de generación a través del ciclo artificial son más rápidos en relación con los ciclos naturales, (ii) las concentraciones de los metales en productos desechados son relativamente altos en comparación con los valores de fondo (iii) la forma química (especies) en la que un metal se encuentra en el sistema ambiental receptor podrá hacerla más biodisponible. Un simple balance de masa de los metales pesados en el suelo se pueden expresar de la siguiente manera:

$$M_{\text{total}} = (M_p + M_a + M_f + M_{\text{ag}} + M_{\text{ow}} + M_{\text{ip}}) - (M_{\text{cr}} + M_l),$$

Donde:

- M: es el metal pesado,
- p: es el material parental,
- a: es la deposición atmosférica,
- f: son las fuentes de fertilizantes,
- Ag: son las fuentes de agroquímicos,
- Ow: son las fuentes de residuos orgánicos,
- ip: son otros contaminantes inorgánicos,
- cr: es la eliminación de los cultivos, y
- l: son las pérdidas por lixiviación, volatilización, y así sucesivamente.

Se proyecta que las emisiones antropogénicas en el ambiente, para varios metales pesados, es de uno a tres órdenes de magnitud mayor que los flujos naturales. Los metales pesados en el suelo a partir de fuentes antropogénicas tienden a ser más móviles, por lo tanto biodisponible que pedogénico⁸ olitogénico⁹.

Conceptualmente, los metales traza pueden ser incorporados en un modelo de contaminación difusa, siendo tratados como contaminantes conservativos, sin embargo la complejidad de su especiación y biodisponibilidad, hace hasta la fecha improbable

⁸Procesos en que setransfiere, transforman o se eliminan componentes del suelo.

⁹Proceso en que se forma el suelo.

que sea tratado en un modelo matemático similar al propuesto para los pesticidas y nutrientes.

El Ciclo hidrológico:

Otro elemento importante a tener en consideración en el modelo conceptual es el conocimiento de la hidrología del sistema.

La escorrentía superficial corresponde a un proceso dentro de la fase terrestre del ciclo hidrológico. Se genera a partir de la lluvia y el derretimiento nival, después de que se produce la interceptación por las plantas y la infiltración en el suelo. La cantidad de escorrentía superficial depende del tipo y uso del suelo, de la topografía y, de la precipitación, i.e. del clima.

Existen diversos métodos para cuantificar la escorrentía, conocidos como modelos precipitación-escorrentía que van desde las ecuaciones de Saint-Venant hasta el método racional. Dentro de los modelos agregados, ha sido ampliamente utilizado y validado en todo el mundo el método de la curva número, que es un procedimiento desarrollado en EE.UU. por el Soil Conservation Service (US-SCS, 1986), actual Natural Resource Conservation Service. Este modelo asume que la escorrentía comienza cuando se ha superado un valor de retención superficial. La retención superficial depende del tipo del suelo, uso del suelo y de las condiciones de humedad previa.

3.2.5 Cálculo de Sustancias

El modelo de contaminantes se basa en un balance de masa (e.g. Faith 1985b, Novotny and Olem 1994), que distingue solamente las porciones percolada, adsorbida y disuelta del contaminante, las que se calculan de la manera siguiente:

$$C_{dissolved} = a_1 C$$

$$C_{adsorved} = a_2 C$$

$$C_{leach} = a_3 C$$

La sustancia que queda después de degradación es:

$$C_{degraded} = C e^{-k} = a_4 C$$

El balance general es:

$$C^{t+1} = C_{degraded}^t + \Delta C^t - C_{dissolved}^t - C_{adsorved}^t - C_{leach}^t$$

$$C^{t+1} = C^t(a_4 - a_1 - a_2 - a_3) + \Delta C^t$$

Donde:

C_{disolved} : porción de sustancia disuelta

C_{adsorved} : porción de sustancia adsorbida

C_{leach} : porción de sustancia percolada

C_{degraded} : porción de sustancia que queda después de degradación

a_1, a_2, a_3, a_4 : constantes utilizadas para determinar la porción de sustancia disuelta, adsorbida, percolada y la porción que queda después de la deradación respectivamente

ΔC : corresponde al input si es que se aplicó contaminante ese día.

Los valores de las constantes $a_1 - a_4$ varían dependiendo del contaminante que se trate: plaguicidas, fósforo o nitrógeno. A continuación se revisan los valores para estos elementos.

Pesticidas:

$$a_1 = \frac{R}{R_{fall} + Sn_{melt}} \frac{\theta}{\theta + k\rho}$$

$$a_2 = \frac{1}{100\rho} \frac{k\rho}{\theta + k\rho} Er$$

$$a_3 = \frac{\theta}{\theta + k\rho} \frac{R_{fall} + Sn_{melt} - R - \theta}{R_{fall} + Sn_{melt}}$$

$$a_4 = e^{-\alpha}$$

Donde,

a_1, a_2, a_3, a_4 : constantes utilizadas para determinar la porción de sustancia disuelta, adsorbida, percolada y la porción que queda después de la deradación respectivamente

R: es la esorrentía superficial

θ : es la capacidad de agua disponible,

- k: es el coeficiente de partición del pesticida,
ρ: la densidad del suelo y
α: una constante de decaimiento.

Nitrógeno

$$a_1 = k_{ex}$$

$$a_2 = 0$$

$$a_3 = 0$$

$$a_4 = e^{-\alpha}$$

Donde:

a_1, a_2, a_3, a_4 : constantes utilizadas para determinar la porción de sustancia disuelta, adsorbida, percolada y la porción que queda después de la degradación respectivamente

k_{ex} : es un coeficiente de exportación expresado como porcentaje de la cantidad aplicada. Depende del producto aplicado y de las propiedades de la cuenca.

Fósforo

$$a_1 = 0$$

$$a_2 = k_{ex}$$

$$a_3 = 0$$

$$a_4 = e^{-\alpha}$$

Donde:

a_1, a_2, a_3, a_4 : constantes utilizadas para determinar la porción de sustancia disuelta, adsorbida, percolada y la porción que queda después de la degradación respectivamente

k_{ex} : es un coeficiente de exportación expresado como porcentaje de la cantidad aplicada y depende del producto aplicado y de las propiedades de la cuenca.

3.2.6 Fuentes emisoras terrestres (agricultura, minería, forestal, urbana, otras) y aéreas (emisiones a la atmósfera por chimeneas)

Dentro de las fuentes emisoras para el modelo diseñado solo se aplican para fuentes terrestres de naturaleza agrícola o forestal, las fuentes urbanas no son consideradas en este modelo, así como la depositación atmosférica, en parte por la escasez de datos y porque los datos disponibles indican que el aporte de Nitrógeno por depositación atmosférica es del orden de 1,8 Kg de N/ha/año para Chile central. Para zonas costeras se ha estimado un valor de 2,3 kg N/ha año (Godoy et al., 2003), que es comparable a zonas remotas del continente de acuerdo a los mismos autores. Las fuentes urbanas de contaminación difusa son relevantes en términos de aportes en cuencas donde los asentamientos urbanos concentrados pueden ser importantes. En el Modelo europeo propuesto por Deltares (2013) se consideran importantes dados los elevados índices de urbanización en dicho continente y la ausencia de la población rural dispersa tal como la conocemos en Chile.

La agricultura es la fuente de contaminación difusa más importante en nuestro país para los plaguicidas y también los fertilizantes. La minería puede representar esta situación también para los metales pesados, sin embargo esto se enfrenta en el país, más en la perspectiva de los sitios contaminados que de la contaminación difusa.

3.2.7 Relación fuente-parámetro: cuáles son las principales sustancias

Las principales sustancias son los plaguicidas y los nutrientes (N y P), utilizados en la agricultura, pero no todos los plaguicidas son significativos como contaminantes difusos, lo mismo que los nutrientes, como lo indica Cancino et al. (1999) no hay avances en la investigación de los procesos del consumo de N por las plantas ni en la contaminación derivada del uso de N (y P), desde la actividad agrícola, lo que sí sabemos es que Chile utiliza más plaguicidas y fertilizantes que sus congéneres de la OECD (2005). Hasta ahora no es posible establecer una relación cuantitativa entre la fuente de contaminación y los parámetros que se miden en el agua, en parte también por la dificultad de monitorear plaguicidas en muestras de agua superficial, y por la ausencia de estudios sobre la contaminación con nutrientes y el uso de fertilizantes en las cuencas.

La alternativa propuesta por nuestro grupo es incluir los coeficientes de exportación de nutrientes y la escorrentía de plaguicidas en un modelo sencillo que permita su aplicación en condiciones de ausencia de datos empíricos.

3.2.8 Formulación matemática de un modelo conceptual para apoyar la toma de decisión en la gestión de contaminación difusa

El modelo que se presenta a continuación corresponde a la formulación matemática de un modelo conceptual, espacialmente distribuido y con alta resolución temporal (En el Anexo 8a se incorporó una tabla con la explicación de los inputs del modelo conceptual y en el Anexo 8b se adjunta una planilla Excel con toda la información de inputs y outputs).

Representa físicamente, los procesos fundamentales que componen y controlan la contaminación difusa causada por nutrientes y plaguicidas en cuerpos de agua receptores que son: generación de escorrentía superficial, erosión del suelo, y dilución, adsorción, percolación y exportación de contaminantes hacia el cuerpo receptor.

El modelo omite el rastreo de las cantidades exportadas, siendo esta su principal simplificación y desventaja, lo que a escalas espaciales y temporales pequeñas lo hace impreciso en el cálculo del tiempo en el cual ocurrirán determinadas cargas. No obstante, se ha escogido esta forma de modelar la contaminación difusa ya que parece óptima si se trabaja a la escala típica de cuencas agrícolas y mayores, donde los procesos duran varios días.

La escorrentía superficial se calcula usando el método de la curva número (US-SCS 1986). La erosión potencial se calcula con la ecuación universal de pérdida de suelos en su versión revisada RUSLE (Renard et al. 1997). Para el cálculo de las concentraciones de pesticidas se generalizó el modelo de plaguicidas de López y Barra (2000), a fin de considerar también la contaminación de fósforo y nitrógeno. La Figura 11 muestra esquemáticamente el modelo conceptual desarrollado.

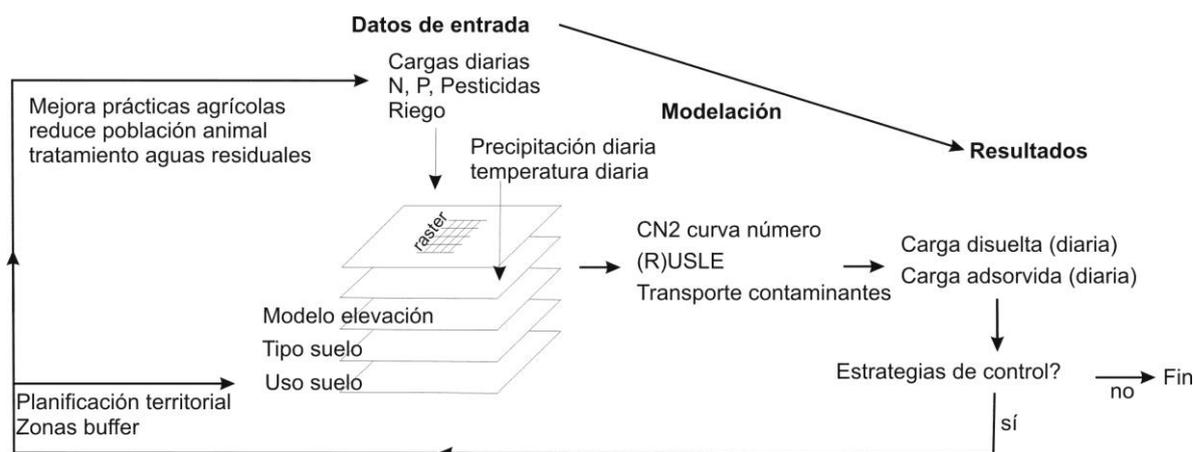


Figura 11: Esquema del modelo conceptual desarrollado (Fuente: elaboración propia).

En la Figura 11 se observa que el modelo permite simular el efecto de estrategias de control como construcción de zonas buffer, planificación territorial, mejora de prácticas agrícolas o reducción de la población animal, sobre la contaminación difusa. Operativamente, para simular dichas estrategias se cambian los usos de suelo o las cargas diarias. En el Anexo 6 se expone un catastro de los usos de suelo para este modelo.

Dado el carácter estimado de las cargas diarias, es muy difícil que un modelo (cualquiera que éste sea) tenga una capacidad predictiva con precisión. Es decir, debido a la mala calidad de los datos de entrada sobre la carga diaria existe una incertidumbre importante en el valor final de carga aportada al cuerpo receptor final. No obstante, los modelos en general y también el propuesto, permiten obtener una muy buena idea de la diferencia entre una alternativa y otra.

Ecuaciones gobernantes:

Método de la curva número

Como dato de entrada requiere la curva número CN2, temperatura ambiente y precipitación. Se distingue entre precipitación líquida y sólida. Dado que la lluvia y la nieve dependen de la precipitación P y temperatura ambiente T, se tiene:

$$R_{fall} = \begin{cases} P, & T > 0 \\ 0, & T \leq 0 \end{cases}$$

$$Sn_{fall} = \begin{cases} 0, & T > 0 \\ P, & T \leq 0 \end{cases}$$

Donde:

R_{fall} : lluvia caída

Sn_{fall} : nieve caída

P: precipitación

T: temperatura ambiente

El derretimiento se calcula como función de la nieve acumulada y la temperatura ambiente:

$$Sn_{melt} = \begin{cases} \min(k_t T, Sn), & T > 0 \\ 0, & T \leq 0 \end{cases}$$

$S_{n_{melt}}$: derretimiento de nieve,

k_t : factor de derretimiento diario,

T: temperatura

S_n : nieve acumulada

Donde, k_t es un factor de derretimiento diario y se asume igual a 0.45 (Maidment 1993). La capacidad potencial de retención de agua en el suelo depende del tipo de suelo, uso y humedad anterior al día en análisis. El efecto del tipo y uso de suelo se expresan a través de la curva número CN2. Sus valores están tabulados en la Tabla 5 (US-SCS 1986).

Tabla 5: Valores de curva número CN2

Uso de suelo	clase	Grupo de suelo hidrológico				Notas
		A	B	C	D	
1	AGRF	62	73	81	84	Agricultura, terreno forestal convertido, uso de trigo como indicador.
2	AGRL	31	59	72	79	Agricultura, áreas con cultivo de arroz, base sobre alfalfa como sustituto.
3	CMCL	50	58	62	65	Mosaico de cultivos, área de cultivo > 30%
4	DECD	45	66	77	83	Bosque caduco
5	EHCD	25	55	70	77	Bosque perenne, densidad de cobertura alta.
6	EMLD	26	61	77	85	Bosque perenne, densidad de cobertura media
7	GRAS	49	69	79	84	Área de pastoreo, pastizales
8	MEDM	40	66	80	87	Bosque mixto (perenne y caduco, densidad media a baja)
9	MXMS	43	72	88	95	Mixed masaic
10	PLAN	45	66	77	83	Plantaciones
11	WSEV	39	61	74	80	Perenne, bosque y matorrales

Fuente: US-SCS 1986

Dependiendo de CN2, se calcula:

$$CN1 = \frac{CN2}{2.334 - 0.01334CN2}$$

$$CN3 = \frac{CN2}{0.4036 + 0.0059CN2}$$

Donde,

CN1: valores curva número 1

CN2: valores curva número 2

CN3: valores curva número 3

La humedad anterior es función de la lluvia acumulada y el derretimiento de nieve ocurrido los cinco días previos:

$$A = \sum_{i=t-5}^{t-1} (S_{melt}^i + R_{fall}^i)$$

Donde:

A: humedad anterior estimada de cinco días previos

t: tiempo en días

$S_{n_{melt}}$: derretimiento de nieve

R_{fall} : lluvia caída

Haith (1985) propuso valores de humedad anterior AM1 y AM2 dependiendo de si se trata de la época de crecimiento o de no-crecimiento del cultivo (Tabla 6).

Tabla 6: Valores de humedad anterior AM1 y AM2.

Temporada	AM1 (mm)	AM2 (mm)
No-crecimiento	13	28
Crecimiento	36	53

Fuente: Haith (1985)

Así, el valor de la curva número es:

$$CN = \frac{CN2 - CN1}{AM1} A + CN1, \quad A < AM1$$

$$CN = \frac{CN3 - CN2}{AM2 - AM1} (A - AM1) + CN2, \quad AM1 \leq A < AM2$$

$$CN = CN3, \quad AM2 \leq A \text{ o } S_{n_{melt}} > 0$$

Donde:

CN: valor curva número estimado

CN1: valor curva número 1

CN2: valor curva número 2

CN3: valor curva número 3

A: humedad anterior estimada de cinco días previos

AM1: valor humedad anterior 1

AM2: valor humedad anterior 2

S_{melt} : nieve derretida

La retención potencial de agua en el suelo es:

$$S_{retention} = \frac{2540}{CN} + 25.4$$

Donde:

$S_{retention}$: retención potencial de agua en el suelo

CN: valor curva número calculado

Finalmente, la escorrentía superficial se calcula como:

$$R = \begin{cases} \frac{(R_{fall} + S_{melt} - 0.2S_{retention})^2}{R_{fall} + S_{melt} - 0.8S_{retention}}, & R_{fall} + S_{melt} > 0.2S_{retention} \\ 0, & R_{fall} + S_{melt} \leq 0.2S_{retention} \end{cases}$$

Donde:

R: escorrentía superficial

R_{fall} : lluvia caída

S_{melt} : nieve derretida

$S_{retention}$: retención potencial de agua en el suelo y la nieve acumulada es:

$$S_n^t = S_n^{t-1} + S_{n_{fall}}^{t-1} - S_{n_{melt}}^{t-1}$$

Donde:

S_n : nieve acumulada

$S_{n_{fall}}$: nieve caída

$S_{n_{melt}}$: derretimiento de nieve

La ecuación de RUSLE

La ecuación universal revisada para la pérdida de suelos RUSLE (Renard et al. 1997) calcula la erosión potencial como función de la erosividad de la precipitación EI, erodabilidad del suelo K, un factor topográfico Ls, cobertura del suelo C y uso del suelo P. Estos parámetros se pueden estimar a partir de un modelo de elevación digital, mapas de tipos y usos del suelo.

La erosividad de la lluvia EI, requiere la intensidad de la lluvia en 30 minutos. Este dato es difícil de encontrar debido a que requiere que la medición de lluvia se efectúe con pluviógrafo o equipos digitales modernos. En general, se encuentra disponible la información a partir de pluviómetros. Por ello, es usual hacer la siguiente aproximación:

$$EI = 64.6aR_{fall}^{1.81},$$

Donde:

EI: erosividad de la precipitación

R_{fall} : lluvia caída

a: varía según si se trata de la época de crecimiento o no-crecimiento, entre 0,1 y 0,6.

Finalmente, la pérdida potencial de suelos es:

$$Er = 0.132EI \cdot K \cdot Ls \cdot C \cdot P,$$

Donde:

Er: pérdida potencial de suelo

EI: erosividad de la precipitación

K: erodabilidad del suelo,

Ls: factor topográfico,

C: cobertura del suelo

P: uso del suelo

3.3 Aplicación de modelos en diferentes cuencas

3.3.1 Justificación de las cuencas a estudiar y características principales

Las cuencas a estudiar se seleccionaron considerando en primera instancia las distintas zonas climáticas a nivel nacional, por ello se seleccionó una cuenca del norte la cuenca del río Claro, la cual se ubica en una zona semiárida, la cual se caracteriza por altas temperaturas y bajas precipitaciones, la parte alta de la cuenca sobre los 3000 msnm el clima es Templado Frío con características de altas precipitaciones, temperaturas bajas y nieves permanentes que constituyen un aporte significativo de agua en el período estival. En la zona centro se seleccionó la cuenca del estero Alhue, cuyo clima es templado calido con lluvias invernales su característica principal es la presencia de una estación seca prolongada y un invierno bien marcado con temperaturas extremas que llegan bajo los cero grados. Finalmente en la zona centro sur se eligió la cuenca del río Malleco, cuya clasificación climática es templado lluvioso sin estación seca. Lo anterior ya que una de las principales vías de transporte tanto de nutrientes como sedimentos es la escorrentía superficial, la cual depende de la precipitación.

Una vez seleccionada la zona climática se eligieron las subcuencas que tuvieran mayor información meteorológica y fluviométrica disponible y que también contaran con información referente a usos de suelo, actividades que en ella se realizan y tipo de suelo. El tipo de suelo se obtuvo de la base de datos de suelos a nivel mundial que posee la FAO.

3.3.2 Aplicación de SWAT

Se presentan tres ejemplos de aplicación del modelo SWAT en tres cuencas de Chile, para ello se utilizó la extensión ArcSWAT 12 para ArcGIS 10.1 en todos los casos. En el Anexo 5c se encuentran detallados los inputs y fuentes de información del modelo.

Es importante destacar que en la modelación no se incluyeron las fuentes puntuales, ya que para su modelación es necesario contar con la concentración y caudal diario de descarga, información con la que no se cuenta. Otro factor por el cual no se consideraron es que el modelo conceptual no considera fuentes puntuales, por lo que, para poder realizar una comparación entre ambos modelos, no deben ser incluidas en SWAT.

3.3.2.1 Resultados SWAT

Subcuenca del Río Claro

El río Claro, de curso Sureste a Noroeste, nace en la alta cordillera andina y prácticamente su único tributario es el río Cochihuaz cuya cabecera queda muy vecina a la del río principal y su curso es sensiblemente paralelo a aquél. Comprende una superficie cercana a los 1500 km² y la longitud del río principal es cercana a los 65 km. El régimen del río es pluvial. La Figura 12 muestra la ubicación geográfica y mapa de elevaciones de la cuenca. Las elevaciones de la cuenca están en el rango de 5300 m.s.n.m. y los 812 m.s.n.m. con una media de 2200 m.s.n.m.

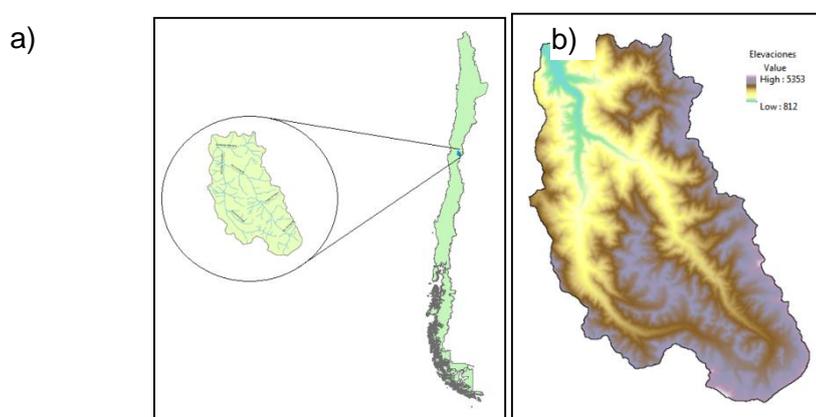


Figura 12: a) ubicación geográfica de cuenca del río Claro, subcuenca del río Elqui. b) Mapa de elevaciones de cuenca del río Claro (Fuente: Elaboración propia).

Hay dos cauces principales, el río Claro y el río Cochiguaz. La Figura 13 a) muestra la red hidrográfica de la cuenca de la cuenca del río Claro con sus principales cauces aportantes. Se corresponden 3 usos según catastro de bosque nativo (CONAF, 2007). En la cuenca sólo hay dos tipos de suelos correspondientes a suelos cordilleranos, cuyos parámetros se han obtenido de la base de datos de la clasificación internacional SSURGO. Los usos y tipos de suelo se muestran en la Figura 13 b) y c) respectivamente.

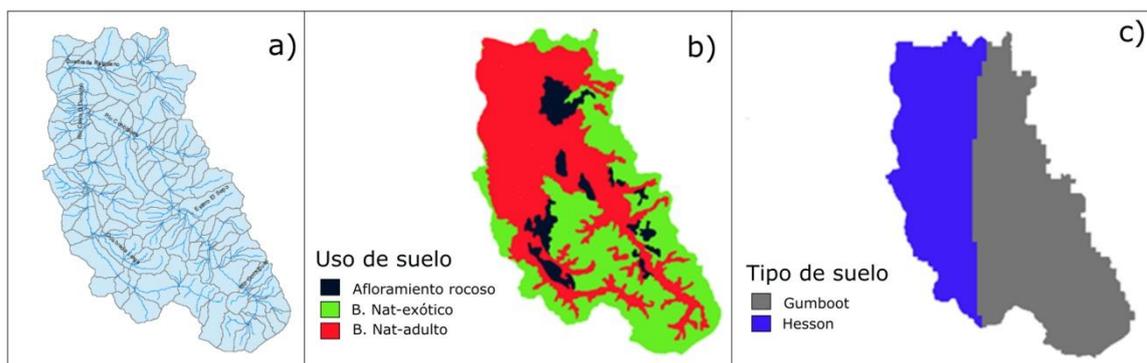


Figura 13: a) Red hidrográfica cuenca río Claro (Fuente: Elaboración propia). b) Uso de suelo cuenca río Claro. c) Tipo de suelo cuenca río Claro (SSURGO¹⁰). (Fuente: Elaboración propia; En el **Anexo 5d** se detallan las siglas utilizadas en los mapas).

Estaciones meteorológicas

Para ejecutar la modelación hidrológica es necesario al menos tener datos de precipitación diaria y temperaturas máximas y mínimas diarias. Las restantes variables meteorológicas de humedad relativa, viento y radiación solar fueron simuladas con el generador climático de SWAT. Estas variables de entrada fueron obtenidas de las estaciones meteorológicas mostradas en la Figura 14.

¹⁰http://webarchive.iiasa.ac.at/Research/LUC/External-World-soil-database/HTML/HWSD_Data.html?sb=4

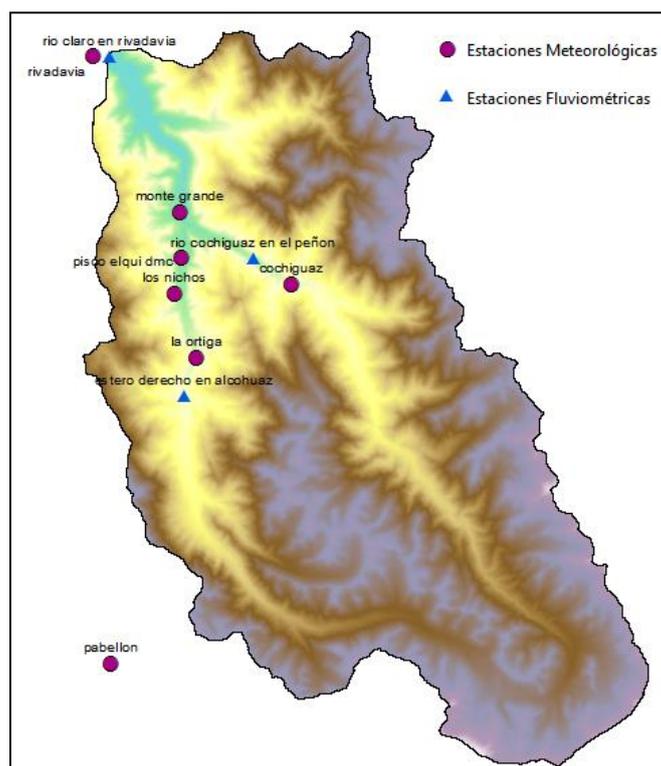


Figura 14: Estaciones Meteorológicas y fluviométricas en cuenca del río Claro (Fuente: Elaboración propia).

En el Anexo 5b se presentan los datos de las estaciones meteorológicas y fluviométrica utilizadas para el ejemplo, información disponible de la red hidrométrica de la DGA.

Caudales simulados

Se ejecutó la calibración automática de parámetros para los caudales mensuales en la estación río Claro en Rivadavia. La Figura 15 muestra los resultados de caudales mensuales y los medidos en la estación río Claro en Rivadavia. El coeficiente de determinación es de 0.77 lo que indica que el modelo explica el 77% de la variación de los caudales medidos en la estación fluviométrica. El modelo representa adecuadamente los máximos mensuales, sin embargo, hay variaciones que no son emuladas y que es posible atribuir a la incertidumbre en los inputs de precipitaciones.

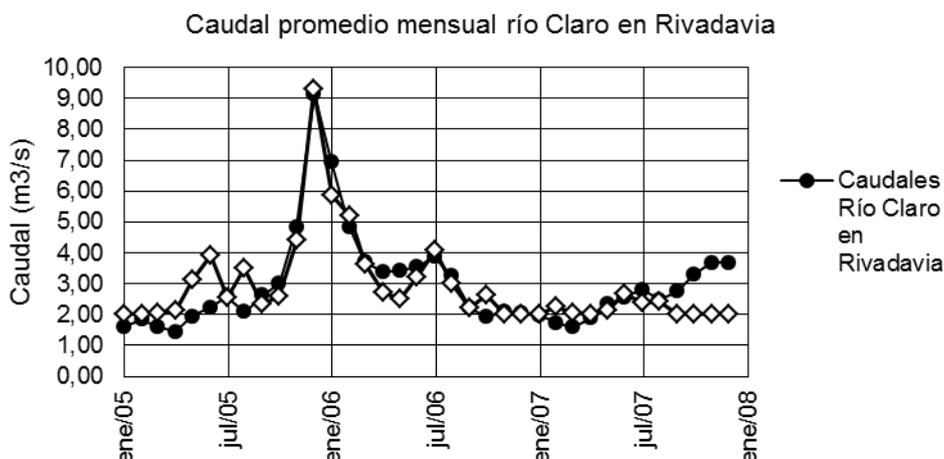


Figura 15: Caudales promedio mensual simulados y medidos en la estación fluviométrica río Claro en Rivadavia (Fuente: Elaboración propia).

La Figura 16 muestra el hidrograma simulado para el periodo enero del 2008 a diciembre del 2012.

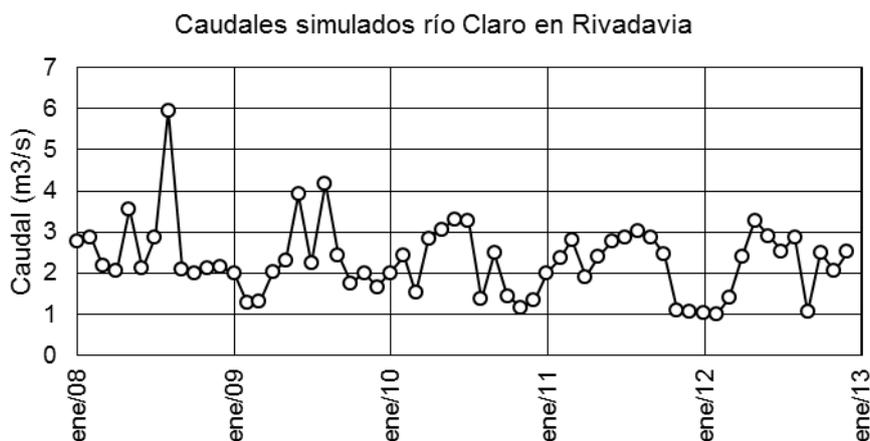


Figura16: Hidrograma simulado para el periodo enero del 2008 a diciembre del 2012 en estación río Claro en Rivadavia (Fuente: Elaboración propia).

Transporte de especies

A continuación se presentan los resultados de la simulación del transporte de especies para la estación río Claro en Rivadavia (Figuras 17, 18 y 19). Es importante destacar que los resultados mostrados no se han logrado calibrar por no tener datos suficientes para llevar a cabo la calibración automática de parámetros.

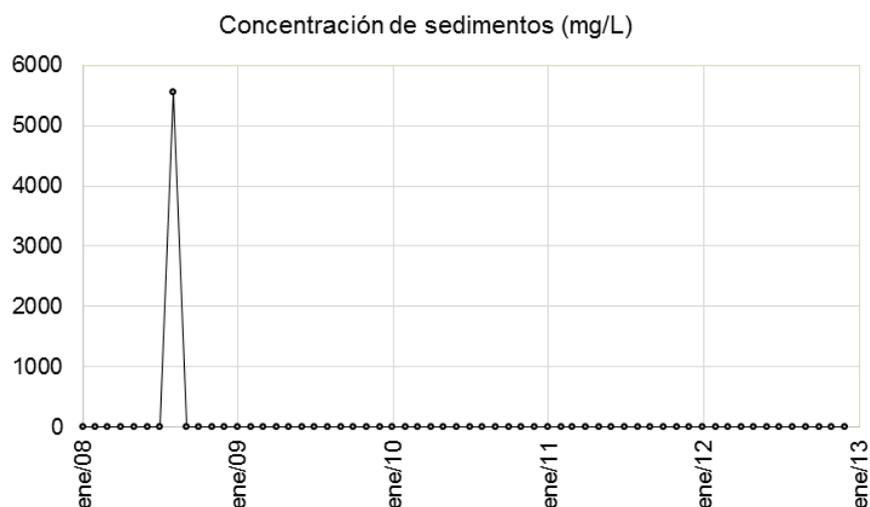


Figura 17: Concentración de sedimentos simulado para la estación río Claro en Rivadavia (Fuente: Elaboración propia).

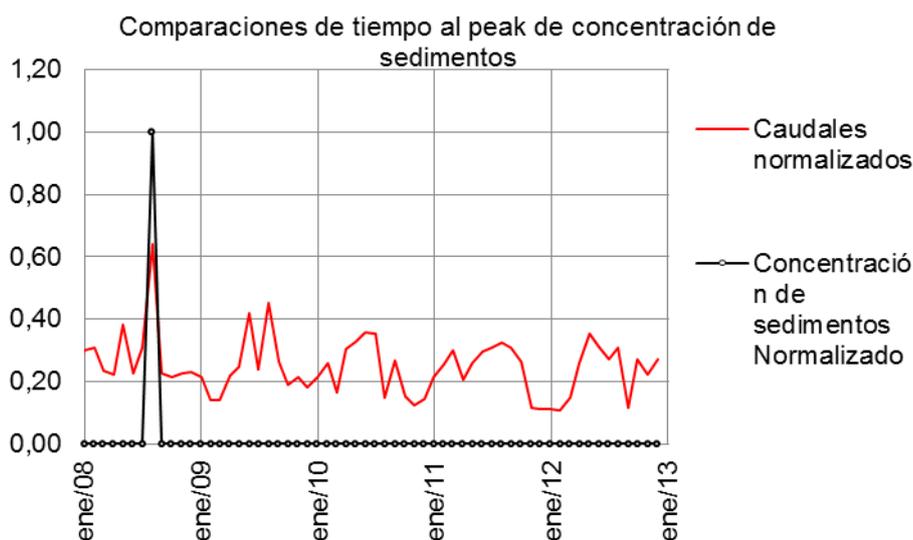


Figura 18: Concentración de sedimentos simulado para la estación río Claro en Rivadavia (Fuente: Elaboración propia).

Desde la Figura 19 se observa que hay muchos eventos de transporte de sedimentos que no están bien representados por las simulaciones, sin embargo, hay respuestas con valores umbrales que desencadenan fuertes eventos de movimientos de transportes y que son ocasionados por un valor umbral de caudal, como se observa en la Figura 16 donde el tiempo al peak de las concentraciones y los caudales coinciden.

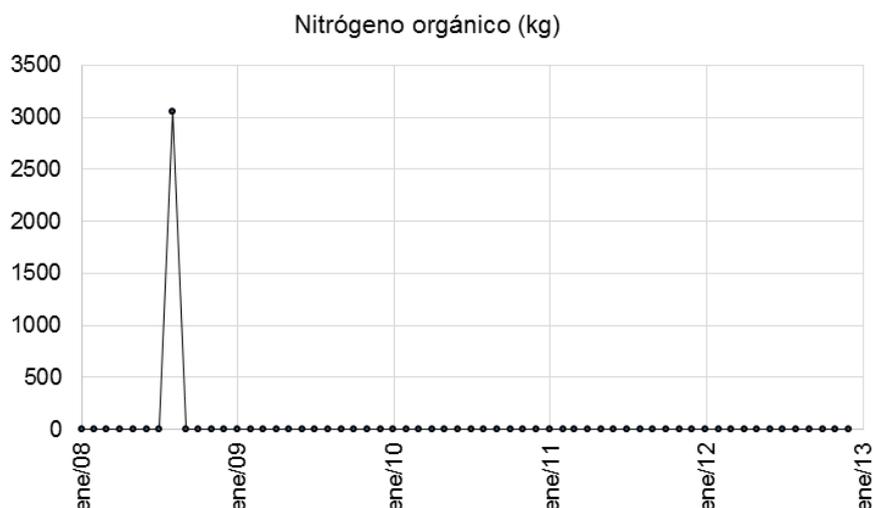


Figura 19: Nitrógeno orgánico simulado para la estación río Claro en Rivadavia (Fuente: Elaboración propia).

De la Figura 20 se observa que no es simulado un ciclo anual de transporte de nitrógeno orgánico, sino que responde a eventos umbrales. La Figura 18 muestra que efectivamente los tiempos al peak coinciden con los máximos de caudales.

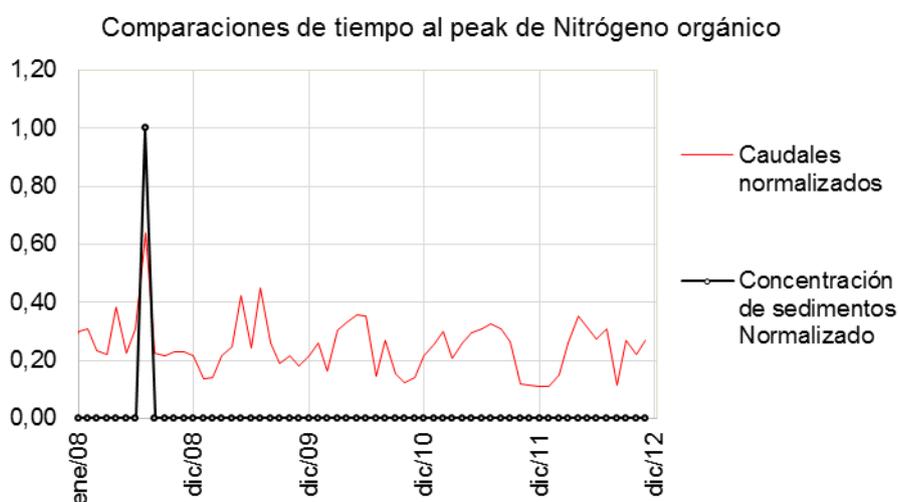


Figura 20: Comparaciones de tiempo al peak de transporte de Nitrógeno Orgánico y de caudales (Fuente: Elaboración propia).

De la Figura 21 se observa que no es simulado un ciclo anual de transporte de fósforo orgánico, sino que se responde a eventos umbrales que desencadenan el transporte en la cuenca. La Figura 22 muestra que efectivamente los tiempos al peak coinciden con los máximos de caudales.

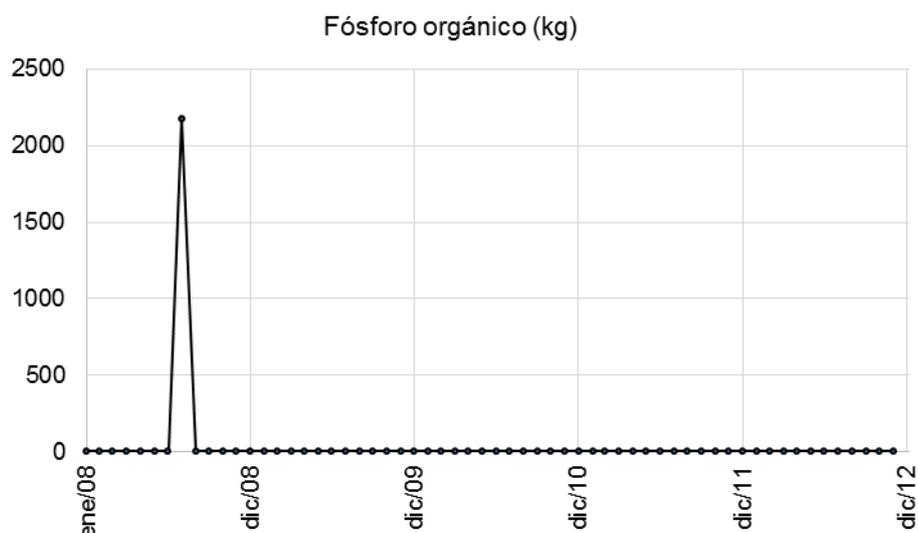


Figura 21: Fósforo orgánico simulado para la estación río Claro en Rivadavia (Fuente: Elaboración propia).

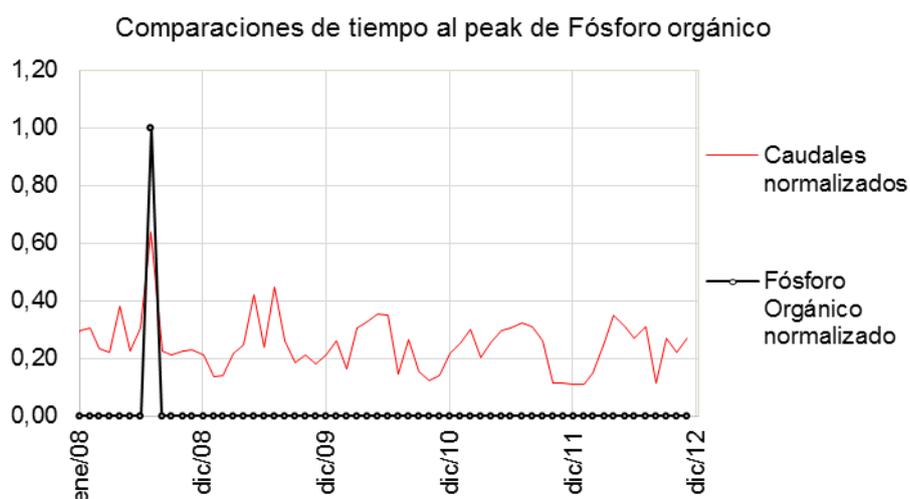


Figura 22: Comparación de fósforo orgánico y caudales simulados para la estación río Claro en Rivadavia (Fuente: Elaboración propia).

La Figura 23 muestra la comparación del nitrato unitario simulado y observado en la estación de calidad río Claro en Rivadavia. El modelo no representa la serie de nitrato transportada. La Figura 24 muestra la comparación de los tiempos al peak del transporte de nitrato y caudales, se observa la clara correlación entre los máximos.

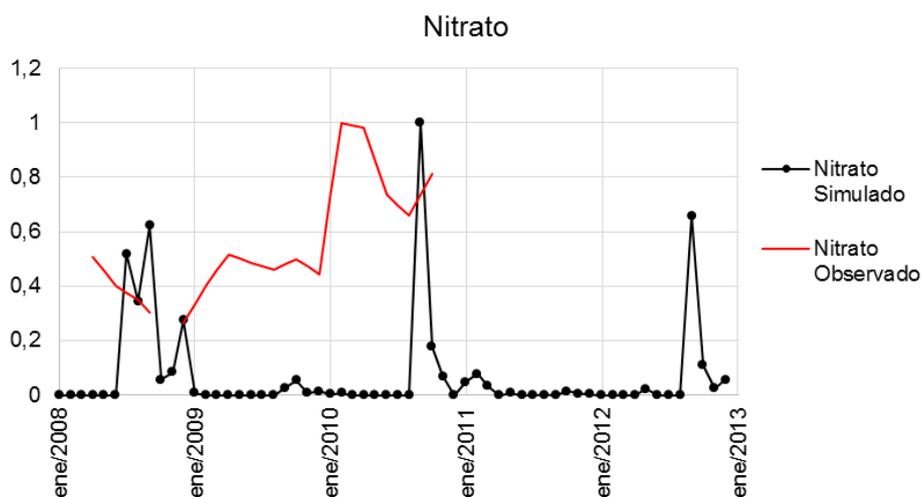


Figura 23: Nitrato simulado (línea punto) y Nitrato observado (línea) para la estación río Claro en Rivadavia (Fuente: Elaboración propia).

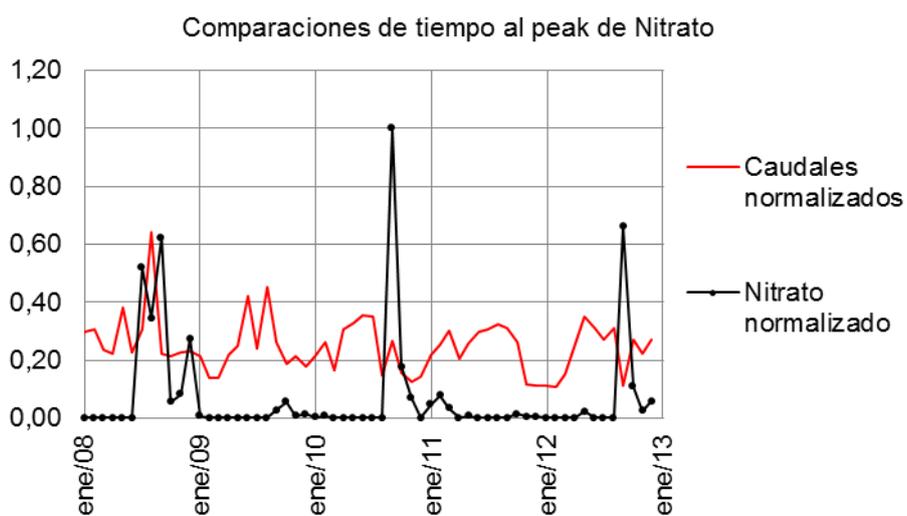


Figura 24: Tiempos al peak del transporte de nitrato y caudales (Fuente: Elaboración propia).

En las Figuras 25 y 26 se muestra que los valores simulados para el transporte de amonio y nitrito son cero, los resultados son entregados con dos decimales, por lo que el resultado es menor que eso.

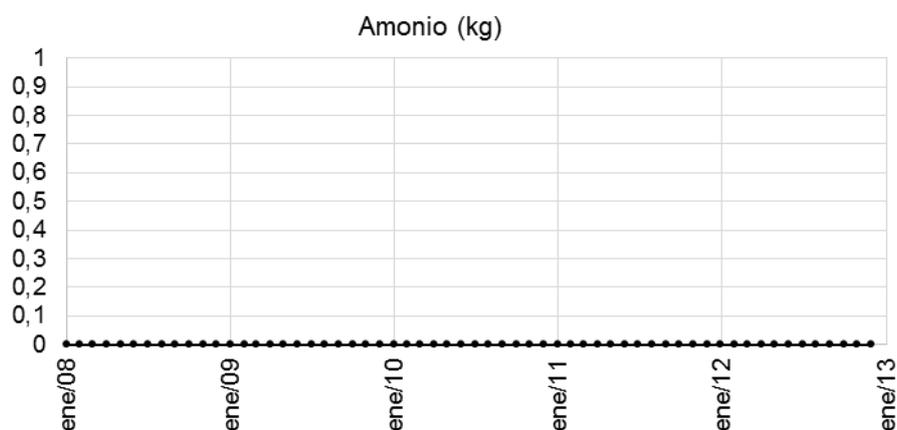


Figura 25: Amonio simulado para la estación río Claro en Rivadavia (Fuente: Elaboración propia).

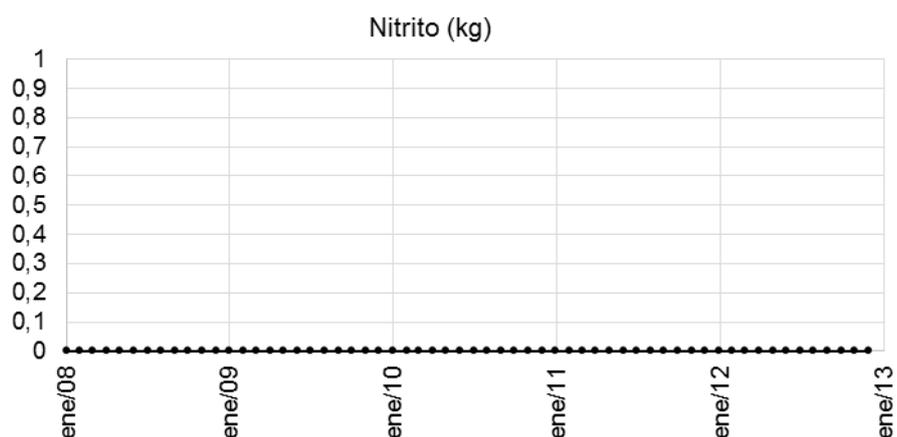


Figura 26: Nitrito simulado para la estación río Claro en Rivadavia (Fuente: Elaboración propia).

Desde la Figura 26 se observa que no hay buena representación del transporte de nitrato en la cuenca, sin embargo, las magnitudes de los eventos de transporte son similares. La Figura 27 muestra la comparación de los tiempos al peak del transporte de nitrato y caudales, se observa la clara correlación.

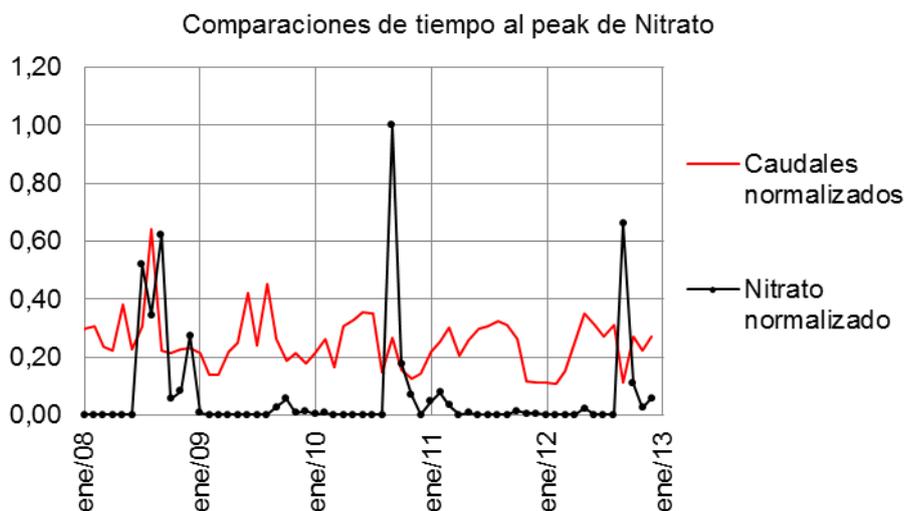


Figura 27: Nitrato simulado (en negro) y Nitrato observado (en naranja) para la estación río Claro en Rivadavia (Fuente: Elaboración propia).

En las Figuras 28 y 29 se muestra que el valor de amonio y de nitrito es menor a 0,00.

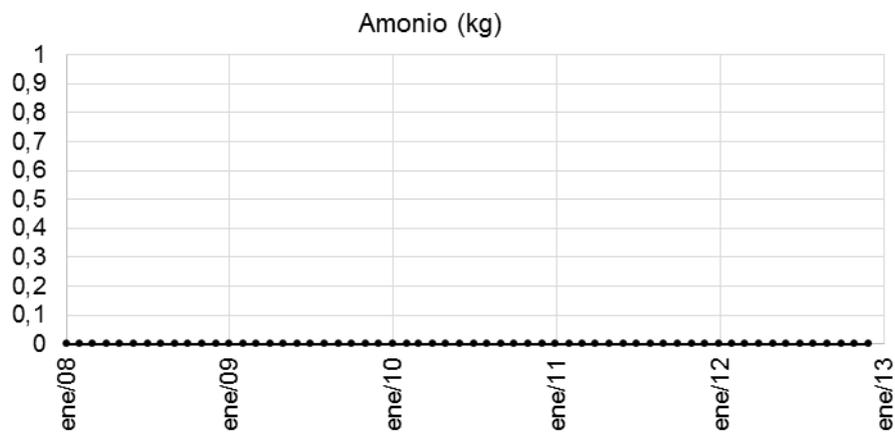


Figura 28: Amonio simulado para la estación río Claro en Rivadavia (Fuente: Elaboración propia).

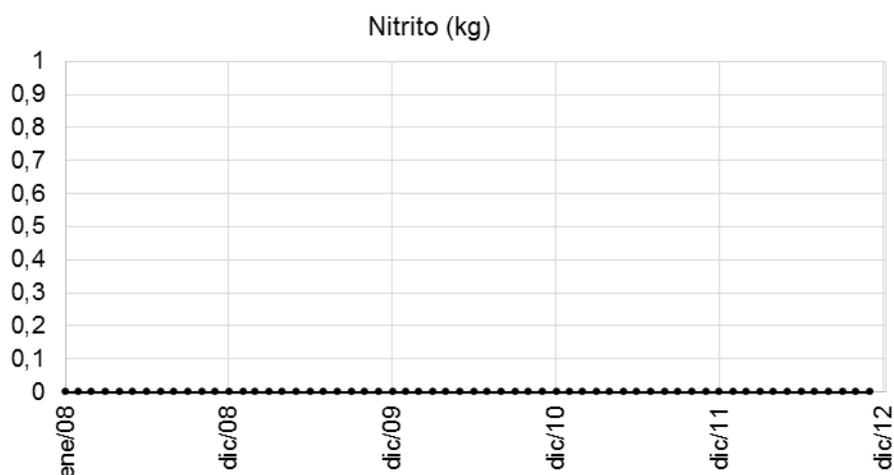


Figura 29: Nitrito simulado para la estación río Claro en Rivadavia (Fuente: Elaboración propia).

Cuenca del estero Alhué

El estero Alhué es el afluente más importante del río Rapel. Nace de los cerros situados al sur de la laguna de Aculeo y sus dos formativos rodean el macizo de Cantillana (2281), uno de los más destacados cerros de la Costa. El estero El Picha lo rodea por occidente, en tanto que El Membrillo por oriente y ambos se juntan en la Villa Alhué. El estero lleva rumbo al SO y sólo en sus últimos 10 km toma franca dirección al oeste. Tiene una longitud de 42 km y si se considera el desarrollo de los 20 km del estero El Membrillo, resulta una longitud de 62 km.

La Figura 30 muestra la ubicación geográfica de la cuenca del estero Alhué en Chile continental.

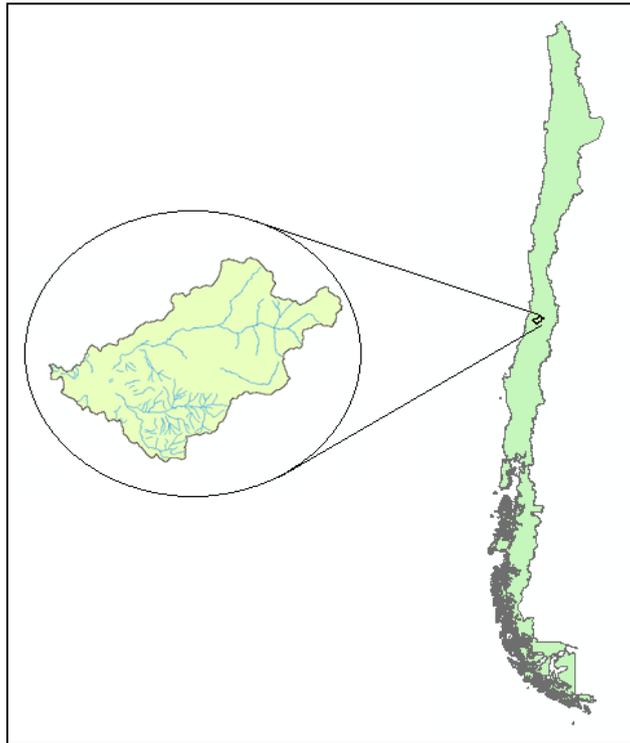


Figura 30: Ubicación geográfica cuenca del estero Alhué (Fuente: Elaboración propia).

La Figura 31 muestra el mapa de elevaciones de la cuenca del estero Alhué. La máxima elevación es de los 2263 m.s.n.m. y la menor de 12 m.s.n.m. a la salida de la cuenca.

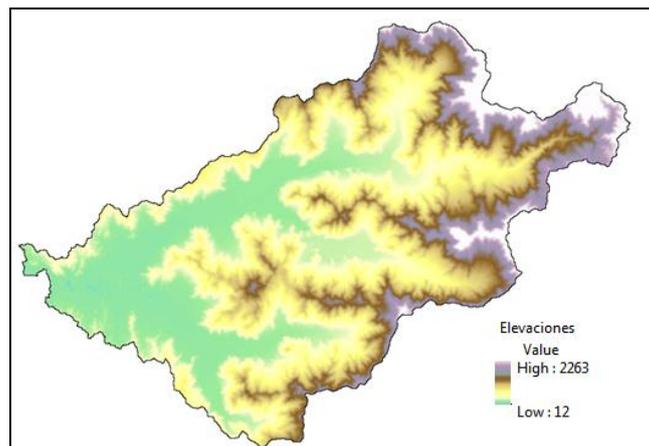


Figura 31: Mapa de elevaciones cuenca estero Alhué (Fuente: Elaboración propia).

Uso y tipo de suelo

La Figura 32 a) muestra la red hidrográfica, Figura 32 b) clasificación por uso de suelo de la cuenca del estero Alhué, se identifican 11 usos según catastro de bosque nativo de CONAF (2007) y Figura 32 c) los dos tipos de suelo que conforman la cuenca del estero Alhué (SSURGO).

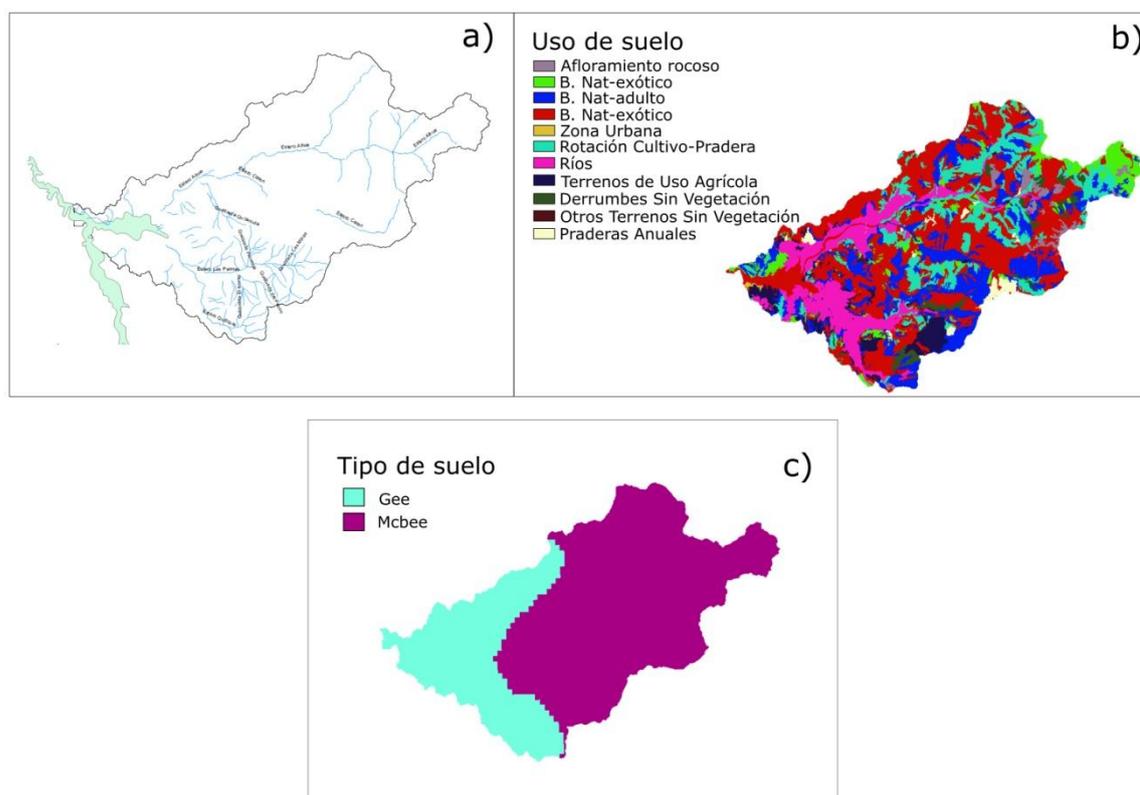


Figura. 32: a) Red hidrográfica de la cuenca del estero Alhué. b) Clasificación por uso de suelo cuenca estero Alhué c) Tipo de suelo de cuenca del estero Alhué (SSURGO¹¹). (Fuente: Elaboración propia; En el **Anexo 5d** se detallan las siglas utilizadas en los mapas).

¹¹http://webarchive.iiasa.ac.at/Research/LUC/External-World-soil-database/HTML/HWSD_Data.html?sb=4

Estaciones meteorológicas

La Figura 33 muestra la ubicación de las estaciones meteorológicas y fluviométricas utilizadas.

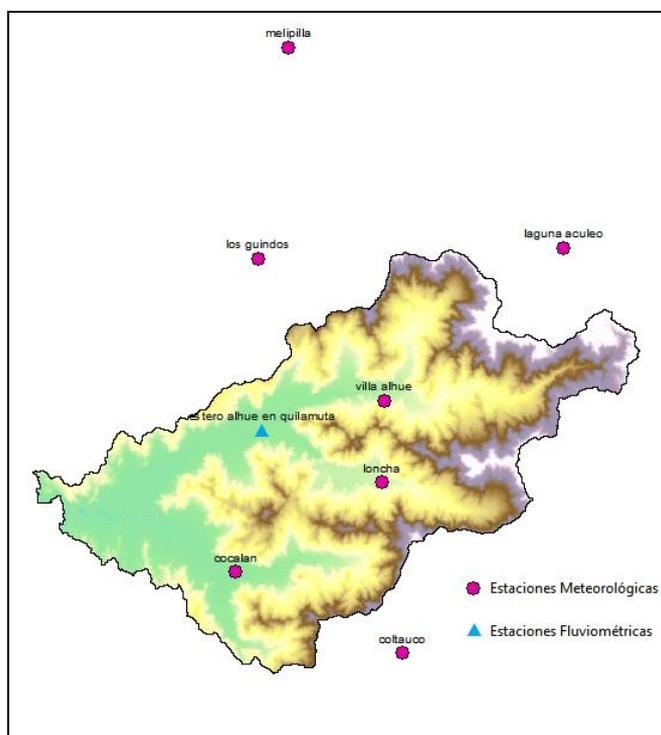


Figura 33: Red hidrométrica de la DGA con datos disponibles para la simulación (Fuente: Elaboración propia).

En el Anexo 5b se presentan los datos de las estaciones meteorológicas y fluviométrica utilizadas para el ejemplo, información disponible de la red hidrométrica de la DGA.

Caudales simulados

Se ha ejecutado calibración automática de parámetros para los caudales mensuales en la estación fluviométrica Estero Alhué en Quilamuta. La Figura 34 muestra los resultados de caudales mensuales y los medidos en la estación fluviométrica Estero Alhué en Quilamuta. El coeficiente de determinación es de 0.76 lo que indica que el modelo explica el 76% de la variación de los caudales medidos en la estación fluviométrica.

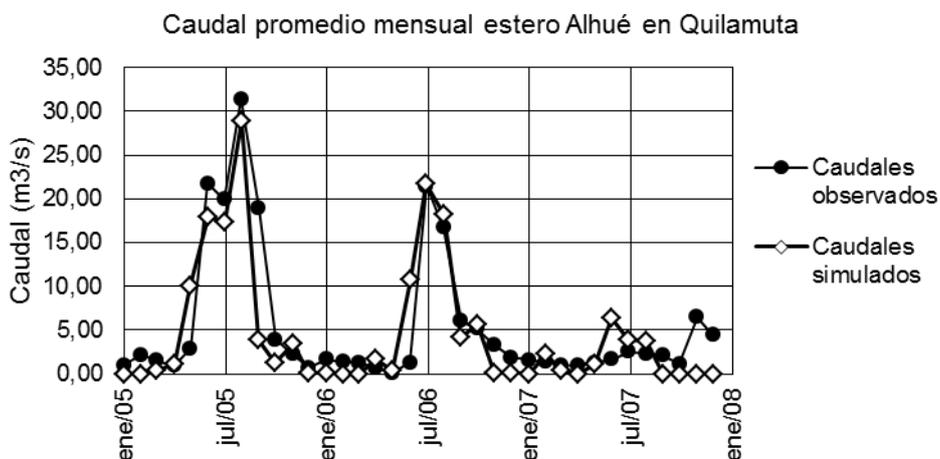


Figura 34: Resultados de caudales medios mensuales y medidos para la estación Estero Alhué en Quilamuta ($R^2=0.76$) (Fuente: Elaboración propia).

La Figura 35 muestra la simulación de caudales mensuales para la estación Estero Alhué en Quilamuta.

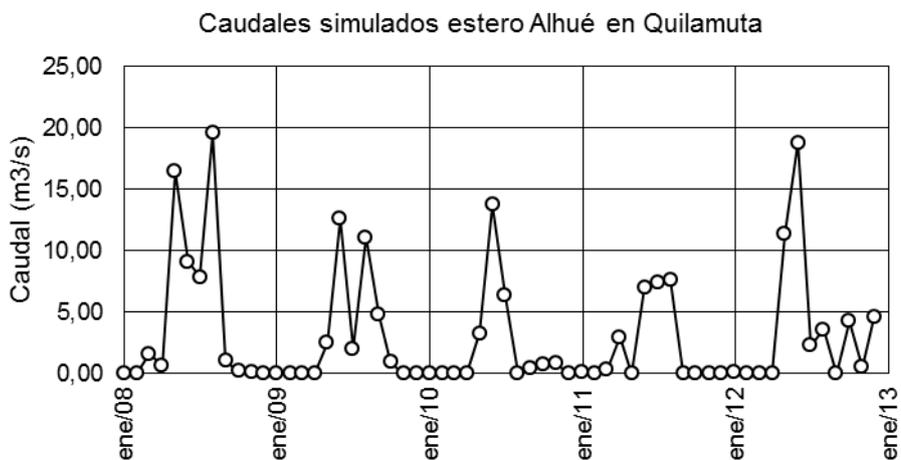


Figura 35: simulación de caudales para el período enero 2008 a diciembre del 2012 (Fuente: Elaboración propia).

Transporte de especies

A continuación se presentan los resultados del transporte de especies simulados por SWAT (Figuras 36 a 47).

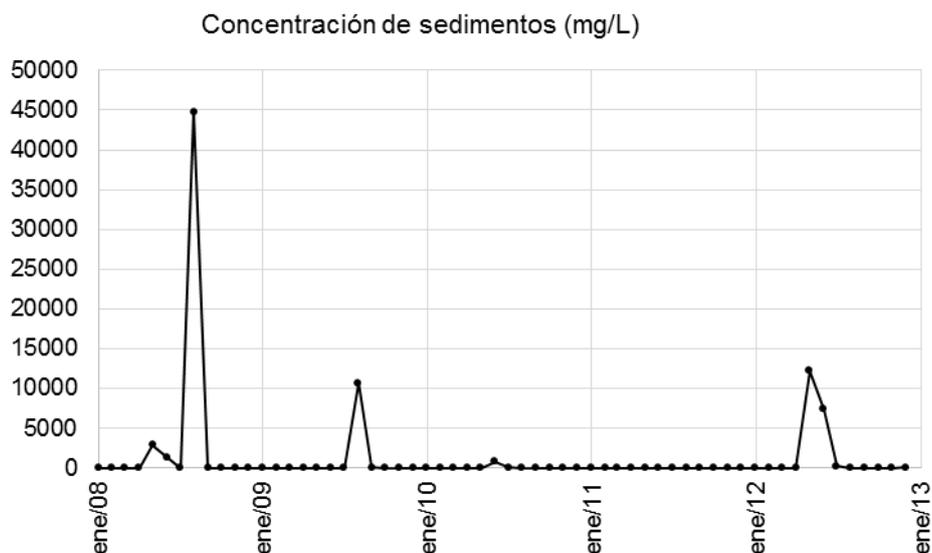


Figura 36: Concentración de sedimentos simulados en estación estero Alhué en Quilamuta (Fuente: Elaboración propia).

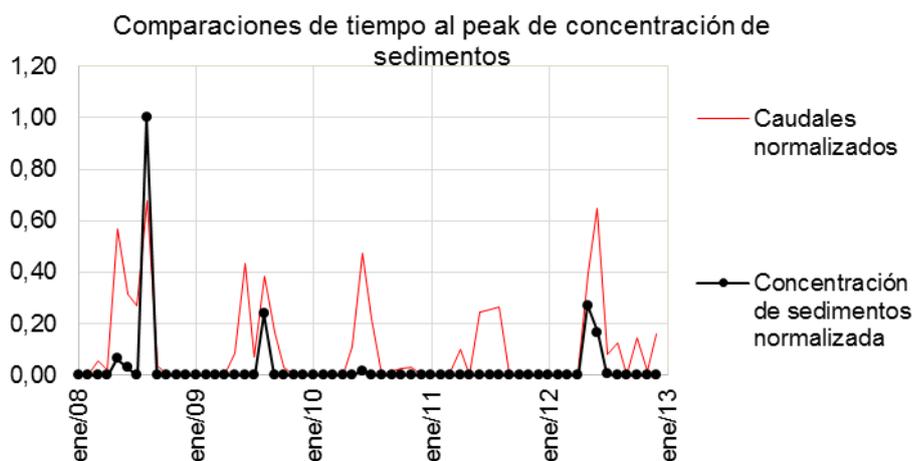


Figura 37: Comparación de concentración de sedimentos simulados y caudales normalizados en estación fluviométrica estero Alhué en Quilamuta (Fuente: Elaboración propia).

De la Figura 36 y 37 se observa que existe transporte de sedimento de manera ocasional con caudales altos, se observa que el transporte y los peaks están en total concordancia con los caudales máximos de las crecidas. De la Figura 38 y 39 se observa que el nitrógeno orgánico ocurre en eventos estacionales cada 6 meses y arrastrados en concordancia con máximos de caudales.

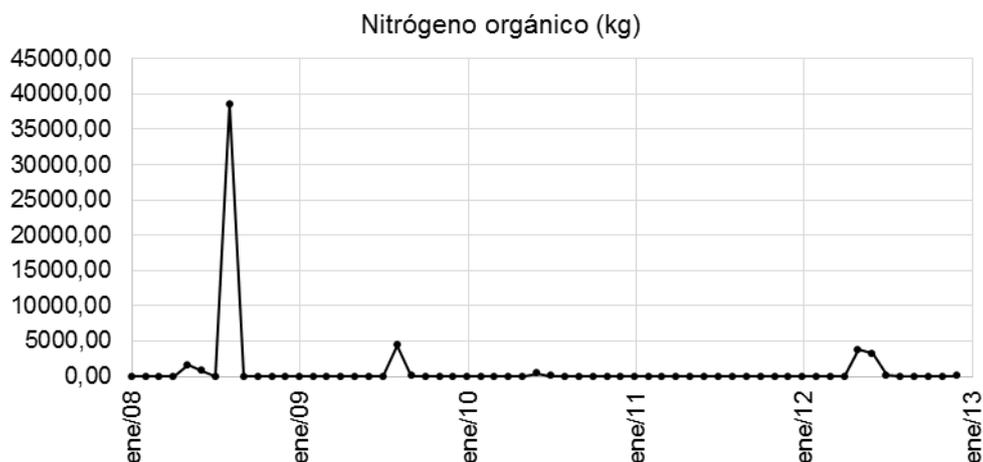


Figura 38: Nitrógeno orgánico simulado estación fluviométrica estero Alhué en Quilamuta (Fuente: Elaboración propia).

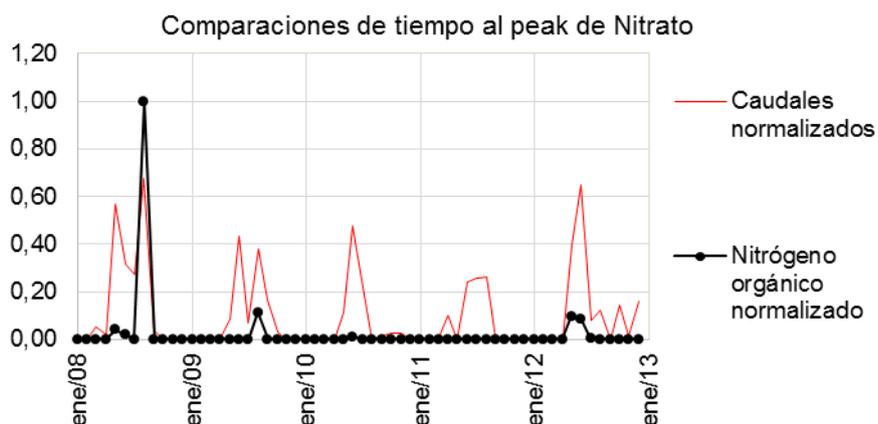


Figura 39: Comparación de tiempo al peak de nitrógeno orgánico y caudales en estación fluviométrica estero Alhué en Quilamuta (Fuente: Elaboración propia).

De la Figura 38 y 39 se observa que el ciclo anual del nitrato no es totalmente simulado, en periodos donde no ocurre transporte y es arrastrado en periodos de mayores magnitudes de caudales.

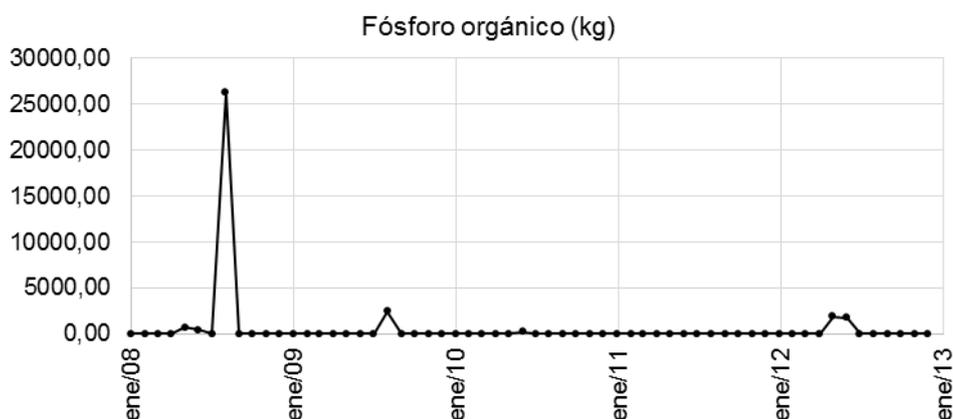


Figura 40: Fósforo orgánico en estación fluviométrica estero Alhué en Quilamuta (Fuente: Elaboración propia).



Figura 41: Comparación de tiempo al peak de fósforo orgánico y caudales en estación fluviométrica estero Alhué en Quilamuta (Fuente: Elaboración propia).

La Figura 42 muestra que las mediciones de nitrato en la estación estero Alhué en Quilamuta tienen los mismos ordenes de magnitud con los valores simulados y alcanzan los máximos en tiempos muy cercanos a los valores medidos. El transporte de nitrato sigue una fuerte correlación con los caudales alcanzando los máximos al mismo tiempo que los caudales tal como muestra la Figura 43. Esto es producido por los fenómenos de precipitación escorrentía y el arrastre de los valores escalares dentro de la cuenca.

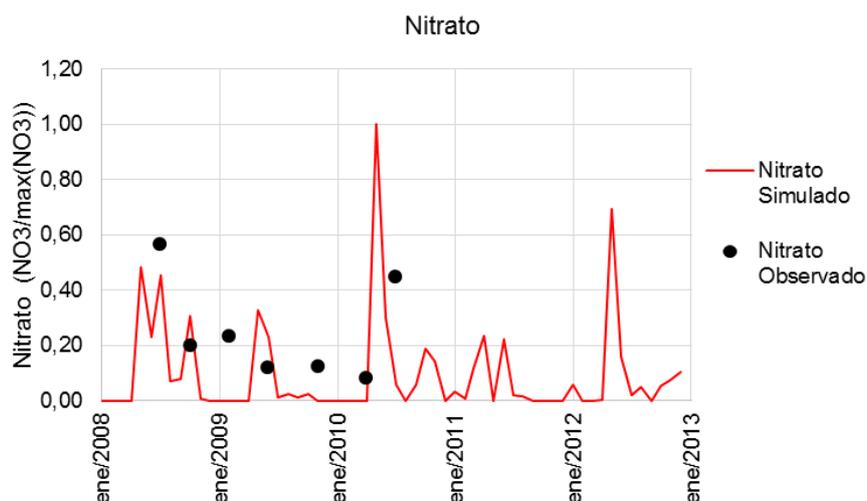


Figura 42: Nitrato simulado y caudal observado en estación fluviométrica estero Alhué en Quilamuta (Fuente: Elaboración propia).

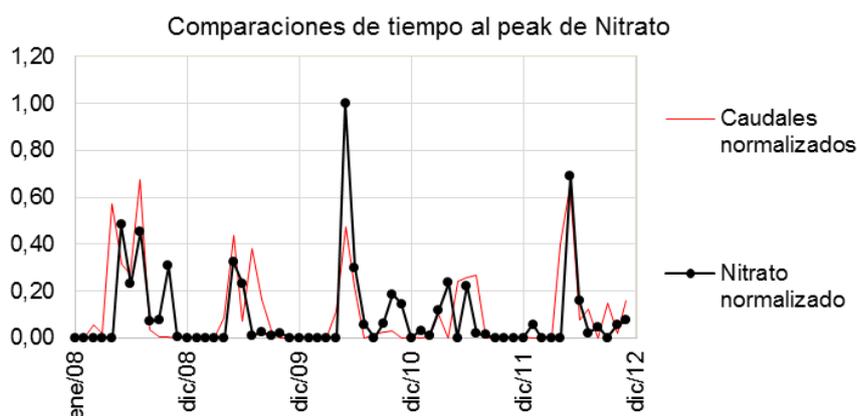


Figura 43: Comparación de tiempo al peak de nitrato y caudales en estación fluviométrica estero Alhué en Quilamuta (Fuente: Elaboración propia).

La Figura 44 y 47 muestra que la aparición del contaminante en el cauce es periódica cada 6 meses, que los procesos de precipitación escorrentía no explican completamente las magnitudes de la cantidad de amonio en la cuenca, pero que ambos peak ocurren en el mismo instante de tiempo.

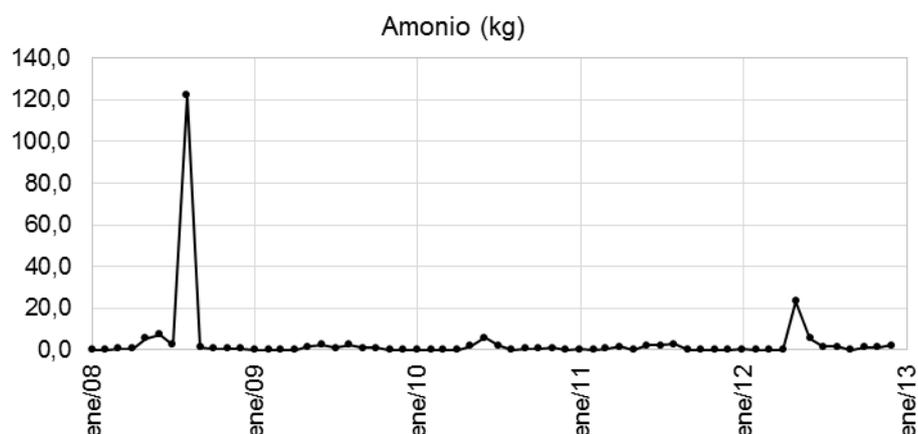


Figura 44: Amonio simulado en estación fluviométrica estero Alhué en Quilamuta (Fuente: Elaboración propia).

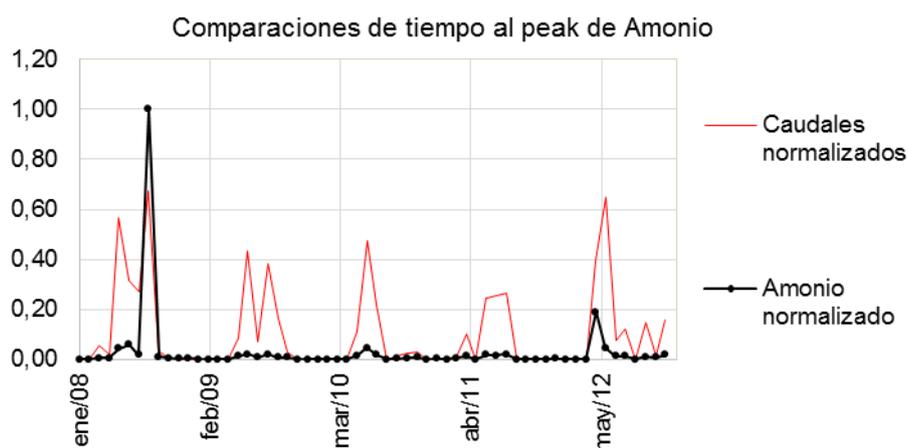


Figura 45: Comparación de tiempo al peak de amonio y caudales en estación fluviométrica estero Alhué en Quilamuta (Fuente: Elaboración propia).

La Figura 46 y 47 muestra que la aparición del contaminante en el cauce es periódico cada 6 meses, que los procesos de precipitación escorrentía no explican completamente las magnitudes de la cantidad de nitrato en la cuenca, pero que ambos peak ocurren en el mismo instante de tiempo.

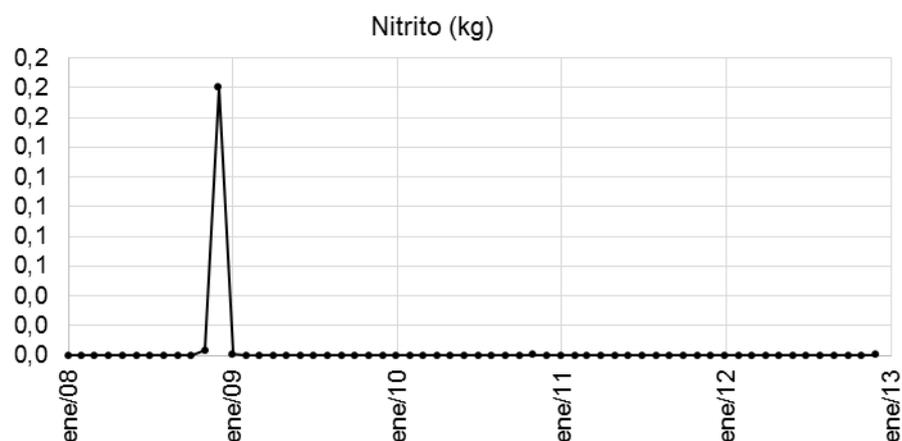


Figura 46: Nitrito simulado en estación fluviométrica estero Alhué en Quilamuta (Fuente: Elaboración propia).

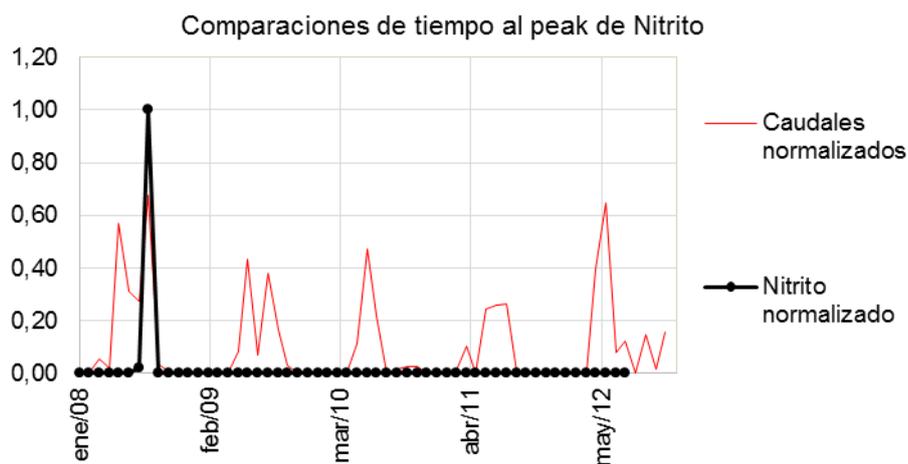


Figura 47: Comparación de tiempo al peak de Nitrito y caudales en estación fluviométrica estero Alhué en Quilamuta (Fuente: Elaboración propia).

Cuenca del río Malleco

El río Malleco se origina en la laguna homónima situada en la falda occidental del cerro Mesacura. Dicha laguna con una superficie de 12 km² aproximadamente, recibe alimentación desde la falda occidental de la cordillera de Pemehue.

La Figura 48 muestra la ubicación geográfica de la cuenca del río Malleco.

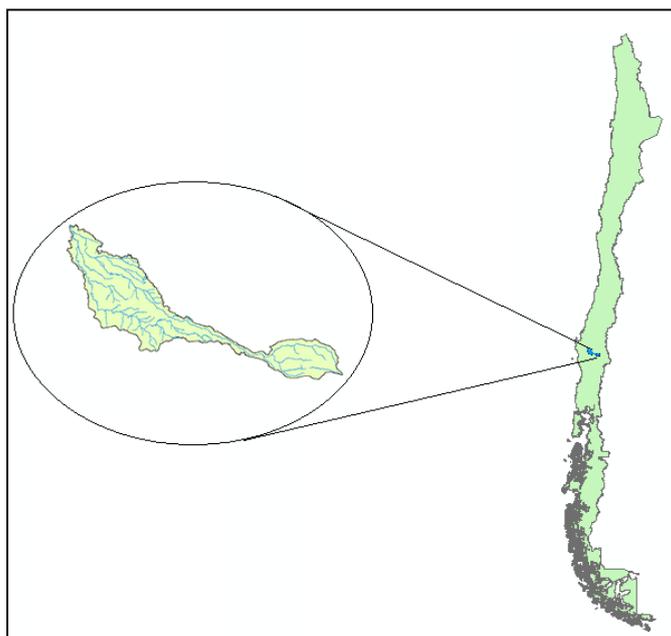


Figura 48: Ubicación geográfica de cuenca del río Malleco (Fuente: Elaboración propia).

La Figura 49 muestra el mapa de elevaciones de la cuenca del río Malleco, la máxima elevación está es 1778 m.s.n.m. y la cota más baja a la salida de la cuenca es de 33 m.s.n.m.

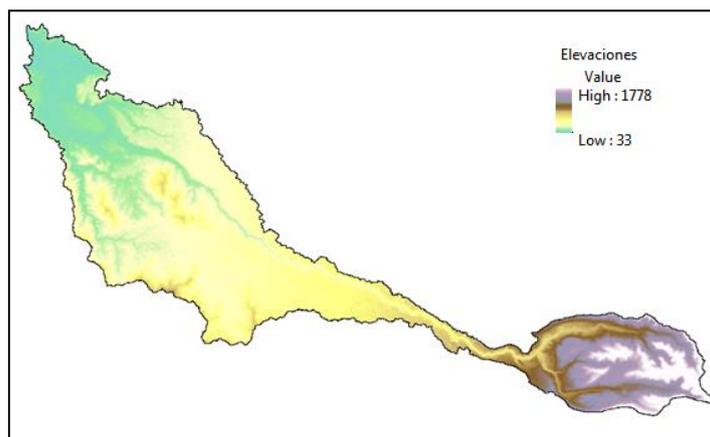


Figura 49: Mapa de elevaciones de la cuenca del río Malleco (Fuente: Elaboración propia).

Con rumbo ONO tiene el Malleco 108 km de recorrido y un caudal medio en Collipulli de 29 m³/s. El principal afluente del Malleco es el río Huequén, de curso paralelo a aquél y que se junta por su ribera sur un poco aguas arriba de su confluencia con al Rehue.

La Figura 50 a) muestra la red hidrográfica de la cuenca del río Malleco. La Figura 50 b) muestra el mapa de uso de suelo de la cuenca del río Malleco identificando 11 distintos usos. La Figura 50 c) muestra el mapa de suelos de la cuenca del Malleco con 4 series de suelos según FAO (SSURGO).

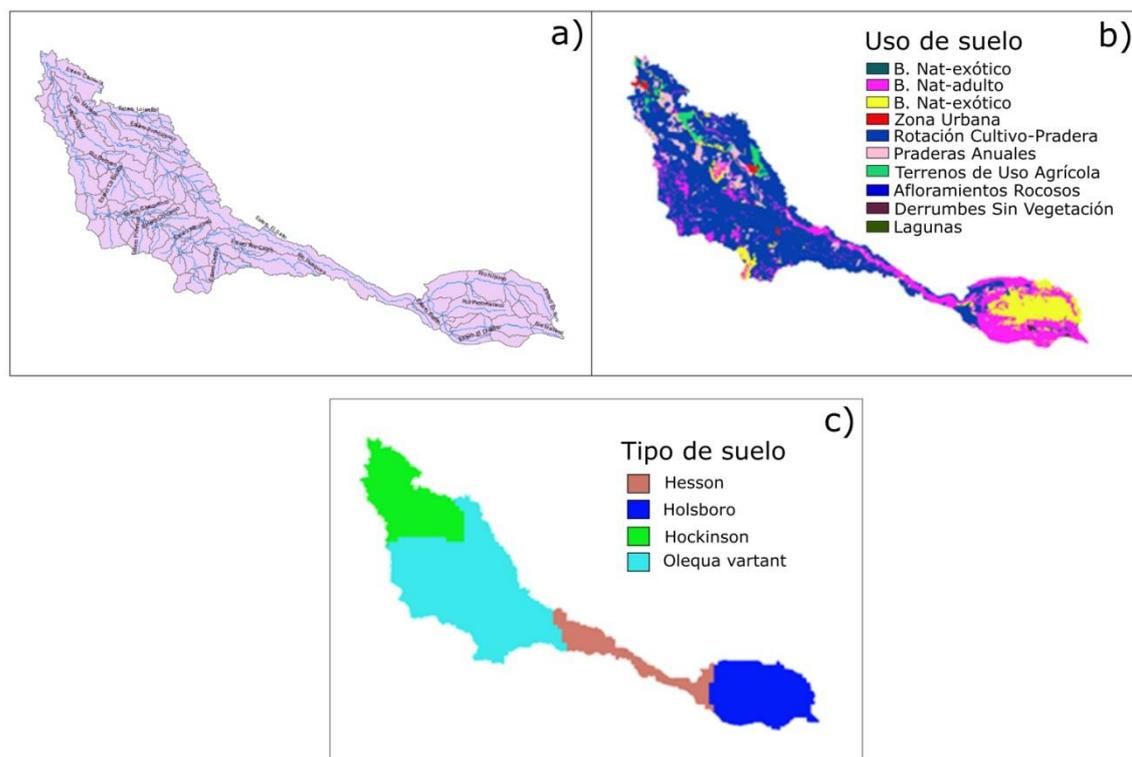


Figura 50: a) Red hidrográfica de la cuenca del río Malleco. b) Uso de suelo cuenca río Malleco (CONAF). c) Tipo de suelo cuenca río Malleco (SSURGO¹²). (Fuente: Elaboración propia). En el **Anexo 5d** se detallan las siglas utilizadas en los mapas).

¹²http://webarchive.iiasa.ac.at/Research/LUC/External-World-soil-database/HTML/HWSD_Data.html?sb=4

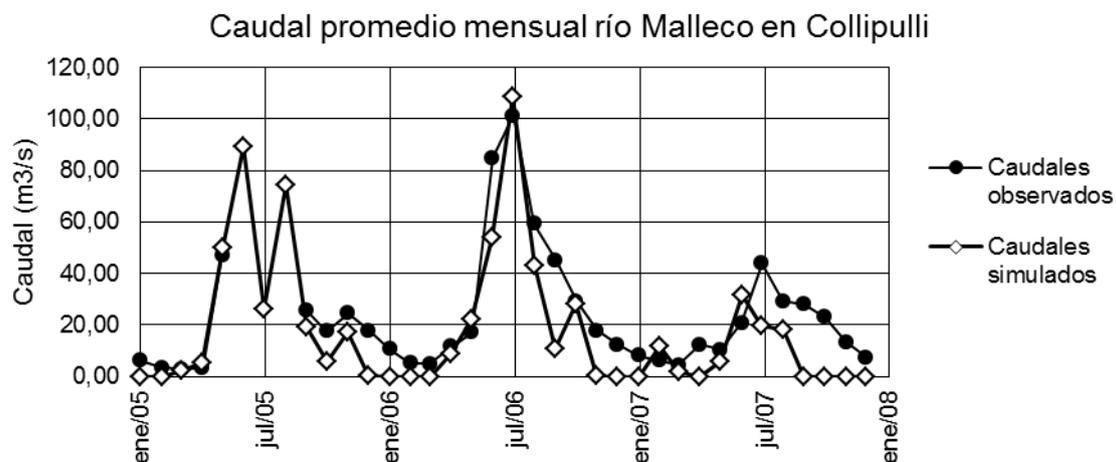


Figura 52: Resultados de caudales simulados y medidos en estación fluviométrica río Malleco en Collipulli para el periodo enero 2005 a diciembre del 2008 ($R^2=0.76$) (Fuente: Elaboración propia).

La Figura 53 muestra los resultados de los caudales medios mensuales para la estación río Malleco en Collipulli para el periodo de enero del 2008 a diciembre del 2012.

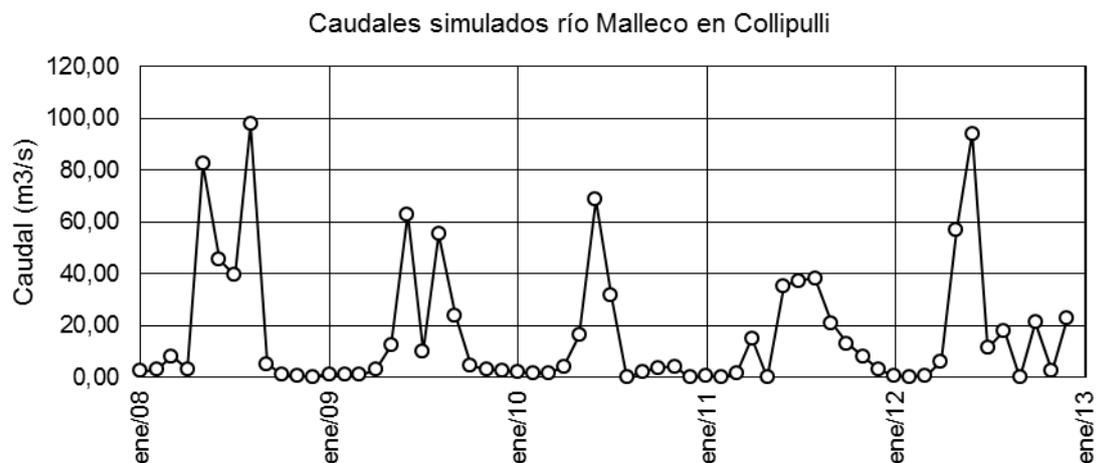


Figura 53: Resultados de caudales mensuales en estación río Malleco en Collipulli para el periodo enero del 2008 a diciembre del 2012 (Fuente: Elaboración propia).

Transporte de especies

A continuación se presentan los resultados del transporte de especies simulados por SWAT (Figuras 54 a 65).

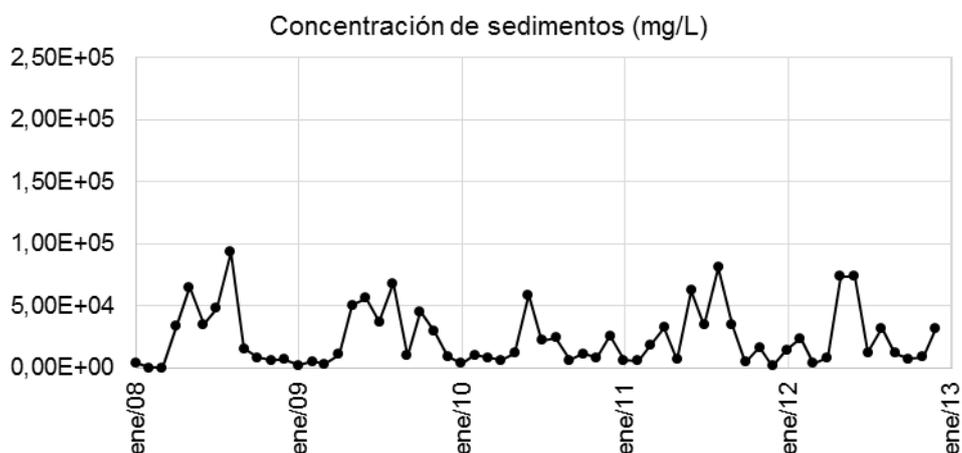


Figura 54: Concentración de sedimentos simulados (Fuente: Elaboración propia).

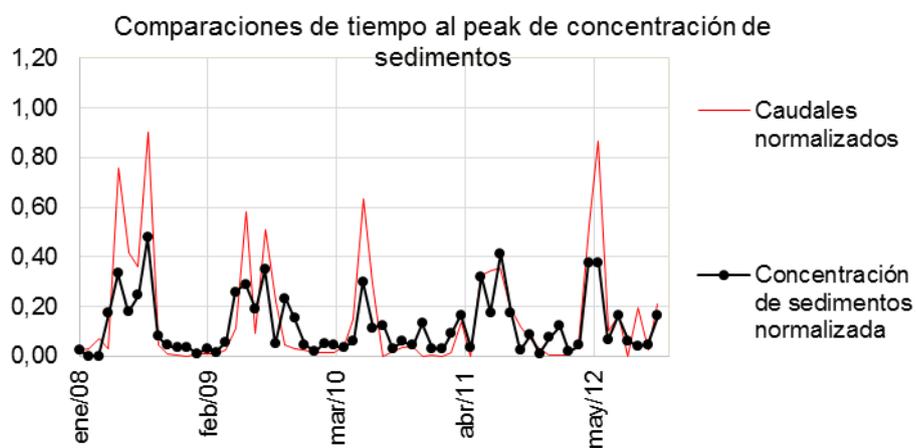


Figura 55: Comparación de tiempos de concentración de sedimentos y caudales. (Fuente: Elaboración propia).

Las Figuras 54 y 55 muestran claramente el ciclo anual de transporte de sedimentos, teniendo una fuerte correlación con los caudales medidos, alcanzando los valores máximos en el mismo instante de tiempo, como demuestra la literatura especializada.

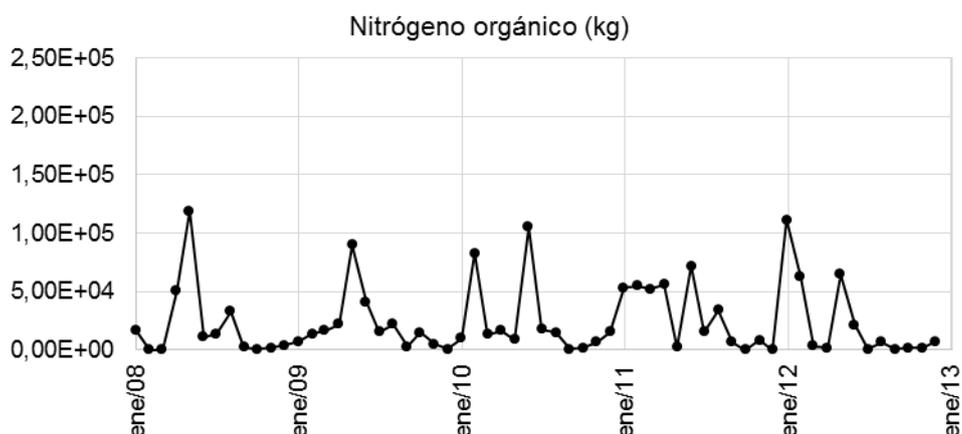


Figura 56: Concentración de nitrógeno orgánico (Fuente: Elaboración propia).

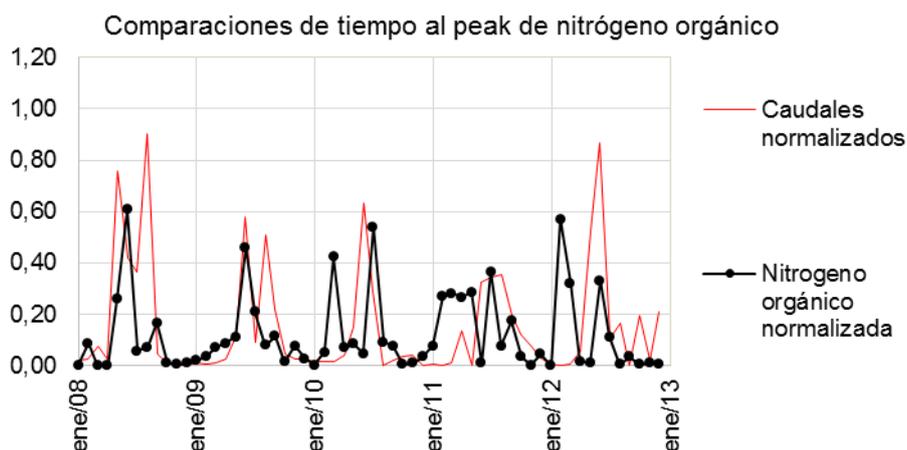


Figura 57: Comparación de tiempos al peak de nitrógeno orgánico y caudales (Fuente: Elaboración propia).

Las Figuras 56 y 57 muestran claramente que la producción de nitrógeno orgánico dentro de la cuenca y arrastrada por el cauce, tiene una fuerte correlación con los caudales medidos, alcanzando los valores máximos en el mismo instante de tiempo.

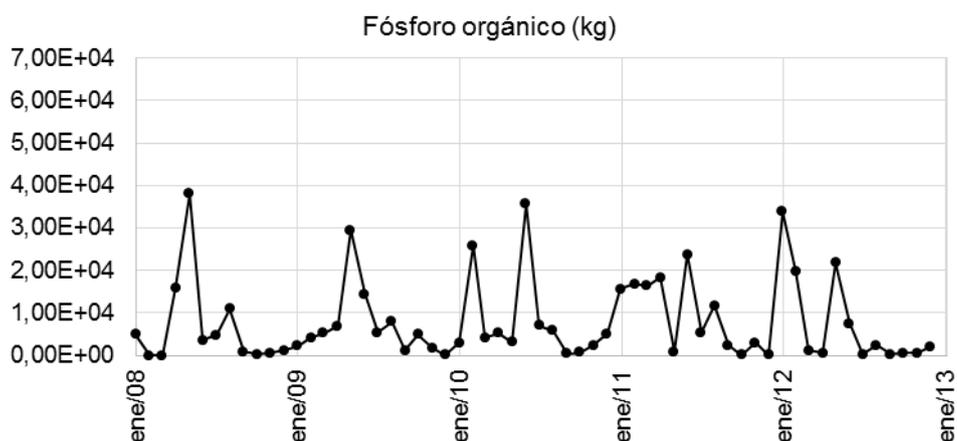


Figura 58: Fósforo orgánico simulado (Fuente: Elaboración propia).

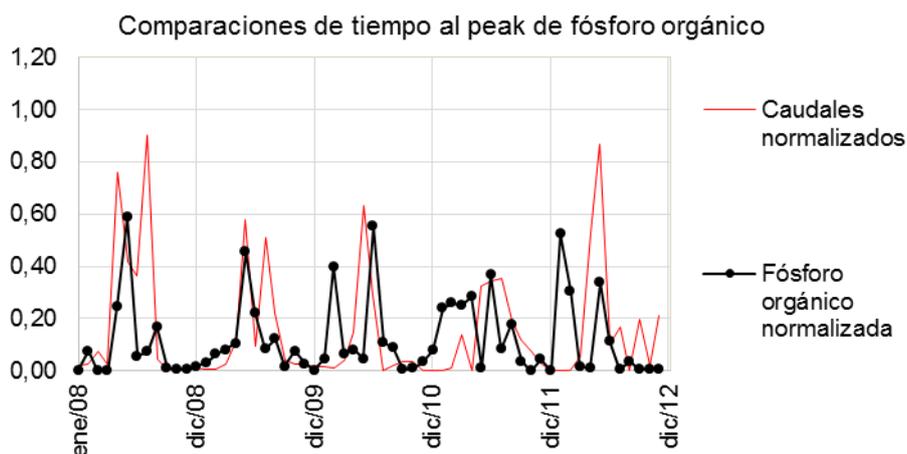


Figura 59: Comparación de fósforo orgánico y caudales (Fuente: Elaboración propia).

Las Figuras 58 y 59 muestran claramente que la producción de fósforo orgánico dentro de la cuenca y arrastrada por el cauce, tienen una fuerte correlación con los caudales medidos, alcanzando los valores máximos en el mismo instante de tiempo.

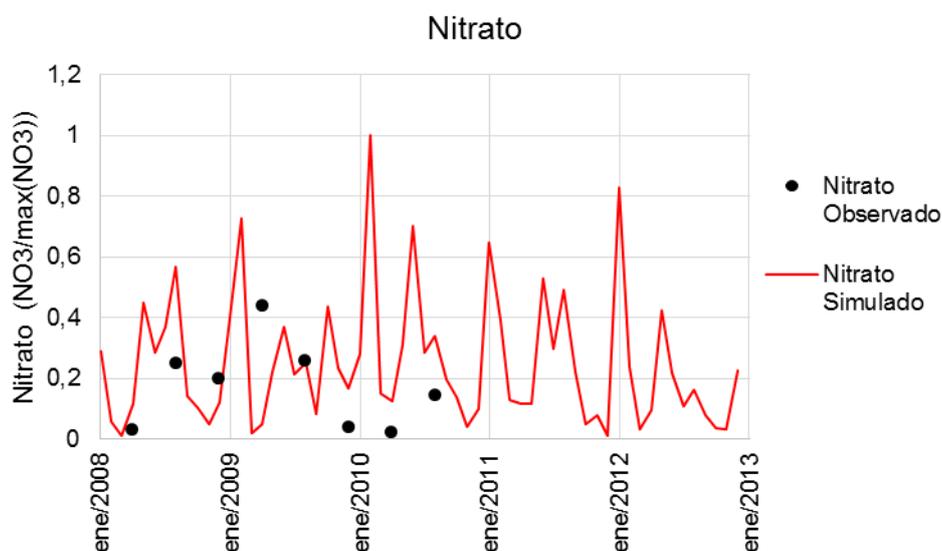


Figura 60: Comparación de nitrato simulado y nitrato observado (Fuente: Elaboración propia).

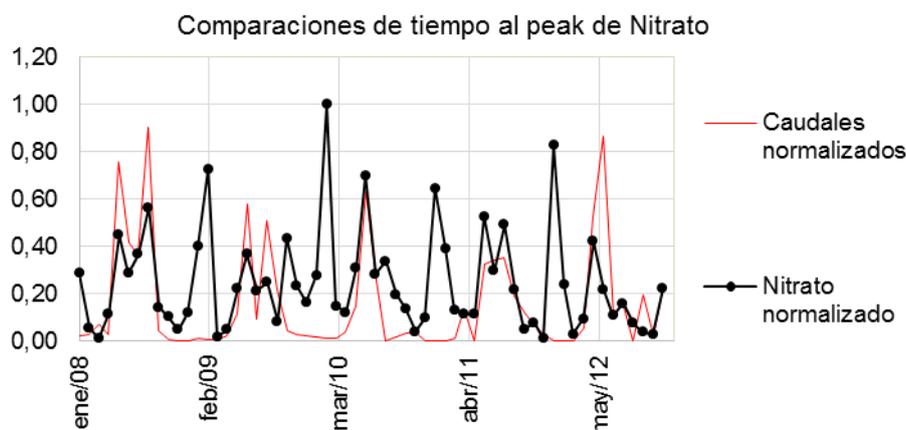


Figura 61: Comparación de tiempo al peak de nitrato y caudales (Fuente: Elaboración propia).

La Figura 60 muestra que las mediciones de nitrato tienen grandes diferencias con los valores simulados, sin embargo, los órdenes de magnitud son similares y alcanzan los máximos en el mismo periodo de tiempo. La Figura 61 muestra claramente que cuando se produce un aumento en la magnitud de los caudales, se produce también un aumento en el transporte de nitrato.

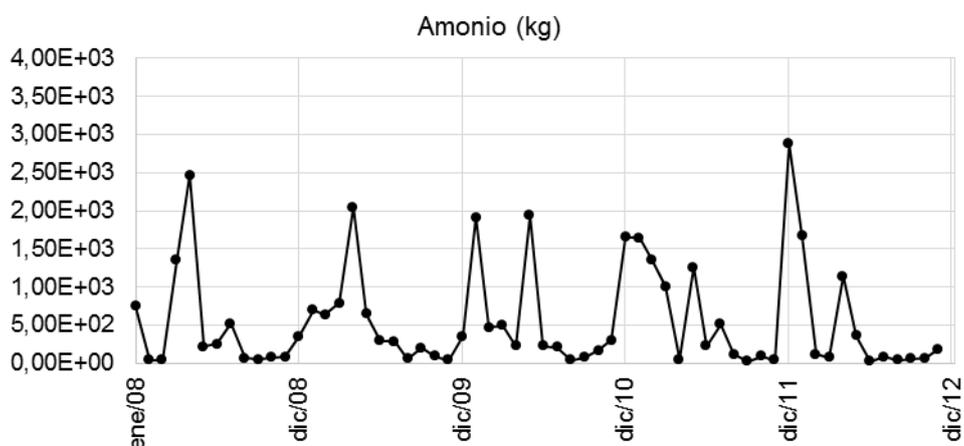


Figura 62: Amonio simulado (Fuente: Elaboración propia).

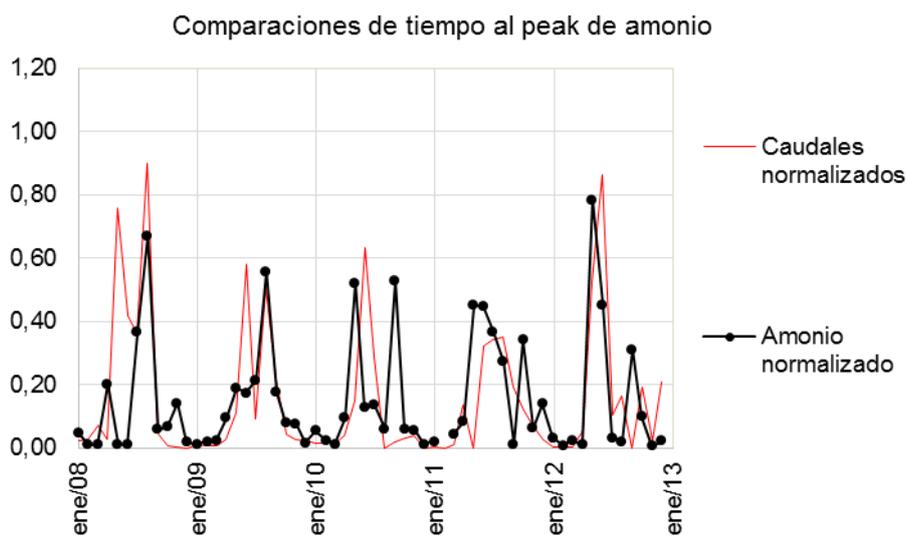


Figura 63: Comparación de tiempo al peak de amonio y caudales (Fuente: Elaboración propia).

Las Figuras 62 y 63 muestran claramente que la producción del ión amonio dentro de la cuenca y arrastrada por el cauce, tiene una fuerte correlación con los caudales medidos, alcanzando los valores máximos en el mismo instante de tiempo.

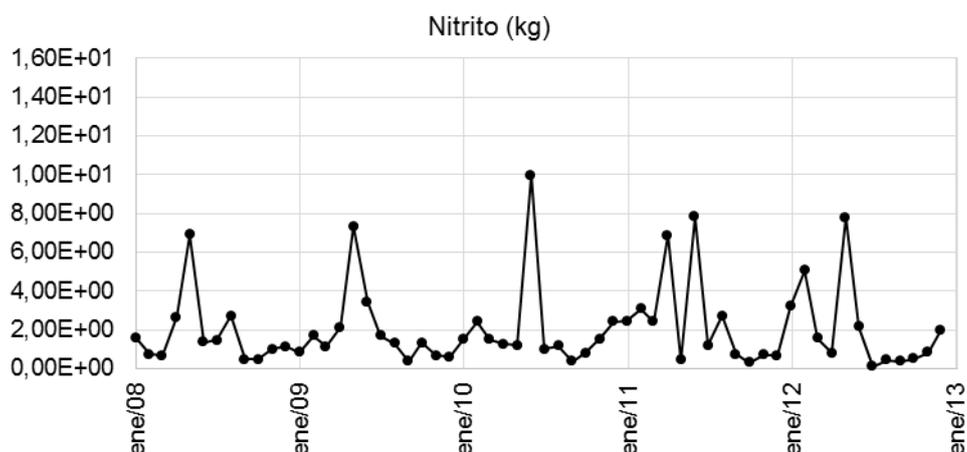


Figura 64: Nitrito simulado (Fuente: Elaboración propia).

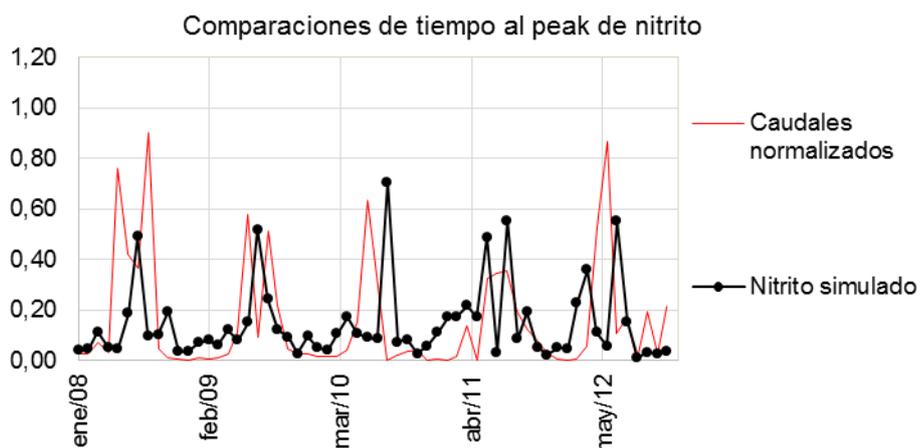


Figura 65: Comparación de tiempo al peak de fósforo orgánico y caudales (Fuente: Elaboración propia).

Las Figuras 64 y 65 muestran claramente que la producción de Nitrito dentro de la cuenca y arrastrada por el cauce, tiene una fuerte correlación con los caudales medidos, alcanzando los valores máximos en el mismo instante de tiempo. En el Anexo 5f se incluyó la versión digital de los archivos *.mxd para la ejecución del modelo SWAT.

Conclusiones aplicación modelo SWAT

Debido a la falta de datos para la calibración y validación del proceso de modelación de la descarga difusa de nutrientes, los modelos implementados para las tres cuencas anteriores no pueden ser utilizados como valores de referencias para otros estudios.

Este es una primera aproximación y solo se muestra las potencialidades que así un modelo puede tener. En el capítulo 4 se entregan recomendaciones respecto a la información que es necesaria recopilar para poder usar este modelo o modelos similares para la gestión integrada de las cuencas en Chile. Las limitaciones mencionadas también hacen que el análisis de sensibilidad que se presenta a continuación sea solo referencial.

3.3.3 Análisis de sensibilidad modelo SWAT

Para analizar la sensibilidad del modelo, respecto a caudales, fósforo orgánico y nitrato, se consideró variar cinco parámetros los cuales son:

- Curva número en condición de humedad II (CN2): Curva número SCS para condición de humedad II, es función de la permeabilidad del suelo y las condiciones antecedentes de humedad. Varía en un rango entre 30 y 100. De acuerdo a literatura y experiencia personal este parámetro es muy sensible para la producción de escorrentía, la cual, está ligada con la cantidad de nutrientes que llegan al cauce principal.
- Factor de percolación del Fósforo (PPerc): coeficiente de percolación de fósforo, es la razón de concentración de fósforo soluble en los 10 mm de la capa superficial del suelo sobre la concentración de fósforo que percola. Varía entre 10.0 y 17.0 y toma un valor de 10.0 cuando no es especificado. Se considera variar este parámetro ya que lo que percola no llegará directamente al cauce principal, se estima que este parámetro es relevante.
- Factor de percolación de Nitrógeno (NPerc): Coeficiente de percolación de nitrato. Controla la cantidad de nitrato removido desde la primera capa superficial en la escorrentía relativa a la cantidad removida vía percolación. Varía entre 0.01 y 1.0 tomando un valor de 0.2 cuando no es especificado. Se considera variar este parámetro ya que lo que percola no llegará directamente al cauce principal. Se estima que este parámetro es relevante.
- Ajuste de la lluvia RFINC (mes {1,12}): porcentaje de cambio de la lluvia diaria (%) en el mes especificado por el porcentaje ingresado. Al igual que la curva número la cantidad de precipitación está ligada a la producción de escorrentía, por ello es importante evaluar esta variable, más aun considerando los escenarios climáticos futuros.
- Ajuste de la temperatura TMPINC (mes {1,12}): la temperatura máxima o mínima en el mes será ajustada a la temperatura (°C) ingresada aumentando o disminuyendo según corresponda por el monto especificado. La temperatura es

una variable ligada con la evapotranspiración, por ello se varia para analizar su influencia en la cantidad de nutyrientes que llegan al cauce principal.

Cuenca río Claro

La Figura 66 muestra el análisis de sensibilidad sobre los caudales en la cuenca del río Claro en la ubicación de la estación fluviométrica río Claro en Rivadavia. Para los caudales sólo son significativos las temperaturas, las precipitaciones y el parámetro de Curva Número, quedando excluida del análisis los parámetros para el transporte de Nitrógeno y Fosforo. Se observa que el parámetro más sensible es el de modificación de precipitaciones RFINC.

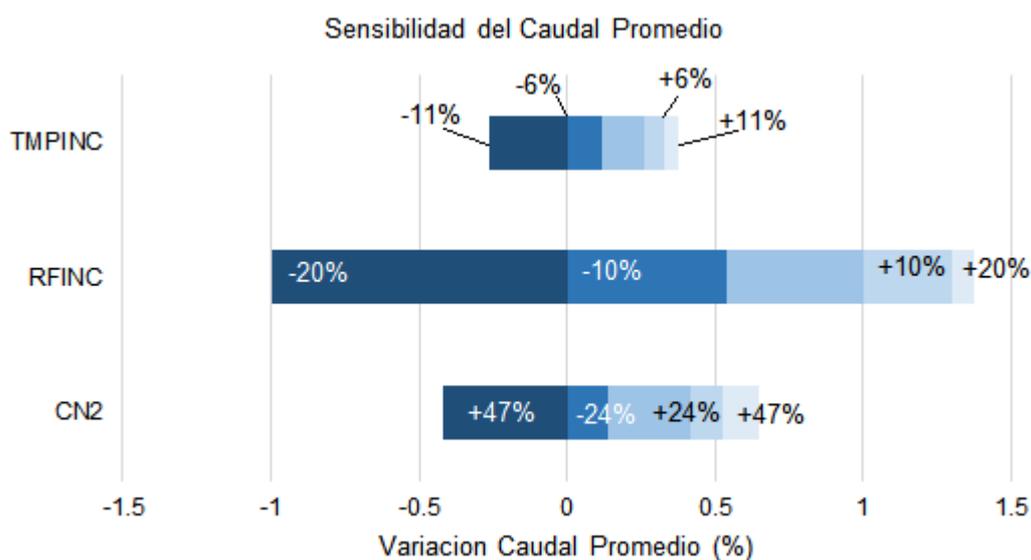


Figura 66: Análisis de sensibilidad para el caudal promedio de la cuenca del Río Claro (Fuente: elaboración propia).

La Figura 67 muestra el análisis de sensibilidad para la variable nitrógeno orgánico promedio y su variación con los parámetros de curva número, modificador de temperaturas, modificador de precipitaciones y el parámetro de percolación de nitrógeno, quedando fuera de análisis el parámetro de percolación de fósforo por no influir en el ciclo del nitrógeno. Se observa que los parámetros más importantes son el modificador de precipitaciones y el de percolación de Nitrógeno.

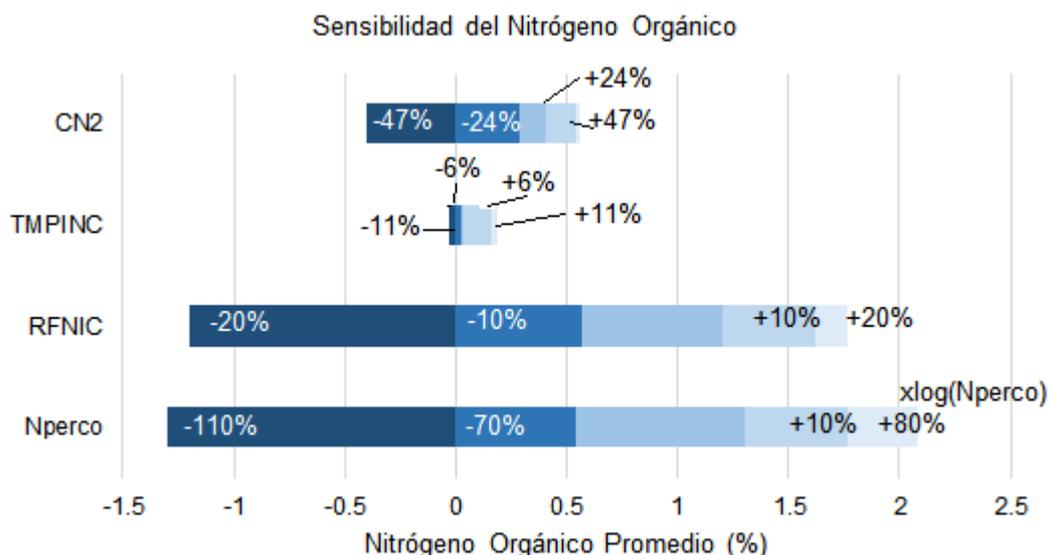


Figura 67: Análisis de sensibilidad para el nitrógeno orgánico (Fuente: elaboración propia).

La Figura 68 muestra el análisis de sensibilidad para la variable fósforo orgánico promedio y su variación con los parámetros de curva número, modificador de temperaturas, modificador de precipitaciones y el parámetro de percolación de fósforo, quedando fuera de análisis el parámetro de percolación de nitrógeno por no influir en el ciclo del nitrógeno. Se observa que los parámetros más importantes son el modificador de precipitaciones y valor de curva número.

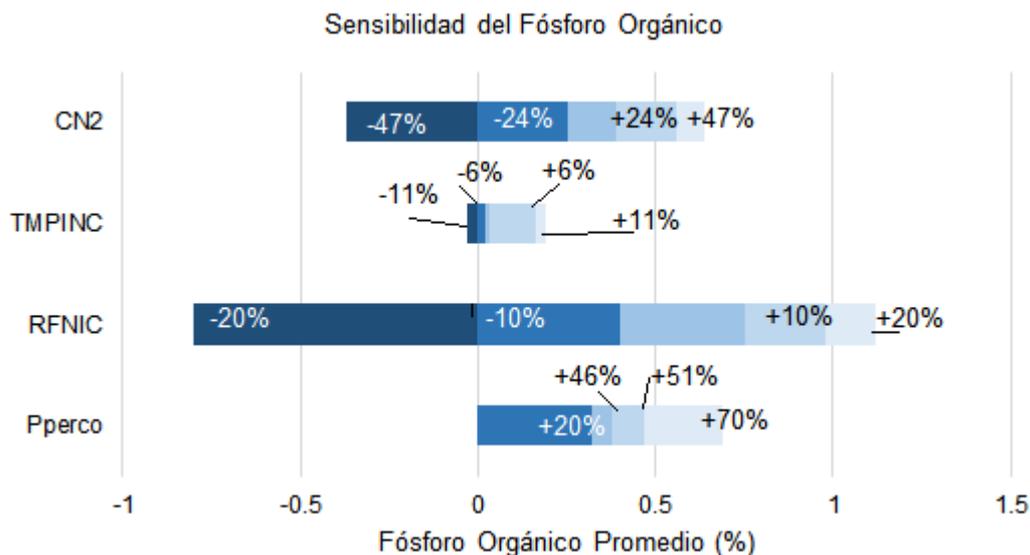


Figura 68: Análisis de sensibilidad para el fósforo orgánico con respecto a los valores de CN2 (Fuente: elaboración propia).

Cuenca estero Alhué

La Figura 69 muestra el análisis de sensibilidad sobre los caudales en la cuenca del estero Alhué en la ubicación de la estación fluviométrica estero Alhué en Quilamuta. Para los caudales sólo son significativos las temperaturas, las precipitaciones y el parámetro de Curva Número, quedando excluida del análisis los parámetros para el transporte de Nitrógeno y Fosforo. Se observa que el parámetro más sensible es el de modificación de precipitaciones RFINC y el modificador de temperaturas TMPINC.

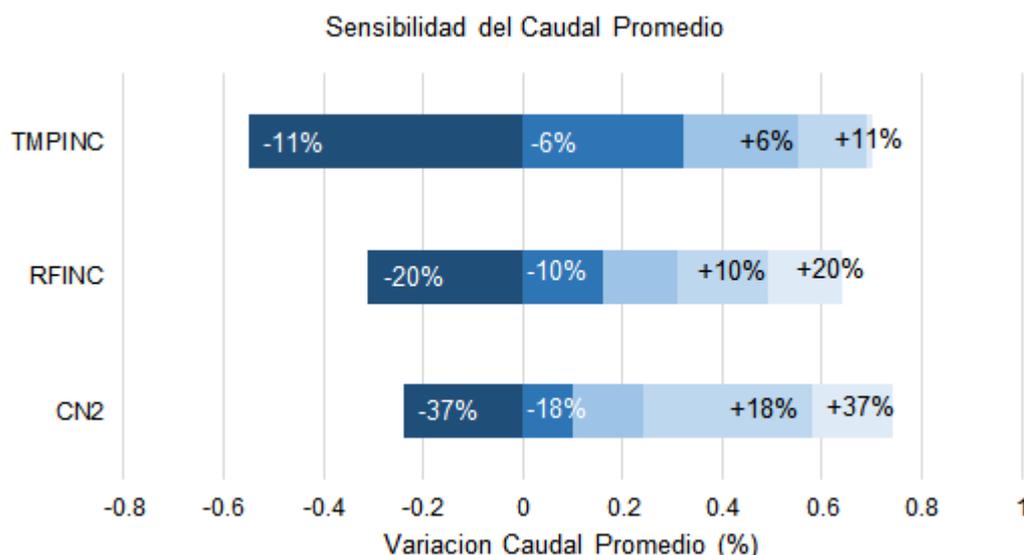


Figura 69: Análisis de sensibilidad para el caudal promedio de la cuenca del Estero Alhué (Fuente: elaboración propia).

La Figura 70 muestra el análisis de sensibilidad para la variable nitrógeno orgánico promedio y su variación con los parámetros de curva número, modificador de temperaturas, modificador de precipitaciones y el parámetro de percolación de nitrógeno, quedando fuera de análisis el parámetro de percolación de fósforo por no influir en el ciclo del nitrógeno. Se observa que los parámetros más importantes son el modificador de precipitaciones RFINC y el modificador de temperaturas TMPINC.

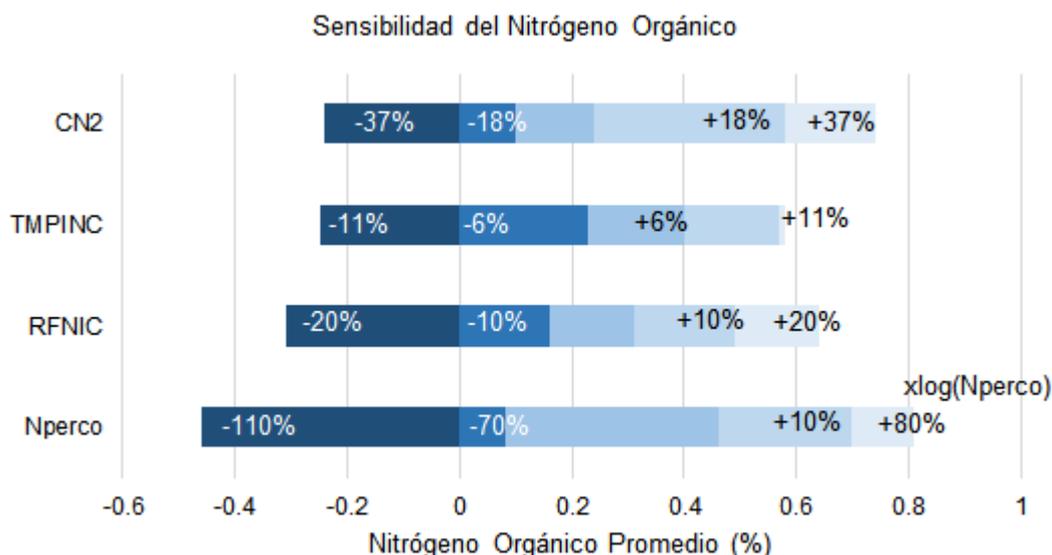


Figura 70: Análisis de sensibilidad para el nitrato (Fuente: elaboración propia).

La Figura 71 muestra el análisis de sensibilidad para la variable fósforo orgánico promedio y su variación con los parámetros de curva número, modificador de temperaturas, modificador de precipitaciones y el parámetro de percolación de fósforo, quedando fuera de análisis el parámetro de percolación de fósforo por no influir en el ciclo del nitrógeno. Se observa que los parámetros más importantes son el modificador de precipitaciones RFNINC y el modificador de temperaturas TMPINC.

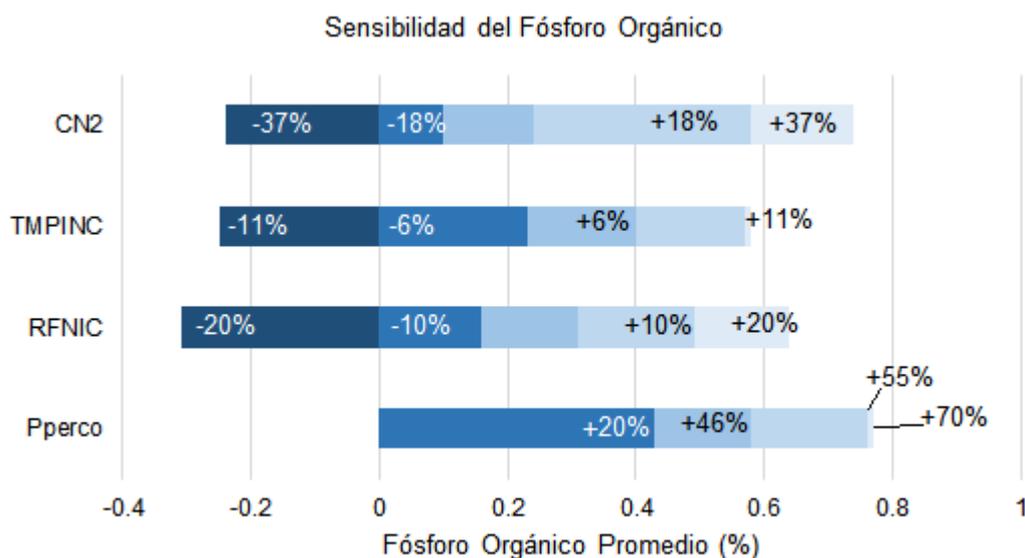


Figura 71: Análisis de sensibilidad para el fósforo orgánico (Fuente: elaboración propia).

Cuenca río Malleco

La Figura 72 muestra el análisis de sensibilidad sobre los caudales en la cuenca del río Malleco en la ubicación de la estación fluviométrica río Malleco en Collipulli. Para los caudales sólo son significativos las temperaturas, las precipitaciones y el parámetro de Curva Número, quedando excluida del análisis los parámetros para el transporte de Nitrógeno y Fosforo. Se observa que el parámetro más sensible es el de modificación de precipitaciones RFINC y parámetro de curva número.

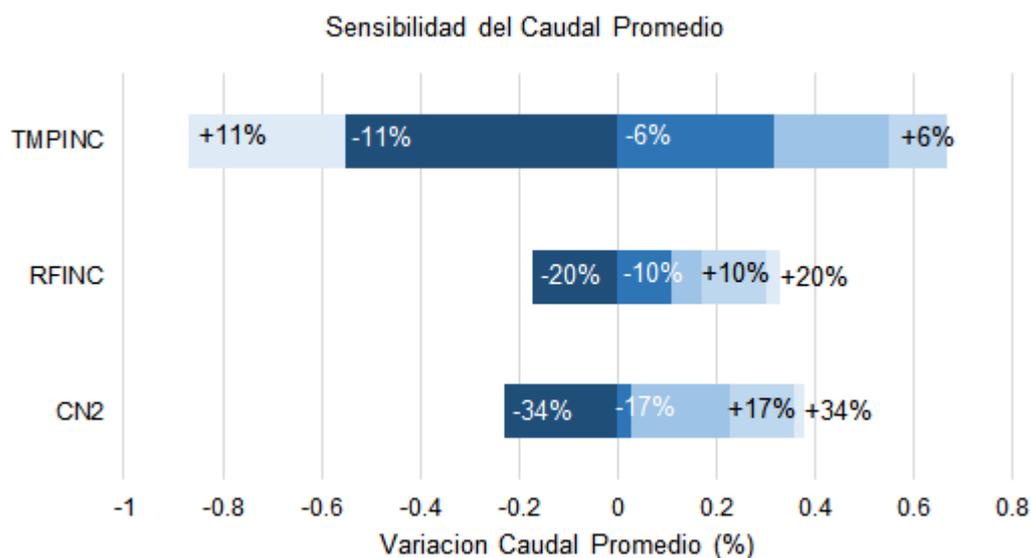


Figura 72: Análisis de sensibilidad para el caudal promedio de la cuenca del Río Malleco (Fuente: elaboración propia).

La Figura 73 muestra el análisis de sensibilidad para la variable nitrógeno orgánico promedio y su variación con los parámetros de curva número, modificador de temperaturas, modificador de precipitaciones y el parámetro de percolación de nitrógeno, quedando fuera de análisis el parámetro de percolación de fósforo por no influir en el ciclo del nitrógeno. Se observa que los parámetros más importantes son el modificador de precipitaciones RFNFC y el modificador de temperaturas TMPINC.

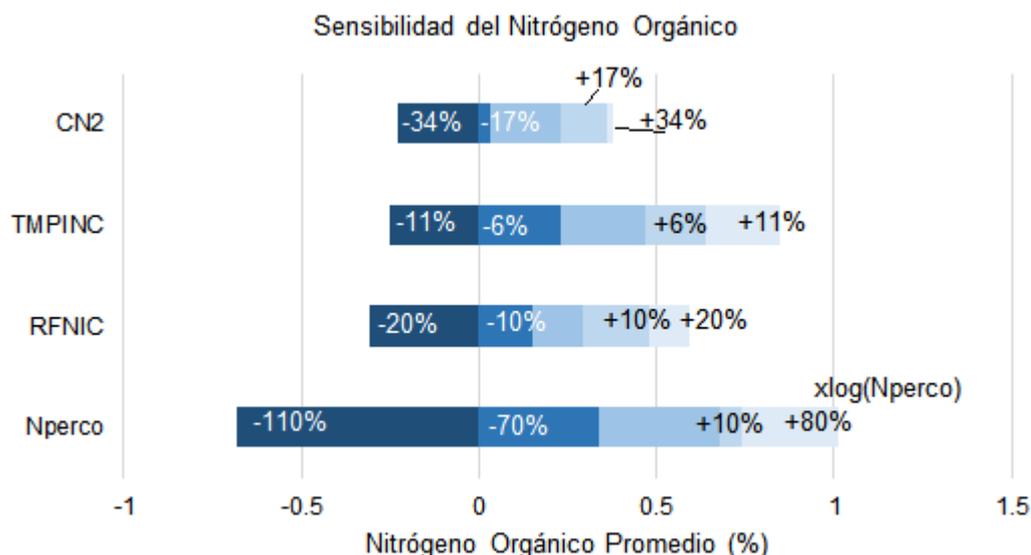


Figura 73: Análisis de sensibilidad para el nitrógeno orgánico (Fuente: elaboración propia).

La Figura 74 muestra el análisis de sensibilidad para la variable fósforo orgánico promedio y su variación con los parámetros de curva número, modificador de temperaturas, modificador de precipitaciones y el parámetro de percolación de fósforo, quedando fuera de análisis el parámetro de percolación de fósforo por no influir en el ciclo del nitrógeno. Se observa que los parámetros más importantes son el modificador de precipitaciones RFNINC y el modificador de temperaturas TMPINC.

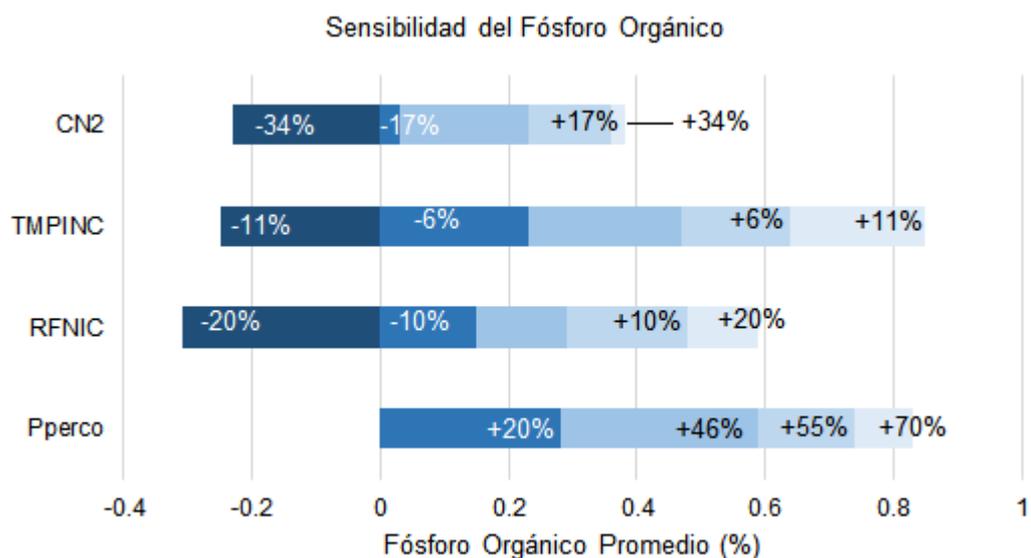


Figura 74: Análisis de sensibilidad para el fósforo orgánico (Fuente: elaboración propia).

3.3.4 Aplicación modelo conceptual

El modelo conceptual descrito en detalle en los apartados anteriores, fue implementado usando, básicamente, herramientas de análisis espacial del software SIG con los cuales se manejaron los datos espaciales (coberturas vectoriales y raster) y alfanumérico (tablas). Los datos de entrada (input) y salida (output) del proceso de modelación son entregados en el Anexo 8b.

El modelo se basa en la estimación de la escorrentía superficial según el método de curva número, la erosión potencia según el método RUSLE y la descarga de compuestos a aguas superficiales según coeficientes de exportación (ver metodología). Debido a que unos de los parámetros más importantes en la modelación son los coeficientes de exportación, de acuerdo a la limitada disponibilidad de estos datos para Chile (ver anexo 1d) solo fue posible modelar las descargas anuales de nitrógeno y fósforo orgánico. En este sentido, solo es posible su aplicación en la escala temporal anual.

Las variables y bases de datos utilizadas para la estimación de las descargas difusa de nitrógeno y fósforo corresponden con las empleadas para la modelación de los mismos componentes a través del modelo SWAT. En efecto, para la estimación de escorrentía superficial según curva número y RUSLE se utilizaron las mismas clasificaciones y homologaciones de uso y tipos de suelo usadas para el Modelo SWAT. Esto último con la finalidad de comparar los resultados de ambos procesos de modelación.

Al igual que en caso de la simulación de descarga difusas con el modelo SWAT, la principal limitante del proceso de modelación es la falta de datos observados para la calibración, validación y análisis de sensibilidad. En este sentido, es importante tener en consideración que los resultados son una primera aproximación a la problemática real de la contaminación difusa.

3.3.4.1 Resultados modelo conceptual

Cuenca del Río Claro

En el caso del nitrógeno orgánico, de acuerdo a los datos la descarga difusa promedio anual durante el período de modelación es de 3,4 kg/ha con una muy baja variabilidad (3.1-3.6 kg/ha) que se debe, fundamentalmente, a que las descargas difusa de este componente es altamente dependiente de la escorrentía superficial que a escala anual, no varía significativamente durante el periodo de estudio. De esta manera, se aprecia que la exportación de este compuesto hacia aguas superficiales se mantiene relativamente constante (Figura 75). Sin embargo, es importante considerar que en el cálculo de la escorrentía se encuentran anidadas las precipitaciones cuya variabilidad determina, en cierta medida, los montos de escurrimeinto superficial. Por su parte, las

variables como uso del suelo y tipos de suelo permanecieron invariantes durante el período de tiempo analizado.

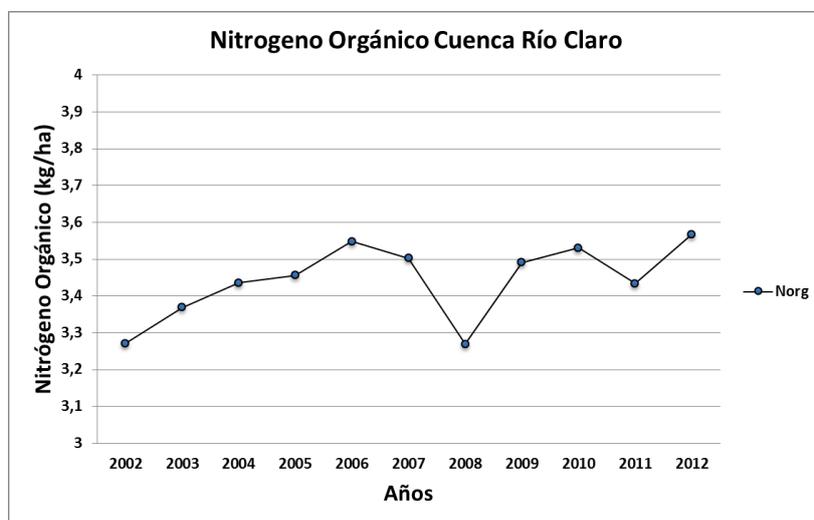


Figura 75. Nitrógeno orgánico simulado Cuenca Río Claro (kg/ha) (Fuente: Elaboración propia).

Por su parte, en el caso del fósforo la exportación de este compuesto, y su variabilidad temporal, está determinado, básicamente, por los procesos de erosión. De esta forma, en la Figura 76 se observa que el promedio anual es de 0,0081 kg/ha valor que varía en un rango de 0,0001 y 0,03 kg/ha.

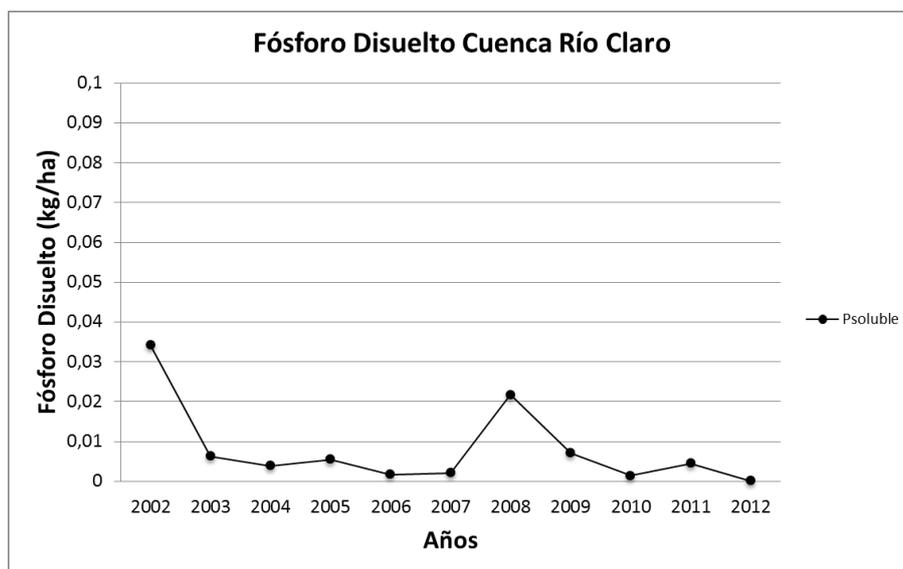


Figura 76. Fósforo disuelto simulado Cuenca Río Claro (kg/ha) (Fuente: Elaboración propia).

Cuenca Río Alhué

En relación a las descargas difusa de nitrógeno en la cuenca del río Alhué, el promedio anual durante el período de modelación es de 3,01 kg/ha, levemente menor que lo observado en la cuenca del río Claro, con un rango de variabilidad entre 2,9 y 3,02 kg/ha (Figura 77).

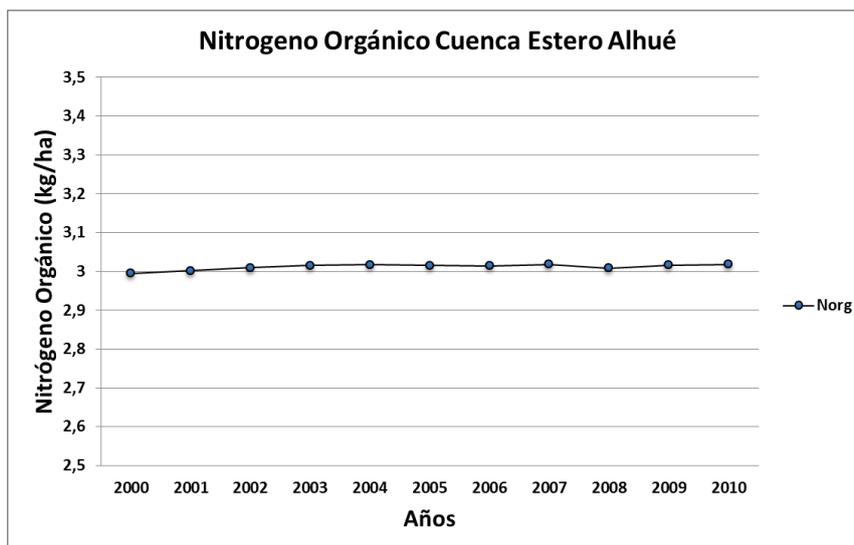


Figura 77: Nitrógeno orgánico simulado Cuenca Río Alhué (kg/ha) (Fuente: Elaboración propia).

En el caso de la descarga difusa de fósforo en la cuenca del Río Alhué, el promedio anual es de 0,017 kg/ha con un rango de variación entre 0,00001 y 0,06 kg/ha, evidenciándose una mayor descarga y variabilidad temporal en comparación con las observadas en la cuenca del Río Claro.

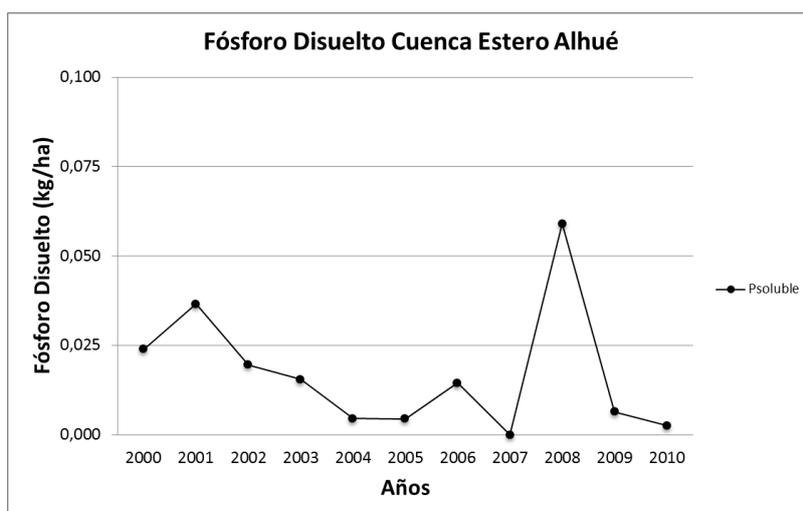


Figura 78. Fósforo disuelto simulado Cuenca Río Alhué (kg/ha) (Fuente: Elaboración propia).

Cuenca Río Malleco

De acuerdo a los datos, se aprecia que las descargas de nitrógeno en la cuenca del Río Malleco son menores que las observadas en las cuencas descritas anteriormente. En efecto, el promedio anual durante el período de modelación es de 2,61 kg/ha con un rango de variación entre 2,59 y 2,65 kg/ha (Figura 79). Asimismo, la cuenca del Río Malleco presenta los mayores valores de exportación de fósforo a aguas superficiales, con un promedio de descarga anual de 0,99 kg/ha el cual varía en un rango de 0,048 – 1,82 kg/ha (Figura 80).

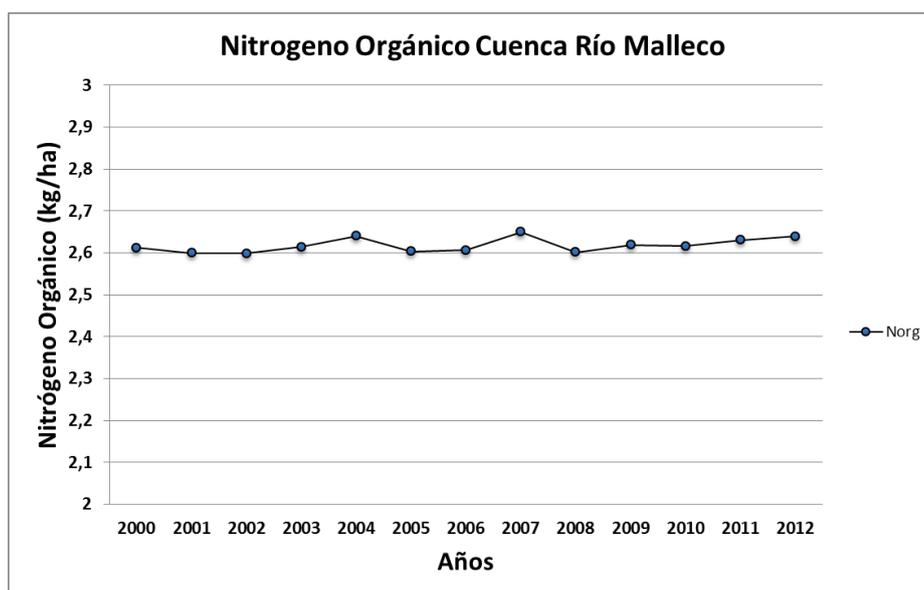


Figura 79. Nitrógeno orgánico simulado Cuenca Río Malleco (kg/ha) (Fuente: Elaboración propia).

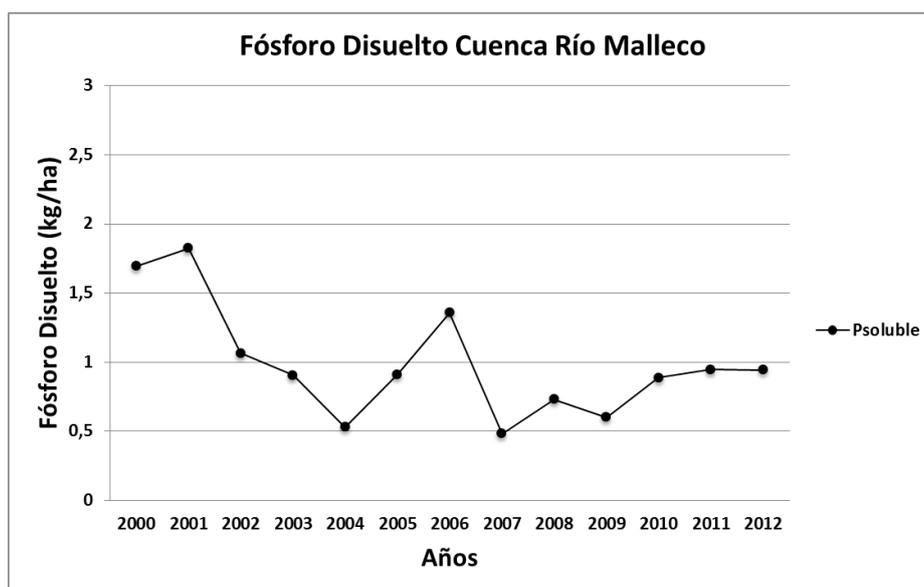


Figura 80. Fósforo orgánico simulado Cuenca Río Malleco (kg/ha) (Fuente: Elaboración propia).

3.3.5 Comparación de los modelos

Debido a la falta de datos para la calibración y validación del proceso de modelación de la descarga difusa de nutrientes, existen serias restricciones para realizar una adecuada comparación de los datos simulados con ambos modelos; a saber, implementación del

Modelo conceptual y modelo SWAT. Esta limitación se debe fundamentalmente a la gran incertidumbre acerca de la representatividad de los datos simulados respecto a la naturaleza real de lo que sucede con las descargas difusas de nutrientes. En efecto, se observa que en la mayoría de los casos no existe una buena correspondencia entre los datos simulados con SWAT y el Modelo Conceptual.

En el caso del nitrógeno, al comparar los datos simulados de las tres cuencas, se puede apreciar que existen diferencias de hasta 3 órdenes de magnitud en el valor del nitrógeno. Los valores con mayor correspondencia se presentan en la cuenca del río Malleco cuyas diferencias no sobrepasan el orden de magnitud. Sin embargo, en este último caso, a pesar de presentar menores diferencias, el comportamiento temporal difiere notablemente (Figuras 81 a 83).

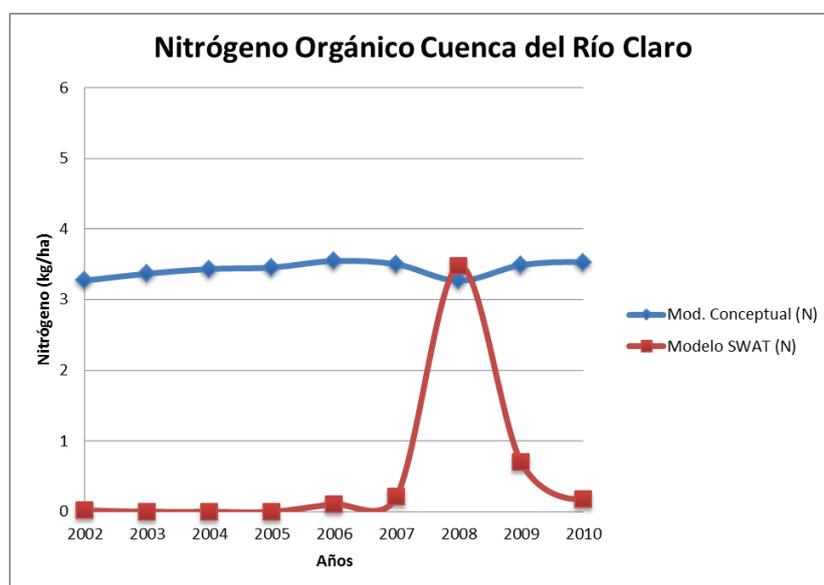


Figura 81: Nitrógeno Orgánico cuenca del Río Claro (Fuente: Elaboración propia).

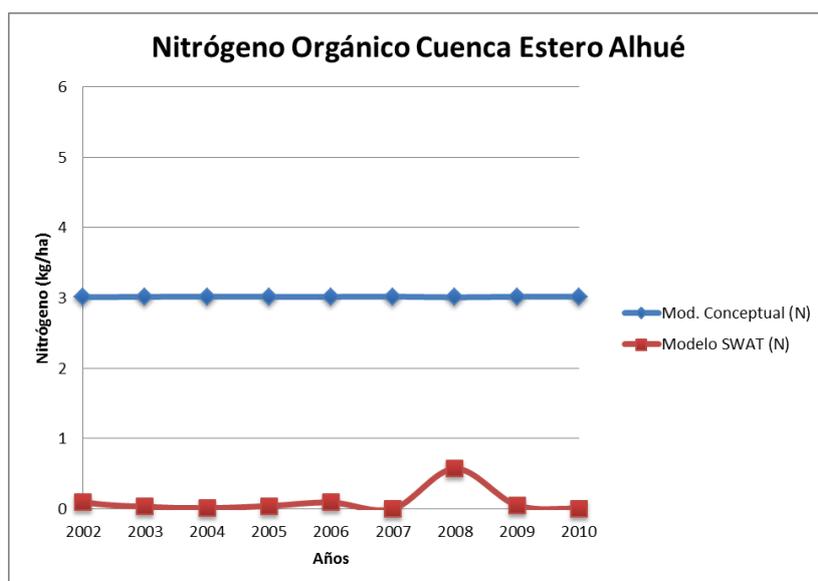


Figura 82: Nitrógeno Orgánico cuenca del Río Alhué (Fuente: Elaboración propia).

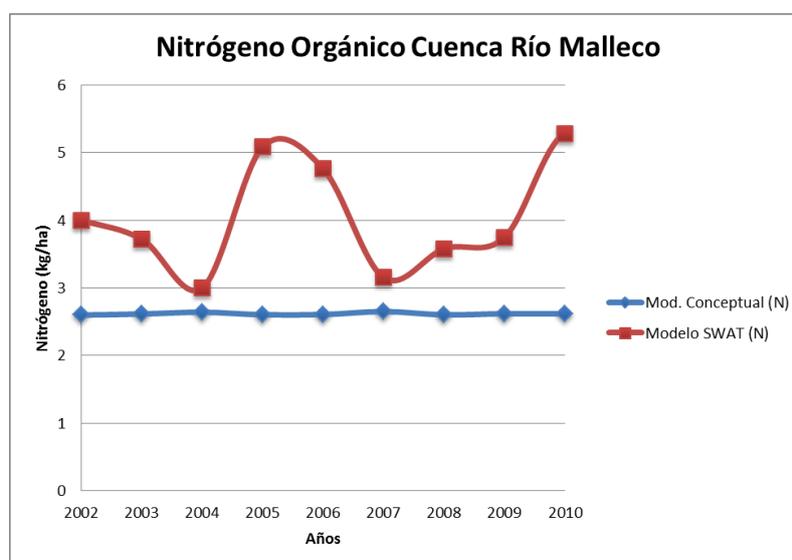


Figura 83: Nitrógeno Orgánico cuenca del Río Malleco (kg/ha) (Fuente: Elaboración propia).

Por otra parte, en el caso del fósforo los datos simulados presentan una mayor correspondencia tanto en su valor como en su comportamiento temporal. En efectos, salvo la cuenca del río Malleco, las otras dos cuencas presentan valores dentro del mismo orden de magnitud (Figura 84 a 86).

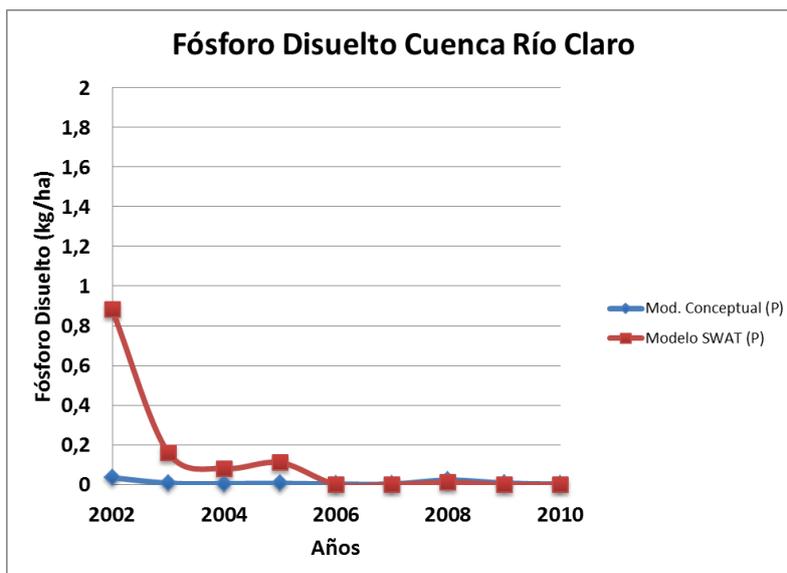


Figura 84: Fosforo disuelto cuenca del Río Claro (Fuente: Elaboración propia).

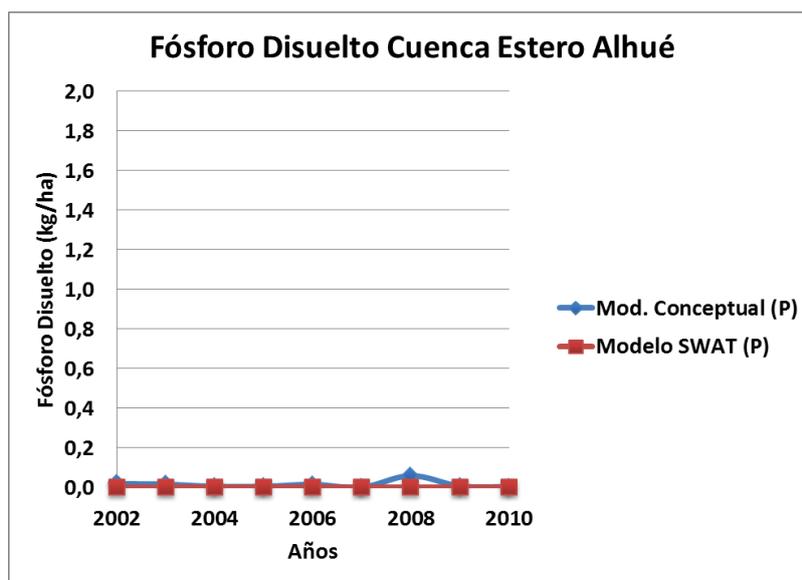


Figura 85: Fosforo disuelto cuenca del Río Alhué (Fuente: Elaboración propia).

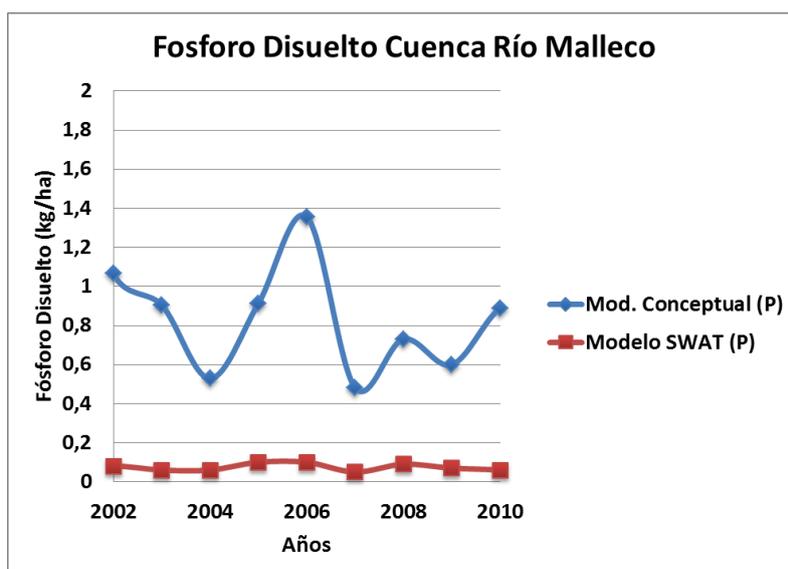


Figura 86: Fosforo disuelto cuenca del Río Malleco (Fuente: Elaboración propia).

Es importante considerar que en el caso del Modelo SWAT se tiene un mayor nivel de certidumbre respecto al valor de los datos simulados debido a que fue posible calibrar la hidrología. Esto último permitió, verificar si la dinámica temporal de descarga de nutrientes se corresponde con la dinámica hidrológica y de sedimentos, en especial con los peak de caudal. En el caso del modelo conceptual, este se basa en un balance de masa por lo que los procesos de calibración y validación solo se pueden realizar con datos de calidad de agua. En este sentido, debido a la falta notable de datos para realizar un adecuado proceso de modelación, es recomendable la utilización del modelo SWAT debido a que la dinámica de descargas de nutrientes se puede comparar la dinámica hidrológica y de sedimentos (Figuras 15 a 29; 34 a 45; 52 a 65).

La diferencia en los resultados también se puede deber a que SWAT considera el rastreo del agua desde las subcuencas hasta la salida de la cuenca, e incluye mucho más procesos químicos y físicos en la modelación (ver Anexo 5e), mientras que el modelo conceptual es agregado y es en base a un coeficiente empírico.

Lo más importante a destacar es que al no contar con datos medidos periódicamente no es posible asegurar que los datos modelados concuerdan con la realidad, este es solo un ejercicio preliminar que muestra que los datos modelados se encuentran dentro de los órdenes de magnitud de los datos medidos en forma esporádica. Se recomienda en un futuro proyecto tomar datos continuos de nutrientes por lo menos a escala diaria.

Componente 3:

3.4 Medidas de reducción de emisiones

3.4.1 Recopilación de medidas de control de fuentes difusas a cuerpos de agua superficiales: prevención y control

Las fuentes de contaminación del agua pueden tener un origen localizado espacialmente, como en el caso de las industrias y vertidos municipales, o bien tener, un origen difuso, como sucede en el caso de la agricultura, la construcción, la contaminación de los núcleos urbanos, y la que afecta a las explotaciones forestales. La mayoría de los logros en el control de la contaminación se han conseguido para la contaminación de origen localizado. Por el contrario, la contaminación difusa es más complicada de resolver, puesto que las herramientas desarrolladas para el control de la contaminación localizada no son necesariamente aplicables a la contaminación difusa. Este hecho explica que este tipo de contaminación esté adquiriendo una mayor importancia como responsable de la degradación de los recursos hídricos.

La preocupación por el aporte de nitrógeno procedente de la agricultura y ganadería a las aguas superficiales y subterráneas ha dado lugar a un extenso desarrollo de normas y recomendaciones tendentes a reducir esos aportes (Martínez & Albiac 2003).

Para minimizar e idealmente eliminar la contaminación difusa, es necesaria una estrategia diferente a la requerida para controlar la contaminación por fuentes fijas, que se basa en la formulación de normas de calidad ambiental y procedimientos de fiscalización y sanción de los puntos de descargas. La superación de la contaminación difusa apunta hacia la aplicación –a nivel individual– de prácticas de manejo sostenibles, modificaciones tecnológicas o cambios en los sistemas de gestión.

Si realmente se desea prevenir o remediar el problema, se debe apuntar a la gestión integral de los procesos que causan la contaminación difusa, como son los sectores ganadero, forestal, minero, entre otros. Dicha solución pasa por cambios conductuales que aseguren un manejo de suelos y aguas no erosivo ni contaminante. Lo que en general, se requiere la adopción de códigos de buenas prácticas, con la condición de ser sitio-específicas.

En el Anexo 2a. "Fichas resúmenes medidas de mitigación" y Anexo 2b. "Base de datos medidas de mitigación" se puede encontrar ejemplos de medidas de mitigación a nivel internacional y nacional, obtenidos luego de realizar una revisión exhaustiva de la literatura.

Análisis base datos medidas de mitigación para prevención y control de fuentes difusas:

Realizando un análisis de la información contenida tanto en las fichas resúmenes como en la base de datos mencionada anteriormente, y enfocando el análisis hacia las prevención y control de la contaminación difusa, la información recopilada hasta es el momento indica que las principales medidas de mitigación apuntan, en general, a una gestión de insumos (forestales, mineros, agrícolas, entre otros), gestión de procesos, especialmente relacionados con el recurso agua, en el cual se incluyen: manejo integrado de cuencas, abordando temas como la distribución eficiente de fertilizantes, nutrientes y el uso eficiente del recurso agua. La mayor parte de la literatura se centra en la prevención o mitigación de la contaminación difusa en el sector agrícola. En este caso, las técnicas más utilizadas tanto en Chile como en otros países son la implementación de biofiltros o praderas emplazadas en las riberas de los cauces. Es importante destacar, que la educación y divulgación de la protección del medio acuático y de técnicas disponibles para prevenir el arrastre o infiltración de contaminantes a los sistemas acuáticos juega un papel fundamental en la minimización de estos contaminantes al medio.

Costos asociados en el control de fuentes difusas hacia cuerpos de agua

A modo de introducción, y según lo propuesto en los términos técnicos de referencia, establecer ligamientos metodológicos para elaborar estudios de análisis general de impacto económico y social, requiere fundamentalmente la estimación de emisiones en las cuencas analizadas, lo que permite, entre otras cosas, establecer responsabilidades en la contaminación por los distintos agentes, estimar la potencial reducción de emisiones al aplicar instrumentos normativos, y estimar de mejor manera los costos de la regulación ambiental. Sin embargo, previa estimación de emisiones es necesario determinar e identificar la fuente de cada emisión. Principalmente se puede establecer fuentes fijas o puntuales y fuentes difusas o no puntuales. De acuerdo al Ministerio del Medio Ambiente¹³, las primeras corresponde a "*aquellas fuentes donde la ubicación del punto de descarga, generación o emisión al medio ambiente es plenamente identificable*", mientras que las segundas son definidas como "*las numerosas fuentes de menores dimensiones o dispersas desde las que pueden liberarse o generarse emisiones, residuos y/o transferencias de contaminantes al suelo, a la atmósfera o al agua, y respecto de las cuales no resulte posible identificarlas u obtener información desglosada*". Siguiendo el objetivo del presente documento se centrará en el análisis de las fuentes no puntuales o difusas.¹⁴

¹³MMA (2012) Acuerdo N° 18/2012 http://www.mma.gob.cl/retc/1279/articles-52954_recurso_5.pdf.

¹⁴Extraído de los TDR

El análisis o la estimación de emisiones difusas presenta gran dificultad debido principalmente a su variabilidad, heterogeneidad en las causas que las determinan y los vacíos de información en la literatura. En general, estas emisiones corresponden principalmente a efectos secundarios difusos de actividades como por ejemplo, operaciones de cultivo, que dificulta la vigilancia de la fuente. En países como Estados Unidos se ha desarrollado un sistema llamado TMDL "Total Maximum Daily Loads" que indica la cantidad máxima de contaminantes que un cuerpo de agua puede recibir, bajo la condición de mantener estándares de calidad de agua, ya sean de fuentes puntuales como no puntuales. De acuerdo a ello, es necesario tener identificado las aguas afectadas por contaminantes, en este caso, no puntuales en cada región o cuenca.

Para realizar el cálculo de costos de implementar medidas para la reducción de las descarga de contaminantes, es necesario primeramente identificar el universo de fuentes no puntuales que son potencialmente responsable de deterioros de un cuerpo de agua. Algunas actividades que se relaciona potencialmente con esta emisión de contaminantes son según Kronvang, Borgvang and Barkved, 2009; EPA 2001; Duda, 1993; Alexander, Smith and Schwarz, 2004, las siguientes:

1. Operaciones sobre tierras agrícolas, incluye:
 - a. Cultivos
 - b. Pastos
 - c. Pastizales
2. Operaciones de alimentación de animales
3. La Silvicultura
4. Sistemas in situ de aguas residuales.
5. Minería

Al tener identificadas las masas de aguas con deterioro además del estado en que se encuentran entonces en base a las fuentes potenciales de contaminación se busca las acciones posibles de implementar para su mitigación y de esta forma estimar los costos asociados a estas medidas. Se considera que para cada fuente se necesita declarar la medida de volumen que se utiliza y la base de datos que proporcionará la información relevante, de acuerdo con ello las cuatro actividades se utilizan en el siguiente volumen y se encuentran en las siguientes bases de datos (Tabla 7).

Tabla 7. Datos necesarios para cálculo de costos de mitigación según fuente contaminante.

	Medida de Volumen	Base de datos a utilizar
Operaciones sobre tierra agrícola	Superficie de tierras de cultivo, de pastos, y pastizales	CENSO Agropecuario y Forestal. Disponible en el Instituto Nacional de Estadísticas, Chile.
Operaciones de alimentación de animales.	El número de animales confinados	CENSO Agropecuario y Forestal. Disponible en el Instituto Nacional de Estadísticas, Chile.
Silvicultura	Volumen anual de madera cosechada.	CENSO Agropecuario y Forestal. Disponible en el Instituto Nacional de Estadísticas, Chile.
Sistemas in situ de aguas residuales.	El número de viviendas servidas por sistemas sépticos.	CENSO de la población. Disponible en el Instituto Nacional de Estadísticas, Chile.

Fuente: elaboración propia

3.4.2 Generación de base de datos de costos y eficiencia.

Prácticas potenciales a realizar por fuente contaminante y el propósito de su realización.

1. Operaciones sobre tierra agrícola
 - a. Cultivos: asumiendo que los propietarios de cultivos lograrán las reducciones de carga mediante la implementación de prácticas de manejo que son de fácil disponibilidad y de bajo costo, además de eficaces en retardar o prevenir la erosión del suelo y la pérdida de fósforo y nitrógeno, es posible considerar cinco prácticas:
 - i. La labranza de conservación, su propósito es reducir la erosión laminar y en surcos, y el transporte de sedimentos desde la tierra labrada.
 - ii. El manejo de nutrientes, su propósito es evitar la aplicación excesiva de nutrientes.
 - iii. Prácticas para reducir el transporte de sedimentos dentro o en el borde del campo, propósito es prevenir el concentrado, la erosión (barrancos) en campos de tierras altas.
 - iv. Prácticas para proteger o restaurar áreas ribereñas, su propósito es retirar los sedimentos y nutrientes de la escorrentía antes de llegar a las masas de agua.
 - v. Gestión de las tierras de cultivo altamente erosivas, su propósito es evitar perturbar la tierra.
 - b. Pastizales, las potenciales prácticas a implementar son:
 - i. Utilizar la exclusión, su propósito es cercar el stock lejos de riberas para evitar daños a transmitir en orillas y fondos, evitar el estiércol en el agua.

- ii. Protección de corriente/estabilización de márgenes, su propósito es reparar y prevenir más daños por los animales a la zona ribereña.
2. Operaciones de alimentación de animales, las potenciales prácticas a implementar son:
 - a. Mejoras en las instalaciones necesarias para recoger, almacenar y difundir estiércol en los campos, su propósito es prevenir nutrientes, patógenos y contaminantes orgánicos que lleguen a través de las aguas de escorrentía, derrames de lagunas y aguas subterráneas.
 - b. Acarreo de abono adicional y/o compostaje, su propósito es evitar el exceso de aplicación de los nutrientes del estiércol en relación con las necesidades de los cultivos locales, con el resultado de acumulación de N y P y soltar las aguas locales.
 - c. La planificación del manejo de nutrientes, su propósito es evitar el exceso de aplicación de nutrientes (ambos fertilizantes químicos y estiércol).
3. Silvicultura, el propósito de las siguientes prácticas es reducción al mínimo la erosión, la sedimentación, y la desestabilización de las orillas. Evitar la pérdida de la cubierta vegetal y aumentar la temperatura del agua. Evitar la tala y otros materiales en los arroyos. Evitar el escurrimiento de sustancias químicas de manejo forestal. Las potenciales prácticas a implementar son:
 - a. La planificación antes de la cosecha.
 - b. Manejar la gestión de cauces de ríos.
 - c. Construcción de carreteras / reconstrucción.
 - d. Gestión de carreteras.
 - e. La extracción de madera.
 - f. Preparación del terreno y regeneración del bosque.
 - g. El manejo del fuego.
 - h. La revegetación de áreas perturbadas.
 - i. Gestión de productos químicos
 - j. Gestión forestal de humedales.
4. Sistema in situ de aguas residuales, las potenciales actividades a realizar son:
 - a. Rehabilitar los sistemas sépticos que fallan dentro de una amplia zona ribereña, su propósito es evitar los nutrientes, patógenos y contaminantes orgánicos lleguen a las masas de agua a través de la escorrentía y la infiltración.
5. En el sector minero, las potenciales actividades a desarrollar para reducir y/o eliminar los niveles de acidez y de metales pesados son:
 - a. Tratamiento activo, basado en el uso de sustancias alcalinas comocarbonato de calcio, hidroxido de calcio, carbonato de sodio, hidroxido de sodio, y amoniac.

- b. Tratamiento pasivo, basado en el uso de sistemas biológicos, infraestructura, y químicos naturales. Dentro de esta categoría se cuenta la construcción de humedales, construcción de canales de desviación, y uso de piedra caliza.

La principal diferencia entre ambos métodos es el costo asociado a su implementación y mantenimiento, donde el segundo presenta una mejor razón costo-beneficio. (EPA, 2012: <http://www.epa.gov/reg3wapd/nps/mining.html>)

Cabe mencionar que las prácticas de manejo antes mencionadas dependerán principalmente del sitio en que se encuentre la masa de agua sobre la cual se desea aplicar la medida de mitigación. Las aquí mencionadas corresponden a prácticas generales. En algunos casos el problema de calidad del agua causada por las tierras de cultivo, por ejemplo, no puede ser abordado por este grupo de prácticas. Tales como, los problemas de calidad de agua relacionados con el uso de herbicidas agrícolas pueden requerir la aplicación de prácticas como manejo integrado de plagas. La Figura 87 muestra, por ejemplo, el porcentaje de reducción de algunas medidas de control de sedimentos, aplicando en forma independiente cada una de las cuatro incorporadas (a, b, c y d).

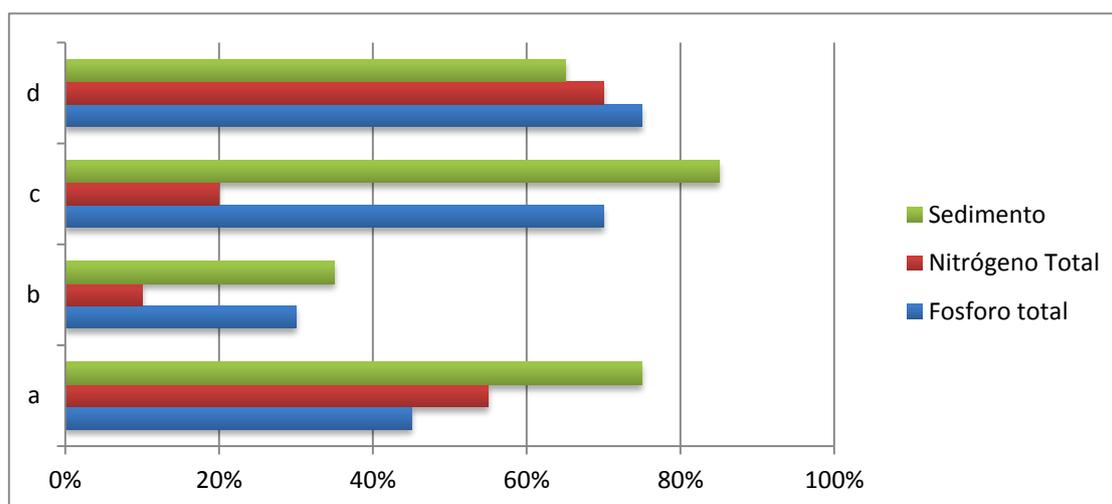


Figura 87. Efectividad bruta relativa de medidas de control de sedimentos (% de reducción). Donde a: sistemas de labranza reducida (por ejemplo, la labranza de conservación); b: sistemas de desviación (por ejemplo, los cursos de agua de césped); c: sistemas de terrazas; d: filtros de tiras (medidas de control vegetativo). Fuente: Environmental Protection Agency- EPA, The National Costs to Implement TMDLs, 2001.

El cálculo de cualquiera de estas prácticas necesita la realización de una serie de actividades y la utilización de una serie de supuestos. En la Tabla 8 se presenta los cálculos en dólares ya realizados por "Environmental Protection Agency" EPA, de

Estados Unidos, de acuerdo a la implementación de los llamados TMDL. Los cálculos son realizados sobre el supuesto de la existencia de una línea base, que considera un estado inicial de las masas de agua, y que las fuentes no puntuales afectadas identificadas tienen medidas de control en el lugar. Luego de esta línea base se puede poner en práctica el paso siguiente que consiste en la implementación de un conjunto básico de mejores prácticas de gestión para la fuente no puntual. Estos cálculos responden a tres posibles escenarios de mitigación que ellos plantean:

1. Escenario 1: Un programa de TMDL menos flexible ("*Least Flexible TMDL Program*"), En este escenario los costos son calculados considerando que los controles sobre las actividades potencialmente responsables de la contaminación difusa deben ser aplicados sobre toda la región o cuenca donde se encuentre el cuerpo de agua deteriorado.
2. Escenario 2: Programa TMDL moderadamente costo-efectivo ("*Moderately Cost-Effective TMDL Program*"), en este escenario se realiza un cálculo más fino en términos de extensión geográfica, considerando que en la mayoría de los casos, el control real requerido para la fuente difusa es mucho más pequeño que la región o cuenca.
3. Escenario 3: Programa TMDL más costo-efectivo ("*More Cost-Effective TMDL Program*"), en este escenario se consideran asignaciones diferentes ya que darán lugar a costos totales diferentes, de lograr el nivel deseado de reducción de carga, en función de los diferentes costos por unidad (libra, kilo, etc.) de las distintas fuentes contaminantes para reducir su propia carga. Los costos totales de lograr el objetivo de reducción de la carga serán menores si a las fuentes con menores costos por unidad de control se le asignan responsabilidades para lograr la mayor parte de la reducción de la carga total deseada.

Tabla 8. Costos por práctica de abatimiento para cada actividad (En \$/millones por año)

	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3
Agricultura			
Tierras de cultivos	645-1956	183-1632	47-78 Costos adicionales escenario 3.
Pastos	5-11	5-11	
Pastizales	2-16	2-16	
Operaciones de alimentación de animales (AFOs)	76-110	13-73	
Silvicultura	30-42	7-31	
Instalación de sistemas de tratamiento de aguas residuales	24-28	24-28	
Total	782-2163	234-1791	

Fuente: Environmental Protection Agency – EPA. The National Costs to Implement TMDLs, 2001.

Para el estado de Kentucky, Zheng et al. (2011) estimó que para 73.021 acres (1 acre = 4046.9 m²) el costo total de implementar franjas de protección ribereñas en tierras agrícolas es de US\$ 9.384.922, esto nos indica que en promedio, dado que incluye seis condados, la medida de mitigación tiene un costo de US\$ 129 por acre. Para su proceso de estimación, su metodología contempla dos procesos, uno para la tierra agrícola utilizada en la producción de cultivos en surcos y otros para las tierras utilizadas como pastos o para la producción de heno. El procedimiento para las tierras de cultivos, el costo de tampones incluye el costo de oportunidad de la producción no percibida, así como el costo de establecimiento y mantenimiento de la vegetación en la franja de protección. En la tierra de pastos, el costo se estimó a partir de los medios de alquiler de la tierra y el costo de la exclusión del ganado, así como los gastos de establecimiento y mantenimiento. Calculan el número de hectáreas de cultivo i del tipo de suelo k en el sitio j así se tiene:

$$u_{ijk} = P_{oj} \cdot \frac{RC_j}{\sum_k A_{jk}} \cdot A_{jk}$$

Donde:

P_{ij} : corresponde a la proporción de cultivo,

RC_j : tierras de cultivos en la zona de amortiguación,

A_{jk} : tamaño de tipo de suelo.

En un estudio desarrollado en 2005 por EPA (EPA, 2005), se presentan una serie de medidas que permitirían disminuir la carga de contaminantes asociadas a fuentes difusas. Dichas medidas incluyen: i) protección de humedales y riberas, ii) restauración de humedales y riberas, e iii) instauración de sistemas de tratamiento vegetales. En el primer caso, se trata de proteger las áreas existentes de tal forma que por su degradación, estas no se conviertan en generadoras de contaminación. En el segundo caso, se trata de restaurar aquellas formaciones que están actualmente dañadas, mientras que en el tercer caso se trata de generar humedales y/o filtros vegetales para disminuir la carga de contaminante. En la Tabla 9 se presenta la eficiencia en la reducción de contaminación asociada a humedales naturales y áreas ribereñas. La eficiencia de reducción es sitio específico, y depende entre otros factores de: tipo de suelo, pendiente, cobertura vegetal, y balance de nitrógeno y carbono, entre otros.

En la Tabla 10 se presentan algunos costos y beneficios económicos asociados a la protección de humedales. Como se observa en la tabla, dadas las diversas características de las áreas de estudio, el rango de costos es muy amplio. Por ejemplo se estimaron costos de dragado de US\$ 2.8 millones debido a la pérdida de humedales en Redwood City, en otro ejemplo se estimaron costos por acre asociados al servicio de

tratamiento de aguas servidas asociados a la existencia de humedales (US\$ 368 a US\$ 2.204) en Florida.

En otro estudio, Abramovitz (1997) estima que los humedales cercanos a las ciudades tienen un valor de US\$ 98.000 por acre debido a su capacidad de tratar el agua, mientras que según el departamento de Recursos Naturales de Minnesota, el valor por acre es de US\$ 665 por la reducción de nutrientes y sedimentos de los cursos de agua.

En un estudio desarrollado para la cuenca del río Potomac, se estima que un bosque ribereño puede reducir 21 libras (9.5 kg) de nitrógeno por acre por año a un costo de US\$ 0.3/libra (0.13kg), y 4 libras (1.8 kg) de fósforo por acre por año a un costo de US\$ 1.65/libra.

Sobre la restauración de humedales y riberas, el estudio de EPA (2005) reporta ejemplo de 6 proyectos de restauración con costos entre US\$ 10.000 – US\$ 660.000. En el mismo estudio, se reporta solamente un valor por acre que asciende a US\$ 18.793 en Illinois. El rango de costos anterior, viene a confirmar la relevancia de las características del sitio de estudio. El detalle se presenta en la Tabla 11.

Tabla 9: Eficiencia de Reducción: Humedales Naturales y Áreas Ribereñas

Estudio	Solidos	NO3	N	P	SO4	Ca	Mg	Ejemplo de Proyectos
Reducción de contaminación utilizando bosque	50% ¹	80%		50%				CacheRiver(AR)
Retención de Nitrato en un cauce de tercer orden		14%						LittleLostManCreek(CA)
Remoción de Nutrientes en un bosque mixto en un área ribereña		67%		25%		42%	22%	Tifton(GA)
Retención de Sedimento y Fósforo en humedales rivereños	3%			0.4%				HeronPond(IL)
Retención de Nitrato y Sulfato en humedales rivereños		86%			25%			RhodeRiver1(MD)
Remoción de Nutrientes en un bosque de hoja caduca ribereña		>80%		>80%				RhodeRiver2(MD)
Retención de sedimentos y nutrientes provenientes de aguas pluviales por medio de un humedal urbano	97% ² 76% ³		47%	48%				FishLake(MN)
Reducción de Nitrato por medio de una franja de buffer		93%						BeaverDamCreekWatershed (NC)
Remoción de fosfato por un bosque rivereño				50%				CypressCreek1(NC)
Retención de sedimentos en las áreas ribereñas	84-90% ⁴							CypressCreek2(NC)
Eliminación de nitratos por humedales rivereños en cabeceras de cuencas		99%						LakeTahoe(NV)
Eliminación de nitratos de las aguas subterráneas por los		80%						Kingston1(RI)
Retención de nitrato por bosque rivereño con zonas de transición		59%						Kingston2(RI)
Note: NO3,nitratos;N,nitrogeno;P,fósforo;SO4,sulfato;Ca,calcio;Mg,magnesio. 1Sólidos suspendidos totales. 2Sólidos no volátiles. 3Sólidos no volátiles. 4Sedimento.								

Fuente: EPA (2005)

Tabla 10: Costos y Beneficios Económicos: Protección de Humedales.

Estudio	Costo del Proyecto Convencional	Costo Humedal	Beneficios Estimados del Humedal	Ejemplo de Proyecto
Costos estimados de dragado debido a la pérdida del humedal	\$2.8million(1999)		Reduce la sedimentación	RedwoodCity(CA)
Parque Estatal KissimmeePrairie, Florida, Basin		\$33,837,767 (1998)	Incentivos tributarios a los dueños de tierras, para la adopción de de buenas prácticas, con el objetivo de protección de la	KissimmeePrairie Watershed(FL)
Valoración de los humedales estuarinos para el tratamiento de aguas residuales	\$368to\$2,204/acrep para el tratamiento de aguas residuales (1994)		\$82/acreto\$157/acre;\$4,626/acre (aguas residuales)(1994)	Barataria-Terrebonne Estuary(LA)
Valoración de los humedales costeros (pesca, la recreación, la captura, la protección contra tormentas)			\$2,429/acreto\$8,977/acre(1989)	CoastalWetlands(LA)
Construcción de una represa versus la preservación de humedales	\$100million(Construcción de la una represa)(1984)	\$10million (humedal) (1984)	\$ 90 millones (gastos de estructura evitados una sola vez) y \$ 3,2 millones en daños por inundaciones reducida en 1987	NaturalStorageinthe CharlesRiverValley (MA)
Costo para reemplazar la capacidad de almacenamiento de agua de un humedal	\$300/acre-foot		\$ 1.500.000/año para aproximadamente 5.000 hectáreas de humedales perdidos cada año	MinnesotaDepartment ofNaturalResources (MN)
Ahorro de humedales artificiales vs. método convencional	\$50million(since1960's)			StatenIslandBluebelt Project(NY)
Costos de tratamiento de aguas residuales debido a la pérdida de humedales	\$1.5million(nodate)		\$1.5millioninstalación del sistema de alcantarillado	EastGoshen(PA)
Sustitución de un pantano con una planta de tratamiento para la prevención de la contaminación	\$5million		\$5millionpara la instalación de la planta de tratamiento.	CongareeSwamp(SC)

Fuente: EPA (2005)

Tabla 11: Costos y Beneficios Económicos: Restauración de Humedales.

Estudio	Costo del Proyecto Convencional	Costo de Restauración	EstimatedBenefittoCommunit y	Ejemplo de Proyecto
Restauración y mejora del hábitat		US\$ 475.000 (1999)	Aumento de la sensibilización de la comunidad y su valoración de los beneficios ambientales y económicos	Emerson Point Park (FL)
Evaluación de la creación de humedales		US\$ 18.793 por acre (1996)	US\$ 3,714 por año por acre (beneficios recreativos)	East St. Louis (IL)
Proyectos de control de aguas pluviales versus la existencia de humedales	US\$ 120 millones (1999)	US\$ 600.000 (1999)	Más de US\$ 119 millones en controles de aguas pluviales que no tendrán que ser instalados.	Johnson County Streamway Park System (KS)
Proyecto de demostración para ayudar a los municipios con problemas de planificación a nivel de cuencas hidrográficas		US\$ 10.450 (1999)	Hábitat de peces y vida silvestre ha sido restaurada, el hábitat de los humedales se han mejorado, y la sensibilización y participación de la comunidad ha aumentado.	Buffalo Riverand Cazenovia Creek Model (NY)
Restauración ribereña para reducir los costos de dragado y de tratamiento de agua	US\$ 1,6 millones (1996)	US\$ 660.000 (1996)	US\$ 1 million por año	Tulatin River (OR)
Asociación para adquirir y administrar los humedales			Funciones y valores del sistema de humedales en el valle de Willamette se restaurarán y beneficiarán a la comunidad.	West Eugene Wetlands Project (OR)

Fuente: EPA (2005)

Finalmente con respecto a los filtros vegetales, estos incluyen bandas de filtros vegetales y construcción de humedales. En ambos casos, el objetivo es reducir la carga de contaminantes con el objetivo de no contaminar las aguas superficiales. En el estudio de EPA (2005) se reportan ejemplos para diversas extensiones de filtros vegetales desde 13 a 1500 pies (3.96 – 457 metros), con capacidad de reducción de sólidos totales suspendidos, nitrógeno, y fósforo, donde la eficiencia en la reducción depende de la extensión del filtro, la composición del filtro (tipo de vegetación utilizada), y condiciones propias del área geográfica donde se realizó el estudio. Así por ejemplo, la mayor reducción de sólidos suspendidos totales (95%) se logró con un filtro vegetal con una extensión de 85 pies (25 metros) compuesto de ryegrass y bluegrass. El mismo ejemplo reportó la mayor reducción de nitrógeno (92%) y fósforo (89%). Con respecto a los costos de inversión, se reportan casos con valores desde US\$ 150/acre – 10.522/acre.

Galioto et al. (2013) presentan información sobre costos de abatimiento relacionados con la implementación de la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea. El caso de

estudio que ellos presentan corresponde a la región de Emilia-Romagna en Italia, donde la emisión de fósforo y nitrógeno, proveniente de fuentes difusas, son las que presentan una mayor amenaza a la calidad de los cuerpos de agua de la región. El estudio no entrega detalles de la eficiencia de abatimiento de los diversos sistemas estudiados, sólo entrega como indicación que el establecimiento de franjas vegetales retendría aproximadamente un 20% de los nutrientes, mientras que con una reducción de un 30% en el uso de pesticidas se lograrían mejoras en los cuerpos de agua de acuerdo a la Directiva Marco. Los detalles de los costos asociados a diversas acciones se presentan en la Tabla 12.

Tabla 12: Costos de Abatimiento

Acción	Unidad	Valor Medio
Extensivization for crops	€/ha	474
Extensivization for livestock	€/unidad animal	264
Franja Vegetal	€/ha	250
Prohibición uso pesticidas	% Perdida de Ingresos	30
Substitución pesticidas	% Perdida de Ingresos	5
Dosificación pesticidas	€/ha	275
Limitaciones a la extracción de materias primas	€/m3	16
Construcción de plantas de tratamiento para el manejo de abono animal	€/ Unidad Animal	350
Relocalización de planteles ganaderos	€/km	18
Distribución de abono animal	€/ha	150

Fuente: elaboración propia

En el caso de Chile, se publicó un titulado "Uso de biofiltros para mejorar la calidad del agua de riego" (Boletín INIA N°170) en el cual se señalan los costos de establecimiento, mantención y manejo de sistemas de biofiltros en distintos predios en las regiones de O'Higgins y del Maule. Se seleccionaron ocho predios, que conformaron igual número de módulos de estudio.

Para diseñar cada biofiltro fue necesario primeramente definir los principales problemas de contaminación de cada módulo (Tabla 13).

Para determinar el comportamiento de los biofiltros respecto de su efecto en la remoción de los contaminantes difusos, se implementaron tres tratamientos en cada módulo.

Un biofiltro, denominado BF1, estuvo compuesto por dos estratos. Una franja herbácea de 8 metros de ancho se conformó con una mezcla de falaris (*Phalaris aquatica*), festuca (*Festuca arundinacea*) y ballica (*Lolium perenne*), cuyas principales características son: hábito erecto, resistencia a tendadura y alta capacidad extractiva de nitrógeno. En otro

estrato, contigua al anterior, con especies arbustivas y arbóreas, fluctuó entre 5 y 8 m de ancho.

El segundo tratamiento se denominó biofiltro 2 (BF2). Estuvo compuesto sólo por un estrato herbáceo, igual al a descrito anteriormente y que se replicó en todos los módulos. Además, se consideró un "testigo", que correspondió a la situación normal de cultivo del productor, sin biofiltro.

Tabla 13: Principales problemas de contaminación de cada módulo y composición vegetal de cada módulo evaluado.

Módulo	Región	Tipo de contaminación	Biofiltro 1 (BF1)	Biofiltro 2 (BF2)
Pichidegua	O'Higgins	Contaminación por nitratos y coliformes fecales Residuos de plaguicidas Arrastre de sedimentos	Pradera, sauce mimbre, eucalipto, álamo	Pradera
Chimbarongo	O'Higgins	Arrastre de sedimentos Contaminación por nitratos Residuos de plaguicidas	Pradera, arándano	Pradera
Requínoa	O'Higgins	Arrastre de sedimentos	Pradera, arándano, avellano europeo	Pradera
San Fernando	O'Higgins	Arrastre de sedimentos Residuos de plaguicidas	Pradera, arándano, olivos	Pradera
Teno	Maule	Arrastre de sedimentos Residuos de plaguicidas	Pradera, arándano	Pradera
Molina	Maule	Arrastre de sedimentos Contaminación por nitratos Coliformes fecales	Pradera, eucalipto en alta densidad	Pradera
Curicó	Maule	Contaminación por nitratos Arrastre de sedimentos Residuos de plaguicidas	Pradera, sauce mimbre, eucalipto, álamo	Pradera
Sagrada Familia	Maule	Arrastre de sedimentos Residuos de plaguicidas	Pradera, avellano europeo	Pradera

Fuente: elaboración propia

Costos de establecimiento, mantención y manejo

El costo de establecimiento, mantención y manejo de los sistemas es un factor decisivo al momento de adoptarlos como herramienta tecnológica. En los cuadros siguientes se indican los costos involucrados para el primer año de funcionamiento y su mantención posterior, considerando un horizonte de una década.

En la Tabla 14 es posible apreciar que el costo de establecimiento y mantención anual del BF1 fluctuó entre \$42 y \$267/m², con un promedio de \$142/m². El menor valor incluye especies como álamo, eucalipto, sauce mimbre y un estratop herbáceo de falaris,

festuca y ballica. El mayor costo corresponde a un estrato arbustivo constituido por arándano en alta densidad y el estrato de pasto.

Tabla 14: Costos de establecimiento y mantención de biofiltros basados en pradera, árboles y arbustos (BF1).

Módulo	Costo establecimiento (\$)	Costo anual de establecimiento (10años de vida útil)	Costo anual mantención y manejo (\$)	Superficie (m ²)	Costo anual promedio (\$/m ²)
Requínoa	368.520	36.852	96.890	1.080	124
Pichidegua	73.761	7.376	87.924	760	125
Chimbarongo	886.623	88.662	313.661	2400	168
San Fernando	494.020	49.402	98.532	1200	123
Teno	669.589	66.959	221.049	1.080	267
Molina	298.104	29.810	86.247	800	145
Sagrada Familia	279.578	27.958	139.440	1.200	139
Curicó	76.722	7.672	45.347	1.275	42
Promedio	393.365	39.336	136.136	1.224	142

Fuente: elaboración propia

La Tabla 15, indica los costos asociados al BF2, conformado por un estrato herbáceo basada en falaris, festuca y ballica. Se estimó un costo anual que fluctuó entre \$84 y \$133/m², con un promedio de \$109/m².

Tabla 15: Costo de establecimiento y mantención de biofiltros basados en praderas (BF2).

Módulo	Costo establecimiento (\$)	Costo anual de establecimiento (10años de vida útil)	Costo anual mantención y manejo (\$)	Superficie (m ²)	Costo anual promedio (\$/m ²)
Requínoa	16.365	1.637	31.861	288	116
Pichidegua	12.901	1.290	39.187	304	133
Chimbarongo	19.998	2.000	48.222	600	84
San Fernando	34.429	3.443	48.222	480	108
Teno	38.564	3.856	44.829	400	122
Molina	19.941	1.994	32.150	400	85
Sagrada Familia	33.145	3.315	59.029	480	130
Curicó	32.457	3.246	61.588	680	95
Promedio	25.975	2.598	45.636	454	109

Fuente: elaboración propia

Las diferencias observadas para el costo anual/m² se explican por el manejo específico dado en cada módulo, en términos de preparación de suelos, riegos, cortes de pasto y control de malezas.

Costo alternativo del suelo en la construcción de biofiltros

En la mayoría de los casos el productor debe dejar de cultivar la superficie asignada a esta estructura vegetal. Por tanto, deja de percibir utilidades, lo que representa un costo alternativo. En la Tabla 16, se presenta una estimación del costo alternativo para los 8 módulos en estudio, considerando la especie cultivada, la superficie involucrada y el margen bruto logrado.

Tabla 16: Costo alternativo del suelo.

Módulo	Especie productiva	Superficie BF1(m ²)	Superficie BF2 (m ²)	Margen bruto/ha (\$)	Costo alternativo/m ²
Requínoa	Uva tintorera	1.080	288	500.000	50
Pichidegua	Maíz grano	760	304	250.000	25
Chimbarongo	Maíz choclero	2.400	600	1.200.000	120
San Fernando	Maíz semillero	1.200	480	700.000	70
Teno		1.080	400	-	-
Molina	Uva vinífera	800	400	500.000	50
Sagrada Familia	Maíz semillero	1.200	480	700.000	70
Curicó	Maíz grano	1.275	680	250.000	25
Promedio		1.224	454		59

Fuente: elaboración propia

El costo alternativo del suelo fluctuó entre \$25 y \$120, con un promedio de \$59/m². El mayor valor se registró en el módulo de Chimbarongo, con el cultivo de maíz choclero. El módulo de Teno no registra este costo, ya que el sector destinado a biofiltro es un camino interior del predio, no productivo directamente.

Una síntesis de toda la estructura de costo, expresada por m² y para la superficie total dedicada a biofiltros en cada módulo, para BF1 y BF2, se presenta en las Tablas 17 y 18.

Tabla 17: Costo de BF1, por m² y por superficie total de biofiltro.

Módulo	Superficie BF1 (m ²)	Costo establecimiento y mantención anual (\$/m ²)	Costo alternativo (\$/m ²)	Costo total / m ² de biofiltro	Costo/sup. total dedicada a biofiltro (\$)
Requínoa	1.080	124	50	174	187.920
Pichidegua	760	125	25	150	114.000
Chimbarongo	2.400	168	120	288	691.200
San Fernando	1200	123	70	193	231.600
Teno	1.080	267		267	288.360
Molina	800	145	50	195	156.000
Sagrada Familia	1.200	139	70	209	250.800
Curicó	1.275	42	25	67	85.425
Promedio	1.224	142		193	

Fuente: elaboración propia

Tabla 18: Costo de BF2, por m² y por superficie total de biofiltro.

Módulo	Superficie BF1 (m ²)	Costo establecimiento y mantención anual (\$/m ²)	Costo alternativo (\$/m ²)	Costo total / m ² de biofiltro	Costo/sup. total dedicada a biofiltro (\$)
Requínoa	288	116	50	166	47.808
Pichidegua	304	133	25	158	48.032
Chimbarongo	600	84	120	204	122.400
San Fernando	480	108	70	178	85.440
Teno	400	122		122	48.800
Molina	400	85	50	135	54.000
Sagrada Familia	480	130	70	200	96.000
Curicó	680	95	25	120	81.600
Promedio	454	109		160	

Fuente: elaboración propia

El BF2 resulta un 20,6% más económico que el BF1, considerando el costo por m². Se puede apreciar que el costo de BF1 en promedio alcanza a \$193/m²/año, fluctuando entre \$67/m²/año en Curicó y \$288/m²/año en Chimbarongo. La diferencia se explica por el uso de especies de mayor valor, como arándano, en este último predio. Por su parte el BF2, conformado sólo por un estrato herbáceo, tiene un costo anual promedio de \$160/m², con valores extremos de \$120 en Curicó y \$204 en Chimbarongo. La diferencia se explica por el costo alternativo del suelo ocupado por el biofiltro.

En otro estudio desarrollado en Chile (MMA, 2012), en el contexto del análisis del impacto económico y social de la norma secundaria de calidad ambiental del Lago Villarica, se identifican 2 tipos de emisores de contaminación difusa:

- Escorrentía desde sectores con diferentes usos de suelo: Se estima que durante el período 1996 y 2007 la cuenca del lago Villarica registró un incremento en la cobertura de bosque nativo (de 18% a 23%) y una reducción en la superficie de praderas agropecuarias (de 18% a 12%). El problema se genera, debido a que las praderas están concentradas en las zonas bajas de la cuenca, en áreas contiguas a la red hídrica y al cuerpo de agua principal, lo que facilita el desplazamiento de nutrientes.
- Pozos sépticos: Debido a las características turísticas del Lago Villarica, en sus riberas se han instalado una serie de actividades económicas y proyectos de segunda vivienda, los que a pesar de no estar concentrados en un solo punto, constituyen un aporte relevante de nutrientes fosforados y nitrogenados.

Con respecto a los costos asociados para disminuir la contaminación difusa, en dicho estudio se analiza la protección de zonas ribereñas como alternativa. Para la estimación de costos, se utilizaron dos fuentes de información: Proyectos presentados al Fondo de Protección Ambiental, e Información de la Corporación Nacional Forestal (CONAF). Con respecto al primero, se reportan valores por km de franja entre US\$5.000 y US\$18.000, mientras que en el caso de CONAF, dicho valor alcanza a US\$2.000 por km.

Dada la falta de información detallada con respecto a costos de abatimiento para el caso de Chile, es que se presentan algunos antecedentes relacionados con el Programa "*Sistema de Incentivos para la Sustentabilidad Agroambiental de los Suelos Agropecuarios*" desarrollado por el Ministerio de Agricultura. El programa fue establecido el año 1999. El programa tiene como objetivo recuperar el potencial productivo de los suelos agropecuarios degradados y mantener los niveles de mejoramiento alcanzados. El programa tiene 6 componentes, de los cuales el asociado a Prácticas de Conservación es el que tiene mayores implicancias para el control de la contaminación difusa ya sea por pérdida de nutrientes y/o erosión (INDAP, 2014).

La Dirección de Presupuesto, dependiente del Ministerio de Hacienda, realizó en 2009 un informe de evaluación del Programa de Recuperación de Suelos. Según los resultados del informe, el programa tiene un potencial de aplicación de 24,2 millones de hectáreas. De este total, 3,1 millones están relacionados con el componente de conservación de suelos, con una cobertura aproximada de 127.000 propietarios. Dentro de las actividades que bonifica este componente se cuentan:

- Establecimiento de coberturas forestales en suelos con erosión severa o que correspondan a ecosistemas frágiles de cordillera o precordillera y para protecciones de riberas de ríos y otros cauces de aguas.
- Zanjales de infiltración.

- Nivelación.
- Cero o mínima labranza.
- Exclusión de uso de áreas de protección u otros.

En cuanto a recursos financieros, dentro del período 2005-2008, el componente de conservación de suelos consumió el 35% (promedio) de los recursos asignados al programa, con valores anuales de aproximadamente \$3.500 millones. Con respecto al costo por hectárea intervenida, el informe solo presenta información relativa a usuarios del Servicio Agrícola y Ganadero (SAG), donde el costo por hectárea promedio (período 2005-2008) para el componente de conservación es de aproximadamente \$80.000. Mientras que el desembolso por agricultor durante el mismo período es de \$1,7 millones. Lamentablemente el informe de evaluación no entrega mayores detalles asociados al tipo de actividad que conforma el gasto, por lo que no es posible aproximar un valor de gasto estatal en mitigación por tipo de intervención.

A nivel internacional se han desarrollado una serie de estudios que buscan determinar las implicancias económicas asociadas a diversas políticas de protección de los recursos hídricos, siendo la más relevante por su alcance y objetivos, la Directiva Marco del Agua (WFD) de la Unión Europea. A continuación se presentan algunos estudios donde se relacionan objetivos ambientales, medidas de control, y costos económicos por medio de modelos de optimización agrícola. La información que se presenta a continuación debe ser considerada sólo como una orientación sobre la dirección y magnitud de los impactos económicos. Lo anterior, debido a las limitantes propias de un modelo de optimización, donde el principal supuesto es el comportamiento racional de los agentes económicos.

Helin et al. (2006) presentan un modelo de optimización que busca determinar los costos de abatimiento de nitrógeno y fósforo asociados a cuatro medidas de control: reducción en el uso de fertilizantes, selección de cultivos, franjas vegetales, y cambios en los métodos de labranza. El modelo fue aplicado en dos provincias de Finlandia. Para la elaboración del modelo, los autores relacionan el tipo de cultivo con la carga de fertilizantes. Los costos económicos de reducir un 50% las emisiones (meta ambiental impuesta por el Gobierno) son de 99 euros/ha (9.4 euros/kg). Lo anterior se logra por medio de:

- Restricción a la fertilización en el rango 30% - 100%, dependiendo del cultivo. Lo que trae consigo una importante reducción en los rendimientos agrícolas.
- Aumento en la superficie sin cultivar, desplazamiento del cultivo de cebada, y aparición del cultivo de raps.
- El uso de franjas vegetales, sujeto a la restricción de 3% del área agrícola, no tiene mayor efecto sobre el abatimiento de nitrógeno.

Helming and Reinard (2009), analizan los costos y la efectividad que tienen diversas medidas de control sobre el uso de fertilizantes para el sector ganadero Holandes. Este

estudio utiliza el modelo sectorial DRAM. En el estudio los autores simulan los costos asociados a una disminución en el uso de nitrógeno para alimentación animal, así como la disminución del contenido de nitrógeno en los residuos animales. Los rangos de reducción varían entre 68% para el caso de residuos animales, hasta un 20% en el caso de las forrajeras. El cumplimiento de dichas normas implica una pequeña reducción en el número de animales, principalmente ovinos para carne y aves (aprox -3%); un incremento en el transporte de residuos animales tanto dentro como fuera del país. Lo anterior representa una disminución en el ingreso de los productores de un 3.6%, lo que equivale a 49 euros/ha.

Cools et al (2011) presentan un modelo hidroeconomico que identifica las opciones de abatimiento más costo efectivas para la reducción de nitrógeno en la región de Grote Nete, Belgica. Dentro de las opciones de abatimiento consideradas se tiene: construcción o renovación de plantas de tratamiento de aguas servidas, mejoras en las conexiones domiciliarias a la red de alcantarillado, incluir estándares y buenas prácticas al sector industrial, incluir buenas prácticas agrícolas. La meta ambiental evaluada es la correspondiente al estado "bueno" o "muy bueno" según la directiva marco del agua. Los resultados indican que alcanzar el estado "bueno" (4 mgN/lt) implica el uso de las siguientes medidas: rotación de cultivos, mejorar la eficiencia en las plantas de tratamiento, mejor la eficiencia en la alimentación de plántulas porcinas, mejorar la eficiencia en el tratamiento del agua residual de las industrias, y ajustar la tasa de fertilización en los cultivos. Este estado de calidas del agua se logra a un costo de 53 euros/kg de nitrógeno removido.

Doole (2012) presenta un estudio donde se busca determinar el costo efectividad relativo de tres políticas de reducción de emisiones de nitratos en la industria lechera de Nueva Zelanda. Para lo anterior, el autor evalúa un abatimiento diferenciado para cada una de las explotaciones, un nivel de abatimiento uniforme para todas las explotaciones de la cuenca, un nivel de abatimiento umbral sobre el cual todas las explotaciones deben reducir. Para lo anterior, el autor relaciona el nivel de emisiones de nitratos con el funcionamiento de la explotación, por lo que el nivel de mitigación esta relacionado a variables productivas, y no la incorporación de un tecnología. De acuerdo a los resultados, la reducción en un 30% de las emisiones de nitratos tendría un costo anual para la cuenca de US\$1.4 millones, US\$ 1.96 millones, y US\$4.41 millones, dependiendo de la política evaluada.

Balana et al (2012) presentan un modelo de optimización cuya finalidad es determinar la costo-efectividad de usar franjas vegetales para el abatimiento de fósforo. El estudio lo que hace es estimar las potenciales pérdidas de fósforo provenientes de la agricultura, determinar el potencial de abatimiento de las franjas vegetales, y establecer las consecuencias económicas del usar este tipo de medida de abatimiento. Para lo anterior, los autores analizar diversas localizaciones para las franjas vegetales dentro del lago Recobie en Escocia. Además de diversas localizaciones, los autores evalúan diversos anchos para las franjas vegetales: 2mts, 8 mts, y 20 mts. Para superficies con

pendiente media, las eficiencias de reducción utilizadas fueron: 30% (2 mts), 75% (8 mts), y 97% (20 mts), mientras que la meta ambiental fue reducir la carga de fósforo en un 37%. Los resultados indican que para lograr un 30% de reducción de fósforo, en un escenario medio de emisión, se debe dar una combinación de 37 predios con franjas de 8 mts, 16 predios con franjas de 20 mts, y 37 predios con franja de 2 mts. Dicha combinación implica una localización específica para cada predio. Lo anterior se logra a un costo de £9.901 (£75 /kg).

Doole et al. (2013) buscan determinar las medidas costo-efectivas relacionadas con una reducción en las emisiones de fósforo y sedimentos, proveniente de la agricultura, en dos cuencas Australianas: Avon Richardson y Avoca. En el estudio, los autores relacionan un modelo biofísico, que determina las emisiones, según el tipo de práctica, con un modelo económico que determina las prácticas más rentables. Dentro de las prácticas analizadas se cuentan: rotación de cultivos, establecimiento de praderas anuales, alfalfa, forestación, y manejo de la erosión. Por otro lado, las exigencias de reducción son de un 30% para ambos contaminantes. Los resultados indican que para alcanzar la meta ambiental es necesario modificar los usos de la tierra, e incorporando manejo para evitar la erosión. El modelo de optimización indica que las opciones costo efectivas son manejo de erosión en la parte alta de las cuencas, y cambio en el uso de la tierra en las partes bajas. En términos de costos, la reducción de un 30% en la emisión de fósforo implica un costo anual de US\$ 6.6 millones para ambas cuencas. Con respecto al sedimento, los costos totales son aproximadamente US\$ 1.1 millones al año. Un resultado interesante es la no linealidad en cuanto a los costos de abatimiento, lo anterior ya que reducciones de un 20% para fósforo se logran con menos de la mitad de los costos en Avon (US\$ 840.000), lo anterior se explica por las diferencias de costos asociados al manejo de la erosión versus los costos relacionados con cambios en el uso de la tierra.

Hasler et al. (2014) presentan un modelo que determina los costos económicos asociados a diversas opciones de mitigación de fósforo y nitrógeno sobre la cuenca del mar Báltico. Para lo anterior se evalúan 6 opciones de abatimiento: disminución en la aplicación de fertilizantes, rotación de cultivos industriales, reducción en el número de ganado bovino, reducción en el número de porcinos, restauración de humedales, mejora en los sistemas de tratamiento de aguas servidas. Las metas de reducción consideradas son -37% para nitrógeno y -18% para fósforo. Los resultados indican que alcanzar la meta ambiental tiene un costo mínimo de US\$ 4169.7 millones para los 9 países considerados. Dicho costo implica diversas combinaciones de medidas de abatimiento por país, donde la medida más utilizada es la restauración de humedales (presente en todos los países), mientras que la rotación de cultivos industriales no es utilizada por ningún país. Con respecto al costo por unidad reducida, el promedio para la reducción de nitrógeno es de 24.200 euros por tonelada reducida, con restauración de humedales siendo el más costo-efectivo (7.100 euros/ton), mientras que la reducción en el número de animales implica el mayor costo por tonelada reducida (193.300 euros).

En resumen, y dada la revisión de estudios anteriores, las principales medidas de abatimiento de contaminación difusa se pueden resumir en las siguientes acciones: buenas prácticas agrícolas, construcción de franjas vegetales, conservación de humedales, y construcción de humedales.

Desde un punto de vista de política pública, el principal problema radica en que es imposible estandarizar una unidad monetaria que entregue un indicador de costo-efectividad ó costo-beneficio de las medidas de control de contaminación difusa. Lo anterior, debido a que las soluciones disponibles son sitio específicas, y por lo tanto no generalizables. No obstante lo anterior, a continuación se entrega algunas recomendaciones de carácter general sobre la aplicabilidad de las medidas consideradas.

- i. Buenas Prácticas Agrícolas. Desde un punto de vista de eficiencia, esta es la principal actividad que se debiera realizar, de tal forma de reducir en origen la emisión de contaminación difusa. No obstante lo anterior, se requiere de una fuera intervención estatal, debido a los costos iniciales de asociados a dichas prácticas, lo que unido a la no-apropiabilidad de los beneficios-una vez que se genera la disminución de contaminación, esta mejora calidad ambiental esta disponible para todos- no entrega los incentivos para que los productores agrícolas tomen descentralizadamente acciones correctivas (al menos los pequeños productores).
- ii. Franjas Vegetales. Teóricamente todos los sistemas fluviales y lacustres en Chile debieran ser protegidas de las actividades productivas adyacentes por franjas vegetales y de manera especial aquellos ríos y lagos (fuentes superficiales) que son fuentes abastecedoras de agua potable para la población. Para una determinación específica de los ríos y lagos a proteger por "franjas vegetales" se requiere hacerlo por cuencas hidrográficas, priorizando aquellas que tengan los recursos suelos y aguas de usos múltiples y que concentren mayor población urbana.
- iii. Conservación de Humedales. Siguiendo la tipología de la "Convención Ramsar" de clasificación de los humedales, todos ellos debieran sobre la base de su condición actual, ser sometidos a prácticas de conservación. Los humedales que actualmente están en estado de deterioro ambiental son aquellos que se localizan dentro de los centros urbanos o en la periferia de estos. Chile en estos momentos no cuenta con información o un listado de los humedales, en cuanto su grado de importancia ecológica, valoración de su biodiversidad y relevancia comunal. La conservación de humedales es urgente considerando los efectos del Cambio Climático sobre los recursos hídricos a lo largo del país. Al igual que en el punto anterior, se debiera hacer un listado de los principales humedales por región del país, también por cuencas hidrográficas.
- iv. Construcción de Humedales. La construcción de humedales, en general es una acción de mitigación para resolver problemas de contaminación de diversas actividades productivas, tales como proyectos sanitarios, mineros y

agropecuarios. En general en Chile esta solución todavía es incipiente, pero se requiere para cada área productiva, según donde se localice definir la necesidad de manera específica.

3.4.3 Análisis crítico de la información contenida en la base de datos (Anexo 2b. "Base de datos medidas de mitigación y costos").

Los resultados indican que la costo efectividad de las medidas propuestas es sitio específica, y depende no sólo de las características de las cuencas donde dichas medidas fueron testeadas, sino que además son función del contexto socioeconómico. Por ejemplo, las medidas de reducción de contaminación costo efectivas serán distintas, dependiendo del caudal de los cuerpos de agua y de las prácticas de gestión que tengan los sistemas que emiten dicha contaminación (ej. agricultura).

Por lo que los valores reportados en estudios anteriores no son necesariamente aplicables a la realidad nacional en cuanto a eficiencia de reducción y/o costos.

Finalmente, y considerando la expertise del equipo consultor, creemos que es posible desarrollar un modelo hidroeconómico, en una cuenca piloto, donde se relacionen actividades económicas, generadoras de contaminación difusa, principalmente agricultura y ganadería, con un modelo de calidad de agua. Lo anterior permitiría evaluar ex – ante los costos y beneficios asociados a una nueva política ambiental, permitiendo localizar en el territorio quién gana y quién pierde ante el nuevo escenarios.

4 Recomendaciones y Pasos a Seguir

Componente 4

4.1 Recomendaciones para la Elaboración de los Índices de Exportación

En este informe se concluye que de los diversos estudios de índices de exportación recopilados que el principal determinante para la obtención de los coeficientes de exportación es el uso de suelo y todos los factores que se asocian a él. De tal manera es necesario completar los numerosos vacíos de información asociados a las características del territorio de las cuencas afectadas por emisiones de fuentes difusas. En primer lugar y de una alta prioridad es necesario mejorar la información a nivel de detalle en las bases de datos de los usos de suelo disponibles en el territorio nacional. Aunque en Chile existen las herramientas metodológicas (e.g. ArcGis) y expertos para la elaboración de mapas de uso de suelo y cálculos de áreas de superficies, hay vacíos importantes en la información requerida para alimentar estos mapas. A nivel nacional existen en el INE estadísticas anuales referidas a diferentes rubros agropecuarios tales como superficie anual de Cultivos, estadísticas de Criaderos de Aves y de Cerdos; Mataderos y Ferias de Ganado; entre otros, pero hay muy poca información que asocia estas estadísticas a su localización en relación a los usos de suelos en una determinada área. En general la información disponible para crear cartografías de usos de suelo es muy genérica, por ejemplo la clasificación de uso de suelo de Terrenos Agrícolas incorpora ambos usos de cultivos y ganadería y no se hace distinción entre los cultivos y tampoco la ganadería, ni clasifica actividades productivas que sean extensivas e intensivas. Por otro lado en el uso de suelo forestal si existe una mejor especificidad en la cartografía de las plantaciones forestales, clasificando los usos de suelo en categorías según especies presentes, información que puede ser obtenida del Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile y del Monitoreo de Cambios y Actualizaciones (CONAF).

La obtención de información para llenar estos vacíos de información cartográfica es urgente, se estima que esta tarea se podría abordar en un periodo de 1 a 2 años, obteniendo un primer catastro, pero además se considera necesario considerar periodos de actualización de estas bases de datos cada 5 años, ya que se observa que en los últimos años existe un gran dinamismo en la modificación de los usos de suelo y en los tipos de cultivos relacionados, ambas situaciones asociadas a los cambios del clima y la disponibilidad de agua.

Un segundo vacío de información para obtener coeficientes de exportación de los suelos existentes en Chile, dependen de las condiciones locales de las cuencas (por ejemplo las condiciones climáticas, área de la cuenca, condiciones de suelo característicos de

cada sector, escorrentía, distancia hacia el cuerpo de agua, entre otros.); y que aunque existen referencias mundiales, sobre la base de una comparación que incorpore todas las variables indicadas se deben validar en forma local de acuerdo a los usos de suelos. Según la recopilación bibliográfica realizada en este estudio se identifica que hay un relevante vacío de estudios científicos que incluyan la obtención de coeficientes de exportación en Chile, existiendo sólo dos estudios, Oyarzún et al., 1997 y Centro EULA-Chile, 1998.

Lograr esta información para suplir este segundo vacío de información, dependerá de los recursos financieros y humanos, que se estima en un periodo de 3 a 5 años de recolección de datos de campo, según lo indica la experiencia de estudios científicos realizados en países del hemisferio norte.

4.2 Recomendaciones para el Modelo Conceptual

Para la aplicación del modelo conceptual desarrollado en el contexto de este proyecto es necesario completar los numerosos vacíos de información en las diferentes dimensiones analizadas. En primer lugar, para las actividades analizadas se hace necesario contar con información confiable del uso de plaguicidas y fertilizantes en las diferentes cuencas bajo estudio. En esto es muy relevante juntar la información de venta que genera normalmente el Servicio Agrícola y Ganadero a nivel de las regiones y comunas con información proporcionada por entes locales a través de otros medios de verificación (ej. Encuesta directa a los agricultores, encuestas a lugares de venta de plaguicidas y fertilizantes, entrevista con los fabricantes etc).

También se requiere catastrar el tipo específico de cultivo presente a nivel de predio o parcela y edad de las plantas, a fin de estimar adecuadamente propiedades relacionadas con la intercepción de la lluvia, evapotranspiración, tipo de plaguicida, estacionalidad, etc.

Un segundo vacío de información que es relevante para la aplicación de modelos de simulación y estimación de los coeficientes de exportación, es contar con información hidrológica y de precipitaciones adecuada que permita reconstruir, las relaciones precipitación escorrentía en las áreas de estudio, donde el tema de la escala es muy relevante, a medida que tenemos mejor distribuida la información hidrológica y de precipitaciones, mejores serán las aplicaciones de modelos de simulación hidrológica tipo SWAT u otros como los descritos en este informe. En este sentido un incremento de la instrumentación de las cuencas hidrográficas sometidas a riesgos de contaminación difusa es un imperativo y una necesidad si queremos avanzar en la evaluación y control de la contaminación difusa.

Un tercer vacío es contar con estudios que permitan calibrar y validar los modelos propuestos con datos locales, de manera que podamos tener herramientas validadas

bajo las condiciones chilenas para predecir la llegada de contaminantes desde fuentes difusas a los cuerpos de agua superficial. Estos estudios experimentales pueden ser realizados desde pequeñas escalas hasta la escala de cuenca hidrográfica.

Un cuarto vacío de información se refiere a los elementos traza (metales pesados) que pueden llegar por vías difusas a los cuerpos de agua superficial. Si bien existen datos de contenidos de metales en variadas cuencas chilenas, no disponemos de la información para determinar si esos metales vienen desde fuentes puntuales o bien difusas, por lo que una aproximación experimental que permita discriminar diversas fuentes bajo distintos escenarios hidrológicos podría contribuir a mejorar nuestra comprensión de la contaminación de aguas superficiales con metales que ha sido descrita en el país.

A fin de incrementar la precisión espacial del modelo, es necesario levantar la red de riego incluyendo canales, nivel de tecnificación y derecho de agua asociado. Ciertamente el desconocimiento de la red implica considerar descargas puntuales como si fueran distribuidas, lo que distorsiona los resultados.

Sin duda ya estamos atrasados en como enfrentamos la contaminación difusa en Chile, por lo que, en una línea de tiempo, el llenado de estos vacíos de información es urgente, estimamos como grupo de trabajo que en un periodo de 5 años podrían enfrentarse cada uno de estos vacíos destinando los recursos humanos y materiales a su ejecución.

4.3 Recomendaciones para la Elaboración del Modelo SWAT

Para poder utilizar el modelo SWAT para la estimación de nutrientes y plaguicidas en forma adecuada, es decir, disminuyendo el error entre los valores simulados y observados, en primer lugar es necesario mejorar la red de monitoreo de calidad del agua existente en el país, debiesen instalarse estaciones que al igual que las que estaciones que actualmente miden caudales, precipitación y otras variables meteorológicas en forma continua (cada una hora), midan nutrientes y sedimentos. Estas deben ubicarse junto a las estaciones fluviométricas. También es necesario ampliar o densificar la red de estaciones meteorológicas y fluviométrica existente, sobre todo es necesario instalar estaciones en la artes altas de la cordillera de los Andes y de la Costa, esto permite mejor en primer lugar mejorar la interpolación espacial de los datos de entrada al modelo y así realizar una mejor calibración. Existiendo los fondos disponibles esta tarea se podría realizar en un plazo de 5 años por cuenca. Una estación que contemple la medición de caudales, temperatura, precipitación, viento, radiación, altura y densidad de la nieve, medición de nutrientes y sedimentos, con transmisión de datos en forma satelital tiene un valor aproximado de \$35.000.000, además hay que considerar el costo de mantención y personal necesario para realizarla, idealmente en forma mensual.

Además como ya se mencionó en los puntos anteriores es necesario mejorar la clasificación de usos de suelo. Un punto importante a considerar es complementar la información de suelos disponible, es decir, tipos de suelos. La composición de los suelos está descrita en detalle en las partes agrícolas, pero no en las partes altas de las cuencas. Esto requiere un gran esfuerzo, ya que la variabilidad espacial en los suelos es alta por lo que el esfuerzo de muestreo para obtener resultados confiables es alto.

A todo lo mencionado se le debe agregar todo lo indicado en los puntos 4.1 y 4.2, que también son entradas al modelo. La mejora de datos al entrada al modelo permite obtener simulaciones con errores menores, lo que permite utilizar el modelo para la simulación de distintos escenarios con mayor confiabilidad.

4.4 Recomendaciones para las Medidas de Gestión y Costos Asociados

Una vez revisada la información disponible a nivel nacional en lo relativo a la estimación de costos asociados a diversas fuentes de control de contaminación difusa, se puede señalar que la información es casi inexistente, destacando sólo dos estudios donde se tratan dichas temáticas: biofiltros y norma secundaria del lago Villarrica. Sobre esa base, los vacíos de información son transversales a todo el proceso de estimación de costos de abatimiento, y considerando la envergadura de un estudio que realice un análisis costo-beneficio o costo-efectividad relacionado a disminución de contaminación difusa, es que se propone un análisis territorial a nivel de cuenca, el que debería considerar los siguientes aspectos:

1. **Priorización de las cuencas a ser estudiadas**, dicha priorización puede ser sobre la base de consideraciones económicas, sociales (Nº habitantes), nivel de intervención, ambientales o políticas. Dadas las complejas relaciones que se generan dentro del territorio, es que se propone un análisis multicriterio que priorice y transparente los sitios a ser estudiados.
2. **Catastro de actividades productivas**. Dentro de, el o los territorios seleccionados, es que se deberá levantar un catastro de todas aquellas actividades económicas sujetas de generar contaminación difusa (agrícolas, industrial, minera, forestal). Dicha caracterización debe incluir: aspectos productivos (tecnología, tipo de insumos, productos), económicos (costos, precios) y de entorno (nuevos proyectos, nuevas regulaciones).
3. **Parámetros de exportación**. Para cada cuenca bajo estudio, y para cada actividad económica se requieren parámetros de exportación calibrados que relacionen la actividad productiva con el potencial de contaminación difusa en los cuerpos de agua.

4. **Modelo hidrológico.** Para cada cuenca en estudio se requiere un modelo hidrológico que relacione los diversos actores de la cuenca en términos de cantidad y calidad del agua.
5. **Opciones de reducción disponibles.** Establecer un set de opciones disponibles de control de contaminación por cuenca, y por tipo de actividad económica. Dichas opciones de control deben incluir costos de inversión y operación.

Con la información anterior es posible estimar un modelo a nivel de cuenca que simulará las respuestas óptimas de los agentes antes las diversas opciones de control, o normativas, asociadas a contaminación difusa. Este tipo de modelo permite hacer una evaluación ex ante de las diversas opciones de política disponibles.

La etapa más intensiva, en tiempo, es la priorización del territorio a estudiar, por cuanto se deben conjugar consideraciones técnicas y políticas.

4.5 Resumen de Propuestas

Sobre las otras etapas, eminentemente técnicas, los tiempos de levantamiento de información, y su prioridad, se presentan en la Tabla 19.

Tabla 19: Levantamiento de información y su prioridad.

Nombre del estudio	Vacío de información a solucionar	Tiempo estimado	Resolución espacial	Costo (\$ CLP)	Prioridad	Justificación prioridad
Catastro de actividades productivas	<ul style="list-style-type: none"> Localización de actividades productivas en relación a sus usos de suelo. Realizar una clasificación de uso de suelos a nivel cartográfico, especificando en mayor grado los terrenos agrícolas (cultivos, ganadería, actividades extensivas o intensivas, entre otros). 	1 a 2 años	Nivel nacional	50.000.000/Cuenca	Alta	El levantamiento de toda esta información es de suma importancia para poder realizar una estimación de contaminación difusa cercana a la realidad. Esto incluye tanto al cálculo de índices de exportación como a la estimación de la contaminación difusa a través de modelos matemáticos o conceptuales.
Caracterización de cuencas	<ul style="list-style-type: none"> Características locales de las cuencas. Esto incluye condiciones climáticas, área de la cuenca, usos de suelo detallados, escorrentías, distancias hacia cuerpos de agua, entre otros. 	5 años	Principales cuencas del país	50.000.000/Cuenca	Alta	
Catastro de uso de plaguicidas	<ul style="list-style-type: none"> contar con información confiable del uso de plaguicidas y fertilizantes en las diferentes cuencas bajo estudio. 	5 años	Nivel nacional	100.000.000/Cuenca	Alta	
Mejoramiento de la información hidrológica	<ul style="list-style-type: none"> Mejorar la información de la red hidrológica. Esto incluye agregar mayor cantidad de estaciones. 	3 años	Nivel nacional	40.000.000/Cuenca	Alta	
Estudios de calibración y validación de modelos hidrológicos	<ul style="list-style-type: none"> Aumentar el número de aplicaciones de modelos hidrológicos a pequeña escala y cuencas hidrológicas para la calibración y validación de estos. 	5 años	Cuenca Hidrológica	60.000.000/Cuenca	Alta	
Catastro de de contenido de metales para la estimación de la contaminación difusa.	<ul style="list-style-type: none"> Determinación de metales en las cuencas hidrográficas para distinguir si tienen una base natural o si provienen de alguna fuente contaminante. 	5 años	Especialmente en las cuencas con actividades mineras	150.000.000/Cuenca	Alta	
Red de riego	<ul style="list-style-type: none"> Es necesario levantar información de la red de riego, nivel de tecnificado y derecho de agua asociado. 	5 años	Cuencas con alta actividad de riego	50.000.000/Cuenca	Alta	

Nombre del estudio	Vacío de información a solucionar	Tiempo estimado	Resolución espacial	Costo (\$ CLP)	Prioridad	Justificación prioridad
Monitoreo de calidad de agua	<ul style="list-style-type: none"> Es necesario el mejorar la información con respecto a la calidad de agua en toda la red hidrográfica del país. Las estaciones de Nutrientes y sedimento deberían instalarse junto con la red existente de monitoreo de caudales y condiciones climáticas. Para el mejoramiento de estas mediciones se proponen mediciones de forma continua (cada una hora). 	5 años	Nivel nacional	95.000.000 (incluido el pago de personal para mantención)	Alta	El levantamiento de toda esta información es de suma importancia para poder realizar una estimación de contaminación difusa cercana a la realidad. Esto incluye tanto al cálculo de índices de exportación como a la estimación de la contaminación difusa a través de modelos matemáticos o conceptuales.
Medidas para la reducción de la contaminación difusa.	Para la aplicación de las medidas de reducción de la contaminación difusa es necesario levantar la información antes descrita y, al mismo tiempo, aumentar el número de estudios en los cuales se indique el costo-beneficio de estas medidas en cuencas que tengan características diferentes, y así, poder evaluar las medidas adecuadas para cada tipo de cuenca.	5 años	Principales cuencas del país	Ver Anexo 2b	Media	Es necesario obtener toda la información anterior para tomar medidas adecuadas a cada lugar según sus fuentes de contaminación difusa.

Fuente: Elaboración propia

5 Taller de capacitación

Componente 5:

Se realizó una jornada de capacitación a profesionales de distintas instituciones públicas en las dependencias del MMA de 4 horas de duración aproximadamente. Académicos de la Facultad de Ciencias Ambientales -Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile expusieron diversos temas relacionados la problemática de la contaminación difusa.

En el Anexo 4.a. "Programa taller capacitación", se puede encontrar el detalle de los temas presentados en la jornada de capacitación y en el Anexo 4.b. "Presentaciones taller" contiene las presentaciones en formato pdf, que fueron expuestas ese día.

A esta actividad asistieron un total de 11 profesionales y 5 representantes del Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile. El detalle de los asistentes se encuentra en el Anexo 4.c. "Lista asistencia taller capacitación".

CONCLUSIONES

Se presentaron las experiencias internacionales de países que ya incorporan la problemática de la contaminación difusa dentro de las políticas públicas. Esta problemática ha sido tema de preocupación en países desarrollados desde la década de los 80.

Es necesario destacar que estas políticas dejan en claro los roles que cumplen cada uno de los componentes de la sociedad en disminuir, monitorear y mitigar la contaminación difusa. Algunas de estas experiencias internacionales además incorporan modelos matemáticos de importancia para calcular diferentes escenarios que afecten cuerpos de agua superficial y subterránea. Por otro lado, en el caso de la EPA es bastante interesante ver como no es un solo programa de gestión que se hace cargo de esta problemática de la contaminación difusa, sino que es abordado de una manera integral a través de diversos planes de gestión que involucran otros componentes ambientales.

En relación a los artículos científicos e informes técnicos se consultaron 117 referencias bibliográficas y de éstas se elaboraron 84 fichas bibliográficas.

En cuanto a los coeficientes de exportación, preliminarmente se puede mencionar que el enfoque de coeficientes de exportación de nutrientes, puede ser aplicado en Chile, sin embargo se requiere de un esfuerzo para poder cuantificar las exportaciones en función de los usos del suelo sitio específico para cada cuenca, como se revela del análisis de la literatura. En Chile existen muy pocos estudios previos, alguno de ellos tienen valores que pueden ser extrapolados en estudios de contaminación difusa por N & P.

Para el caso de los plaguicidas existen aproximaciones mediante modelos relativamente simples y aplicables al caso chileno que utilizan información sobre el tipo de suelo y relaciones entre precipitación-escorrentía, que podrían aplicarse, sin embargo falta el esfuerzo de validar este tipo de aproximaciones en estudios de campo.

Se desarrolló un modelo conceptual para la estimación o evaluación de contaminación por fuentes difusas, específicamente se consideraron por su relevancia ambiental los nutrientes N y P, los plaguicidas y finalmente los metales traza.

En el caso de la entrada del Nitrógeno a las aguas superficiales y también al agua subterránea están controlados por factores de uso de suelo tales como, tipo de suelo, el drenaje, el clima, la tasa y el tiempo de aplicación de fertilizantes y también por las modalidades de uso. La principal vía de exportación de nitrógeno a los cursos de agua es a través del transporte sub superficial en elevadas concentraciones después de la aplicación de fertilizantes en invierno y durante los eventos de lluvia.

A diferencia del nitrógeno el fósforo se mueve a las aguas superficiales principalmente a través de su asociación con la materia orgánica, por lo tanto, los flujos superficiales de fosforo son generalmente mediados por procesos erosivos, de esta manera el Fósforo se pierde fundamentalmente en los meses de invierno, características del suelo como su baja permeabilidad o una estructura poco permeable, es muy probable que el fósforo sea movilizado rápidamente hacia el agua, ya sea por escorrentía superficial o a través del flujo preferencial a través de las grietas del suelo. Otra fuente importante de entrada de fósforo a las aguas superficiales son las aguas residuales y normalmente se transforman en la principal fuente de entrada en los meses secos, por lo tanto la reducción de las cargas puntuales puede verse en parte compensada por los aportes desde fuentes difusas y la liberación del fósforo acumulado en los sedimentos.

En cuanto a los pesticidas el destino de estos en el ambiente y el potencial de contaminación de las aguas superficiales dependen en gran medida de sus propiedades físico-químicas fundamentales y de las condiciones ambientales en las cuales ellos se aplican. Las propiedades que afectan el destino son la solubilidad en agua, la solubilidad en lípidos y materia orgánica, su presión de vapor, su persistencia o vida media en el suelo, entre las más importantes.

Muchos ríos en Chile tienen altas concentraciones de metales en forma natural lo que hace difícil la evaluación de la contaminación por metales, ya que no se cuenta con una línea base que entregue las concentraciones naturales. Además a diferencia de los contaminantes orgánicos que pueden degradarse por acción microbiana, la mayoría de los metales no son degradables, y su concentración total en suelos persiste durante un largo tiempo después de su introducción y sufren cambios en sus formas químicas (especiación) y biodisponibilidad (la fracción que puede ser incorporada en un ser vivo). Conceptualmente, los metales traza pueden ser incorporados en un modelo de contaminación difusa, siendo tratados como contaminantes conservativos, sin embargo la complejidad de su especiación y biodisponibilidad, hace hasta la fecha improbable que sea tratado en un modelo matemático similar al propuesto para los pesticidas y nutrientes.

Del análisis realizado en forma conceptual se desarrolló un modelo matemático donde se representa físicamente, los procesos fundamentales que controlan la contaminación difusa causada por nutrientes y plaguicidas en cuerpos de agua receptores que son: generación de escorrentía superficial, erosión del suelo, y dilución, adsorción, percolación y exportación de contaminantes hacia el cuerpo receptor. El modelo omite el rastreo de las cantidades exportadas, siendo esta su principal simplificación y desventaja, lo que a escalas espaciales y temporales pequeñas lo hace impreciso en el cálculo del tiempo en el cual ocurrirán determinadas cargas. No obstante, se ha escogido esta forma de modelar la contaminación difusa ya que parece óptima si se trabaja a la escala típica de cuencas agrícolas y mayores, donde los procesos duran varios días. El modelo no cubre a las aguas subterráneas, situación que debiera ser

abordada en el futuro, ya que también las fuentes de contaminación difusa las afectan a ellas.

El modelo conceptual fue aplicado a nivel anual, ya que los coeficientes de exportación existentes están en dicha escala temporal, sus resultados se podría mejorar si se hicieran estudios que permitan estimar coeficientes de exportación a menor escala temporal.

Como producto extra de la consultoría se configuro el modelo SWAT para la estimación de nutrientes en tres cuencas, una en la zona norte, otra en la zona centro y por ultimo una en la zona centro sur de Chile. Los resultados obtenidos indican que existe la potencialidad de utilizar este modelo, pero para ello se requiere información medida de concentraciones de sedimentos y nutrientes en forma periódica para su correcta calibración y validación. Los resultados presentados en el informe respecto a las tres cuencas modeladas solo son una primera aproximación, ya que no se cuenta con la información necesaria para la adecuada calibración de nutrientes. Estos resultados no pueden ser utilizados para la evaluación de por ejempló, distintos escenarios de aplicación de Normas Secundarias de Calidad del Agua en las cuencas modeladas.

Se realizó una comparación de ambos modelos en algunos casos los resultados son similares y en otros difieren bastante, se podría esperar que el modelo SWAT este más cercano a los resultados reales, ya que a diferencia del modelo conceptual presentado al considerar el rastreo permite la calibración hidrológica al menos. En el caso del modelo conceptual para su calibración se necesitaría valores anuales medidos de nutrientes.

Las principales medidas de mitigación apuntan, en general, a un manejo integrado de cuencas, abordando temas como en la distribución eficiente de fertilizantes y nutrientes y el uso eficiente del agua. Las técnicas más utilizadas tanto en Chile como en otros países son la implementación de biofiltros o praderas emplazadas en las riberas de los cauces. Es importante destacar, que la educación y divulgación de la protección del medio acuático y de técnicas disponibles para prevenir el arrastre o infiltración de contaminantes a los sistemas acuáticos juega un papel fundamental en la minimización de estos contaminantes al medio.

Existe una gran cantidad de estudios que analizan los costos asociados a la reducción o mitigación de contaminación proveniente desde fuentes difusas. Estos estudios se pueden dividir entre estudios académicos, y estudios de política pública. En el primer caso, están enfocados a proponer nuevas formas de reducción -por ejemplo por medio de permisos de emisión- y/o evaluar el comportamiento de métodos actuales. Mientras que en el segundo caso, los estudios están enfocados a la aplicación de diversos métodos con fines de regulación. El análisis bibliográfico presentado considera principalmente el segundo tipo de estudios, específicamente los elaborados por la

Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos. Lo anterior debido a que el objetivo de esta consultoría es analizar información con fines de regulación.

BIBLIOGRAFÍA

ACHIPIA (Agencia Chilena para la Inocuidad Alimentaria). 2011. Programa Nacional Integrado de Plaguicidas de uso agrícola. Versión 1.

Afaquima. 2012. Crece mercado mundial de Agroquímicos. Disponible en: <http://afaquima.com/crece-mercado-mundial-de-agroquimicos/>

Agropages. 2014. Global agchem and pesticide markets to grow by 8.7%. Publicado el 13/01/14. Disponible en: <http://news.agropages.com/News/NewsDetail---11351.htm>

Agroquímica. 2012. El Mercado global de pesticidas alcanzará los 59.000 millones de dólares en 2016. En: Agroquímica N°10, Noviembre 2012. Disponible en: <http://www.agroquimica.es/el-mercado-global-de-pesticidas-alcanzara-los-59000-millones-de-dolares-en-2016-brasil-continuara-siendo-el-primer-mercado-del-mundo>

Alfaro, M., Salazar F. 2005. Ganadería y Contaminación Difusa, Implicancias para el Sur de Chile. *Agricultura Técnica*, 65(3): 330-340.

Alvarez-Cobelas, M., Angeler, D., Sánchez-Carrillo, S. 2008. Export of nitrogen from catchments: A worldwide analysis. *Journal of Environmental Pollution*, 156: 261-269.

Barra, R., Vighi, M., Di Guardo, A. 1995. Prediction of surface water input of chloridazon and chlorpyrifos from an agricultural watershed in Chile. *Chemosphere*, 30(3): 485-500.

Basak, B., Alagha, O. 2010. Trace metals solubility in rainwater: evaluation of rainwater quality at a watershed area, Istanbul. *Environmental Monitoring and Assessment*, 167(1-4): 493-503.

Beaulac, M. N. Reckhow, K. H. 1982. An examination of land use-nutrient export relationships. *Water Resources Bulletin*, 18(6): 1013-1024.

Beckert, K., Fisher, T., O'Neil, J., Jesien R. 2011. Characterization and Comparison of stream Nutrients, Land Use, and Loading Patterns in Maryland Coastal Bay Watersheds. *Water Air Soil Pollution*, 221: 255-273.

Bonilla, C.A., Vidal, K.L. 2011. Rainfall erosivity in central Chile. *Journal of Hydrology*, 401:126-133.

Bonilla, C.A., Reyes, J.L., Magri, A. 2010. Estimación de la Erosión Hídrica Empleando la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada (RUSLE) y SIG en Chile Central. *Chilean journal of agricultural research*, 70(1):159-169.

Bonilla, C.A., Johnson, O.I. 2012. Soil erodibility mapping and its correlation with soil properties in Central Chile. *Geoderma*, 189-190: 116-123.

Boulanger B., Nikolaidis N.P. 2003. Modeling framework for managing copper runoff in urban watersheds. *Journal of the American Water Resources Association*, 39(2):337-345.

Bowes, M., Smith, J., Jarvie, H., Neal, C. 2008. Modelling of phosphorus inputs to rivers from diffuse and point sources. *Science of Total Environment*, 395(2-3): 125–138.

British Columbia. Ministry of Environment, Lands and Parks (now called Ministry of Water, Land and Air Protection). 1999. Tackling Non-Point Source Water Pollution in British Columbia: An Action Plan.

Carr, A. 2011. Regulating Nonpoint Source Pollution in the Ottawa River Watershed. *Queen's Policy Review*, 2(2):80-99.

Centro EULA. 1998. Diagnóstico de la Calidad del Río Damas X Región, Lineamientos para un Plan de Prevención y/o Descontaminación. Capítulo 5. Diagnóstico Ambiental de la cuenca del Río Damas. Página 1 - 23.

Chapra, S.C. 1997. Surface Water-Quality Modelling, John Wiley and Sons Inc., Iowa.

Chen, D., Lu, J., Huang, H., Liu, M., Gong, D., Chen, J. 2013. Stream Nitrogen Sources Apportionment and Pollution Control Scheme Development in an Agricultural Watershed in Eastern China. *Environmental Management*, 52(2): 450-466.

Clesceri, N. L., Curran, S. J., and Sedlak, R. I. 1986. Nutrient loads to Wisconsin lakes: Part I. Nitrogen and phosphorus export coefficients. *Water Resources Bulletin*, 22(6): 983-989.

Contreras, J. Bonilla, C. Troncoso, J. 2012. Nuevo método de evaluación del riesgo de erosión hídrica en operaciones forestales basado en la variabilidad de las precipitaciones. *Bosque (Valdivia)*, 33(1): 83-86.

Decreto Ley N°3.557. SAG.1980. Internación, fabricación, venta y distribución de fertilizantes.

Delconte, C.A., Sacchi, E., Racchetti, E., Bartoli, M., Mas-Pla, J., Re, V. 2014. Nitrogen inputs to a river course in a heavily impacted watershed: A combined Hydrochemical and isotopic evaluation (Oglio River Basin, N Italy). *Science of the Total Environment*, 466-467(1): 924-938.

Deltares. 2013. Diffuse water emissions in E-PRTR, Project Report. 102 pp.

Directiva del nitrato de la Unión Europea. 2010. Unión Europea. 4 pp.

Do, H.T., Lo, S.L., Chiueh, P.T., Thi, L.A., Shang, W.T. 2011. Optimal design of river nutrient monitoring points based on an export coefficient model. *Journal of Hydrology*, 406(1-2): 129-135.

EcoHYD Plataforma de Investigación en Ecohidrología y Ecohidráulica. 2011. Desafíos y Oportunidades de la Gestión Hídrica en el Maule: caso estudio: Protección de la Calidad del Agua en la Cuenca del Mataquito con la Implementación de Biofiltros en Zonas Agrícolas, Conservación y Recuperación de la Vegetación Ripariana para Asegurar la Provisión de Servicios. Informe técnico.

Environment Agency. The unseen threat to water quality. Diffuse water pollution in England and Wales report – May 2007, 21 pp.

Dillon, P. J., and W. B. Kirchner. 1975. The effects of geology and land use on the export of phosphorus from watersheds. *Water Research*, 9:135-148.

Ding, X., Shen, Z., Hong, Q., Yang, Z., Wu, X., Liu, R. 2010. Development and test of the export coefficient model in the upper reach of the Yangtze River. *Journal of Hydrology*, 383(3-4): 233–244.

EPA Victoria. 2014. Guideline for environmental management. Risk-based assessment of ecosystem protection in ambient waters. 65 pp.

FAO. 2001. Bomba de tiempo: los vertederos de plaguicidas tóxicos. En FAO noticias. Disponible en: <http://www.fao.org/noticias/2001/010502-s.htm>

González M., S. (1994). Capítulo 11 . Estado de la conservación de suelos en Chile. In: CONAMA (ed.). Perfil Ambiental de Chile. Secretaría Técnica, CONAMA, Santiago. pp. 199-234.

Gorsevski, P., Boll, J., Gomez del campo, E., Brooks, E. 2008. Dynamic riparian buffer widths from potencial non-point source pollution areas in forested watersheds. *Forest Ecology and Management*, 256(4): 664-673.

Gurel, M., Erturk, A., Seker, D., Tanik, A., Ekdal, A., Avsar, A., Ozturk, I. 2011. Estimation of monthly diffuse nutrient loads for a watershed in Turkey. *Water and Environment Journal*, 25 (2): 219–229.

Huber, A., Bach, M., Frede, H.G. 2000. Pollution of surface waters with pesticides in Germany: modeling non-point source inputs. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 80(3): 191-204.

IFA (International Fertilizer Industry Association), 2013a. Fertilizer Indicators 3rd edition, IFA, Paris, France, May 2013. Disponible en: http://www.fertilizer.org/imis20/images/Library_Downloads/IFA_Fert_indicators_2013.pdf?WebsiteKey=411e9724-4bda-422f-abfc-8152ed74f306&=404%3bhttp%3a%2f%2fwww.fertilizer.org%3a80%2fen%2fimages%2fLibrary_Downloads%2fIFA_Fert_indicators_2013.pdf

IFA (International Fertilizer Industry Association), 2013b. Assessment of Fertilizer Use by Crop at the Global Level 2010-2010/11. Disponible en: http://www.fertilizer.org/imis20/images/Library_Downloads/AgCom.13.39%20-%20FUBC%20assessment%202010.pdf?WebsiteKey=411e9724-4bda-422f-abfc-8152ed74f306&=404%3bhttp%3a%2f%2fwww.fertilizer.org%3a80%2fen%2fimages%2fLibrary_Downloads%2fAgCom.13.39++FUBC+assessment+2010.pdf

IFA (International Fertilizer Industry Association), 2014. Fertilizer Outlook 2014-2018. 82nd

IFA Annual Conference Sydney (Australia), 26-28 May 2014. Disponible en: https://www.google.cl/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0CBsQFjAA&url=http%3A%2F%2Fwww.fertilizer.org%2Fen%2Fimages%2FLibrary_Downloads%2F2014_ifa_sydney_summary.pdf&ei=0GX2U_ykKZfnoATztlIGYDg&usg=AFQjCNGk_2No-4PcmJxxMXXw0WO_ql1S0Q&bvm=bv.73373277,d.cGU

Jiang, J., Li, S., Hu, J., Huang, J. 2014. A modeling approach to evaluating the impacts of policy-induced land management practices on non-point source pollution: A case study of the Liuxi River watershed, China. *Agricultural Water Management*, 131(1): 1-16.

Jiao, W., Ouyang, W., Hao, F., Huang, H., Shan, Y., Geng, X. 2014. Combine the soil water assessment tool (SWAT) with sediment geochemistry to evaluate diffuse heavy metals loadings at watershed scale. *Journal of Hazardous Materials*, 280: 252-259.

Johnes, P.J., 1990. An investigation of the effects of land use upon water quality in the Windrush catchment. D.Phil. Thesis, University of Oxford, Oxford.

Johnes P.J. 1996. Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modelling approach. *Journal of Hydrology*, 183: 323-429.

Johnes, P.J. and Burt, T.P., 1993. Nitrate in surface waters. In: T.P. Burt, A.L. Heathwaite and S.T. Trudgill (Editors), Nitrate: Processes, Patterns and Management. Wiley, Chichester, pp. 269-317.

Johnes, P.J. and Heathwaite, A.L., 1996. Modelling the impact of land use change on water quality in agricultural catchments. *Hydrological Processes*, 11:269-286.

Johnes, P.L., Moss, B. and Phillips, G.L., 1996. The determination of water quality by land use, stock head age and population data-testing of a model for use in conservation and water quality management. *Freshwater Biology*. 36:451-473.

Johnes, P.J., Moss, B. and Phillips, G.L., 1994a. Lakes-classification and monitoring. A strategy for the classification of lakes. R and D Note 253, National Rivers Authority, Bristol.

Johnes, P.L., Moss, B. and Phillips, G.L., 1994b. Lakes-classification and monitoring. A strategy for the classification of lakes. R and D Project Record 286/6/A, National Rivers Authority, Bristol.

Kay, D., Crowther, J., Stapleton, C.M., Wyer, M.D., Fewtrell, L., Anthony, S., Bradford, M., Edwards, A., Francis, C.A., Hopkins, M., Kay, C., McDonald, A.T., Watkins, J., Wilkinson, J. 2008. Faecal indicator organism concentrations and catchment export coefficients in the UK. *Water Research*, 42(10-11): 2649-2661.

Khadam, I.M., Kaluarachchi, J.J. 2006. Water quality modeling under hydrologic variability and parameter uncertainty using erosion-scaled export coefficients. *Journal of Hydrology*, 330(1-2): 354-367.

Lam, Q.D., Schmalz, B., Fohrer, N. 2010. Modelling point and diffuse source pollution of nitrate in a rural lowland catchment using the SWAT model. *Agricultural Water Management*, 97(2): 317-325.

Lee, M., Park, G., Park, M., Park, J., Lee, J., Kim, S. 2010. Evaluation of non-point source pollution reduction by applying Best Management Practices using a SWAT model and QuickBird high resolution satellite imagery. *Journal of Environmental Sciences*, 22(6): 826-833.

León-Muñoz, J., Echeverría, C., Marcé, R., Riss, W., Sherman, B., Iriarte, J.L. 2010. The combined impact of land use change and aquaculture on sediment and water quality in oligotrophic Lake Rupanco (North Patagonia, Chile, 40.8 S). *Journal of Environmental Management*, 128: 283-289.

Lin, J. 2004. Review of Published Export Coefficient and Event Mean Concentration (EMC) Data. ERDC TN- WRAP- 04-3: 1-15.

Lista de plaguicidas con autorización vigente al 28/07/14. Ministerio de Agricultura, SAG. (En Línea) <http://www.sag.cl/ambitos-de-accion/evaluacion-y-autorizacion-de-plaguicidas>

Lista de plaguicidas con uso agrícola restringido en Chile vigente al 14/10/14. Ministerio de Agricultura, SAG. (En Línea) <http://www.sag.cl/ambitos-de-accion/evaluacion-y-autorizacion-de-plaguicidas>

Listado de plaguicidas cancelados. 07 de Abril de 2014. Ministerio de Agricultura, SAG. (En Línea) <http://www.sag.cl/ambitos-de-accion/evaluacion-y-autorizacion-de-plaguicidas>

Lista de plaguicidas de uso agrícola prohibidos en Chile vigente al 14/10/14. Ministerio de Agricultura, SAG. (En Línea) <http://www.sag.cl/ambitos-de-accion/evaluacion-y-autorizacion-de-plaguicidas>

Liu, M., Lu, J. 2013. Solution of export coefficients of nitrogen from different land-use patterns based on Bayesian analysis. *Water Science and Technology*, 68(3): 632-640.

Liu, R.M., He, M.C., Wang, X.J. 2008. Application of the export coefficient model in estimating nutrient pollution of Dahuofang Reservoir Drainage Basin, Daliao River, China. In: The 2nd International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering, 2008. ICBBE 2008. pp. 3645–3648.

López, A., Barra, R. 2000. Modelación teórica del transporte de plaguicidas desde un predio agrícola en la cuenca del río Chillán. *Revista de la Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica*, 15(1): 21-31.

López, A., Link, O. 2001. Análisis de sensibilidad de un modelo de transporte de plaguicidas desde un predio agrícola. *Revista de la Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica*, 16(1): 19-28.

Maidment, D.R. 1993. GIS and hydrologic modeling, in Googchild, M.F., Parks, B.O. and Steyaert, L.T. (Eds.), *Environmental Modelling with Gis*. Oxford University Press, 147-167.

Mattikalli, N.M., Richards, K.S., 1996. Estimation of surface water quality changes in response to land use change: application of the export coefficient model using remote sensing and geographical information system. *Journal of Environmental Management*, 48(3): 263–282.

McFarland, A., Hauck, L. 2001. Determining nutrient export coefficients and source loading uncertainty using in-stream monitoring. *American Water Resources Association*, 37(1):223-236.

Meadows-Smith, M. 2014. Proyecciones de crecimiento de la industria de los biopesticidas. En: Red Agrícola, Agosto 2014. Disponible en:

<http://www.redagricola.com/reportajes/fitosanidad/proyecciones-de-crecimiento-de-la-industria-de-los-biopesticidas>

Molina-Navarro, E., Martínez-Pérez, S., Sastre-Merlin, A., Bienes-Allas, R. 2014. Catchment Erosion and Sediment Delivery in a Limno-Reservoir Basin Using a Simple Methodology. *Water Resources Management*, 28(8): 2129-2143.

Morlans A. 2010. Contaminación Difusa en acuíferos: estudio de caso en la comuna de Colina, Región Metropolitana. Memoria para optar al título de Ingeniera civil. Pag. 1-104.

Neal, B., Evans, R., Ball, J., Shirley, M. 2001. Australia State of the Environment Report 2001 (Theme Report). Inland Waters Theme Report. 163 pp.

Neal, B., Evans, R., Ball, J., Shirley, M. 2011. Australia State of the Environment Report 2001 (Theme Report). Inland Waters Theme Report. 940 pp.

Neitsch, S. L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Williams, J.R. 2011. Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation. Version 2009. Texas Water Resources Institute Technical report N°406, College Station, Texas. 618pp.

Newell P., Harris D., Taylor M., Williams J.R. Anthony S.G., Duethmann D., Gooday R.D., Lord E.I., Chambers B.J., Chadwick D.R., Misselbrook T.H. 2011. An Inventory of Mitigation Methods and Guide to their Effects on Diffuse Water Pollution, Greenhouse Gas Emissions and Ammonia Emissions from Agriculture. Report prepared as part of Defra project WQ0106, North Wyke Research and ADAS. 162 pp.

Novotny, V., and Olem, H. 1994. Water quality: prevention, identification and management of diffuse pollution. Van Nostrand Reinhold, New York. 1054 pp.

Nziguheba, G., Smolders, E. 2008. Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European Countries. *Science of the Total Environment*, 390 (1):53-57.

OECD, 1982. Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control. Organization for Economic Cooperation and Development, Paris.

Oficina de Estudios y Políticas Agrarias (Odepa). 2009. Fertilizantes en Chile: coyuntura y perspectivas, Mercados Agropecuarios N° 205. Ministerio de Agricultura, Gobierno de Chile.

Oficina de Estudios y Políticas Agrarias (Odepa). 2014. Boletín de insumos. Ministerio de Agricultura, Gobierno de Chile.

Oficina de Estudios y Políticas Agrarias (Odepa). 2010. Estudio de Diagnóstico de Mercado y Estudio de la Cadena de Comercialización de Fertilizantes en Chile.

Omernik, J. M. 1976. The influence of land use on stream nutrient levels, U.S. EPA Report No. EPA-600/3-76-014, U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, OR.

Ouyang, W., Huang, H., Hao, F., Guo, B. 2013. Synergistic impacts of land-use change and soil property variation on non-point source nitrogen pollution in a freeze-thaw area. *Journal of Hydrology*, 495: 126-134.

Oyarzún, C., Campos, H., Huber, A. 1997. Exportación de nutrientes en microcuencas con distinto uso del suelo en el sur de Chile (Lago Rupanco, X Región). *Revista Chilena de Historia Natural*, 70(4): 507-519.

Oyarzún, R., Arumí, J., Salgado, L., Mariño, M. 2007. Sensitivity analysis and field testing of the RISK-N model in the Central Valley of Chile. *Agricultural Water Management*, 87(3): 251-260.

Palma, G., Sánchez, A., Olave, Y., Encina, F., Palma, R., Barra, R. 2004. Pesticide levels in surface waters in an agricultural-forestry basin in Southern Chile. *Chemosphere*, 87(3): 251-260.

Park, J.-Y., Yu, Y.-S., Hwang, S.-J., Kim, C., Kim, S.-J. 2014. SWAT modeling of best management practices for Chungju dam watershed in South Korea under future climate change scenarios. *Paddy and Water Environment*, 12(1): 65-75.

Pezet, F., Dorioz, J.-M., Quetin, P., Lafforgue, M., Trevisan, D. 2014. Using SWAT-VSA to Predict Diffuse Phosphorus Pollution in an Agricultural Catchment with Several Aquifers. *Journal of Hydrologic Engineering*, 19(7): 1462-1470.

Pizarro, J., Vergara, P., Rodríguez, J., Sanhueza, P., Castro, S. 2010. Nutrients dynamics in the main river basins of the centre-southern region of Chile. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1-3): 608-613.

Pokhrel, B., Paudel, K. 2014. Assessing the Efficiency of Alternative Best Management Practices to Reduce Nonpoint Source Pollution in the Mississippi-Atchafalaya River Basin (MARB). *Agricultural & Applied Economics Association's 2014 AAEA Annual Meeting, Minneapolis*.

Québec Water Policy. 2002. Water. Our Life. Our Future. 103 pp

Rast, W., and Lee, G.F. 1978. Summary analysis of the North American (U.S. portion) OECD eutrophication project: nutrient loading - lake response relationship and trophic

status indices," U.S. EPA Report No.EPA/3-78-008, Ecological Research Series, U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, OR.

Rast, W., Lee, F. 1983. Nutrient loading estimates for lakes. *Journal of Environmental Engineering*, 109(2): 502-518.

Reckhow, K. H., Beaulac, M. N., and Simpson, J. T. 1980. Modeling phosphorus loading and lake response under uncertainty: A manual and compilation of export coefficients, U.S. EPA Report No. EPA-440/5-80-011, Office of Water Regulations, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Resolución 5551 EXENTA, Normas para la evaluación y autorización de plaguicidas. 2011. Ministerio de Agricultura, SAG. <http://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=1029269&idParte=0>

Resolución 1557 EXENTA, Establece exigencias para la autorización de plaguicidas y deroga resolución N°3.670 de 1999. 2014. Ministerio de Agricultura, SAG. <http://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=1060172&idParte=0>

Resolución 2196. Clasificación toxicológica de los plaguicidas de uso agrícola en Chile. 2000. Ministerio de Agricultura, SAG. http://www.sag.cl/sites/default/files/RESOLUCION_2196.pdf

Resolución 2195. Requisitos que deben cumplir las etiquetas de los envases de los plaguicidas de uso agrícola. Ministerio de Agricultura, SAG. <http://www.sag.cl/ambitos-de-accion/fiscalizacion>

Resolución 3670. Normas para la evaluación y autorización de plaguicidas. 1999. Ministerio de Agricultura, SAG. http://www.sag.cl/sites/default/files/resolucion_3670_1999_0.pdf

Resolución Exenta N°33. Fija tolerancias máximas de residuos de plaguicidas en alimentos y deja sin efecto la resolución exenta N°581, de 1999, y sus modificaciones. Ministerio de Salud. 2010. <http://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=1010986>

Report Buyer, 2014. Global Pesticides Market – Segmented By Type, Application Area And Geography – Trends And Forecasts (2014-2020) – Sustainability, Regulation & Competition. May 2014. By Mordor Intelligence Llp. Disponible en https://www.reportbuyer.com/product/2168901/global-pesticides-market-segmented-by-type-application-area-and-geography-trends-and-forecasts-2014-2020-sustainability-regulation-and-competition.html#utm_source=prnewswire

Ribbe, L., Delgado, P., Salgado, E., Flügel, W.-A. 2008. Nitrate pollution of surface water induced by agricultural non-point pollution in the Pochochay watershed, Chile. *Desalination*, 226(1-3): 13-20.

Richardson, C.W., Foster, G.R., Wright, D.A. 1983. Estimation of Erosion Index from Daily Rainfall Amount. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 26: 153-160.

Rojas C., Avendaño F., Sepúlveda N., Realini P., Villacura N., Nájera F., Salazar O. 2014. Resumen de: Biofiltros angostos como medida de mitigación para reducir las pérdidas de Nitrógeno desde campos de maíz en la zona central de Chile. Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo.

The rural diffuse pollution partnership for improving Scotland's waters. Rural diffuse pollution plan for Scotland- The rural diffuse pollution partnership for improving Scotland's waters. 27 pp.

SAG. 2008. Informe de venta de plaguicidas de uso agrícola en Chile.

SAG. 2014. Plaguicidas y fertilizantes. <http://www.sag.cl/ambitos-de-accion/plaguicidas-y-fertilizantes>

SAG. 2014. Importación de fertilizantes. <http://www.sag.cl/ambitos-de-accion/importacion-de-fertilizantes>

Salazar O. 2011-2014. Medidas de Mitigación para reducir la Contaminación Difusa de aguas. Uso de Biofiltros como una alternativa para reducir las cargas de N desde campos con cultivo de maíz grano hacia cuerpos de agua superficiales. Pág. 1-19.

Science, 2013. Infographic: Pesticide Planet. Vol. 341 N°6147 pp. 730-731 Disponible en <http://www.sciencemag.org/site/special/pesticides/infographic.xhtml>

Schaffner, M., Bader, H.-P., Scheidegger, R. 2009. Modeling the contribution of point sources and non-point sources to Thachin River water pollution. *Science of the Total Environment*, 407(17): 4902–4915

Sharpley, A. and Wang, X. 2014. Managing agricultural phosphorus for water quality: Lessons from the USA and China. *Journal of Environmental Science*, 26(9): 1770-1782.

Shen, Z.-y., Hong, Q., Yu, H., Niu, J.-f. 2010. Parameter uncertainty analysis of non-point source pollution from different land use types. *Science of the total Environment*, 408(8): 1971-1978.

Shen, Z., Liao, Q., Hong, Q., Gong, Y. 2012. An overview of research on agricultural non-point source pollution modelling in China. *Separation and Purification Technology*, 84(9): 104-111.

Shen, Z., Qiu, J., Hong, Q., Cehn, L. 2014. Simulation of spatial and temporal distributions of non-point source pollution load in the Three Gorges Reservoir Region. *Science of the Total Environment*, 493: 138-146.

Shrestha, S., Kazama, F., Newham, L.T.H., Babel, M.S., Clemente, R.S., Ishidaira, H., Nishida, K., Sakamoto, Y. 2008. Catchment scale modeling of point source and non-point source pollution loads using pollutant export coefficients determined from long-term in-stream monitoring data. *Journal of Hydro-Environment Research*, 2(3): 134-147.

Soranno, P., Hubler, S., Carpenter, S., 1996. Phosphorus loads to surface waters: A simple model to account for spatial pattern of land use. *Ecological Applications*, 6(3): 865-978.

Sun, S., Delgado, M., Sesmero, J. 2014. Agricultural practices adjustments to policies aiming to decrease water pollution from agriculture. *Agricultural & Applied Economics Association's 2014 AAEA Annual Meeting, Minneapolis*.

Tapia F. y Villvicencio A. (Editores). 2007. Uso de biofiltros para mejorar la calidad del agua de riego. Boletín INIA N° 170 ISSN 0717-4831.

Townsend, S.A., Douglas, M.M., 2000. The effect of three fire regimes on stream water quality, water yield and export coefficients in a tropical savanna (northern Australia). *Journal of Hydrology*, 229(3-4): 118-137.

Unión Europea. 2000. Directiva 2000/60/CE del parlamento europeo y del consejo. 2000. Diario Oficial de las Comunidades Europeas

United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2003. National Management Measures for the Control of Nonpoint Pollution from Agriculture.

Wilson, P. 2014. Farm-level actions towards water pollution control: the role of nutrient guidance system. *Water and Environment Journal*.

Wischmeier, W. H. Smith, D. D. 1978. Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. *Agriculture Handbooks (USA)*. 62 pp.

WRI (World Resources Institute), 2011. Reefs at Risk from Watershed-based Pollution. Disponible en: <http://www.wri.org/resources/charts-graphs/reefs-risk-watershed-based-pollution>

Xiaowen, D. 2010. The Simulation Research on Agricultural Non-point Source Pollution in Yongding River in Hebei Province. *Procedia Environmental Sciences, International Society for Environmental Information Sciences 2010 Annual Conference (ISEIS)*, 2:1770-1774.

Young, W., Marston, F., Davis, R. 1996. Nutrient Export and Land Use in Australian Catchments. *Journal of Environmental Management*, 47: 165-183.

Zhang, H., Huang, G.H. 2011. Assessment of non-point source pollution using a spatial multicriteria analysis approach. *Ecological Modelling*, 222(2): 313-321.

Zhang, H., Yu, Y., Hu, H. 2011. Economy Growth and Agricultural Non-point Source pollution: An Empirical Analysis: Based on Provincial Panel data (1990-2007). *Energy Procedia*, 5: 545-549.

Zhang, P., Liu, Y., Pan, Y., Yu, Z. 2013. Land use patterns optimization based on CLUE-S and SWAT models for agriculture non-point source pollution control. *Mathematical and Computer*, 58(3-4): 588-595.

Zobrist, J., Reichert, P. 2006. Bayesian estimation of export coefficients from diffuse and point sources in Swiss watersheds. *Journal of Hydrology*, 329(1-2): 207-223.

6 ANEXOS

Anexo 1a. Base de datos fuentes difusas

(formato Excel)

Anexo 1b. Fichas resúmenes artículos revisados y sistematizados.

ID: 1
Nombre del artículo: Ganadería y Contaminación Difusa, Implicancias para el Sur de Chile
Autores: Alfaro M., Salazar F.
Revista: Agricultura Técnica (Chile) (31 veces citado)
Año y país: 2005, Chile
Resumen: <p>El objetivo de este estudio es revisar los antecedentes disponibles de literatura nacional e internacional sobre contaminación difusa de cursos de agua asociada a la ganadería, y analizar sus implicancias para el sur del Chile.</p> <p>Se observa de la recopilación de información la historia de la ganadería y sus derivados en el sur de Chile, también las cantidades de exportación de nutrientes en distintas cuencas del mundo, balances de nitrógeno y fósforo en sistemas agropecuarios, mecanismos de pérdida de nitrógeno y fosforo en sistemas ganaderos. En relación a los coeficientes de exportación, sólo entrega información sobre los valores obtenidos por Oyarzún et al, 1997 en distintos usos de suelo.</p>

ID: 2

Nombre del artículo: Export of nitrogen from catchments: A worldwide analysis

Autores: Alvarez-Cobelas M., Angeler D., Sánchez-Carrillo S.

Revista: Journal of Environmental Pollution (39 veces citado)

Año y país: 2008

Resumen:

El objetivo de este estudio es entregar más datos sobre la variabilidad de nitrógeno en los ríos de todo el mundo (946 cuencas), a través de la medición de variables ambientales de fácil cuantificación (lluvia, descarga, área de captación, habitantes). De esta forma se puede predecir la cantidad de nitrógeno en los ríos y aclarar los mecanismos comunes que actúan para explicar la exportación de nitrógeno en cuencas a nivel global. Para esto se realiza una recopilación bibliográfica sobre la cantidad de exportación de nitrógeno y además se utilizan métodos estadísticos no paramétricos.

Los principales relaciones que se obtuvieron fueron que la densidad de habitantes sólo se relaciona con la exportación de nitrógeno total ($R^2=0,08$). El uso de fertilizantes se relaciona con la exportación de nitrógeno total y nitratos ($R^2=0,15$ y $0,20$, respectivamente). La exportación de amoníaco fue relacionada con la densidad de habitantes en las cuencas ($R^2=0,12$). El Norg es la forma dominante de exportación de nitrógeno mundial. También la mayor exportación de nitrógeno total proviene de las tierras de cultivo.

D: 3

Nombre del artículo: Measurement and modeling of bentazone in the river Main (Germany) originating from point and non-point sources

Autores: Bach M., Letzel M., Kaul U., Forstner S., Metzner, G., Klasmeier J., Reichenberger S., Frede H.G.

Revista:Water Research (9 veces citado)

Año y país: 2010, Alemania

Resumen:

Se combinaron datos medidos y los modelos DRIPS y ATV para calcular los flujos y balance de masa del plaguicida bentazona en una sección de 81 km del río Main (Alemania). Se llevó a cabo un experimento de laboratorio para evaluar la eliminación en las plantas de tratamiento de aguas. Los modelos se utilizaron para estimar entradas de cargas no puntuales y el modelado de la calidad de agua.

En la planta de tratamiento de aguas residuales de laboratorio, la bentazona no se eliminó de manera significativa por lodos activados, ni por la biodegradación ni por adsorción. En el 67% de los efluentes de la planta, la bentazona se encontró en concentraciones por encima del límite de detección (100 ng/L). Durante el período de estudio la entrada y salida de bentazona en la sección del río ascendieron a 52.8 y 53.1 kg, respectivamente; las concentraciones máximas alcanzaron 220 y 290 ng/L.

Sobre la base de un muestreo de las plantas de tratamiento de aguas residuales se calculó una pérdida específica de 0,87 g bentazona por granja. La extrapolación a la cuenca en su totalidad, resultó en 2,6 kg bentazona como contribución puntual de las granjas.

El periodo de aplicación de plaguicidas en relación con el próximo evento de precipitación y escorrentía producido, afecta significativamente la magnitud de las pérdidas de los pesticidas a las aguas superficiales.

La carga total de bentazona simulada con DRIPS fue de 23.2 kg. Un tercio de esta carga fue estimada degradada por fotólisis antes de alcanzar la principal vía fluvial del río. El modelo ATV se aplicó para predecir el perfil de concentración de bentazona en el río con resultados razonables. La diferencia entre el total de los flujos medidos y modelados ascendió a 1,5 kg correspondiente al 2% de la entrada total.

ID: 4

Nombre del artículo: Prediction of surface water input of chloridazon and chlorpyrifos from an agricultural watershed in Chile

Autores: Barra R., Vighi M., Di Guardo A.

Revista: Chemosphere (22 veces citado)

Año y país: 1995, Chile

Resumen:

Este estudio evaluó dos modelos basados en la fugacidad compartimental (Agrifug y SoilFug) para la predicción del escurrimiento de plaguicidas en campos agrícolas y la validación experimental de una cuenca fluvial. Los modelos utilizados consisten en lo siguiente: el modelo Agrifug es un modelo de fugacidad nivel estatal I, iterativo estacionario que incluye las reacciones de degradación y el Modelo SoilFuge se puede definir como un modelo de fugacidad basado en cálculos del nivel de equilibrio I realizados en la sucesión de eventos de lluvia. La aplicación de los modelos produce datos sobre la concentración de pesticidas en el agua que fluye hacia fuera de los campos tratados. Los resultados de las simulaciones fueron extrapolados al área de drenaje Tijeral teniendo en cuenta el balance hídrico en la cuenca durante el período considerado, y un balance de masas de cada plaguicida para estimar las concentraciones de agua en la salida de la cuenca.

Los resultados de las simulaciones indicaron que en general, Agrifug tiende a sobreestimar en comparación con SoilFuge, particularmente cloridazón. La tendencia predicha para cloridazón muestra una presencia significativa en la superficie del agua por un largo tiempo luego del tratamiento, incluso si se calcula con la vida media más baja.

Los valores teóricos se compararon con determinaciones analíticas en agua de río y suelos y una buena capacidad de predicción se encontró para ambos modelos, al menos en el orden de nivel de magnitud.

Los resultados, aunque aproximados, se pueden considerar como satisfactorios y se pueden tomar como una herramienta útil, al menos para las indicaciones preliminares y con el fin de planificar monitoreos experimentales del agua. La gran sencillez y versatilidad de los modelos basados en la fugacidad, pueden ser muy útiles en la gestión de los recursos hídricos a nivel de cuenca para el control de la contaminación de la calidad del agua a nivel regional.

ID: 5

Nombre del artículo: Trace metals solubility in rainwater: evaluation of rainwater quality at a watershed area, Istanbul

Autores: Basak B., Alagha O.

Revista: Environmental Monitoring and Assessment (4 veces citado)

Año y país: 2010, Turquía

Resumen:

En este estudio se investigó la composición metálica (Cu, Zn, Pb, Cr, Ni, V y Cd) del agua de lluvia, su variación estacional y la concentración de estos metales tóxicos y sus potenciales fuentes. Se establecieron 2 estaciones de muestreo de agua de lluvia cerca del Lago Büyükkçekmece. Los datos fueron tratados estadísticamente y además se calculó el Factor de Enriquecimiento (EF) para dar información sobre el grado de entradas antropogénicas a las concentraciones observadas.

Las concentraciones encontradas en este estudio fueron mayores a aquellas obtenidas por otras investigaciones. Se observó que la solubilidad de los metales bajo condiciones acidas fue casi 5 veces mayor que bajo condiciones neutrales, siendo el Cd el metal más soluble encontrado

Se encontraron altas concentraciones de Cu por deposición en el sitio, lo que está probablemente relacionado a las emisiones de industrias locales (planta de cemento), mientras que el resto de estos metales son probablemente emitidos por combustión de carbón en invierno o de zonas industriales que rodean la región. Así, se puede mencionar que estos contaminantes trazas probablemente tienen una fuente local y regional, mientras que su variación estacional indicó que la mayoría de los elementos tienen concentraciones más altas en el verano. Debido a que el barrido es más extenso en invierno, las concentraciones más altas de cualquier especie medidos en invierno indican que se emiten a la atmósfera a través de fuentes cercanas a la zona de muestreo.

D: 6

Nombre del artículo: Characterization and Comparison of Stream Nutrients, Land Use, and Loading Patterns in Maryland Coastal Bay Watersheds

Autores: Beckert K., Fisher T., O'Neil J., Jesien R.

Revista: Water Air Soil Pollution (8 veces citado)

Año y país: 2011, EE.UU.

Resumen:

El objetivo de este estudio es determinar las categorías de uso de suelo de la cuenca, relacionarlos con las concentraciones de nutrientes y la exportación neta asociado a cursos de agua, para esto se realizan muestras de calidad de agua en 6 sitios del río San Martín, EE.UU. Además se utilizan datos de caudal promedio provenientes de USGS, se utiliza SIG para determinar los distintos usos de suelo y luego se realiza una regresión simple de mínimos cuadrados para determinar los efectos de uso de suelo en los parámetros de calidad de agua.

De la recopilación de información sobre los coeficientes de exportación para NT y PT se obtuvieron valores muy altos en sitios donde se realizan operaciones de alimentos, a pesar que son pequeños sitios, existen grandes cantidades de exportación de nitrógeno y fósforo, y también donde existen ganadería de aves de corral. Se obtiene que el transporte de fósforo es altamente dependiente de la escorrentía, sobretodo en cuencas agrícolas, donde los fertilizantes proporcionan la mayor cantidad de P. En relación a la variación de las concentraciones de nutrientes en los meses de alto flujo (diciembre a marzo) existe poca variabilidad, mientras que entre los meses abril- noviembre hay más variabilidad, las concentraciones disminuyeron drásticamente durante el periodo de mayo a octubre.

ID: 7

Nombre del artículo: Modelling of phosphorus inputs to rivers from diffuse and point sources

Autores: Bowes M., Smith Jim., Jarvie H., Neal C.

Revista: Science of Total Environment (75 veces citado)

Año y país: 2008, Reino Unido

Resumen:

Este estudio tiene como objetivo utilizar las diferencias entre fuentes puntuales y difusas de PT y así realizar un método para determinar la contribución de los ingresos puntuales y difusos. Usando la concentración de PT/ datos de caudal del río.

Se realiza un modelo de distribución de cargas a través de muestras de calidad de agua en 3 ríos. Para el 1º río a través de 5 periodos de 2 semanas, entre los años 1998-2000, con intervalo de muestreo de 3 horas. Para el 2º río se hacen muestra de agua de 30 cm de profundidad. Y para el 3º el mismo procedimiento del 1º, en base a muestreos semanales. Luego se calcula la exportación por fuentes difusas en distintos usos de suelo en base a los resultados obtenidos por Johnes, 1996.

Los principales resultados fueron que existe una relación entre la dilución de PT con el aumento de flujo de río, en mayor cantidad para sitios del río Avon, esto indica que existe un predominio en el punto de entrada de la carga de PT en sectores urbanizados. Tres sitios del río Frome mostraron concentraciones altas de PT con el aumento del caudal de los ríos, debido principalmente a una contribución significativa proveniente de fuentes puntuales. El modelo fue incapaz de encontrar una relación entre la concentración de P y el flujo de agua en el río Frome y Tadnoll debido a que no se observa una respuesta clara. 2 sitios del río Frome reciben las cargas de PT provenientes principalmente de cargas difusas, debido a que no presentan descargas de aguas residuales.

Se obtiene que el modelo de distribución de carga es rápido para determinar la contribución de las entradas de fuentes difusas y puntuales para la mayoría de los sitios estudiados. Cuando las fuentes difusas son los principales aportes de fósforo es debido a que hay flujos altos en el río. Estos aportes difusos pueden ser grandes en términos de carga, pero sólo puede resultar un pequeño aumento de la concentración debido a la dilución por lluvia/escorrentía.

ID: 8
Nombre del artículo: Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen
Autores: Carpenter S.R., Caraco N.F., Correll D.L., Howarth R. W., Sharpley A.N., Smith V. H.
Revista: Ecological Applications (3178 veces citado)
Año y país: 1998, EE.UU.
Resumen: <p>La eutrofización representa el 50% de los lagos dañados y el 60% de los ríos dañados en los estados unidos, y es el problema de la contaminación más extendida de los estuarios.</p> <p>Los ingresos no puntuales son la fuente principal de la contaminación del agua en los estados unidos. Por ejemplo, 72-82% de los lagos eutróficos requieren control de las entradas no puntuales de p para alcanzar normas de calidad del agua, incluso si las entradas puntuales se reducen a cero.</p> <p>Las barreras más importantes al control de la contaminación no puntual por nutrientes parecen ser aquellas barreras sociales, políticas e institucionales.</p> <p>La reversión de la eutrofización requiere la reducción de las entradas de P y N. la recuperación a veces se puede acelerar mediante combinación de controles de entrada con otros métodos de gestión.</p> <p>La contaminación no puntual de N y P es causada principalmente por actividades agrícolas y urbanas. La deposición atmosférica de fuentes diversas puede añadir cantidades significativas de N a las aguas superficiales. En términos de abono, los nutrientes de los estiércoles pueden ser reciclados mediante la aplicación del estiércol a tierras de cultivo. Respecto al transporte a los ecosistemas acuáticos, los fertilizantes de P y las pérdidas de N en escorrentía son generalmente <5% del aplicado. Las pérdidas por estiércol pueden ser ligeramente superiores.</p> <p>El N exportado de los ecosistemas agrícolas al agua, como porcentaje de entradas fertilizante, oscila entre 10 y 40% para suelos franco y arcillosos y 25 al 80% para suelos arenosos. Las mayores pérdidas de P y N del estiércol pueden resultar de la alta tasa de aplicación de P y la baja flexibilidad en el momento de las aplicaciones.</p> <p>La escorrentía urbana es la tercera causa más importante del deterioro de lagos en los estados unidos que afecta a 28% de la zona del lago, no cumpliendo las normas de calidad del agua. Las obras de construcción son una zona crítica de preocupación por la contaminación urbana no puntual.</p> <p>El N depositado en ecosistemas acuáticos desde la atmosfera tiene orígenes varios, entre ellos los gases liberados de la agricultura y quema de combustibles fósiles. La atmósfera puede ser una fuente importante de N al ecosistema acuático y puede hacer contribuciones</p>

potencialmente grandes a la eutrofización costera. Sin embargo, la volatilización de las tierras agrícolas es la fuente de una fracción significativa de este N.

La vegetación ribereña puede reducir de manera significativa los flujos de nutrientes no puntuales a las aguas superficiales. Los humedales, lagos y ríos son sitios de desnitrificación que disminuyen el flujo de N de los ecosistemas río abajo. La restauración de los humedales puede ser el método más rentable para disminuir la contaminación no puntual.

La aplicación de abonos puede reducirse para satisfacer las necesidades de los cultivos. Residuos de operaciones de ganado de alta densidad pueden gestionarse como contaminación puntual. Los nutrientes en el estiércol pueden ser utilizados como fertilizante, o los nutrientes pueden ser removidos (como en tratamiento de aguas residuales) antes de que los residuos sean descargados a las aguas superficiales.

La esorrentía de N y P puede ser muy reducida si los nutrientes se aplican cuando los cultivos están creciendo rápidamente.

El transporte de P y N para las aguas superficiales por erosión y esorrentía se puede reducir con zonas ribereñas, franjas de protección, la labranza de conservación, construcción de terrazas, los cultivos de cobertura y estanques de retención. Las tiras buffer de vegetación en zonas ribereñas, por ejemplo, reducen el transporte de P a un río entre un 50-85%.

La optimización del sistema de alcantarillado es un objetivo clave. Otros enfoques utilizados incluyen la creación de estanques de retención, humedales, y vías verdes como un componente integrado del sistema de gestión de aguas pluviales urbanos; control de basura y barrido de calles; reducción de áreas impermeables; y reducción de la erosión, especialmente de sitios de construcciones. La deposición atmosférica de N puede reducirse por el uso eficiente de fertilizantes y un mejor manejo de residuos animales. La reducción en la combustión de combustibles fósiles y el mejorar la intercepción de nitrato de la quema de combustibles fósiles también reducen la deposición atmosférica.

ID: 9

Nombre del artículo: Stream Nitrogen Sources Apportionment and Pollution Control Scheme Development in an Agricultural Watershed in Eastern China

Autores: Chen D., Lu J., Huang H., Liu M., Gong D., Chen J.

Revista: Environmental Management (2 veces citado)

Año y país: 2013, China

Resumen:

Este documento tiene como objetivo ofrecer una herramienta para la determinación de las contribuciones de NT de distintas subcuencas para diferentes usos de suelo en distintos intervalos tiempos en la transmisión de la carga de nutrientes. Para esto se combinan los métodos de Modelo de coeficientes de exportación para determinar las exportaciones de nutrientes según uso de suelo y la estimación bayesiana para disminuir la incertidumbre en el retardo del transporte de nutrientes.

La metodología utilizada para obtener los coeficientes de exportación es a través de la medición de concentración de NT una vez al mes en 7 sitios de muestreo, las cargas diarias de cada sitio se obtiene por la multiplicación de cargas de NT por la corriente de descarga, luego las cargas diarias de NT medidas pueden ser descritas por regresión lineal usando la corriente de descarga como variable explicativa. Se calcularon las cargas de NT mensuales como sumatoria diaria de cargas mediante la interpolación lineal entre las muestras. Los datos de uso de suelo fueron obtenidos por diversos estudios científicos.

Los principales resultados son: el NT exportado en temporada de lluvias contribuyó en promedio 45- 5% de la carga NT anual. La estimación de la carga de exportación proveniente de cargas difusas al río ChangLe es entre 62,8-619,5 ton/mes, de las cuales entre e 3-95% provienen del NT. Las mayores concentraciones de NT provienen de Land farm (trigales, arrozales), esta cubre el 22% del área de la cuenca aproximadamente, y contribuye en 47-2% de NT al cuerpo de agua.

ID: 10

Nombre del artículo: Nitrogen inputs to a river course in a heavily impacted watershed: A combined Hydrochemical and isotopic evaluation (Oglio River Basin, N Italy)

Autores: Delconte C.A., Sacchi E., Racchetti E., Bartoli M., Mas-Pla J., Re V.

Revista: Science of The Total Environment (1 vez citado)

Año y país:2014, Italia

Resumen:

El objetivo fue evaluar los procesos y las fuentes que afectan las concentraciones de nitrato en el agua del río, e investigar el rol del agua subterránea como sumidero o fuente de nitrógeno a lo largo del cuerpo de agua. Se midieron parámetros físico-químicos y las especies de N, B, Sr_2^+ e isótopos estables. La metodología utilizada fue un balance de materia y End Member Mixing Analysis (EMMA).

Los resultados indicaron que en la sección media del río, una gran entrada de nitrato de las aguas subterráneas puede ser cuantificada mediante modelación hidrológica. Las entradas de las aguas subterráneas son responsables del aumento de nitratos en las aguas del río de 2,2 hasta 33,5 mg/L y son más evidentes en verano cuando la descarga es menor. En la llanura baja, las interconexiones entre agua superficial subterránea y perturbaciones humanas en los ciclos de agua favorecen el reciclaje de los compuestos en el medio ambiente.

Las prácticas agronómicas de larga duración tienen a modificar el equilibrio de agua subterránea-superficial, resultando en un sistema altamente tamponado. El uso de variables isotópicas indica para los tributarios considerados, una aportación de materia orgánica antrópica, donde la contribución de EDARs es detectable. El agua subterránea es una fuente de nitrato para agua del río en el llano alto, pero es un sumidero de N en la llanura baja.

ID: 11
Nombre del artículo: Diffuse water emissions in E-PRTR, ProjectReport
Autores: Deltares
Revista:
Año y país: 2013, Europa
Resumen: <p>En este proyecto se recogieron los datos disponibles sobre las emisiones difusas al agua, métodos de estimación para cuantificar las emisiones difusas y se desarrollaron mapas que abarcan los estados miembros de la UE y los países de la EFTA. La información sobre las emisiones es importante para priorizar las fuentes más contaminantes y la formulación de medidas adecuadas sobre la escala adecuada para reducir las emisiones y mejorar la calidad del agua. El primer requisito fue estimar las emisiones difusas de las demarcaciones hidrográficas en Europa y el segundo requisito fue que el procedimiento para calcular las emisiones sea ampliamente aceptado por todos los Estados miembros. Los tres enfoques diferentes que se utilizaron en el campo de los inventarios de emisiones fueron: enfoque de carga fluvial, a la fuente y a la vía. Además, los parámetros claves seleccionados para estimar las emisiones en una escala de toda la UE se enfocaron en la deposición atmosférica, agricultura, navegación interior, hogares no conectados, el transporte por carretera, no plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas en European Pollutant Release and Transfer Register (E-PRTR) y no industrias en E-PRTR.</p> <p>Se realizó una combinación de 6 parámetros claves y 11 sustancias, lo que resulta en 40 combinaciones fuente-sustancia. Los 11 sustancias son nutrientes (TOC, nutrientes-P, nutrientes-N), metales pesados (cadmio, cobre, plomo, mercurio, níquel y zinc) y PAH (antraceno y fluoranteno).</p> <p>Este proyecto tuvo como principales productos hojas informativas, descripción de mapas y metadatos y documentos de difusión. Las cargas de las sustancias que figuran en la base de datos actuales de E-PRTR se reparten entre cargas industriales y cargas de plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas a las aguas superficiales. Las mayores contribuciones de las sustancias de este proyecto se encontraron para la Agricultura (nutrientes P y nutrientes-N) y la ausencia de plantas de tratamiento en E-PRTR" (metales pesados y PAHs).</p> <p>Las conclusiones se centran en que los datos relativos a las emisiones de fuentes difusas en E-PRTR son de uso limitado a nivel europeo, los Estados miembros muestran interés en la cuantificación de las emisiones de fuentes difusas pero dudan en informar de los datos de emisiones difusas, posiblemente reflejando la escasa fiabilidad de sus datos, no fue posible la cuantificación de las emisiones industriales, solo un estudio de caso para la industria se ha elaborado, las cargas cuantificadas de fuentes difusas son altas en comparación con las cargas de fuentes puntuales actualmente incluidos en el E-PRTR. Los resultados del proyecto muestran que las fuentes difusas tienen una importante contribución en las cargas totales, existe una mayor contribución cuando hay ausencia de plantas de tratamiento en E-</p>

PRTR que cuando si las hay, finalmente, los resultados deben ser considerados como un primer paso en la cuantificación de las emisiones de sustancias peligrosas de fuentes clave de la UE, se sugieren muchas medidas para la mejora de los métodos de cuantificación.

ID: 12

Nombre del artículo: Development and test of the Export Coefficient Model in the Upper Reach of the Yangtze River

Autores: Ding X., Shen Z., Hong Q., Yang Z., Wu X., Liu R.

Revista: Journal of Hydrology (47 veces citado)

Año y país: 2010, China

Resumen:

El objetivo de este estudio es desarrollar un Modelo de Coeficiente de Exportación mejorado (IEMC), para grandes regiones y aportar pruebas para el control de fuentes no puntuales de contaminación y la gestión en el URYR (río Yangtze - China), así como en otras regiones que tienen grandes áreas y presentan contaminación de fuentes difusas. Para esto se utilizaron datos de calidad de agua e hidrología (datos de precipitación), el enfoque se basa en el balance de masa de los contaminantes, también DEM (para la topografía), mapa de uso de suelo, mapa de relieve. La diferencia con el MCE descrito por Johnes, 1996, es que éste (IEMC) considera el impacto de la precipitación y del terreno (por ser considerados fundamentales en el aporte y transporte de contaminantes, respectivamente).

Se observó la precisión de simulación entre el ECM e IECM para los años 1990 (para N disuelto) cuyo resultado fue que los errores relativos se redujeron de -6% a 5%. También se comparó la precisión en el año 2003 para N disuelto, con un resultado de reducción de -11% a -10%, los errores absolutos promedio de todas las cuencas seleccionadas se redujeron de 44% a 22% en 1990 y de 39% a 18% en 2003, esto indica que el IECM mejora la exactitud de la distribución espacial y que la precipitación y el terreno son fundamentales para la simulación de cargas en fuentes difusas para cuencas de gran escala. Para el fósforo total se comparó entre los métodos para el año 2003 y se obtuvo una disminución de -39% a -36% en la simulación y el valor medio absoluto del error relativo de todas las cuencas disminuyó de 35% a 31%, lo cual indica que la simulación para el DN es mucho mejor que para el PT, ya que esta última es mucho menor.

La carga total de DN fue mucho mayor que la de DP, la fuente principal de contaminación de DN fue por el uso de suelo, seguida de la depositación atmosférica y luego la ganadería. La principal fuente de contaminación de DP es por el uso de suelo, luego residentes rurales y finalmente ganadería y depositación atmosférica.

ID: 13

Nombre del artículo: Optimal design of river nutrient monitoring points based on an export coefficient model

Autores: Do H.T., Lo S.L., Chiueh P.T., Thi L.A., Shang W.T.

Revista: Journal of Hydrology (4 veces citado)

Año y país: 2011, China

Resumen:

El objetivo de este estudio es aplicar los coeficientes de exportación de nutrientes para determinar las fuentes de nutrientes a los ríos. Diseño de puntos de monitoreo de nutrientes basados en los resultados de las cargas de nutrientes; Optimizar los puntos de muestreo y recomendar la frecuencia de muestreo. A través de la obtención de los coeficientes de exportación en Kg/ha/año, a través del área de uso de suelo y el cálculo de la carga de nutrientes. Se utiliza el modelo de coeficientes de exportación a través de la obtención de estos parámetros para la obtención de exportación de nutriente (incluye fósforo y nitrógeno total).

En este estudio se obtienen resultados de exportación de nutrientes en relación a la distancia del uso de suelo con el cuerpo de agua. Se obtiene que la zona más contaminada corresponda a la distancia más cercana al río (0-200 metros). Además la mayor exportación de nutrientes proviene de suelos con uso agrícola y bosques.

ID: 14

Nombre del artículo: Dynamic riparian buffer widths from potential non-point source pollution areas in forested watersheds

Autores: Gorsevski P., Boll J., Gomez del campo E., Brooks E.

Revista: Forest Ecology and Management (24 veces citado)

Año y país: 2008, EE.UU.

Resumen:

El objetivo de este estudio fue demostrar la potencialidad de una metodología para definir anchos de zonas de amortiguamiento ribereño que consideren Hydrologically Sensitive Area (HSA) temporalmente y espacialmente. Esto consistió en aplicar un modelo basado en un proceso de distribución que predice áreas potenciales de contaminación difusa propensas a generar escorrentía en relación a las distancias de flujo superficial. El enfoque del modelo está basado en el Sistema de Información Geográfico integrado con el modelo Soil Moisture Routing SMR y Monte Carlo simulation para análisis de probabilidad.

Se determinó que la variabilidad estacional de las áreas saturadas determina la dinámica espacial de la contaminación difusa y las HSA en la cuenca son impulsadas de forma dinámica por las actividades de uso del suelo.

Este modelo permite ayudar en la toma de decisiones sobre los anchos de zonas de amortiguamiento y así seleccionar la mejor combinación de prácticas de gestión.

ID: 15

Nombre del artículo: Pollution of surface waters with pesticides in Germany: modeling non-point source inputs

Autores: Huber A., Bach M., Frede H.G.

Revista: Agriculture Ecosystems & Environment (93 veces citado)

Año y país: 2000, Alemania

Resumen:

En este estudio se desarrolló un enfoque para estimar la importancia regional de tubos de drenaje, escorrentía superficial y la deriva por rociado sobre la contaminación total de fuentes no puntuales en aguas superficiales con pesticidas. La pérdida de pesticidas en cada itinerario se estimó por separado para todo el país sobre la base de modelos que representan la variabilidad espacial de los factores que rigen el transporte de pesticidas en aguas superficiales.

La relevancia de las tres vías de entrada de los contaminantes, escorrentía, drenaje de baldosas y deriva por rociado, difiere considerablemente entre cultivos, regiones y estaciones. Teniendo en cuenta la distribución espacial de los factores que rigen para la pérdida de químicos en cultivos de campo para estas vías, el modelo predijo mayores pérdidas para la escorrentía, seguidas por tubos de drenaje.

Las pérdidas por rociado de las aplicaciones en cultivos de campo son insignificantes para la carga anual del río. La deriva por rociado es la vía dominante sólo en los huertos y se limita a una pequeña área en Alemania.

Las cargas calculadas de pesticidas en las aguas superficiales fueron comparadas con cargas medidas en diferentes cuencas en Alemania. Ambos conjuntos de datos concordaron en cuanto al orden de magnitud, sin embargo, debido a la escala del estudio, las cargas estimadas no pueden interpretarse como valores absolutos y solo diferencias entre los ingredientes activos, regiones y períodos de aplicación deben ser evaluados.

ID: 16

Nombre del artículo: Combine the soil water assessment tool (SWAT) with sediment geochemistry to evaluate diffuse heavy metals loadings at watershed scale

Autores: Jiao W., Ouyang W., Hao F., Huang H., Shan Y., Geng X.

Revista: Journal of Hazardous Materials

Año y país:2014, China (0 veces citado)

Resumen:

En este estudio se evaluó cuantitativamente la variabilidad general espacial-temporal de las pérdidas de Pb, Cu, Cr y Ni particulados, en una cuenca agrícola combinando el modelo SWAT y la geoquímica de los sedimentos.

Mediante el análisis de concentraciones de Pb, Cu, Cr y Ni en el núcleo de sedimento de río, se encontró que estos metales fluctuaron al aumentar la profundidad, aunque todos fueron más bajos en la parte inferior y mayores en la superficie. Esto indica que un aumento de la carga a las cuencas hidrográficas se ha producido en los últimos años.

Los resultados de la simulación mostraron que las cargas de metales pesados particulados a la cuenca evidencian una fuerte variabilidad en el periodo de 1981-2010, con una tendencia creciente durante 2008-2010.

Con la interpolación espacial de cargas de campo, se encontró que la contaminación difusa por metales pesados provino principalmente de las sub-cuencas dominadas con tierras cultivadas, especialmente las tierras altas. Cuando se comparó con las concentraciones de metales pesados en el suelo, las cargas de metales particulados tenían generalmente la distribución espacial inversa. Sin embargo, la tendencia espacial de las pérdidas de metales pesados particulados era muy similar a la de la pérdida de suelo, lo que indica que la producción de sedimentos jugó mayor importancia en el control de las cargas difusas de metales pesados.

ID: 17

Nombre del artículo: A modeling approach to evaluating the impacts of policy-induced land management practices on non-point source pollution: A case study of the Liuxi River watershed, China

Autores: Jiang J. Li S., Hu J., Huang J.

Revista: Agricultural Water Management (0 veces citado)

Año y país:2014, China

Resumen:

El modelo SWAT se aplicó para predecir los impactos a largo plazo sobre las pérdidas de nutrientes mediante la implementación prácticas como conservación de labranza y fertilización óptima para el río Liuxi, cuenca Guangzhou de China.

Los resultados del modelo indicaron que implementando técnicas de conservación de suelos para trasplantes arroz llamada "parachute transplanting" sin labranza y con "mulching" (acolchado) de paja en arrozales se puede reducir la carga de N y P en 5 y 12% respectivamente, mientras que un escenario de optima fertilización (que disminuye la producción en un 2%) permite la reducción de N y P en 24 y 28% respectivamente. Los datos básicos requeridos incluyen, topografía, mapa de uso de suelo y tierra e información del manejo de la tierra.

ID: 18
Nombre del artículo: Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modelling approach
Autores: Johnes P.J.
Revista: Journal of Hydrology
Año y país: 1996, Reino Unido (565 veces citado)
Resumen: <p>Predecir la pérdida de nitrógeno y fósforo total a través de la utilización de MCE para dos cuencas distintas. Realizar el modelo para la cuenca de Windrush y, realizarlo y validarlo para la cuenca de Slapton y a partir de los resultados, realizar estrategias de control de contaminación para mejorar la calidad de agua.</p> <p>Se realizan 3 programas de recolección: 1 A partir de encuestas a propietarios para establecer usos de suelo, aplicación de fertilizantes y cantidad y tipo de ganado². Se hace una recopilación de literatura para establecer las tasas de entrada de P y N en relación a las fuentes atmosféricas, tratamiento de aguas residuales, tratamiento antes de su vertido al agua. 3. Recolección de datos en monitoreo de cargas de PT y NT en cada entrada al cuerpo de agua. De esta manera se pueden determinar los coeficientes de exportación para distintos usos de suelo y los porcentajes de exportación.</p> <p>La mayor exportación de NT proviene de cultivos de cereales, depositación atmosférica, ganadería, raps y lluvias, mientras que para el PT por cereales, descarga de desechos humanos y ganado. Como herramienta de gestión el MCE tiene claras ventajas debido a la simplicidad y operación del modelo, requiere pocos datos y puede ser calibrado fácilmente, puede evaluar el impacto del uso de la tierra por actividades humanas. Las limitaciones de este modelo es la importancia de las vías hidrológicas para determinar los nutrientes a los cursos de agua y las variaciones en los mecanismos de transporte disponibles durante el ciclo anual de agua, significan que el modelo no puede predecir en tiempo real. Sin embargo, puede servir para predecir en base de año a año.</p>

ID: 19

Nombre del artículo: Modelling point and diffuse source pollution of nitrate in a rural lowland catchment using the SWAT model

Autores: Lam Q.D., SchmalzB., Fohrer N.

Revista: Agricultural Water Management (57 veces citado)

Año y país: 2010, Alemania

Resumen:

Se evaluó el impacto de la contaminación puntual y difusa de la carga de nitrato en una cuenca de tierras bajas aplicando el modelo SWAT. La base de datos de entrada incluye el clima, topografía, suelos, uso de suelo y datos agrícolas, así como la consideración de las descargas de aguas residuales de 6 plantas de tratamiento.

Se demostró que las fuentes difusas son la principal fuente de nitratos en toda la cuenca. La contribución de las fuentes puntuales y fuentes difusas de carga de nitrato en la salida de la cuenca fueron aproximadamente 5% y 95%, respectivamente, concluyendo que la agricultura es el contribuyente dominante de fuentes difusas, mientras que las áreas forestales tienen la menor influencia en la carga de nitrato en comparación con los de otros usos del suelo.

ID: 20
Nombre del artículo: Evaluation of non-point source pollution reduction by applying Best Management Practices using a SWAT model and QuickBird high resolution satellite imagery
Autores: Lee M., Park G., Park M., Park J., Lee J., Kim S.
Revista: Journal of Environmental Sciences (28 veces citado)
Año y país: 2010, China
Resumen: El estudio evaluó la reducción de la contaminación de fuentes difusas aplicando mejores prácticas de gestión y utilizando el modelo SWAT con los datos de uso del suelo generados a partir de imágenes satelitales QuickBird, que se asemeja a la resolución espacial y a las características espectrales de KOMPSAT-3. Los resultados indican que una franja de vegetación como filtro (0–20 m) permite reducir la carga de sedimentos, NT y PT en 24,8%, 5,4 y 5,6% respectivamente; un sistema de amortiguación ribereña (30 y 60 m) redujo la carga de sedimentos, NT y PT en 20,9%, 8,9 % y 9,4% respectivamente; una regulación del factor P- ULSE y el factor C como medidas de prevención de pérdida de suelo que convierten el estado del uso del suelo de campo descubierto en pastizales redujo la carga de sedimentos, NT y PT en 17,2%, 36,5% y 41,4% respectivamente y el control de la cantidad de fertilizantes para cultivos redujo la carga de sedimentos, NT y PT en 16,1%, 8,2%, y 8,6% respectivamente.

ID: 21

Nombre del artículo: The combined impact of land use change and aquaculture on sediment and water quality in oligotrophic Lake Rupanco (North Patagonia, Chile, 40.8 S)

Autores: León-Muñoz J., Echeverría C., Marcé R., Riss W., Sherman B., Iriarte J.L.

Revista: Journal of Environmental Management (3 veces citado)

Año y país: 2014, Chile.

Resumen:

Evaluación de los efectos del cambio del uso de suelo y cultivos de salmón en cargas de N y P en el Lago Rupanco, Chile. Se utilizaron modelos lineales de efectos mixtos (LME) para probar asociaciones. Los análisis estadísticos se realizaron en S-PLUS. La variabilidad entre los sitios de estudio se determinó a través de contrastes de Helmert mientras que el nivel de significación de la variabilidad total se calculó mediante un análisis de varianza.

Los resultados indicaron que las concentraciones de nitrato y NT aumentan desde aquellas sub-cuencas con mayor cobertura de bosques nativos hacia los que tienen la mayor proporción de tierras de cultivo y pastoreo. Combinado con los aportes de nutrientes de la salmonicultura, las concentraciones de N tienden a aumentar en la columna de sedimentos y el agua del lago.

La relación entre el uso de la tierra y TN: TP y $\text{NO}_3\text{-N}:\text{PO}_4\text{-P}$ se caracteriza por un fuerte incremento en ambas relaciones a medida que la cobertura de bosque nativo disminuye y la cobertura de las tierras de cultivo y pastos aumenta.

ID: 22
Nombre del artículo: Review of Published Export Coefficient and Event Mean Concentration (EMC) Data
Autores: Lin J.P.
Revista: Wetlands Regulatory Assistance Program (30 veces citado)
Año y país: 2004, EE.UU
Resumen: <p>Entregar información sobre coeficientes de exportación en respectivos usos de suelo con el fin de ser utilizados para medir cargas de contaminantes en humedales, también para regulaciones y planificación, como la estimación del cambio de uso de suelo en los humedales y efectos de las cargas contaminantes en los cuerpos de agua.</p> <p>Se recopila información de diversos documentos científicos sobre los CE en distintos cursos de agua: como lagos y estuarios, estos son mostrados en rangos y concentraciones de PT y NT también media y mediana de concentraciones de NT y PT. Los CE son específicos para cada sector y dependen de la climatología, las características físicas de la cuenca, usos de suelo, agrícolas y urbanos, entre otros, pueden exhibir una amplia variabilidad en los valores de exportación de nutrientes. Es por esto que tras la recopilación de información hay documentos que tienen valores similares, mientras que otros difieren completamente en los resultados.</p>

ID: 23

Nombre del artículo: Solution of export coefficients of nitrogen from different and-use patterns based on Bayesian analysis

Autores: Liu M, y Lu J.

Revista: Water Science & Technology (1 vez citado)

Año y país: 2013, China

Resumen:

El objetivo de este estudio es combinar el método bayesiano y modelo de coeficientes de exportación para el cálculo de Coeficientes de exportación y tasas de pérdida de corriente para el Ntotal para 5 patrones de uso de suelo.

Se realiza a través del cálculo de tasa de pérdida de corriente, donde Nitrógeno es removido en el tiempo y se obtiene a través del método de estimación bayesiano y también el cálculo de CE, se utiliza el modelo de coeficientes de exportación con datos de CE (kg/ha/año), uso de suelo (ha) y carga de nutrientes (kg/año).

Luego de la calibración se obtuvo que el modelo para el cálculo de coeficientes de exportación convergiera bien, ya que estos tuvieron pequeños errores. Los suelos que tienen mayor concentración de NT, son "dry land" (tierra seca), "urban" (urbana), "paddy field" (parcela o tierra cultivable inundada, e.g. arrozales) de tierra cultivable. Los que tienen menor concentración son las zonas con bosques y barren land, debido a que tienen poca cantidad de fertilizantes en sus suelos.

ID: 24

Nombre del artículo: Catchment Erosion and Sediment Delivery in a Limno-Reservoir Basin

Autores: Molina-Navarro E., Martínez-Pérez S., Sastre-Merlin A., Bienes-Allas R.

Revista: Water Resource Management (1 vez citado)

Año y país: 2014, España

Resumen:

El objetivo de este estudio fue evaluar la erosión del suelo y sedimentos en la cuenca reservorio Pareja Limno. Este objetivo se ha cumplido a través de la estimación de las tasas de erosión y deposición del suelo a escala de captación con una simple metodología in situ, encontrando su relación con la sedimentación en el reservorio Pareja Limno para evaluar el aporte de sedimentos, y la localización de las áreas con los problemas de erosión más significativos.

Según la metodología utilizada, la erosión bruta de laderas en la cuenca fue de $6.0 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, lo cual coincide con valores reportados para las zonas mediterráneas. Después de la resta de la deposición medida, se encontró una pérdida de suelo de $1.2 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en la cuenca de captación.

La relación de distribución de sedimentos se estimó en un 3,8%, lo cual es baja debido a la baja conectividad entre la red de la corriente y el reservorio limno, además de algunas características locales que pueden tener una influencia secundaria.

ID: 25
Nombre del artículo: Synergistic impacts of land-use change and soil property variation on non-point source nitrogen pollution in a freeze–thaw area
Autores: Ouyang W., Huang H., Hao F., Guo B.
Revista: Journal of Hydrology (2 veces citado)
Año y país: 2013, China
Resumen: <p>Aplicación del modelo SWAT a una cuenca agrícola para identificar la variación a largo plazo de fuentes de contaminación no puntuales de N debido al cambio de uso de suelo (transferencia de cultivos), para evaluar el impacto combinado del cambio de uso del suelo y la variación de propiedad del suelo y además identificar el papel de la temperatura.</p> <p>Considerando el cambio en el uso de suelo, se encontró que con la desaparición de los humedales, la carga de N aumentó. La carga de NT no cambió significativamente durante la conversión de tierras altas en arrozales. Además, con el cambio gradual en el uso del suelo durante el tiempo, las cargas de N orgánico y N nitrato muestran una tendencia de aumento.</p> <p>Respecto de la carga de N con las propiedades del suelo, el N orgánico fue más sensible que el N nitrato a la variación del suelo y los datos del suelo pueden afectar la precisión de la estimación del rendimiento de N. Por su parte, al evaluar el uso de suelo junto a sus propiedades, cuando se despreció el cambio del suelo, la variación del uso del suelo hizo que el rendimiento de N aumentara constantemente.</p> <p>Finalmente y respecto de la temperatura, la carga de N en abril, mayo y agosto-octubre representó más del 80% del importe anual total. Generalmente, el calentamiento del suelo durante la primavera causa el primer flujo de N del año (abril) y entrega una alta presión como precipitaciones en Julio.</p>

ID: 26
Nombre del artículo: Exportación de nutrientes en microcuencas con distinto uso del suelo en el sur de Chile (Lago Rupanco, X Región)
Autores: Oyarzún C., Campos H., Huber A.
Revista: Revista Chilena de Historia Natural (30 veces citado)
Año y país: 1997, Chile
Resumen: <p>Este estudio evaluó el impacto del uso del suelo sobre las concentraciones y transporte de N y P en seis microcuencas localizadas dentro de la cuenca del lago Rupanco, Chile. Los valores mensuales de N y P exportados por cada microcuenca fueron calculados combinando la descarga total de agua para el período mensual con la concentración de N y P medido en el punto medio del período. La exportación mensual de N y P fue obtenida dividiendo el N y P exportado (mg mes^{-1}) por el área de la cuenca respectiva (m^2). Entonces, estos resultados fueron sumados para el período de doce meses, para obtener el transporte anual ($\text{mg m}^2/\text{año}$).</p> <p>Los resultados indicaron que el NT exportado representó para cuencas de bosque nativo el 56,2% del transporte de carga anual, el 55,1% en cuencas de praderas ganaderas y 71,6% en microcuencas de pradera con agricultura limitada. El $\text{NO}_3\text{-N}$ representa los valores más altos de todas las formas de N (más en praderas ganaderas). El PT anual exportado vía solución representó el 64,5% en las cuencas con bosque nativo, y solamente el 40,5% y 38,5% en las cuencas con praderas-ganadería y praderas-agricultura limitada, respectivamente. La exportación de NT y $\text{NO}_3\text{-N}$ fueron significativamente menores en las cuencas con vegetación nativa.</p>

ID: 27

Nombre del artículo: Sensitivity analysis and field testing of the RISK-N model in the Central Valley of Chile

Autores: Oyarzún R., Arumí J., Salgado L., Mariño M.

Revista: Agricultural water management (17 veces citado)

Año y país: 2007, Chile

Resumen:

El propósito de este trabajo fue poner a prueba la utilidad del modelo RISK-N en condiciones representativas del Valle Central de Chile, donde se concentra la mayor parte de la actividad agrícola chilena, utilizando datos fáciles de obtener e información derivada de literatura. Además, se estudió el efecto de la incertidumbre en la entrada del modelo.

El análisis de sensibilidad destaca la importancia de los niveles iniciales de N del suelo, la porosidad del suelo y las cantidades de entrada de agua tanto en la lixiviación de nitratos de la zona no saturada y en las concentraciones de NO_3^- subterránea simuladas por el modelo. Un análisis combinatorio mostró interacción entre los parámetros del modelo seleccionado, la tasa de desnitrificación y la aplicación de fertilizantes, lo que sugiere que se debería prestar más atención a estas variables sobre los usos futuros de este modelo. La evaluación del desempeño del modelo mostró mejores resultados cuando se consideraron los valores medios observados y simulados, mientras que se encontraron resultados menos robustos cuando se utilizaron los valores individuales.

El modelo es fácil de usar y parece ser apropiado para estudios a medio y largo plazo de contaminación de N en aguas subterráneas para condiciones agrícolas en el Valle Central de Chile y en virtud de limitadas condiciones de disponibilidad de datos.

ID: 28

Nombre del artículo: Pesticide levels in surface waters in an agricultural–forestry basin in Southern Chile

Autores: Palma G., Sánchez A., Olave Y., Encina F., Palma R., Barra R.

Revista: Chemosphere (80 veces citado)

Año y país:2004, Chile

Resumen:

El objetivo de este estudio fue determinar los residuos de cinco pesticidas en las aguas superficiales de la cuenca del río Traiguén al sur de Chile y estimar el riesgo ecológico para estos pesticidas mediante el cociente de riesgo (RQ).

Las precipitaciones y la posterior escorrentía superficial de las zonas agrícolas proporcionan un mecanismo para el movimiento de pesticidas al río Traiguén, así, la ocurrencia de una precipitación inmediatamente después de la aplicación de los productos provoca una pérdida significativa del producto.

Los datos se analizaron en función del uso de suelo y los períodos de aplicación de los productos, lo que muestra un claro patrón estacional de la contaminación en el río Traiguén.

Respecto al riesgo ecológico, para picloram el RQ calculado <0 , lo que indica que se pueden producir efectos adversos debido a la exposición a este herbicida en la cuenca del río Traiguén, mientras que para el 2,4-D, simazina, hexazinona, carbendazima $RQ > 1$, lo que significa que los efectos adversos podrían ocurrir y es necesario reducir la exposición a pesticidas en las aguas superficiales.

ID: 29

Nombre del artículo: SWAT modeling of best management practices for Chungju dam watershed in South Korea under future climate change scenarios

Autores: Park J.-Y., YuY.-S., HwangS.-J., Kim C., Kim S.-J.

Revista: Paddy and Water Environment (1 vez citado)

Año y país:2014, Corea del Sur

Resumen:

El modelo SWAT se utilizó para evaluar los actuales y futuros escenarios adecuados de las mejores prácticas de gestión para la presa Chungju, cuenca de Corea del Sur, que incluye zonas de arrozales y cultivos de secano. Se adoptó el modelo SWAT para evaluar la reducción de cargas al aplicar 5 prácticas de gestión (estabilización de riberas, gaviones, estructura de recarga, terrazas con pendientes y arados en el sentido de curvas de nivel) durante los períodos de línea de base (1981-2010), la década de 2040 (2031-2060) y la década de 2080 (2071-2100) con escenarios de cambio climático (MIROC3.2 HiRes A1B y B1).

Las reducciones máximas alcanzadas fueron: con estabilización de riberas se redujeron sedimentos y NTen 97,2% y 75,4% respectivamente y con terrazas con pendientes se redujo el PT en 69,8% durante modelación del presente. Para el futuro, estabilización de riberas será la medida más efectiva para la reducción de sedimentos y NT, y terrazas con pendientes para PT. Además, los gaviones será la efectiva para remoción de sedimentos para los años 2040 y 2080.

ID: 30
Nombre del artículo: Using SWAT-VSA to Predict Diffuse Phosphorus Pollution in an Agricultural Catchment with Several Aquifers
Autores: Pezet F., Dorioz J.-M., Quetin P., Lafforgue M., Trevisan D.
Revista: Journal of Hydrologic Engineering
Año y país: 2014, Francia
Resumen: <p>El objetivo de este trabajo fue evaluar la contribución de varios acuíferos con capacidades de almacenamiento específicos para el almacenamiento de influencia global, su dinámica y los efectos posteriores sobre áreas de fuente variable (VSA) y contaminación de fuentes no puntuales. Con este fin, se utilizó el modelo SWATmulti-VSA en una cuenca representativa de las condiciones agrícolas de los grandes lagos alrededor de los Alpes para calcular los flujos del fósforo reactivo soluble (SRP).</p> <p>Esta versión de SWAT ofrece predicciones más exactas del balance hídrico y los flujos de SRP, que subrayan la importancia de VSA en la movilización y transporte de contaminantes de fuentes no puntuales. La clave de SWAT-MVSA es la distinción de varios SSC representando distribuciones secuenciales y extensiones de VSA, impulsados por el llenado secuencial y la conexión de los acuíferos a la red hidrológica.</p>

ID: 31

Nombre del artículo: Nutrients dynamics in the main river basins of the centre-southern region of Chile

Autores: Pizarro J., Vergara P., Rodríguez J., Sanhueza P., Castro S.

Revista: Journal of Hazardous Materials (7 veces citado)

Año y país: 2010, Chile

Resumen:

Este estudio analizó los datos estacionales históricos de $\text{NO}_3\text{-N}$ y $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ de nueve principales ríos en la región centro-sur de Chile en los últimos 23 años. Para evaluar las tendencias anuales y estacionales se utilizó Generalized Additive Mixed Models (GAMM) y con el fin de analizar las tendencias anuales se desarrollaron modelos con diferentes combinaciones de variables.

Según los resultados, las concentraciones de $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ y de $\text{NO}_3\text{-N}$ tienen diferentes dinámicas temporales entre y dentro de las cuencas hidrográficas. Aunque hay diferencia estacional en $\text{NO}_3\text{-N}$ y $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ se encontró en las cuencas analizadas que existe una relación negativa entre estos nutrientes y el flujo de agua. Por su parte, las cuencas hidrográficas Bío-Bío, Bueno, Imperial, Maule, Rapel y Valdivia mostraron un claro incremento de $\text{NO}_3\text{-N}$, mientras $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ aumentó sólo en las cuencas de Rapel y Maule.

Las estaciones de muestreo con altas concentraciones de $\text{NO}_3\text{-N}$ se encuentran sobre todo en las subcuencas ubicadas en el valle central de la zona central de Chile, mientras que varias estaciones de muestreo sobre concentradas con $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ se ubicaron principalmente aguas arriba.

ID: 32

Nombre del artículo: Assessing the Efficiency of Alternative Best Management Practices to Reduce Nonpoint Source Pollution in the Mississippi-Atchafalaya River Basin (MARB)

Autores: Pokhrel B., Paudel K.

Revista: Agricultural & Applied Economics Association's 2014 AAEA Annual Meeting, Minneapolis.

Año y país: 2014, EEUU

Resumen: El estudio simuló los efectos de mejores prácticas de gestión para reducir la contaminación por nutrientes y sedimentos en la cuenca Johnson Chute. Se utiliza el modelo MAPSHED (open source model, integrado con ArcView, Generalized Watershed Loading Function AVGWLF) y se consideraron tres escenarios de clima (seco, medio y húmedo) y varios niveles de los parámetros de eficiencia de las prácticas de gestión.

Como resultados, para la condición normal y húmeda la combinación ideal de prácticas beneficiosas de gestión son la gestión de nutrientes y buffer de vegetación, mientras que en la condición seca es la combinación entre buffer de vegetación y estabilización de márgenes. Las prácticas en el clima húmedo tienen mayor coeficiente de reducción de contaminación que en los climas normal y seco debido al mayor transporte de nutrientes por escorrentía. En un escenario húmedo las prácticas son más costosas que en otros escenarios.

ID: 33

Nombre del artículo: Nitrate pollution of surface water induced by agricultural non-point pollution in the Pochochay watershed, Chile

Autores: Ribbe L., Delgado P., Salgado E., Flügel W.-A.

Revista: Desalination (39 veces citado)

Año y país: 2008, Chile

Resumen:

La contaminación difusa de N causada por la agricultura de regadío se cuantificó en la corriente Pochochay, cuenca del Aconcagua, región de Valparaíso, Chile. La calidad del agua y las descargas fueron controladas cada dos semanas en varios puntos de la corriente principal. Además, se llevó a cabo una encuesta agrícola, y para determinar el uso del suelo de las áreas no encuestadas se interpretaron imágenes remotas para recuperar datos sobre el patrón de cultivo y fertilizantes utilizados en las sub-cuencas. Se calcularon las cargas de N para cada punto de monitoreo sobre la base de la concentración de nitratos y de descarga. Para cada sub-cuenca las cargas aguas arriba se restaron con el fin de estimar el impacto del uso de suelo dentro de cada sub-cuenca.

Este estudio revela un impacto significativo de la agricultura de regadío en el contenido de N en el drenaje natural de la zona de estudio. Respecto a la concentración de nitratos (en promedios mensuales), todas las estaciones siguen un patrón similar, con valores mayores durante la temporada de lluvia; y respecto a la carga de nitrato, no se puede observar un patrón estacional, y entre 23 y 40% de N-fertilizante se encuentran en el agua de drenaje. Además, se encontró una relación entre los N-fertilizantes aplicados y cargas de N, y las dos estaciones con mayores registros de concentración de nitrato y descargas, permiten concluir que 23–27% del N-fertilizante aplicado en los campos se lixivia a la superficie del agua.

El impacto de la agricultura de regadío en la calidad de las aguas superficiales es evidente por lo que deben introducirse mejores prácticas de gestión para evitar el agravamiento de la contaminación en el futuro.

ID: 34

Nombre del artículo: Modeling the contribution of point sources and non-point sources to Thachin River water pollution

Autores: Schaffner M., Bader H.-P., Scheidegger R.

Revista: Science of the Total Environment (38 veces citado)

Año y país: 2009, Tailandia

Resumen:

El presente estudio utiliza Mathematical Material Flow Analysis (MMFA) como un enfoque complementario para abordar la degradación de la calidad del agua del río debido a la contaminación (puntual y difusa) por nutrientes en la cuenca del río Thachin en el centro de Tailandia. Además, se realizó un análisis de incertidumbre, verosimilitud y de sensibilidad para identificar los parámetros claves del sistema y aquellos con potencial de reducir la carga de nutrientes.

Respeto a todo el sistema, las cargas de nutrientes clave son la producción acuícola (contribuyendo con el 62% y el 54% de la carga neta de N y P respectivamente), seguido por el cultivo de arroz y la cría de cerdos. Interesantemente, el sector de la producción animal (fuente puntual) contribuye significativamente más a la carga de nutrientes de la cuenca que el sector agrícola (no puntual), a pesar de que la entrada total de nutrientes al sistema como alimento para animales, es tres veces menor que la de fertilizantes para el subsistema agrícola. El nivel provincial indicó que el cultivo del arroz desempeña el papel más importante en la provincia norteña de la cuenca mientras que la acuicultura es la fuente dominante en todas las demás provincias.

Las simulaciones de escenarios muestran los órdenes de magnitud de las reducciones de carga que podrían lograrse con diferentes medidas. La mejora de la gestión de los lodos de estanque y agua de drenaje de la acuicultura podrían reducir más del 50% y el 30% del total de las cargas de N y P respectivamente en la cuenca, mientras que menores tasas de aplicación de fertilizantes en el cultivo de arroz permitirían una potencial reducción de 21% y 13% para la carga de N y P respectivamente y un escenario óptimo combinado para la cría de cerdos produciría una reducción global de la carga de sólo el 8% para N y 3% para P en la cuenca.

ID: 35

Nombre del artículo: Parameter uncertainty analysis of non-point source pollution from different land use types.

Autores: Shen Z.-y., Hong Q., Yu H., Niu J.-f.

Revista: Science of the total Environment (42 veces citado)

Año y país: 2010, China

Resumen:

En este estudio, 17 parámetros del modelo SWAT fueron evaluados por un análisis de incertidumbre para diferentes tipos de uso del suelo en la cuenca del río Daning, de Three Gorges Reservoir, China. Se adoptó el método de First-Order Error Analysis (FOEA) para analizar el efecto de la incertidumbre de los parámetros en los siguientes tipos de uso de suelo, plantaciones, bosques y pastizales. Las salidas del modelo consistieron en escorrentía, producción de sedimentos y N y P orgánico.

Los resultados indicaron que la incertidumbre conferida por los parámetros difería entre los tres tipos de uso de suelo. Estas diferencias se atribuyen por sobre todo a las características de la superficie subyacente, que incluyen relieve, fisonomía, propiedades del suelo y la cobertura vegetal que afectan la circulación del agua y el transporte de nutrientes. En los bosques y praderas, la incertidumbre de parámetros en la contaminación se asocia principalmente con los procesos de escorrentía, pero en las plantaciones, los principales parámetros de incertidumbre se relacionan con procesos de escorrentía y propiedades del suelo.

El control eficiente de estos parámetros de incertidumbre basados en el tipo de suelo, es útil para el control de la incertidumbre de la contaminación de fuentes difusas.

ID: 36

Nombre del artículo: An overview of research on agricultural non-point source pollution modelling in China

Autores: Shen Z., Liao Q., Hong Q., Gong Y.

Revista: Separation and Purification Technology (40 veces citado)

Año y país: 2012, China

Resumen:

En China, el control de la contaminación no puntual será uno de los asuntos más importantes en la protección del medioambiente acuático en las próximas décadas. Norte América ha sido un ejemplo respecto a esto, ya que han desarrollado desde los años 60 modelos matemáticos para evaluar la contaminación difusa. Estos modelos se han clasificado en dos categorías, modelos empíricos o estadísticos y modelos basados en base física o en procesos. Dentro de los modelos empíricos más utilizados se mencionan los métodos estadísticos, modelos de coeficiente de exportación y de coeficientes de importación y métodos de separación hidrográfica. Por otro lado, los modelos con base física o en procesos más utilizados en China son el modelo Soil and Water Assessment Tool (SWAT), modelo Agricultural Nonpoint Source Pollution (AGNPS) y el modelo Hydrological Simulation Program-FORTRAN (HSPF), destacando además otros de dominio público como los modelos, Water Erosion Prediction Project (WEPP), Simulator for Water Resources in Rural Basins (SWRRB) and Better Assessment Science Integrating Point and Non-point Sources (BASINS). Además de aprender de la experiencia extranjera, varios investigadores chinos han desarrollado varios métodos para el estudio de la contaminación difusa. Sin embargo, la mayoría de estos son métodos estadísticos sencillos que no permiten obtener una buena estimación, y pueden ser adoptados sólo en situación de escasez de datos. En general, los problemas asociados a la modelación de la contaminación difusa en China resultan de las limitaciones de modelos exóticos, las limitaciones de la escala del área de aplicación, de la calibración y validación del modelo, falta en la descripción de los mecanismos de la contaminación no puntual y los criterios de evaluación.

ID: 37

Nombre del artículo: Simulation of spatial and temporal distributions of non-point source pollution load in the Three Gorges Reservoir Region

Autores: Shen Z., Qiu J., Hong Q., Cehn L.

Revista: Science of the Total Environment

Año y país: 2014, China

Resumen:

Este estudio simuló la carga contaminación de fuentes no puntuales utilizando el modelo SWAT y el modelo extendido a cuencas en pequeña escala (SWFM). Los resultados de simulación de cuatro cuencas típicas pequeñas se extendieron a toda la cuenca permitiendo estimar la carga de contaminación no puntual durante los años 2001-2009.

La carga contaminante no puntual en la zona occidental fue la más alta mientras que la más baja fue en la zona oriental. La profundidad de la escorrentía mostró cierta correlación con la elevación, y la producción de sedimentos se correlacionó con la precipitación, la cobertura del suelo, el tipo de uso de suelo y la pendiente. La exportación de nutrientes fue mayor en las zonas de cultivo, donde la erosión del suelo era grave. En general, la contaminación no puntual ha mostrado una tendencia al alza en los últimos años.

Las tendencias similares de variación anual de escorrentía y carga de sedimentos mostraron que la carga de sedimentos estaba estrechamente relacionada a la escorrentía.

Las cargas de NT y TP fueron relativamente estables de 2001 a 2007, con excepción de altas cargas en el 2006. El aumento de la intensidad de las fuentes de contaminación fue una razón importante para la significativa alza en las cargas de NT y PT desde 2008 a 2009. Por otro lado, las lluvias de abril a octubre contribuyeron a la mayor cantidad de cargas de escorrentía, sedimentos y nutrientes para el año.

En general, el río Longxi, río Taohua, río Wubu, río Daxi y cuencas del río Changtang, donde los usos del suelo estaban dominados por actividades agrícolas, son las áreas de enfoque para la gestión de la contaminación no puntual.

ID: 38

Nombre del artículo: Catchment scale modelling of point source and non-point source pollution loads using pollutant export coefficients determined from long-term in-stream monitoring data

Autores: Shrestha S., Kazama F., Newham L.T.H., Babel MS, Clemente R.S., Ishidaira H., Nishida K., Sakamoto Y.

Revista: Journal of Hydro-Environment Reseach (18 veces citado)

Año y país: 2008, Japón

Resumen:

Objetivo del estudio es proponer un marco para estimar los coeficientes de exportación y las cargas totales de contaminación usando los coeficientes de exportación basado en el monitoreo de calidad del agua de una corriente a largo plazo.

Se realizan mediciones quincenales a mensuales de calidad de agua en 8 estaciones de monitoreo en la cuenca del río Fuji, para la medición de BOD, COD, PO4-P, NO3-N. Luego se realiza un modelo de regresión múltiple para calcular la carga anual de contaminantes de las subcuencas a través de un modelo de 7 parámetros donde previamente se determinó la correlación entre caudal y concentración de CODMn, DBO, NO3-N y PO4-P. Los coeficientes de exportación se calcularon por modelo empírico, donde la concentración promedio mensual (y anual) de materia orgánica / carga de nutrientes se ocupan como variables dependientes y el sector de uso de suelo de cada sub-cuenca, como variable independiente.

Las mayores cargas de DBO y CODMn provienen mayoritariamente de bosques. La agricultura aporta mayor cantidad de NO3-N, debido al uso de fertilizantes. El mayor aporte de PO4-P proviene de bosques. En comparación con la literatura los coeficientes de exportación de NO3-N y CODMn en usos agrícolas son menores y PO4-P proveniente de suelos urbanos es mayor para el río Fuji.

ID: 39

Nombre del artículo: Phosphorus loads to surface waters: A simple model to account for spatial pattern of land use

Autores: Soranno P., Hubler S., Carpenter S., Lathrop R.

Revista: Ecological Applications (1 vez citado)

Año y país: 1996, EE.UU

Resumen:

El objetivo de este estudio es desarrollar un modelo para explicar el patrón espacial de la topografía y utilizar SIG como base de datos de uso de suelo en relación a la exportación de fósforo para lago Wisconsin, EE.UU. Para esto se realizan un modelo de calidad de agua y modelo de coeficientes de exportación, donde los datos de uso de suelo son obtenidos a partir de recopilación de información proveniente de Wisconsin Department of Natural Resources (WDNR).

Se utilizaron los datos de uso de suelo, se crearon 24 categorías que se clasifican en 6 usos de suelo generales (agricultura, urbano, carretera, bosques, humedales, lago). Se obtuvieron características hidrográficas y se convirtió en raster de 100 x 100 m. El DEM fue creado a raster con elevaciones en intervalos de 100 m, combinado con el escurrimiento superficial (de P) en la corriente que fue medida en la estación de monitoreo. Se realizó una comparación de 3 sectores para el año 1976, 1977 y ambos años.

Los resultados obtenidos de es Coeficientes de exportación d fósforo y coeficientes de escorrentía ambos disminuyeron con el aumento del área de la subcuenca. Se observó que el uso predominante fue el urbano para los tres sectores. Se realizaron comparaciones para el año 1976, 1977 y ambos años, dando como resultado que la carga total de P fue 2 veces más alto en 1976 que en 1977 y la variación entre subcuencas fue muy alto durante el año de alta escorrentía. Mientras que en años de baja escorrentía sólo las áreas adyacentes a aguas superficiales y las zonas urbanizadas contribuyeron a la carga. Por otra parte, el coeficiente de transmisión indica el área que contribuye a la carga, como este disminuye, las áreas lejos de arroyos no contribuyen al fósforo. La distancia entre el borde de la superficie a los cauces de agua varió de 0,1 km a 6 km, dependiendo de las zonas de escurrimiento y topografía local. En el año de baja escorrentía, sólo el 30% de la zona transportó una cantidad significativa de P para las aguas superficiales, pero durante el año de alta-escorrentía, 87% de la zona contribuyó una importante fuente de P.

ID: 40
Nombre del artículo: Agricultural practices adjustments to policies aiming to decrease water pollution from agriculture
Autores: Sun S., Delgado M., Sesmero J.
Revista: Agricultural & Applied Economics Association's 2014 AAEA Annual Meeting, Minneapolis
Año y país: 2014, EEUU
Resumen: <p>Este estudio evaluó y comparó opciones de políticas basadas en su relación costo-eficiencia para reducir la contaminación.</p> <p>En este estudio, se encontró que las políticas de precios de los fertilizantes no pueden disminuir significativamente el uso de fertilizantes debido al efecto insignificante de precio de estos en su uso. Los agricultores parecen disminuir el uso de fertilizantes, incluso a un mayor precio de estos.</p> <p>Contrariamente, el uso del fertilizador es elástico al precio del producto y las políticas basadas en estos son mucho más eficaces para disminuir el uso de fertilizantes.</p> <p>Por lo tanto, las políticas que imponen impuestos sobre la producción o subsidian la producción de maíz o soja, o ambos, son capaces de mitigar la contaminación del agua significativamente del uso de fertilizantes.</p> <p>Las políticas que pueden aumentar la oferta de mano de obra en temporada de siembra también pueden tener un fuerte efecto sobre la mitigación de la contaminación del agua a través de la disminución de la aplicación de fertilizantes en el otoño o invierno. La lenta tasa de ajuste de las políticas de asignación de tierras sugiere que las políticas que afectan el uso de los fertilizantes a través de la motivación de la asignación de tierras de los agricultores puede ser costoso en el tiempo. Para disminuir la disminución del uso de fertilizantes a través de las tierras asignadas al maíz requieren cuatro años para alcanzar plenamente su objetivo.</p>

ID: 41

Nombre del artículo: Farm-level actions towards water pollution control: the role of nutrient guidance system

Autores: Wilson P.

Revista: Water and Environment Journal

Año y país: 2014, Reino Unido

Resumen:

Investigación de actitudes y acciones de granjeros para el control de la contaminación del agua. El análisis de los datos se realizó a través de un test estadístico no paramétrico (chi cuadrado) para evaluar que no hay asociación entre granjas individuales, granjeros, sus características y las medidas de prácticas de manejo o el interés en tomar futuras prácticas. Para datos continuos, se utilizó un técnica estadística paramétrica. Para algunos datos continuos de granjas se utilizó test no paramétrico (Mann Whitney).

Las prácticas para reducir la contaminación del agua varían significativamente en los tipos de grupos de granjas. Diferencias significativas en las prácticas fueron observadas según el tipo de granja, región de la Unión Europea, niveles de educación de granjeros y uso o ausencia de una guía de nutrientes. No hay diferencias significativas en el rendimiento financiero de entrada-salida de productores de cultivos herbáceos según el uso y no uso de una guía de nutrientes. El uso del sistema de guía de nutrientes se asocia con un mayor interés en las prácticas para reducir o prevenir la contaminación del agua y la falta de claros beneficios financieros de la utilización de esta guía, es un desafío para lograr la captación de su uso.

ID: 42

Nombre del artículo: The Simulation Research on Agricultural Non-point Source Pollution in Yongding River in Hebei Province

Autores: Xiaowen D.

Revista: Procedia Environmental Sciences, International Society for Environmental Information Sciences 2010 Annual Conference (ISEIS) (4 veces citado)

Año y país: 2010, China

Resumen:

Se analizó el recurso, la carga y la distribución de la contaminación de fuentes no puntuales agrícolas, basándose en el sentido de interacción remoto y sistema de información geográfica del modelo de coeficiente de exportación.

La distribución temporal de la contaminación agrícola no puntual se concentra en las temporadas y años de alto flujo. En términos de la escala hidrológica, el 80% de la contaminación no puntual agrícola se concentra en período húmedo (junio, julio y agosto) debido a la precipitación anual también concentrada en este momento. En total, la pérdida de la contaminación no puntual agrícola tiene una correlación positiva con la precipitación.

En lo que respecta a la distribución espacial de la carga de contaminación no puntual agrícola, esta se concentra en el cuadro interior (sobre todo terrenos inclinados), en plantaciones de cultivos económicos, aldeas y áreas de alta distribución de fertilizantes.

ID: 43

Nombre del artículo: Nutrient Export and Land Use in Australian Catchments

Autores: Young W., Marston F., Davis R.

Revista: Journal of Environmental Management (140 veces citado)

Año y país: 1996, Australia

Resumen:

Este documento corresponde a una recopilación bibliográfica cuyo objetivo es estimar las tasas de generación de nutrientes en distintas categorías de uso de suelo para Australia.

Para ello se consideran cargas de fósforo y nitrógeno de Suroeste, Noreste y Oeste de Australia y se compara con datos para Norte América. La obtención de información es a través de la multiplicación de cada área de fuente difusa con nutrientes, con la tasa de generación de nutrientes (kg/ha/año) para proporcionar una carga anual en kg/año.

De la recopilación se obtiene que el mejor predictor de las tasas de exportación de nutrientes disponibles en la actualidad es el uso de la tierra, pues los atributos como escorrentía, precipitaciones, etc., no siempre son suficientes para permitir los ajustes necesarios para calcular las tasas promedio de EN. Los datos de EN que han sido recopilados (Australia y Norte América NA) indican que los valores de tasas de Exportación de nutrientes N en NA son más altos que los de Australia.

ID: 44

Nombre del artículo: Assessment of non-point source pollution using a spatial multicriteria analysis approach

Autores: Zhang H., Huang G.H.

Revista: Ecological Modelling (37 veces citado)

Año y país:2011, Canadá

Resumen:

Este estudio desarrolló un método multi-criterio espacial para evaluar el potencial de pérdida de N a nivel de cuenca. Se formularon cuatro criterios (caracterización de la capacidad de la fuente de exportación de N, la trayectoria de flujo de masa de agua, la eficiencia de la generación de escorrentía y la fuerza de conducción climática).

El método propuesto es un método de bajo esfuerzo ya que los datos necesarios están ya disponibles en un contexto global o fácilmente producidos con insumos limitados. Además, este método genera mapas que podrían ser fácilmente interpretados para apoyar la toma de decisiones.

Los resultados fueron validados en base a la correlación entre el potencial de pérdida de N de la sub-cuenca y la clase la calidad del agua del río. Los mapas de potencial de pérdida de N fueron útiles para examinar el patrón regional de la pérdida difusa de N y podrían facilitar las decisiones de gestión de la contaminación no puntual a nivel provincial o de cuenca. Sin embargo, esta metodología está limitada por la falta de información detallada sobre el balance de N especialmente para la agricultura.

ID: 45

Nombre del artículo: Economy Growth and Agricultural Non-point Source pollution: An Empirical Analysis: Based on Provincial Paneldata (1990-2007)

Autores: Zhang H., Yu Y., Hu H.

Revista: Energy Procedia (1 vez citado)

Año y país: 2011, China

Resumen:

El objetivo fue evaluar la relación entre contaminación de fuentes no puntuales y los ingresos asociados para su gestión, para probar y verificar la curva ambiental de Kuznets en China. Los resultados indican que la contaminación de fuentes no puntuales agrícolas y la relación de ingresos siguieron una forma de U invertida, y el punto de inflexión del modelo se calculó como 12.639 yuanes (precios constantes de 1990). Por lo tanto, el desarrollo económico fue de gran importancia en la solución de la contaminación de fuentes no puntuales agrícolas.

ID: 46

Nombre del artículo: Land use patterns optimization based on CLUE-S and SWAT models for agriculture non-point source pollution control

Autores: Zhang P., Liu Y., Pan Y., Yu Z.

Revista: Mathematical and Computer Modelling (12 veces citado)

Año y país: 2013, China

Resumen:

Este trabajo acopla el modelo CLUE-S con el modelo SWAT para simular el cambio de uso de suelo bajo 2 escenarios. El escenario 1 fue el uso de suelo en el año 2015 y el escenario 2 fue establecer un escenario de control de la contaminación de fuentes no puntuales de agricultura.

Como resultado se observó que los cambios en la estructura y tendencia del uso del suelo tienen una influencia significativa en la carga de contaminación no puntual. Para el escenario 1, las zonas de la huerta aumentaron y la disminución de la cubierta forestal y la carga contaminante de NT y PT aumentó en 5,27% y 4,03% en comparación con el estado de uso de suelo en 2006. Para el escenario 2, la cubierta forestal aumentó bajo el escenario del control de la contaminación no puntual de la agricultura, comparado con el estado del uso de suelo en 2006, mientras que las tierras inutilizadas y las tierras de cultivo han disminuido. Este escenario permitió que las cargas contaminantes de NT y PT disminuyeran en 13,94% y 9,86% respectivamente en comparación con el estado de uso del suelo en 2006.

El acoplamiento de estos dos modelos permite simular y evaluar cuantitativamente las cargas de N y P en diferentes escenarios de uso de suelo, prediciendo los efectos de la falta de control de la contaminación difusa bajo diferentes hipótesis de planificación y optimización del uso del suelo.

ID: 47

Nombre del artículo: Bayesian estimation of export coefficients from diffuse and point sources in Swiss watersheds

Autores: Zobrist J., Reichert P.

Revista: Journal of Hydrology (38 veces citado)

Año y país: 2006, Suiza

Resumen:

El objetivo de este estudio es evaluar las contribuciones de distintas entradas de cargas y concentraciones a las cuencas hidrográficas de suiza, con el fin de contribuir a mejorar y comprender los procesos de cuencas, además de disminuir la contaminación de aguas superficiales. Estimar el efecto del uso de suelo en el cambio de la calidad del agua del río.

Se obtuvieron las cargas de nutrientes (Fósforo soluble reactivo, nitrato, Ntotal, Cloruro, Potasio, Alcalinidad) del programa encuesta nacional de río (NADUF). Se utiliza el modelo para predecir la carga media de salida, incluye el tipo de uso de suelo, el número de habitante en ese suelo y al índice de la cuenca (se realiza el estudio para distintas cuencas de sólo un uso de suelo). Luego se obtienen coeficientes de exportación para cuencas medidas, por Nacional Suizo Survey Programme River en los distintos usos de suelo y se realizan análisis bayesiano y frequentist.

Las variaciones en la contribución de fósforo a las cuencas disminuyen luego de la prohibición de fosfato en detergentes domésticos en el año 1986. Las contribuciones de P en suelos agrícolas aumentan entre 1980- 1990 y disminuye en 1990- 2003 debido al aumento de las prácticas agrícolas en el primer periodo y la disminución de los fertilizantes en el segundo periodo. Para el cloruro el enfoque bayesiano estima que la agricultura intensiva es la práctica dominante en la contribución de cloruro al río.

La agricultura intensiva es la fuente dominante en la carga de nitrato al río. Con respecto a los métodos utilizados, el análisis frequentist no entrega datos razonables para este tipo de investigación. El método bayesiano es ideal para este tipo de trabajo debido a la combinación de conocimientos previos de EC.

ID: 48

Nombre del artículo: Diagnóstico de la Calidad del Río Damas X Región, Lineamientos para un Plan de Prevención y/o Descontaminación. Capítulo 5. Diagnóstico Ambiental de la cuenca del Río Damas

Autores: Centro EULA – Chile.

Revista:

Año y país: 1998, Chile

Resumen:

El objetivo de este estudio es entregar información de las cargas de nutrientes (P y N) en distintas subcuencas del río Damas para evaluar la contribución desde fuentes puntuales y difusas.

En este trabajo se entregan diversas características de la cuenca del río Damas, tanto en la topografía, usos de suelo, características climáticas, demográficas, etc. En relación a la contaminación difusa proporciona información de fósforo y nitrógeno total para distintas actividades realizadas en 9 subcuencas, determinando cuales son las cuencas con mayor exportación de nutrientes. También considera los herbicidas, plaguicidas, fungicidas y coliformes fecales. Para determinar el uso de suelo por sector se realiza fotointerpretación y utilización de SIG. La estimación de cargas de exportación se realiza a través de bibliografía de coeficientes de exportación (Oyarzún et al, 1997; Vismara, 1998).

Los principales resultados son que la mayor exportación de fósforo se obtiene principalmente en suelos con praderas ganaderas, además, las cargas difusas de exportación de fósforo corresponden a un 39,2%, mientras que 60,8% proviene de fuentes puntuales. La exportación de N al río proviene en un 93% de descargas producidas por animales. A partir de encuestas realizadas se obtuvo que el uso de pesticidas en esta cuenca es muy restringido, por lo que la contaminación difusa por este uso no es relevante. El aporte de los fertilizantes fue más bajo que las fuentes puntuales, por esto no se encontró una relación con la concentración de nutrientes en las aguas superficiales. La contaminación fecal existe en mayor cantidad por las localidades rurales hacia el río Damas y sus afluentes, este aporte se hace crítico en verano debido a que el caudal de dilución es mínimo.

ID: 49

Nombre del artículo: The unseen threat to water quality. Diffuse water pollution in England and Wales report – May 2007.

Autores: Environment Agency

Revista:

Año y país: 2007, Inglaterra

Resumen:

El objetivo es contener contaminantes que llegan a aguas superficiales y subterráneas. En primer lugar, mediante la reducción del uso de contaminantes potenciales, almacenamiento y uso de productos químicos de forma segura, y la modificación de las técnicas de manejo de la tierra y de drenaje. Las principales preocupaciones son: altos niveles de nutrientes en ríos, lagos, estuarios y aguas costeras que pueden causar eutrofización; la contaminación por nitratos de aguas utilizadas para agua potable; productos químicos peligrosos que gotean dentro de ríos, lagos y aguas subterráneas de polígonos industriales; pesticidas y desinfectantes de la agricultura; el agotamiento del oxígeno en el agua debido a la contaminación orgánica de estiércol; sedimentos de la erosión del suelo asfixiando hábitats en los ríos, lagos y estuarios; contaminación bacteriológica de las aguas de baño y aguas para cría de moluscos procedentes de residuos agrícolas y las alcantarillas conectadas ilegalmente.

Iniciativas de controlar la contaminación difusa en el agua.

El control de la producción y el uso de ciertos productos químicos peligrosos para detener la contaminación en la fuente. La protección del suelo es también fundamental para la reducción de la contaminación difusa del agua porque los suelos son la vía por la que muchos contaminantes alcanzan el agua.

Para abordar con eficacia la contaminación y otros problemas ambientales tenemos que mirar a través de todas las cuencas hidrográficas y en todos los factores que afectan la calidad del agua. La DMA (Water Framework Directive) se propone reducir y eventualmente eliminar la contaminación causada por sustancias peligrosas prioritarias; los límites se están estableciendo en la actualidad por la Comisión Europea. Los métodos utilizados para reducir la contaminación difusa incluyen acuerdos negociados, instrumentos económicos, proyectos educativos y la promoción de prácticas ambientalmente más amigables.

Para detener los contaminantes que llegan a los cursos de agua en las zonas urbanizadas se requiere una gestión de la escorrentía por una serie de técnicas conocidas como sistemas de drenaje sostenible (SUDS). Este enfoque recrea un patrón más natural de escorrentía, lo que frena el flujo de agua de lluvia para que infiltre a través de la tierra donde los contaminantes son retenidos.

Tanto en zonas urbanas como rurales, impedir la contaminación en el origen depende en gran medida de precauciones sencillas adoptadas por empresas y particulares. Muchas de

estas acciones se explican en las notas de orientación de prevención de la contaminación y de los códigos voluntarios de buenas prácticas (disponible en www.environment-agency.gov.uk).

Se trabajó con las empresas para promover la prevención de la contaminación. Los ejemplos incluyen: el uso de petróleo y productos químicos de forma segura, con el almacenamiento provisto de barreras y zonas de manipulación; eliminación de los aceites usados y productos químicos de manera segura; el uso de volúmenes mínimos de herbicidas para controlar las malas hierbas en las zonas comunes; la elección de los productos químicos con un menor impacto sobre el medio ambiente; evacuación de las aguas de lavado alcantarillado y no a drenajes superficiales, evitando la conexión ilegal de aguas residuales a la aguas superficiales de drenaje.

La regulación directa también tiene un papel que desempeñar en la reducción de la contaminación difusa de origen agrícola. Para reducir los aportes de nitratos de la agricultura, se han designado zonas vulnerables a estos (55% de Inglaterra y el 3% de Gales).

Se identifica la necesaria acción adicional en muchas zonas de captación para lograr los objetivos nacionales para las aguas superficie y subterráneas. Estos están siendo desarrollados por Defra (The Department for Environment, Food and Rural Affairs) y WAG (Welsh Assembly Government) bajo el Programa Catchment Sensitive Farming, que adaptara las soluciones a las circunstancias ambientales locales a través de la planificación agrícola. Catchment sensitive farming requiere una alianza entre los agricultores, los reguladores y otros. Los agricultores y sus asesores tendrán que aumentar su comprensión de los riesgos de contaminación y la prevención. En los sitios problemáticos se indica que debe ser mejorar el almacenamiento de agua sucia y gestionar el suelo y el uso de químicos para limitar las pérdidas de contaminantes al agua. Para este enfoque se indica que se debe promover a través de asesoramiento, programas de incentivos y regulación donde se necesite.

Para lograr un cambio eficaz también se indica que los nuevos enfoques, como los acuerdos de cooperación y los instrumentos económicos deben ser considerados. Por ejemplo, la Iniciativa Voluntaria es una alternativa a un impuesto sobre el uso de pesticidas. Su objetivo es reducir al mínimo los impactos ambientales del uso de plaguicidas y lograr mejoras ambientales.

ID: 50

Nombre del artículo: Rural diffuse pollution plan for Scotland- The rural diffuse pollution partnership for improving Scotland's waters

Autores: The rural diffuse pollution partnership for improving Scotland's waters

Revista:

Año y país: 2007, Escocia

Resumen:

En la demarcación hidrográfica de Escocia, el 18% de todos los cuerpos de agua están bajo un buen estado debido a los impactos sobre la calidad del agua. Los principales contaminantes difusos son el fósforo, patógenos fecales, nitratos y pesticidas que afectan principalmente a los ríos, aguas de baño y las aguas subterráneas, respectivamente.

La experiencia de la gestión de los controles de contaminación difusa rural sugiere los siguientes principios claves: un enfoque de cuencas; una sólida base de pruebas para evaluar las fuentes, el transporte, medidas objetivas; asesoramiento de uno a uno, visitas a los sitios rurales para identificar hotspots, cambiar a medidas y prácticas de gestión rentables, enfoques de asociación y participación de los interesados y combinación de medidas de regulación, económicos y voluntarios.

Los ejemplos incluyen los planes completos de gestión de cuencas, tales como el plan de gestión de cuenca Loch Leven y proyectos centrados más específicamente sobre la contaminación difusa, como el esquema de cuidado natural de lagos Lunan y el proyecto Brighthouse Bay.

Los planes hidrológicos de cuenca para Escocia y las demarcaciones hidrográficas de Solway Tweed pretenden incrementar el 63% de las masas de agua en Escocia actualmente en buen estado, a 97% en 2027. Este plan permitirá a las partes interesadas de una serie de sectores y organizaciones a coordinar las actividades y los recursos para hacer frente a la contaminación difusa. La estrategia consistirá en la coordinación y gestión de la contaminación difusa nacional a través de Diffuse Pollution Management Advisory Group (DPMAG).

Un enfoque de dos niveles ha sido desarrollado para la protección y mejora de las masas de agua en estas categorías. Los niveles son: una campaña nacional de sensibilización, orientación, formación y las inspecciones en relación con los impactos de la contaminación difusa; un enfoque objetivo por cuencas (enfoque de cuencas de prioridad) con un proceso secuencial de reunión de pruebas, sensibilización, y visitas a las fincas para identificar hotspots, medidas dirigidas y proporcionar asesoramiento de uno a uno.

A través de una Campaña Nacional, DPMAG asegurará la coordinación de las actividades para reducir la contaminación difusa en las áreas protegidas de Escocia.

Financiación: Land Manager's Options (LMO) serán considerados como parte de la campaña nacional y Prioridades Rurales (RP) como parte del enfoque por cuencas prioritarias específicas. LMO proporciona soporte para la provisión de mejoras económicas, sociales y ambientales a través de Escocia. Los administradores de tierras pueden solicitar financiación en una gama de opciones con una asignación máxima para el negocio. Las opciones disponibles incluyen retención de rastrojos de invierno, la gestión de los márgenes de hierba, montículos de hierba ("beetle-bank") en los campos de cultivo y manejo de las cabeceras de conservación.

La Campaña Nacional se basa en una campaña de sensibilización sobre los problemas de contaminación difusa y un programa integral de orientación y formación para los administradores de tierras y sus asesores. La prioridad inicial es lanzar un programa de desarrollo de orientación, formación y sensibilización para el personal de Scottish Environment Protection Agency (SEPA) y los socios de Scotland's Environmental and Rural Services (SEARS) y otros actores clave. La implementación de una campaña de sensibilización debe dirigirse a sectores y actividades específicas. El éxito de la campaña se mide a través de: una encuesta de sensibilización; vigilancia del uso de buenas prácticas de gestión de la tierra en relación con la contaminación difusa; programa nacional de inspección y clasificación de la calidad del agua.

Un estudio del nivel de conciencia de referencia se llevará a cabo para medir los conocimientos de administradores de tierras sobre la contaminación difusa rural, las mejores prácticas y las Diffuse Pollution General Binding Rules (DP GBRs) en el inicio de este proceso. Este estudio se desarrollará y se repetirá con frecuencia adecuada.

Cuencas prioritarias. El enfoque por cuencas es clave para la entrega de las principales mejoras requeridas en el medio acuático. Es en estas zonas se identificarán las fuentes y vías de contaminación, por lo que el conocimiento local, el asesoramiento sobre las mejores prácticas y la orientación precisa de las medidas debe ser entregado. Las cuencas se han seleccionado utilizando un enfoque basado en el riesgo, donde los cuerpos de agua o áreas protegidas están bajando significativamente de acuerdo a los estándares debido a la contaminación difusa rural. Se han identificado 14 cuencas prioritarias respecto a contaminación difusas en los primeros ciclos hidrológicos de cuenca de Escocia y las demarcaciones hidrográficas Solway Tweed, que contiene algunas de las aguas más importantes de Escocia. Para cada cuenca prioritaria, la SEPA ha nombrado a un coordinador de captación. Este coordinador actuará como un único punto de contacto para la cuenca y será responsable de la coordinación y organización de la reunión de pruebas, eventos de sensibilización y trabajo de inspección entre todas las partes involucradas.

Una vez que las cuencas prioritarias se han identificado, la intención es explicar a los administradores de tierras sobre los impactos en la cuenca y el programa de trabajo propuesto para identificar las causas. Este proceso implicará una evaluación de escritorio y estudios de campos.

Sensibilización en cuencas prioritarias. Sobre la base de la caracterización de las cuencas y en colaboración con el grupo del área de asesoramiento (AAG) o un grupo directivo de cuencas vinculada a la AAG, se desarrollará una campaña de sensibilización para cada cuenca prioritaria de contaminación difusa. Se comenzará por explicar las causas de los problemas dentro de la cuenca y los tipos de medidas que podrían adoptarse para

hacer frente a éstos. El compromiso con los administradores de tierras y la comunidad local se basará en una serie de actividades de sensibilización, como reuniones / talleres y artículos locales en la prensa. Las visitas de seguimiento para comprobar el progreso también serán fundamentales para el cambio sostenido.

El personal de SEPA trabajará activamente con los administradores de tierras para lograr las medidas correctivas.

Seguimiento e informes en las cuencas prioritarias. Se planificarán acciones específicas, y el seguimiento y notificación a nivel de cuenca. La información sobre el progreso será proporcionada a nivel local y en un formato adecuado para los propietarios de tierras.

Seguimiento ambiental. Se planea un programa de seguimiento a corto, mediano y largo plazo. La atención se centrará principalmente, pero no exclusivamente, en las cuencas prioritarias. El monitoreo de la calidad del agua proporcionará una base de pruebas para centrar la acción en los riesgos clave y proporcionar información sobre las presiones emergentes. El monitoreo del suelo también se llevará a cabo para comprender los procesos y para contribuir a la evaluación de la consecución de múltiples beneficios.

Los cambios en el uso de la tierra / gestión. Los datos sobre el uso y manejo de la tierra serán recogidos junto a los resultados de las inspecciones y la financiación de las medidas a través de la Scotland Rural Development Programme (SRDP). Esta información es fundamental para la comprensión de la eficacia de las medidas como los procesos, tales como transformaciones de nutrientes del suelo.

Por otro lado, se va a trabajar estrechamente con los principales proveedores de investigación financiados por el gobierno de Escocia y con otros proveedores de fondos a escala nacional e internacional para asegurar que el enfoque está informado por los últimos avances científicos.

ID: 51

Nombre del artículo: Managing agricultural phosphorus for water quality: Lesson from the USA and China

Autores: Sharpley A., Wang X.

Revista: Journal of Environmental Sciences

Año y país: 2014, EE.UU. y China

Resumen:

Actualmente, la agricultura de China tiene una de las tasas de fertilización y aplicación de plaguicidas más altas de todo el mundo. Al ser uno de los mayores países productores y consumidores de fertilizantes químicos en el mundo, la excesiva carga de nutrientes de las cuencas agrícolas es la fuente más importante de contaminación de fuentes difusas. La calidad del agua en China muestra una tendencia general de deterioro en los últimos años. Según el boletín del primer censo nacional de fuentes de contaminación en 2010, la agricultura representó el 57% y el 67% de la carga anual de N y P, respectivamente de agua en China, y se ha convertido en la primera fuente más grande de contaminación en China.

Las cargas de fósforo en cuenca del río Maumee, EEUU, el mayor afluente del lago Erie, se ha supervisado desde 1975 para determinar el efecto de la adopción de prácticas de manejo beneficios (BMP), tales como la labranza de conservación y planificación de la gestión de nutrientes en la agricultura predominante (maíz, soja y trigo). Entre 1975 y 1995, las concentraciones medias de P disuelto anuales disminuyeron un 86%. Desde 1995, la tendencia al aumento de P disuelto y la disminución de las entradas de P total al lago se pueden atribuir a una combinación de varios factores: un cambio en el patrón de distribución de las precipitaciones; un legado de un exceso crónico de P aplicado sobre los cultivos; una acumulación de P en la superficie del suelo con la conversión a la siembra directa de cultivos; y una mayor aplicación de fertilizantes y estiércol, sin incorporación en el otoño y el invierno.

Las medidas de remediación se agrupan en aquellas que: buscan reducir la entrada de P en las granjas; ordenación detallada de las fuentes de P en las fincas y medición del potencial de transporte P a las aguas superficiales y subterráneas. Este enfoque sigue el reciente enfoque de las 4Rs del Instituto Internacional de Nutrición Vegetal para la gestión del P, el cual considera la adición de la forma correcta de nutrientes, a una tarifa adecuada para satisfacer las necesidades de los cultivos, en el momento adecuado y en el lugar correcto.

El potencial de escorrentía de un sitio determinado es importante para determinar la pérdida de P y, por lo tanto, un componente fundamental de las estrategias de manejo de nutrientes. La distancia desde donde se genera la escorrentía a un canal de flujo influye en la pérdida de P, y la aplicación de P a los campos adyacentes a arroyos debe ser manejada con cuidado. La escorrentía y los nutrientes transportados por ella, se pueden reducir o incluso interceptar por infiltración y deposición, respectivamente, antes de llegar a un canal de flujo.

La pérdida de P a través de la erosión se puede reducir con la labranza de conservación y gestión de los residuos de cultivos, franjas de protección, zonas ribereñas, construcción de

terrazas, la labranza de contorno, cultivos de cobertura y embalses (por ejemplo, cuencas de sedimentación).

Manteniendo la tierra con cubierta permanente, tales como cultivos de pasto o de cobertura, se reduce el riesgo de escorrentía y la erosión, aumenta la infiltración, y con ello reduce al mínimo la pérdida de P.

Áreas ribereñas saludables pueden reducir la exportación de P, aumentar el número y la diversidad de la vida silvestre, y mejorar el hábitat acuático. Además de actuar como amortiguadores físicos para nutrientes ligados a sedimentos, la absorción por la planta capta N y P, lo que resulta en la acumulación a corto plazo ya largo plazo de los nutrientes en la biomasa. Además, la desnitrificación mejorada en las áreas ribereñas puede reducir la pérdida de N de los campos agrícolas de flujo de corredores.

Índices de P fueron diseñados para identificar y clasificar zonas críticas de pérdida de P sobre la base de factores de origen específicos del lugar (P del suelo, tasa, método, tiempo y tipo de P aplicado) y los factores de transporte (escorrentía, erosión, y la proximidad a los arroyos), proporcionando opciones de BMP a los agricultores. Estas áreas de origen críticos son esencialmente hotspots de P con conectividad hidrológica activa por flujo superficial.

En general, el éxito de las prácticas de gestión ha sido limitado. Una de estas dificultades es el efecto a largo plazo del re-lanzamiento del legado del P almacenado dentro de una cuenca. Como resultado de este legado y tiempos de respuesta variables, probablemente será necesario un seguimiento a largo plazo (de un escala de decenio) para demostrar los beneficios de la gestión de la agricultura sobre la calidad del agua del río. La acumulación del legado de P puede estar ampliamente distribuida en toda la cuenca, pero los lugares y los impactos precisos son actualmente poco conocidos. Este legado y los tiempos de respuesta de la calidad del agua son variables y dependen en gran medida de los sedimentos y de tiempos residencia del agua.

Fuentes no puntuales agrícolas son los principales contribuyentes del deterioro del agua asociado a los nutrientes en la mayoría de las cuencas hidrográficas de China. Sin embargo, hay pocas estrategias de gestión y políticas para hacer frente a esto. Es evidente que para lograr un mayor rendimiento y eficiencia del uso del P se requerirá mayor reciclaje coordinado de P a nivel mundial. Por ejemplo, los esfuerzos deben centrarse en cómo eficientemente utilizar o explotar los recursos de P acumulado en el suelo realizando gestión de la rizosfera, es decir, mediante la manipulación de la química y biología de la rizosfera y la reducción de la dependencia de los fertilizantes químicos de P. Es necesario "fomentar" el reciclaje más eficiente del estiércol, los biosólidos y otros nutrientes de los subproductos a través de la integración innovadora de los incentivos financieros y regulaciones más estrictas que podrían cerrar el ciclo P.

Algunos programas basados en cuencas hidrográficas se han establecido para proporcionar asistencia técnica y apoyo financiero a los agricultores que participan en programas de protección de la calidad del agua. Quizás el más prominente entre ellos es el Programa de Agricultura de las cuencas de la Ciudad de Nueva York, el cual ha subsidiado BMPs para agricultores de hasta el 100% de las tasas de costos compartidos en 566 zonas que alimentan embalses de agua potable municipal.

ID: 52

Nombre del artículo: Determining nutrient export coefficients and source loading uncertainty using in-stream monitoring data.

Autores: McFarland A., Hauck L.

Revista: Journal American Water Resources Association (53 veces citado)

Año y país:2001, Estados Unidos

Resumen:

Este estudio tiene como objetivo utilizar un método de regresión múltiple para el cálculo de coeficientes de exportación para usos de suelo específicos de la cuenca del río Bosque Norte, Texas, entre los años 1993 y 1997. Además se desarrolla un modelo empírico de aporte con la utilización de estos coeficientes para estimar la contribución relativa de las fuentes puntuales y difusas de PT y NT en la parte superior de este río. Y finalmente se utiliza un modelo simple de Montecarlo para investigar la incertidumbre en el aporte de nutrientes derivados de los coeficientes de exportación.

Para realizar estos objetivos se analizaron 13 sitios de muestreo de la parte superior del río para la cuantificación y fuentes de cargas de nutrientes. Los usos de suelo se analizaron a través de SIG a partir de imágenes satelitales.

Los Coeficientes de exportación calculados por regresión múltiple, fueron analizados para los principales usos de suelo (Campos de desechos, Campos de forraje, bosques y suelos urbanos), siendo el mayor aporte de fósforo y nitrógeno total en los campos de desechos, seguido por los suelos urbanos.

Las cargas predichas de PT y NT usando los valores obtenidos del modelo de código de aportación se comparan favorablemente con las cargas medidas en dos sitios del río.

ID: 53

Nombre del artículo: Nutrient loading estimates for lakes

Autores: Rast W., and Lee F.

Revista: Journal of Environmental Engineering (108 veces citado)

Año y país:1983, Estados Unidos

Resumen:

El objetivo de este estudio es presentar varias metodologías para evaluar la exactitud de las estimaciones de carga de nutrientes (PT y NT), también para proporcionar estimaciones de cargas de nutrientes en casos de escasa e inexistente información.

Se recopila información bibliográfica de coeficientes de exportación en sectores similares de Estados Unidos y luego se compara con los valores obtenidos en el informe oficial de Rast & Lee 1978 (mismos valores de coeficientes de exportación obtenidos en este documento), a través de la comparación de valores se realiza una similitud entre las cargas reportadas y las simuladas.

Los coeficientes de exportación fueron calculados para 38 cuencas de Estados Unidos para los usos de suelo urbano, agricultura, bosques, humedales considerando los efectos de la precipitación en la variación de estos coeficientes.

ID: 54

Nombre del artículo: National Management Measures for the Control of Nonpoint Pollution from Agriculture

Autores: United States Environmental Protection Agency (USEPA)

Revista:

Año y país: 2003, Estados Unidos

Resumen: *Medidas nacionales de manejo para controlar la contaminación difusa de Fuentes de Agricultura*, corresponde a un documento técnico de consulta y orientación para uso de gobiernos estatales, locales y otros gestores en la ejecución de programas de gestión de la contaminación de fuentes difusas. Se analiza el concepto de evaluar y abordar los problemas de calidad del agua a nivel de cuenca hidrográfica y presenta información técnica sobre la forma de reducir la contaminación difusa proveniente de las actividades agrícolas. Contiene información sobre los mejores medios disponibles, económicamente viables de reducción de la contaminación de aguas superficiales y subterráneas de la agricultura.

Los recursos acuáticos de EE.UU se encuentran entre sus activos más valiosos. Los programas de medio ambiente en este país han logrado mejorar la calidad del agua durante los últimos 25 años, sin embargo aún quedan muchos desafíos. Aunque se ha avanzado significativamente en la reducción de los impactos de las fuentes contaminantes puntuales, los ecosistemas acuáticos se siguen deteriorando, debido principalmente a los problemas de contaminación causada por fuentes no puntuales (NPS).

El inventario nacional de calidad de agua del año 2000 muestra que el 39% de las millas de cauces evaluados, el 45% de la superficie del lago y el 51% de las hectáreas de estuarios están deteriorados. Las principales causas de este deterioro son el ingreso de nutrientes, sedimentos, metales y patógenos. Inventarios estatales indican que la agricultura, incluyendo la producción de cultivos, las operaciones de animales, pastos y pastizales impactan en gran medida los ríos y arroyos evaluados (EPA, 2002).

En este documento se dan medidas económicamente viables para reducir la contaminación difusa de aguas superficiales y subterráneas provenientes de la agricultura. La guía proporciona información básica acerca de la contaminación difusa agrícola, de dónde viene y cómo entra en las aguas del país, se analiza el concepto de evaluar y abordar los problemas de calidad del agua y presenta información técnica sobre la forma de reducir la contaminación difusa agrícola. Este documento hace referencia a las disposiciones legales y reglamentarias que contengan requisitos jurídicamente vinculantes. Es solo un instrumento referencial.

La guía está conformada por las siguientes temáticas principales:

Capítulo 2: se discute en general sobre las causas de la contaminación difusa agrícola, los contaminantes específicos de preocupación, y enfoques generales para reducir el impacto de estos contaminantes sobre las fuentes acuáticas.

Capítulo 3: se plasma de manera general de mejores prácticas de manejo (BMP) y el uso combinado de prácticas individuales (sistemas BMP) para proteger la superficie y el agua subterránea.

Capítulo 4: Se entregan medidas de gestión para el manejo de nutrientes; plaguicidas; procesos de erosión y el control de sedimentos; la instalación y gestión de las aguas residuales, estiércol y aguas de escorrentía provenientes de operaciones de alimentación de animales; gestión para las actividades de pastoreo y la gestión para el agua de riego. También en este capítulo se realiza una discusión sobre el uso combinado de prácticas individuales (sistemas BMP) que se pueden utilizar para lograr las medidas de gestión, incluyendo el costo y la información de eficacia.

Capítulo 5 resume los principios de planificación de las cuencas hidrográficas, dando a conocer medidas de gestión para prevenir y resolver problemas de fuentes no puntuales

Capítulos 6. Se realiza una descripción de técnicas de monitoreo y seguimiento para el control de fuentes difusas. Se entrega una descripción de los elementos necesarios para obtener buenos programas de monitoreo de calidad de agua y la estimación de la carga de contaminantes a cuerpos de agua. A su vez, da cuenta de las directrices para el diseño de programas de vigilancia, para el tratamiento de suelos, implementación de medidas de gestión para seguimiento, entre otros.

Capítulo 7. Este capítulo se centra en dar a conocer cuáles son las técnicas de estimación de carga difusa. Se entregan directrices para la estimación de la carga de contaminantes lo cual es fundamental en el desarrollo de muchos de los planes de manejo de cuencas. Se explica sobre la carga total máxima diaria (TMDL), la cual no necesariamente es un proceso secuencial. Dependiendo de la situación se aplican los siguientes componentes para calcularla, a saber:

1. Identificación del problema;
2. Identificación de Indicadores de Calidad del Agua y los valores objetivos;
3. Evaluación de la fuente;
4. Vinculación entre los objetivos de calidad del agua y fuentes;
5. Asignación;
6. Plan de Seguimiento y Evaluación;
7. Montaje del TMDL.

Para el cálculo de una TMDL, se evalúan las contribuciones relativas de diferentes fuentes tanto puntuales como no puntuales, como la capacidad de determinar si la reducción de la carga necesaria para cumplir con los estándares de calidad del agua se puede lograr bajo diferentes escenarios de gestión.

En este capítulo se pueden encontrar las siguientes temáticas las que direccionan la forma de calcular cargas difusas:

1. Estimación de cargas contaminantes a través del monitoreo;
2. Componentes de una carga;
3. Medición de Caudal de Agua;
4. Medición de la concentración de contaminantes;
5. Cálculo de cargas contaminantes;
6. Estimación de cargas contaminantes a través del modelado;
7. Tipos de modelos disponibles;
8. Modelación y calibración del modelo;
9. Incertidumbre en las predicciones con modelos.

Por otro lado, EE.UU ha realizado distintos esfuerzos para abordar la problemática de la contaminación difusa, a través de diferentes programas ambientales, los cuales se explican brevemente a continuación:

Programa de fuentes nacionales

Durante los primeros 15 años del programa nacional para reducir y control de la contaminación del agua (1972-1987), la EPA y los estados centran la mayor parte de sus actividades de control de la contaminación del agua en las fuentes puntuales tradicionales. Estas fuentes puntuales están reguladas por la EPA y los estados y son básicamente descargas de contaminantes y vertidos de materiales de dragado y relleno en humedales. Estas regulaciones han permitido reducir en gran medida las cargas contaminantes de los vertidos puntuales y ha hecho considerable los progresos en la restauración y el mantenimiento de la calidad del agua de los sistemas acuáticos. Sin embargo, los avances en el control de las fuentes puntuales no han resuelto todos los problemas de calidad del agua de EE.UU. Recientes estudios y encuestas realizadas indican que la mayoría de las deficiencias restantes de calidad del agua en ríos, arroyos, lagos, estuarios, aguas costeras y humedales de ese país es resultado de la contaminación difusa y otras fuentes no tradicionales, tales como descargas de aguas pluviales urbanas y desbordamientos de alcantarillado.

Debido a lo anterior en el año 1987, el Congreso enmendó la Ley de Agua Limpia para proporcionar un marco nacional para abordar la contaminación de fuentes no puntuales o difusas, a través de una política nacional que desarrolla e implementa programas específicos de gestión.

Con nuevas modificaciones al marco legal, la EPA es facultada para obligar a los Estados a evaluar la contaminación difusa, poner en práctica los programas de gestión y dar subvenciones para ayudar a los programas de control de la contaminación difusa estatales.

Programa Nacional de Estuarios (PNE)

El Programa Nacional de Estuarios (PNE) fue establecido en el 1987 por enmiendas al Acta de Agua Limpia para identificar, restaurar y proteger estuarios significativos para los EE.UU. Diferente a los acercamientos regulatorios tradicionales para la protección del ambiente, el PNE abarca una gran cantidad de problemas e involucra a la comunidad local en el proceso. El programa no sólo se enfoca en mejorar la calidad de las aguas estuarinas sino también en mantener la integridad de todo el sistema — las propiedades químicas, físicas y biológicas, así como también su valor económico, recreacional y estético.

El Programa Nacional de Estuarios está diseñado para estimular las comunidades locales a tomar responsabilidad para manejar sus propios estuarios. Cada PNE está compuesto por representantes de agencias federales, estatales y locales responsables de manejar los recursos estuarinos, así como también de miembros de la comunidad, ciudadanos, comerciantes, educadores y científicos. Todos estos miembros trabajan juntos para identificar problemas en los estuarios, desarrollar acciones específicas para resolver sus problemas y crear e implantar un plan de manejo formal para restaurar y proteger el estuario. En la actualidad hay veintiocho (28) estuarios dentro del Programa trabajando para salvaguardar el bienestar de algunas de las aguas costaneras más importantes de la nación.

Programa de Pesticidas

Otro de los programas administrados por la EPA que controla algunas formas de contaminación difusa es el programa de pesticidas que está en el marco bajo la Ley Federal de Insecticidas, Fungicidas y Rodenticidas (FIFRA). Entre otras disposiciones, este programa autoriza a la EPA para controlar los plaguicidas que puedan amenazar las aguas subterráneas y de superficie. FIFRA proporciona el registro de plaguicidas y los requisitos de etiquetado aplicables, que pueden incluir las tarifas máximas de aplicación, las restricciones a las prácticas de uso y la clasificación de los plaguicidas como de "uso restringido".

Programa de Control de la Contaminación Costera No Puntual

En 1990, EE.UU promulgó la Ley Coastal Zone Act Reauthorization Amendments (CZARA) (Ley de reautorización CZARA). Se realizan modificaciones a la ley la cuales tenían por objeto hacer frente a varios problemas, incluyendo el impacto de la contaminación difusa en las aguas costeras.

Para abordar más específicamente los impactos de este tipo de contaminación sobre la calidad del agua costera, el Congreso promulgó la Sección 6217 referido a la protección de las aguas costeras. Esta Sección establece que cada estado debe elaborar un Programa de Manejo de la Zona Costera el cual debe ser presentado a la EPA y la Administración Oceánica y Atmosférica Nacional (NOAA). El Plan posteriormente debe ser aprobado en un Programa de Control de Contaminación Costera No Puntual. El propósito del programa "será desarrollar y poner en práctica medidas de gestión para la contaminación de fuentes no puntuales para restaurar y proteger las aguas costeras, que trabaja en estrecha colaboración con otras autoridades estatales y locales."

Programa de Protección de Fuentes de Agua

En 1996 se realizan enmiendas a la Ley Safe Drinking Water Act (Normativa agua potable EE.UU) para los programas de evaluación y protección de las fuentes de agua con la finalidad de evitar la contaminación de agua potable. En EE.UU están obligados a desarrollar programas de evaluación integral de Fuentes de Agua (SWAP) con el objetivo de identificar las áreas que abastecen de agua al grifo público; inventario de contaminantes y evaluar la susceptibilidad del sistema de agua a la contaminación. Toda esta información debe ser informada a la comunidad. La EPA es responsable de la revisión y aprobación de los enfoques sectoriales estatales. Existen varios programas se refieren específicamente a la protección de las aguas subterráneas.

Programa Rural de Agua Limpia (RCWP)

El Programa de Agua Limpia Rural, patrocinado por el gobierno federal, corresponde a un programa de control de la contaminación. Se inició en 1980 como un esfuerzo experimental para abordar los problemas de contaminación difusa proveniente de la agricultura en las cuencas hidrográficas de todo el país. Los objetivos de la RCWP fueron: 1) lograr una mejor calidad del agua en el área del proyecto aprobado en la forma posible de acuerdo con la provisión de un suministro adecuado de alimentos, fibras, y un ambiente de calidad más rentable; 2) ayudar a los propietarios de tierras agrícolas y los operadores reducir agrícolas contaminantes del agua y fuentes de energía nuclear para mejorar la calidad del agua en las zonas rurales para cumplir las normas de calidad del agua o los objetivos de calidad del agua; y 3) desarrollar y programas de prueba, las políticas y procedimientos para el control de la contaminación del NPS agrícola.

El RCWP fue administrado por el USDA-Agrícola de Estabilización y Conservación en consulta con USEPA. El Servicio de Conservación de Suelos, Servicio de Extensión, Servicio de Investigación Económica, Servicio de Investigación Agrícola, Servicio Geológico de los Estados Unidos, Servicio Forestal, y muchas otras agencias estatales y locales también participaron en la RCWP.

Con una asignación total de \$ 64 millones, el RCWP financió 21 proyectos de cuencas experimentales en todo el país. Los proyectos representan una amplia gama de problemas de contaminación y los usos del agua deteriorados. Estaban ubicados en Alabama, Delaware, Florida, Idaho, Illinois, Iowa, Kansas, Louisiana, Maryland, Massachusetts, Michigan, Minnesota, Nebraska, Oregon, Pennsylvania, Dakota del Sur, Tennessee / Kentucky, Utah, Vermont, Virginia y Wisconsin.

Cada proyecto consistió en la implementación de BMP para reducir la contaminación difusa y monitoreo de la calidad del agua para evaluar los efectos del tratamiento de la tierra. El tratamiento de suelos en cada proyecto se dirige a las áreas críticas o las fuentes de contaminantes de fuentes no puntuales identificados con impactos significativos sobre el recurso hídrico. La participación de los propietarios era voluntaria, con participación en los costos y la asistencia técnica que ofrecen como incentivos para la implementación de las BMP. Los propietarios de tierras que reciben asistencia de costos compartidos fueron contratados para implementar las BMP, con la duración del contrato en función de la práctica que se está implementado. Mientras que el monitoreo de la calidad del agua se realizó en los 21 proyectos, se seleccionaron cinco proyectos (Idaho, Illinois, Pensilvania, Dakota del Sur y Vermont) para recibir fondos federales adicionales para el Desarrollo de la vigilancia y la evaluación. Estos proyectos se refieren como la Evaluación (CM & E) Proyectos de seguimiento exhaustivo.

ID: 55
Nombre del artículo: Water. Our Life. Our Future
Autores: Québec Water Policy
Revista:
Año y país: 2002, Canadá
Resumen: La política de Quebec tiene tres orientaciones, las cuales se definieron en base al consenso público, estas son, la necesidad de reconocer el agua como un patrimonio colectivo de todos los habitantes de Quebec, proteger la salud pública y los ecosistemas acuáticos, y gestionar el agua de una manera integrada y desde una perspectiva de desarrollo sustentable. Dentro de la tercera orientación las principales líneas de acción son proteger la calidad de los ecosistemas y permitir el uso sustentable de los recursos. Esta guía no menciona específicamente las fuentes de contaminación difusa, solo lo hace hincapié que es una de los aspectos que hay que tener claros para poder realizar un plan de gestión integrada de la cuenca. No mención como se podrían evaluar, ni específicamente su origen, se subentiende de la lectura que estas se producen desde las mismas fuentes indicadas en la guía de British Columbia.

ID: 56

Nombre del artículo: Regulating Nonpoint Source Pollution in the Ottawa River Watershed

Autores: CarrA.

Revista: Queen's Policy Review. Volume 2, No. 2 (Fall 2011)

Año y país: 2011, Canada

Resumen: La contaminación desde fuentes difusas, como la producida por la escorrentía agrícola, urbana, y desde fosas sépticas, es un problema importante que enfrenta la cuenca del río Ottawa, uno de los afluentes más grandes de Canadá. Al estar las fuentes de contaminación puntual bastante controladas, atención se ha dirigido ahora a la regulación de las fuentes no puntuales, que suelen ser más dañina y difícil de frenar. En este análisis se presentan tres instrumentos de política, que van desde las normas, a los permisos negociables y los impuestos, son evaluados para determinar si son aplicables a los problemas actuales y el entorno general de las partes interesadas.

Este reporte indica que los contaminantes llegan al río Ottawa directa o indirectamente a través de la escorrentía en los lagos, afluentes, arroyos, humedales y aguas subterráneas. Esto es particularmente grave durante las grandes lluvias y nieve derretida. Indican que la contaminación difusa puede ser muy perjudicial, porque por lo general no están reguladas y son de difícil contención. El informe de Ottawa Riverkeeper describe tres tipos de contaminantes principales que afectan a la cuenca: patógenos (microorganismos que causan enfermedades, tales como bacterias y virus), nutrientes (compuestos que estimulan el crecimiento de las plantas, por ejemplo nitrógeno y fósforo) y toxinas (incluyen metales pesados, tales como plomo y zinc, pesticidas, y compuestos orgánicos como los PCB). Los niveles de contaminación desde fuentes difusas dependen de una variedad de factores, incluyendo las prácticas de uso del suelo, las propiedades del suelo, topografía y clima. Por ejemplo, la contaminación por escorrentía puede ser episódica en los casos de eventos de lluvia grandes. Como resultado de la compleja naturaleza de la contaminación difusa, la elección de los instrumentos adecuados para su abatimiento, representa un desafío para los reguladores. El primer paso, sin embargo, es el establecimiento de objetivos ambientales.

Los autores concluyen que utilizar un solo instrumento para controlar la contaminación difusa es problemática debido a la variabilidad inherente de la escorrentía que es el driver de las contaminantes hacia los cuerpos de agua. Por ello un solo instrumento basado en emisiones promedio no incluye la variabilidad de éstas por lo que no sería efectivo. Por lo anterior se propones utilizar instrumentos mixtos para su control y abatimiento.

ID: 57

Nombre del artículo: Australia State of the Environment Report 2001 (Theme Report). Inland Waters Theme Report.

Autores: Neal B., Evans R., Ball J., Shirley M.

Revista:

Año y país: 2001 Australia

Resumen: El gobierno australiano, a través de su National Water Quality Management Strategy, tiene como principal objetivo, lograr un uso sustentable de los recursos hídricos de la nación, a través de la protección y fortalecimiento de su calidad, al mismo tiempo que se mantiene un desarrollo económico y social.

En este reporte se indica que los cuerpos de agua son esenciales para la sociedad australiana y el bienestar económico, ya que proporcionan agua dulce para beber, agricultura y uso industrial. Se menciona que la salud de muchos cuerpos de agua ha sido degradada por la extracción de agua para usos y actividades humanas en la cuenca, como despeje de suelos, erosión del suelo, introducción de especies exóticas y descarga de contaminantes.

Esta evaluación de aguas continentales se basó en torno a tres ejes claves de gestión: 1) Recursos Hídricos, donde se evaluó el uso del agua, además de analizar si los niveles actuales de extracción del recursos hídricos superficiales y subterráneos son sostenibles en el tiempo; 2) Calidad del agua y fuente de contaminantes, donde las principales amenazas incluyen la salinización de la tierra y el agua; erosión del suelo, enriquecimiento de nutrientes y las floraciones de algas azul-verdes además de pesticidas y otros contaminantes; 3) ecosistemas acuáticos, la condición de la flora acuática, fauna y el hábitat proporciona una medida de la "salud" de las aguas continentales.

En cuanto a lo que respecta a la calidad del agua y contaminación, el reporte menciona que, desde principios de 1990 el Consejo de Agricultura y Gestión de Recursos de Australia y Nueva Zelanda (ARMCANZ) y el Medio Ambiente de Australia y Nueva Zelanda y del Consejo de Conservación (ANZECC) han desarrollado conjuntamente un marco para la gestión de la calidad del agua. Conocida como la Estrategia Nacional de Gestión de la Calidad del Agua, esta serie de lineamientos de política de calidad del agua, establece los procesos acordados para identificar y proteger los "valores ambientales" de las aguas subterráneas superficiales y marinas de Australia.

En este informe se menciona que la mayor contaminación de las aguas continentales debido a nutrientes proviene desde fuentes difusas (entre el 65% y 95%) y que desde 1996 no existe ninguna evidencia de su reducción desde la fuente. Como muchas de las medidas de mitigación requieren cambios generalizados en el manejo de la tierra (por ejemplo, la reforestación), no se esperan cambios en la contribución a la contaminación desde fuentes difusas.

Se ha demostrado que las cantidades de nitrógeno y fósforo exportados desde la cuenca hacia los cuerpos de agua han aumentado con los cambios de uso del suelo y el aumento de densidad de población. Más importante aún, se ha demostrado que las exportaciones de nitrógeno inorgánico disuelto han aumentado sustancialmente, lo cual, es de gran importancia ya que esta forma de nitrógeno está más biodisponible para las algas, pudiendo aumentar el riesgo de eutrofización y blooms.

En el informe se indica que para disminuir la contribución de nutrientes desde cargas difusas es esencial disminuir las pérdidas de suelo, lo cual se puede lograr mediante revegetación, cuidado de zonas ribereñas y mejores prácticas en cuanto a agricultura y terrenos urbanos. En el caso de las zonas urbanas una estrategia pueden ser los planes de gestión de aguas lluvia.

ID: 58
Nombre del artículo: Australia State of the Environment Report 2011 (Theme Report). Inland Waters Theme Report
Autores: Neal B., Evans R., Ball J., Shirley M.
Revista:
Año y país: 2011 Australia
Resumen: Reporte ambiental donde se trata tópicos de contaminación difusa principalmente en el capítulo 3 relacionado con aportes atmosféricos atmosfera y en los capítulos 4 (aguas continentales) y 6 (ambiente marino), donde se trata específicamente el subtema de escorrentía y fuentes terrestres de contaminación. En lo que respecta a las aguas continentales, existe un consenso, que las fuentes de contaminación puntual ya no están afectando significativamente la calidad del agua, ya que se encuentran bien reguladas. Por otro lado la contaminación difusa actual y futura en las cuencas que es el resultado de la deforestación y cambios de uso del suelo, que afecta tanto la calidad del agua como el régimen de caudales, es difícil de evaluar y cara de revertir. En resumen este reporte hace hincapié que la mayor fuente de contaminación difusa se debe a la deforestación y cambios de uso del suelo, indicando que ésta es muy difícil de controlar, pero es en lo que se debe avanzar.

ID: 59
Nombre del artículo: Risk-based assessment of ecosystem protection in ambient waters
Autores: EPA Victoria
Revista: Guideline for environmental management.
Año y país: 2004,Australia
Resumen: En este manual se indica como a partir de mediciones es posible evaluar si la contaminación por fósforo proviene desde fuentes puntuales o difusas. Cuando se trata de fuentes difusas el peak solo se produce en eventos de alto caudal, debido a que las cargas por nutrientes ingresan a los ríos por medio de la escorrentía superficial durante eventos extremos de precipitación.

ID: 60
Nombre del artículo: An Inventory of Mitigation Methods and Guide to their Effects on Diffuse Water Pollution, Greenhouse Gas Emissions and Ammonia Emissions from Agriculture
Autores: Newell P., Harris D., Taylor M., Williams J.R. Anthony S.G., Duethmann D., Gooday R.D., Lord E.I., Chambers B.J., Chadwick D.R., Misselbrook T.H.
Revista: Report prepared as part of Defra project WQ0106, North Wyke Research and ADAS
Año y país: 2011, Reino Unido
<p>Resumen: La guía del año 2011, entrega directrices metodológicas para mitigar la contaminación difusa a las aguas superficiales. Da una serie de métodos de mitigación sobre la contaminación difusa en agua, las emisiones de gases de efecto invernadero y las emisiones de amoníaco de la Agricultura. Tiene como propósito proporcionar información resumida sobre una gama de métodos de mitigación para reducir la contaminación difusa del agua, la contaminación del aire y gases de efecto invernadero (GEI). El objetivo es ayudar a los usuarios en el desarrollo de políticas y la selección de métodos de mitigación adecuadas.</p> <p>El documento enumera los métodos de mitigación y evalúa el impacto de cada método en las pérdidas de nitrógeno (nitrato, nitrito, amonio), fósforo (total y soluble), los sedimentos, la demanda biológica de oxígeno (DBO) y organismo indicador fecal (FIO) las pérdidas de agua y emisiones gaseosas (por ejemplo, amoníaco, óxido nitroso, metano y dióxido de carbono) al aire.</p> <p>Este documento se basa en la información contenida en el anterior Manual del usuario "DWPA Diffuse Water Pollution from Agriculture", manual que contiene información sobre contaminación difusa en agua en agricultura, el Manual "Ammonia Mitigación User Manual" el cual es un manual de usuario que entrega técnicas para mitigar amoníaco y el manual "A Review of Research to Identify Best Practice for Reducing Greenhouse Gases from Agriculture and Land Management" la cual es una revisión de las investigaciones para determinar las mejores prácticas para la reducción de Gases de Efecto Invernadero de la Agricultura y Ordenación del Territorio ", en el documento se entrega la recopilación de 83 métodos donde se consideran una amplia gama de fuentes de información (además de los proyectos mencionados anteriormente), a saber:</p> <p>-Cost Action 869: entrega opciones de mitigación para la reducción de nutrientes en el agua de superficie y aguas subterráneas.</p> <p>-Scottish Government: Land Management Contracts</p> <p>(Traducción: Gobierno de Escocia: menciona sobre los contratos para el manejo de tierras).</p> <p>-Scottish Environment Protection Agency (SEPA): Best Management Practices (Traducción: Agencia de Protección del Medio Ambiente de Escocia (SEPA): Mejores Prácticas de Manejo).</p> <p>-United States Environment Protection Agency (USEPA): Best Management Practices (Traducción: Agencia de Protección del Medio Ambiente de Escocia (USEPA): Mejores prácticas de Gestión)</p>

-Methods promoted as part of the England Catchment Sensitive Farming Delivery Initiative (ECSFDI) (Traducción: Métodos promovidos como parte de la Iniciativa de cuencas Sensibles a la Agricultura en Inglaterra)

Con esta información, los métodos de mitigación se agruparon en las siguientes siete categorías: cambio de uso del suelo, manejo del suelo, granos y ganadería, gestión de abonos, manejo del ganado, gestión del estiércol e Infraestructura.

Los métodos de mitigación no se presentan en ningún orden de efectividad. Cada método se le asigna un número y un título breve para referencia. Esto es seguido por una descripción del método y su aplicación, dispuesta en diez secciones:

- Los contaminantes identificados o problema (incluyendo la magnitud de cambio aproximado cuando es posible proveer un rango)
- Tipologías de granja
- Descripción y justificación
- Mecanismo de acción
- Potencial para la aplicación del método
- Practicidad
- Probable captación
- Costos
- Efectividad
- Otros beneficios (incluyendo el riesgo de "contaminación cruzada ")

ID: 61
Nombre del artículo: Tackling Non-Point Source Water Pollution in British Columbia: An Action Plan (1999)
Autores: British Columbia. Ministry of Environment, Lands and Parks (now called Ministry of Water, Land and Air Protection)
Revista: http://www.env.gov.bc.ca/wat/wq/bmps/npsaction.html
Año y país: Canadá, 1999
<p>Resumen: En la provincia Canadiense de British Columbia hasta hace unos años (antes de 1999) el foco para la gestión de la calidad del agua se basaba en controlar las descargas puntuales. Donde se entregaban permisos indicando la cantidad y calidad del efluente a descargar. Sin embargo estos es solo parte de la solución para proteger el ecosistema fluvial, ya que otra parte proviene desde fuentes difusas. Si se quiere disminuir el costo ambiental, de salud y económico de tener aguas de mala calidad, se debe enfatizar en prevenir la contaminación antes que en el control, se debe tener una aproximación de manera coordinada y cooperativa. Esto se debe a que la contaminación difusa no siempre se puede asignar a una fuente específica, identificable. La contaminación difusa es sutil, gradual y acumulativa. Es causada por la escorrentía que fluye a través de los campos de los agricultores, las operaciones madereras activas o descontinuadas, en los sistemas de alcantarillado sitio, huertos caseros, y calles de la ciudad. Es causada por muchos pequeños actos de contaminación, por lo que es difícil de alcanzar y no fácil de regular. Todos somos responsables y todos debemos involucrarnos en la solución; esto requerirá la cooperación y la coordinación a todos los niveles, desde los gobiernos de alto nivel, a las organizaciones comunitarias, a los individuos.</p> <p>En el contexto anterior es que las autoridades se han preocupado de entender la contaminación difusa y evaluar el riesgo de no controlara, debido a que la contaminación por fuentes difusas tienen asociado bastantes problemas y costos asociados, tales como, degradación del agua utilizada para bebida con el consecuente riesgo potencial para la salud, daño a ecosistemas acuáticos, costos por remediación, perdida de áreas para recreación y turismo, entre otros.</p> <p>En esta directriz, se agrupan las fuentes de contaminación difusa en ecosistemas acuáticos en cinco grandes categorías, patógenos, sustancias que disminuyen el oxígeno disuelto, nutrientes, sedimentos y sustancias tóxicas.</p> <p>En British Columbia no hay una agencia específica que se encargue de la gestión de las cargas difusas, existe varias agencias que se coordinan para ellos. Lo anterior se debe a que este tipo de problemática es muy compleja y con lleva la participación de agencias federales, provinciales y locales.</p> <p>Este plan de acción indica que las principales causas de contaminación difusa en esta provincia se deben a:</p> <ul style="list-style-type: none">• Desarrollo territorial: tiene su mayor efecto en las principales regiones urbana.

- Agricultura: afecta a la calidad del agua.
- Escorrentía de aguas lluvias y alcantarillado: la escorrentía de aguas lluvias contamina las aguas en todas las zonas urbanas de la provincia.
- Sistemas de Aguas Residuales: afecta principalmente a los lagos interiores poblados, bahías marinas cerradas y acuíferos vulnerables.
- Actividad forestal: Afectan a peces y su hábitat en toda la provincia.
- Depositación atmosférica: incluye precipitación de polvo, lluvia ácida y emisiones al aire. Efectos en la calidad del agua se hacen sentir sobre todo a favor del viento de las zonas urbanas, pero el transporte a larga distancia de los contaminantes orgánicos persistentes también puede ocurrir.
- Canotaje y actividades marinas: afecta principalmente a las aguas alrededor de los principales puertos comerciales, astilleros, marinas y agua dulce.

El plan contiene 20 acciones en las siguientes áreas: Educación y entrenamiento, prevención en el sitio, planificación territorial y coordinación, evaluación e informes, incentivos económicos, y por último legislación y regulaciones.

Área	Acción
Educación y entrenamiento	1. Implementar una estrategia de concientización pública para la contaminación del difusa 2. Promover la prevención de la contaminación difusa a través de asociaciones de industriales
Prevención en el sitio	3. Apoyar el desarrollo y la implementación de mejores prácticas de gestión 4. Promover la conservación del agua
Planificación territorial y coordinación	5. Incorporar los objetivos de gestión de los recursos hídricos en los planes de uso del suelo 6. Promover la prevención de la contaminación difusa en las iniciativas de planificación de gestión de residuos 7. Desarrollar planes de gestión del agua o los planes de gestión de residuos líquidos en áreas críticas 8. Apoyar la coordinación gubernamental

	9. Apoyar iniciativas relacionadas con la protección de cuerpo de agua propuestas por la comunidad
Evaluación e informes	10. Evaluar el desempeño de las medidas adoptadas para disminuir la contaminación difusa
	11. Evaluar casos claves de contaminación difusa
	12. Mantener a la ciudadanía continuamente informada
Incentivos económicos	13. Evaluar la posibilidad de utilizar incentivos económicos para fomentar la prevención de la contaminación difusa
Legislación y regulaciones	14. Poner en práctica las disposiciones de calidad de agua de la nueva Ley de Protección de peces y la Ley de Enmienda del Gobierno local
	15. Mejorar la gestión de los residuos agrícolas
	16. Mejorar la gestión de las aguas residuales in situ
	17. Gestionar en forma más eficaz las aguas lluvia
	18. Gestionar las aguas residuales de los barcos
	19. Dirigir la forestación y sus impacto por medio del Código de Prácticas forestales
	20. Proponer nuevas legislaciones para llenar los vacíos

ID: 62
Nombre del artículo: Directiva del nitrato de la Unión Europea
Autores: Unión Europea
Revista:
Año y país: 1991, UE
<p>Resumen: Antecedentes de la Directiva. Uno de los ejes principales de la política ambiental europea es preservar la calidad del agua. Dado que las fuentes de agua trascienden las fronteras nacionales, resulta crucial un enfoque europeo para abordar los problemas de contaminación. La Directiva de nitratos de 1991 es uno de los primeros actos legislativos de la Unión Europea (UE). Tiene por objeto, proteger la calidad del agua en toda Europa evitando que los nitratos procedentes de fuentes agrícolas contaminen las aguas superficiales y subterráneas y fomentando el uso de buenas prácticas agrícolas.</p> <p>El uso agrícola de nitratos en abonos orgánicos y químicos es una fuente importante de contaminación del agua en Europa. El consumo de abonos minerales experimentó una reducción progresiva, por primera vez, a principios de la década de los noventa y se estabilizó en los últimos cuatro años en la Europa de los 15, pero en el conjunto de los 27 Estados miembros el consumo de nitrógeno ha aumentado un 6 %. En general, la agricultura sigue siendo responsable de más del 50 % de los vertidos totales de nitrógeno en aguas superficiales.</p> <p>La Directiva está resultando eficaz:</p> <ul style="list-style-type: none">-entre 2004 y 2007, las concentraciones de nitratos en aguas superficiales se mantuvieron estables o disminuyeron en el 70 % en las zonas controladas. La calidad registrada en el 66 % de los puntos de control de aguas subterráneas permanece estable o está mejorando.-Todos los Estados miembros han elaborado programas de acción: existen más de 300 en toda la UE y su calidad es cada vez mayor. <p>En los 27 Estados miembros de la UE, el 39,6 % del territorio está sujeto a la aplicación de los programas de acción.</p> <ul style="list-style-type: none">-Los agricultores son cada vez más positivos respecto a la protección del medio ambiente y exploran nuevas técnicas como, por ejemplo, la transformación del estiércol.-La agricultura sigue siendo la fuente principal de problemas hídricos, y los agricultores tienen que seguir adoptando prácticas más sostenibles. Se necesitan esfuerzos ingentes para garantizar un agua de una calidad óptima en toda la UE. <p>Medidas que aborda la política:</p> <ol style="list-style-type: none">1.-Establece una red de control en aumento muestra una tendencia a la estabilidad o incluso a la reducción de las concentraciones de nitrato; De conformidad con la Directiva, todos los Estados miembros están obligados a analizar los niveles de concentración de nitratos y el estado trófico de sus aguas. Se establecen redes de control de gran calidad para las aguas subterráneas, superficiales y marinas. Actualmente existen en la Unión Europea 31.000 zonas de muestreo de aguas subterráneas y 27.000 estaciones de muestreo de aguas

superficiales. Bélgica, Dinamarca y Malta cuentan con las redes de control de mayor densidad. Cada cuatro años, la Comisión Europea elabora un informe sobre la aplicación de la Directiva con arreglo a la información facilitada por las autoridades nacionales. En 2008-2009, los 27 Estados miembros presentaron informes oficiales por primera vez.

2.- Establece una estrategia clara de aplicación con la participación de los agricultores; Los Estados miembros han designado como zonas vulnerables los territorios que vierten a aguas afectadas o que podrían verse afectadas por niveles elevados de nitratos o eutrofización. Alemania, Austria, Dinamarca, Eslovenia, Finlandia, Irlanda, Lituania, Luxemburgo, Malta y los Países Bajos decidieron proporcionar el mismo nivel de protección a todo su territorio, en lugar de designar zonas vulnerables respecto a los nitratos.

Los Estados miembros deben establecer códigos de buenas prácticas para los agricultores, aplicados con carácter voluntario en todo su territorio, y elaborar programas de acción específicos, cuya aplicación era obligatoria para los agricultores situados en zonas vulnerables respecto a los nitratos.

Periódicamente, deben revisar su designación de zonas vulnerables, controlar la eficacia de los programas de acción y modificarlos para garantizar que se ajustan a los objetivos de la Directiva, así como presentar sus resultados a la Comisión Europea.

3.- Programas de acción elaborados por los 27 Estados miembros para reducir la contaminación por nitratos; Los programas de acción tienen que incluir una serie de medidas establecidas en la Directiva, y relativas, por ejemplo, a los períodos en los que está prohibida la fertilización, la capacidad mínima de almacenamiento de estiércol y las normas para controlar la aplicación de nutrientes a tierras próximas a masas de agua o en pendiente, con objeto de reducir el riesgo de contaminación. Todos los Estados miembros han elaborado uno o varios programas de acción e incluyen, en su mayoría, todas las medidas esenciales, y todos ellos establecen el límite de 170 kg de nitrógeno por hectárea y año procedente del estiércol, tal como prevé la Directiva. No obstante, algunos programas tienen que fijar normas más estrictas en relación con las disposiciones de almacenamiento, fertilización equilibrada y períodos durante los cuales se prohíbe la aplicación de fertilizantes.

Estos programas de acción indican que la calidad del agua esta mejorando.

4. Integración de esta Directiva en el marco legislativo general de la UE para proteger el medio ambiente; La Directiva de nitratos está estrechamente relacionada con otras políticas de la Unión sobre el agua, el aire, el cambio climático y la agricultura, y su aplicación aporta beneficios a todos esos ámbitos:

5.-La reducción de los nitratos forma parte de la Directiva marco del agua (2000), que establece un planteamiento general y transfronterizo para la protección de las aguas basado en las demarcaciones hidrográficas, con objeto de conseguir un buen estado de las masas de agua europeas para 2015.

6.-La nueva Directiva de aguas subterráneas (2006) confirma que las concentraciones de nitratos no deben superar el umbral de alarma de 50 mg/l. Algunos Estados miembros han establecido unos límites nacionales más estrictos a fin de alcanzar un buen estado.

7.-Calidad del aire y del suelo: la gestión ganadera y la agricultura provocan, entre otras cosas, emisiones de amoníaco (NH₃), que tienen un impacto sobre la salud humana y el medio ambiente, ya que contribuyen al proceso de acidificación del suelo, la eutrofización de las aguas y la contaminación por ozono troposférico y otros contaminantes (dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno, compuestos orgánicos volátiles). Se espera que la plena aplicación de la Directiva de nitratos contribuya a la reducción de las emisiones de amoníaco en un 14 %, respecto a los niveles de 2000, para 2020, dado que las medidas que limitan, por ejemplo, las cantidades de fertilizantes aplicados tienen un impacto positivo tanto sobre las pérdidas de nitratos a las aguas, como sobre las emisiones de amoníaco al aire.

8.-Cambio climático: todas las actividades relacionadas con la gestión de fertilizantes y la ganadería liberan óxido nitroso (N₂O) y metano (CH₄), gases de efecto invernadero con un potencial de calentamiento global 310 y 21 veces superior al del CO₂, respectivamente. Si la Directiva de nitratos se aplicara plenamente, se podrían reducir las emisiones de N₂O en un 6 %, respecto a los niveles de 2000, para 2020, por ejemplo, y contribuir a mitigar el cambio climático.

9.-La política agrícola común (PAC) respalda la Directiva de nitratos mediante medidas de ayuda directa y desarrollo rural. Por ejemplo, diversos Estados miembros han incluido medidas de gestión de nutrientes, como la creación de franjas más anchas de protección en las márgenes de los ríos, entre las iniciativas agroambientales para las cuales los agricultores pueden obtener financiamiento.

10.-La Directiva de aguas residuales urbanas (1991) establece normas para la recogida y el tratamiento de las aguas residuales procedentes de los hogares y algunos sectores industriales.

Incorporación nuevas tecnologías, como forma de hacer frente a la contaminación: Los informes indican un interés creciente en las iniciativas relacionadas con la transformación de los abonos orgánicos. En las zonas de elevada densidad ganadera, con muchos excedentes de nutrientes, los agricultores están transformando el estiércol semilíquido para facilitar su transporte y gestión. Las técnicas varían de la simple separación en sólidos y líquidos, a la desecación, el compostaje o la incineración de las fracciones sólidas, y la filtración por membrana o el tratamiento biológico para que la fracción líquida depurada pueda volver al sistema hídrico. Estas técnicas suelen combinarse con procesos de digestión en instalaciones de biogás para la producción de energía. Diversos grupos de agricultores han invertido en cooperativas, especialmente en Bélgica, España y los Países Bajos.

Los ganaderos están experimentando asimismo la aplicación de nuevas técnicas de alimentación, como regímenes con bajo contenido en nitrógeno y una gestión avanzada de la alimentación, que contribuyen a mejorar la eficiencia del proceso de transformación de los piensos y a reducir la excreción de nutrientes.

Programas de monitoreo: En la UE, se observa una mejora de la calidad del agua y un incremento de la calidad y eficacia de los programas de acción. La superficie del territorio europeo sujeto a la aplicación de programas de acción ha aumentado, sobre todo en la Europa de los 15, donde representa el 44,6 % de la superficie total. Desde 2004, Bélgica, España, Italia y Portugal, en particular, han registrado un aumento del tamaño de sus zonas vulnerables. No obstante, en varias regiones debe seguir ampliándose la superficie.

En general, el 70 % de las aguas superficiales y el 66 % de las aguas subterráneas van por buen camino. A ello contribuye la reducción del uso de fertilizantes y del número de cabezas de ganado, pero la agricultura sigue siendo una fuente importante de nitrógeno en las aguas superficiales.

Muchos Estados miembros deben intensificar sus esfuerzos en relación con el control de las aguas, la determinación de los puntos negros de contaminación y el establecimiento de programas de acción más estrictos. La Comisión seguirá trabajando con los Estados miembros a fin de ayudarles a alcanzar los objetivos de la Directiva. En general, el informe 2004-2007 indica que se está consiguiendo un agua más limpia.

ID: 63

Nombre del artículo: Modeling framework for managing copper runoff in urban watersheds

Autores: Boulanger B., Nikolaidis N.P.

Revista: Journal of the American Water Resources Association (USA) (5 veces citado)

Año y país: 2003, Estados Unidos

Resumen: En este artículo se desarrolla un modelo para la gestión de la escorrentía (runoff) de cobre en cuencas urbanas. Este modelo incorpora la caracterización de la calidad del agua, uso de la tierra en las cuencas, datos hidrológicos, un simulador estadístico, un modelo de ligando biótico para caracterizar toxicidad aguda, y un método estadístico para el establecimiento de la carga de cobre en cuencas.

- Evaluación de cobre y el Modelo CACTUS (herramienta de caracterización para Sistemas Urbanos)
- Un balance de masa modelo creado para este estudio a partir de los datos medidos en la cuenca estudiada.
- Modelo RISK - Un programa de simulación estadística desarrollado por Decision Tools, Inc.
- Biotic Ligand Model (BLM) - Un modelo de especiación química de respuesta toxicológica. Se utiliza para predecir toxicidad aguda para *Daphnia pulex*.

La cuenca de estudio se encuentra en la University of Connecticut Campus, Storrs, Connecticut, USA y cubre una área de 0.47 km²

El uso del suelo en la cuenca incluye césped (55.8 %), carreteras y estacionamientos (27,4 %), y tejados (17,8 %).

La media y la desviación estándar de flujo (10 tormentas analizadas) de la zona del techo de cobre ($42 \pm 29 \text{ m}^3$), la área pavimentada ($2720 \pm 1900 \text{ m}^3$), la zona de césped ($3500 \pm 1550 \text{ m}^3$), la zona del techo de no-cobre ($1610 \pm 1200 \text{ m}^3$), y el flujo de base ($1620 \pm 750 \text{ m}^3$), todo ello contribuyó a $9320 \pm 6560 \text{ m}^3$ de agua observado en la salida de la cuenca durante un evento de lluvia.

La estructura del modelo propuesto se basa en coeficientes de exportación derivados de los parámetros de calidad del agua y las entradas hidrológicas al sistema medidas durante los eventos pluviales en las cuencas urbanas. El modelo desarrollado se aplicó en una cuenca hidrográfica que contiene viviendas que tienen techo de cobre construidos en 1992.

Una serie de simulaciones fueron realizadas para predecir el cambio en la recepción de la química del agua causados por el envejecimiento de los techos para determinar la carga máxima de cobre (nivel de confianza del 99 por ciento) una cuenca hidrográfica puede aceptar

sin causar toxicidad aguda en la corriente receptora. Predecir la cantidad de flujo de cobre responsable de exceder la capacidad de asimilación de una cuenca puede estar directamente relacionado con las cargas máximas de cobre responsables de causar la toxicidad en las corrientes receptoras.

ID: 64

Nombre del artículo: Directiva Marco del agua de la Unión Europea

Autores: Unión Europea

Revista: Diario Oficial de las Comunidades Europeas

Año y país: 2000, Unión Europea

Resumen: La Directiva marco del agua (DMA) de la UE, adoptada en el año 2000, tiene un planteamiento pionero de la protección del agua, basado en las formaciones geográficas naturales; en concreto, las cuencas hidrográficas.

En una primera etapa, los Estados miembros deben identificar y analizar las aguas europeas, por cuencas y demarcaciones hidrográficas. A continuación, deben adoptar planes de gestión y programas de medidas adaptados a cada masa de agua. La Directiva marco tiene varios objetivos, concretamente la prevención y la reducción de la contaminación, la promoción del uso sostenible del agua, la protección del medio ambiente, la mejora de la situación de los ecosistemas acuáticos y la atenuación de los efectos de las inundaciones y de las sequías. Su objetivo último es alcanzar un «buen estado» ecológico y químico de todas las aguas comunitarias para 2015.

Establece un marco para la protección de las aguas interiores superficiales, de las aguas subterráneas, de las aguas de transición y de las aguas costeras.

- *Disposiciones administrativas:*
- Las disposiciones administrativas involucra a que los Estados miembros deben especificar todas las cuencas hidrográficas situadas en su territorio e incluirlas en demarcaciones hidrográficas. Las cuencas hidrográficas que se extiendan por el territorio de más de un Estado se incorporarán a una demarcación hidrográfica internacional.
- Los Estados miembros designarán a una autoridad competente para la aplicación de las normas previstas en la presente Directiva marco en el seno de cada demarcación hidrográfica.

Identificación a y análisis de agua:

La Directiva sostenía que en el año 2004 a más tardar, los Estados miembros deberían elaborar:

- un análisis de las características de cada demarcación hidrográfica;
- un estudio de la incidencia de la actividad humana sobre las aguas;
- un análisis económico del uso de las aguas;
- un registro de las zonas que necesiten una protección especial;

- un registro de todas las masas de agua que se utilicen para la captación de agua destinada al consumo humano y que proporcionen un promedio de más de 10 m³ diarios, o que abastezcan a más de cincuenta personas.

Este análisis sería revisado en el año 2013, y después cada seis años.

Planes de gestión y programas de medidas:

En 2009, es decir nueve años después de la entrada en vigor de la Directiva marco, se elaborarían planes de gestión en cada demarcación hidrográfica teniendo en cuenta los resultados de los análisis y estudios realizados. Estos planes abarcan el periodo 2009-2015 y serán revisados en 2015, y después cada seis años. Los planes de gestión deberán aplicarse en 2012 y tendrán por objeto:

- prevenir el deterioro, mejorar y restaurar el estado de las masas de agua superficiales, lograr que estén en buen estado químico y ecológico a más tardar a finales de 2015, y reducir la contaminación debida a los vertidos y emisiones de sustancias peligrosas;
- proteger, mejorar y restaurar la situación de las aguas subterráneas, prevenir su contaminación y deterioro y garantizar un equilibrio entre su captación y su renovación;
- preservar las zonas protegidas.

Los planes de gestión de demarcaciones hidrográficas podrán completarse con programas y planes de gestión más detallados para una subcuenca, un sector o un tipo de agua particular.

El deterioro temporal de las masas de agua no constituirá una infracción de la presente Directiva marco si es consecuencia de circunstancias excepcionales e imprevisibles ligadas a un accidente, una causa natural o un caso de fuerza mayor.

Los Estados miembros fomentarán la participación activa de todas las partes afectadas por la aplicación de la presente Directiva marco, en particular en lo que se refiere a los planes de gestión de las demarcaciones hidrográficas. Los planes de gestión deberán someterse a consulta pública durante al menos seis meses.

A partir de 2010, los Estados miembros deberán garantizar que la política de tarificación incite a los consumidores a utilizar los recursos de forma eficaz y que los diferentes sectores económicos contribuyan a la recuperación de los costes de los servicios relacionados con el uso del agua, incluidos los costes medioambientales y de recursos.

Los Estados miembros deben establecer regímenes que contemplen sanciones efectivas, proporcionadas y disuasorias en caso de infracción de esta Directiva marco.

Se elaboró una lista de sustancias contaminantes prioritarias seleccionadas de entre las que presentan riesgos importantes para el medio acuático a nivel europeo.

La DMA se complementa con otras leyes europeas más específicas:

- La Directiva sobre normas de calidad ambiental (2008)
- La Directiva marco sobre la estrategia marina (2008)
- La Directiva sobre inundaciones (2007)
- La Directiva de aguas superficiales (2006)
- La Directiva de aguas de baño (2006)
- La Directiva de agua potable (1998)
- La Directiva sobre aguas residuales urbanas (1991)
- La Directiva sobre nitratos (1991)

En el año 2012 se publica el Plan para salvaguardar los recursos hídricos de Europa y en el cual se identifican los obstáculos que existen para una mejor gestión del agua, ofrece soluciones específicas y establece la agenda política sobre el agua de la UE para los próximos años.

Una estrategia de acción

Para alcanzar el objetivo de la Directiva Marco del agua, ya vigente, de un buen estado de las aguas para 2015, el plan para el agua establece un planteamiento estratégico con tres vertientes:

- Mejora de la aplicación de la política de aguas de la UE, aprovechando plenamente las oportunidades que ofrece la legislación vigente, por ejemplo, mediante medidas de retención natural del agua como la recuperación de humedales y llanuras aluviales o la mejora de la aplicación del principio de «quien contamina, paga» por medio de la medición, la fijación de precios del agua y un mejor análisis económico.
- Mayor integración de los objetivos de la política de aguas en otras políticas pertinentes como las de agricultura, pesca, energía procedente de fuentes renovables, transportes y fondos estructurales y de cohesión.
- Eliminación de las lagunas del marco vigente, especialmente en relación con los instrumentos necesarios para aumentar la eficiencia en el uso del agua. A este respecto, el plan para el agua prevé que los Estados miembros instauren cuentas del agua y objetivos de eficiencia hídrica, así como la formulación de normas de la UE sobre la reutilización del agua.

El plan no propone un lecho de Procusto, sino una serie de instrumentos que pueden emplear los Estados miembros para mejorar la gestión hídrica a escala nacional, regional y de cuencas hidrográficas.

ID: 65

Nombre del artículo: Antecedentes para el análisis general de impacto económico y social de la norma secundaria del Lago Villarica

Autores: Dirección general de Aguas, Ministerio de Obras Públicas

Revista:

Año y país: 2009, Chile

Resumen:

En este informe se presentan antecedentes generales sobre el impacto económico y social de la cuenca del Lago Villarica para evaluar los efectos de la aplicación de la norma secundaria en esta cuenca, además se pretende identificar las zonas vulnerables de la aplicación de la norma.

Para realizar estos objetivos se realiza una descripción del área de estudio, se entregan antecedentes del componente ecológico, servicios ecosistémicos, y en la componente territorial se delimita la cuenca, se observan los distintos usos de suelo presentes en ésta y además se hace un catastro de aporte de nitrógeno y fósforo por uso de suelo, los valores entregados representan las cargas proporcionadas en ton/año para NH₄-N, NO₃-N, Nitrógeno y Fósforo total.

El plan para el agua hace hincapié en que preservar el agua no solo sirve para proteger el medio ambiente, la salud y el bienestar, sino que también fomenta el crecimiento económico y la prosperidad. Es una manera de velar por que el sector hídrico de la UE aproveche plenamente su potencial de crecimiento y por qué puedan prosperar todos los sectores económicos que dependen de la disponibilidad de agua de cierta calidad, creando así oportunidades de crecimiento y empleo. El plan tiene el apoyo de la Cooperación de Innovación Europea sobre el Agua, que se puso en marcha en mayo de 2012 (http://europa.eu/rapid/press-release_IP-12-1216_es.htm)

ID: 66

Nombre del artículo: Antecedentes para evaluar el impacto económico y social de una norma secundaria de calidad de aguas en el Lago Ranco, cuenca del Río Bueno

Autores: Universidad Austral de Chile

Revista:

Año y País: 2011, Chile

Resumen:

El siguiente estudio consiste en la evaluación crítica de datos limnológicos del lago Ranco, el monitoreo de la columna de agua y sus principales afluentes y efluente, la determinación de la capacidad crítica de nutrientes y fuentes de eutrofización, además de su cuantificación y la propuesta de estudios en el futuro.

Los parámetros con mayores problemas fueron nitrógeno y fósforo total, amonio y fósforo soluble. En algunos casos los límites de detección fueron muy altos (p.e. fósforo total: 0,2 mgP/L), en otros casos los datos fueron extremadamente altos y estuvieron fuera de rango (> 0,5 mg P/N/L) para ser considerados en el análisis de las generalmente bajas concentraciones presentes en el lago Ranco (p.e. en varios casos la fracción soluble fue mayor que la fracción total. Se detectaron también problemas con los límites de detección, especialmente para amonio y fósforo soluble). Respecto a los afluentes, se monitorearon 6 ríos (Nilahue, Caunahue, Calcurrupe, Pitreño, Iculpe, Quiman) mensualmente. Se registraron valores altos de N (> 0,1 mgN/L) y P (> 0,02 mgP/L) en los ríos Nilahue, Quimán, Pitreño, indicando un estado contaminado producido principalmente por las descargas de pisciculturas y otras fuentes (p.e. planta de tratamiento).

Respecto a la exportación de P/N por fuentes difusas se concluyó lo siguiente: Las entradas de nutrientes directamente vía precipitaciones son N-total = 81,41 ton/año y P-total = 7,32 ton/año, las que representan el 13,4 y el 7,2 % de las fuentes difusas en la cuenca del lago Ranco. En contraste, las entradas estimadas de nutrientes vía ríos y esteros son N-total = 533,0 ton/año y P-total = 84,5 ton/año. Las mayores cargas de N-total fueron aportadas por las praderas con el 31%, a pesar de que este uso del suelo representa sólo el 16,0 % de toda la superficie de la cuenca. En el caso del P-total, las mayores cargas provinieron de las superficies de bosques renovals con el 30% y praderas con 18 %, lo que representa el 14,85 y 45,69% de la superficie total de la cuenca, respectivamente.

Respecto a fuentes puntuales de contaminación en la cuenca del lago Ranco destacan 4 centros operativos de pisciculturas en tierra y dos centros de balsas jaulas en el lago Ranco.

A través del río Bueno, anualmente salen 70,8 ton de P y 461,4 ton de N. La mayor salida de N y P sucede durante junio, septiembre y octubre con valores aproximadamente de 2 a 4 veces más que lo exportado en otros meses. Respecto a la carga externa total de P y N provenientes de las fuentes puntuales y difusas identificables en este estudio se puede determinar un aporte de aprox. 160 ton P y 718 ton N al lago Ranco.

Se calculó la carga crítica para el lago Ranco de 359 toneladas P (rango 311-399 tonN P) para mantener el lago en condiciones oligotróficas (concentración de P en la columna de agua menor a 0,01 mg/L). En comparación, la carga actual es aprox. 50% de la carga crítica del lago. Esto significa que el lago Ranco mantiene su estado oligotrófico si no se aumenta la carga actual. Así, se puede caracterizar al lago Ranco como ambiente generalmente oligotrófico

Respecto a los afluentes monitoreados, se observaron valores altos de N (> 0,1 mgN/L) y P (> 0,02 mgP/L) en los ríos Nilahue, Quimán, Pitreño, indicando un estado contaminado producido principalmente por las descargas de pisciculturas y otras fuentes (p.e. planta de tratamiento).

Para la estimación del aporte de nutrientes por fuentes difusas (uso de suelo), se realizó un análisis para las 13 subcuencas que forman parte de la cuenca del lago Ranco. Sin considerar la superficie del agua presente en la cuenca del Ranco y la cuenca del lago Maihue, el bosque nativo representa el 46%, seguido por pradera (15%), matorral (16%), bosque renoval (15%), suelo desnudo (5%), nieve (2%) entre otros.

ID: 67

Nombre del artículo: Antecedentes para evaluar el impacto económico y social de una norma secundaria de calidad de aguas en el Lago Maihue, Cuenca del río Bueno.

Autores: Universidad Austral de Chile, Dirección general de Aguas, Ministerio de Obras Públicas

Revista:

Año y país: 2011, Chile

Resumen:

En este informe se presentan antecedentes generales sobre el impacto económico y social de la cuenca del Lago Maihue para evaluar los efectos de la aplicación de la norma secundaria en esta cuenca, se entrega un análisis crítico de datos limnológicos (físicos, químicos y biológicos) del lago en base a monitoreos de la columna de agua.

Se entregan las principales características del área de estudio: climatología, hidrología, balance de nutrientes, etc.

Para la componente territorial y la obtención de los índices de exportación, se realiza una recopilación de información de diversos estudios que contengan usos de suelo parecidos al sector a partir de las categorías de uso de suelo entregados por CONAF, y son comparados en base al estudio realizado por Oyarzún et al, 1997. Estos valores entregados corresponden a la carga de nutrientes y están expresados en ton/año.

Anexo 1c. Artículos contaminación difusa

(Incluye coeficientes de exportación y experiencia internacional)

(Se entrega copia de los artículos revisados en archivo digital)

Listado artículos científicos de Base de Datos contaminación difusa

1. Alfaro, M., Salazar F. 2005. Ganadería y Contaminación Difusa, Implicancias para el Sur de Chile. *Agricultura Técnica*, 65(3): 330-340.
2. Alvarez-Cobelas, M., Angeler, D., Sánchez-Carrillo, S. 2008. Export of nitrogen from catchments: A worldwide analysis. *Journal of Environmental Pollution*, 156: 261-269.
3. Bach, M., Letzel, M., Kaul, U., Forstner, S., Metzner, G., Klasmeier, J., Reichenberger, S., Frede, H.G. 2010. Measurement and modeling of bentazone in the river Main (Germany) originating from point and non-point sources. *Water Research*, 44(12): 3725-3733.
4. Barra, R., Vighi, M., Di Guardo, A. 1995. Prediction of surface water input of chloridazon and chlorpyrifos from an agricultural watershed in Chile. *Chemosphere*, 30(3): 485-500.
5. Basak, B., Alagha, O. 2010. Trace metals solubility in rainwater: evaluation of rainwater quality at a watershed area, Istanbul. *Environmental Monitoring and Assessment*, 167(1-4): 493-503.
6. Beckert, K., Fisher, T., O'Neil, J., Jesien R. 2011. Characterization and Comparison of stream Nutrients, Land Use, and Loading Patterns in Maryland Coastal Bay Watersheds. *Water Air Soil Pollution*, 221: 255-273.
7. Bowes, M., Smith, J., Jarvie, H., Neal, C. 2008. Modelling of phosphorus inputs to rivers from diffuse and point sources. *Science of Total Environment*, 395(2-3): 125-138.
8. Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R. W., Sharpley, A.N., Smith V. H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3): 559-568.
9. Chen, D., Lu, J., Huang, H., Liu, M., Gong, D., Chen, J. 2013. Stream Nitrogen Sources Apportionment and Pollution Control Scheme Development in an Agricultural Watershed in Eastern China. *Environmental Management*, 52(2): 450-466.
10. Delconte, C.A., Sacchi, E., Racchetti, E., Bartoli, M., Mas-Pla, J., Re, V. 2014. Nitrogen inputs to a river course in a heavily impacted watershed: A combined Hydrochemical and isotopic evaluation (Oglio River Basin, N Italy). *Science of the Total Environment*, 466-467(1): 924-938.
11. Deltares. 2013. Diffuse water emissions in E-PRTR, Project Report. 102 pp.

12. Ding, X., Shen, Z., Hong, Q., Yang, Z., Wu, X., Liu, R. 2010. Development and test of the export coefficient model in the upper reach of the Yangtze River. *Journal of Hydrology*, 383(3-4): 233–244.
13. Do, H.T., Lo, S.L., Chiueh, P.T., Thi, L.A., Shang, W.T. 2011. Optimal design of river nutrient monitoring points based on an export coefficient model. *Journal of Hydrology*, 406(1-2): 129-135.
14. Gorsevski, P., Boll, J., Gomez del campo, E., Brooks, E. 2008. Dynamic riparian buffer widths from potential non-point source pollution areas in forested watersheds. *Forest Ecology and Management*, 256(4): 664-673.
15. Huber, A., Bach, M., Frede, H.G. 2000. Pollution of surface waters with pesticides in Germany: modeling non-point source inputs. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 80(3): 191-204.
16. Jiao, W., Ouyang, W., Hao, F., Huang, H., Shan, Y., Geng, X. 2014. Combine the soil water assessment tool (SWAT) with sediment geochemistry to evaluate diffuse heavy metals loadings at watershed scale. *Journal of Hazardous Materials*, 280: 252-259.
17. Jiang, J., Li, S., Hu, J., Huang, J. 2014. A modeling approach to evaluating the impacts of policy-induced land management practices on non-point source pollution: A case study of the Liuxi River watershed, China. *Agricultural Water Management*, 131(1): 1-16.
18. Johnes P.J. 1996. Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modelling approach. *Journal of Hydrology*, 183: 323–429.
19. Lam, Q.D., Schmalz, B., Fohrer, N. 2010. Modelling point and diffuse source pollution of nitrate in a rural lowland catchment using the SWAT model. *Agricultural Water Management*, 97(2): 317-325.
20. Lee, M., Park, G., Park, M., Park, J., Lee, J., Kim, S. 2010. Evaluation of non-point source pollution reduction by applying Best Management Practices using a SWAT model and QuickBird high resolution satellite imagery. *Journal of Environmental Sciences*, 22(6): 826-833.
21. León-Muñoz, J., Echeverría, C., Marcé, R., Riss, W., Sherman, B., Iriarte, J.L. 2010. The combined impact of land use change and aquaculture on sediment and water quality in oligotrophic Lake Rupanco (North Patagonia, Chile, 40.8 S). *Journal of Environmental Management*, 128: 283-289.
22. Lin, J. 2004. Review of Published Export Coefficient and Event Mean Concentration (EMC) Data. ERDC TN- WRAP- 04-3: 1-15.
23. Liu, M., Lu, J. 2013. Solution of export coefficients of nitrogen from different land-use patterns based on Bayesian analysis. *Water Science and Technology*, 68(3): 632-640.

24. Molina-Navarro, E., Martínez-Pérez, S., Sastre-Merlin, A., Bienes-Allas, R. 2014. Catchment Erosion and Sediment Delivery in a Limno-Reservoir Basin Using a Simple Methodology. *Water Resources Management*, 28(8): 2129-2143.
25. Ouyang, W., Huang, H., Hao, F., Guo, B. 2013. Synergistic impacts of land-use change and soil property variation on non-point source nitrogen pollution in a freeze-thaw area. *Journal of Hydrology*, 495: 126-134.
26. Oyarzún, C., Campos, H., Huber, A. 1997. Exportación de nutrientes en microcuencas con distinto uso del suelo en el sur de Chile (Lago Rupanco, X Región). *Revista Chilena de Historia Natural*, 70(4): 507-519.
27. Oyarzún, R., Arumí, J., Salgado, L., Mariño, M. 2007. Sensitivity analysis and field testing of the RISK-N model in the Central Valley of Chile. *Agricultural Water Management*, 87(3): 251-260.
28. Palma, G., Sánchez, A., Olave, Y., Encina, F., Palma, R., Barra, R. 2004. Pesticide levels in surface waters in an agricultural-forestry basin in Southern Chile. *Chemosphere*, 87(3): 251-260.
29. Park, J.-Y., Yu, Y.-S., Hwang, S.-J., Kim, C., Kim, S.-J. 2014. SWAT modeling of best management practices for Chungju dam watershed in South Korea under future climate change scenarios. *Paddy and Water Environment*, 12(1): 65-75.
30. Pezet, F., Dorioz, J.-M., Quetin, P., Lafforgue, M., Trevisan, D. 2014. Using SWAT-VSA to Predict Diffuse Phosphorus Pollution in an Agricultural Catchment with Several Aquifers. *Journal of Hydrologic Engineering*, 19(7): 1462-1470.
31. Pizarro, J., Vergara, P., Rodríguez, J., Sanhueza, P., Castro, S. 2010. Nutrients dynamics in the main river basins of the centre-southern region of Chile. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1-3): 608-613.
32. Pokhrel, B., Paudel, K. 2014. Assessing the Efficiency of Alternative Best Management Practices to Reduce Nonpoint Source Pollution in the Mississippi-Atchafalaya River Basin (MARB). *Agricultural & Applied Economics Association's 2014 AAEE Annual Meeting, Minneapolis*.
33. Ribbe, L., Delgado, P., Salgado, E., Flügel, W.-A. 2008. Nitrate pollution of surface water induced by agricultural non-point pollution in the Pochay watershed, Chile. *Desalination*, 226(1-3): 13-20.
34. Schaffner, M., Bader, H.-P., Scheidegger, R. 2009. Modeling the contribution of point sources and non-point sources to Thachin River water pollution. *Science of the Total Environment*, 407(17): 4902-4915
35. Shen, Z.-y., Hong, Q., Yu, H., Niu, J.-f. 2010. Parameter uncertainty analysis of non-point source pollution from different land use types. *Science of the total Environment*, 408(8): 1971-1978.

36. Shen, Z., Liao, Q., Hong, Q., Gong, Y. 2012. An overview of research on agricultural non-point source pollution modelling in China. *Separation and Purification Technology*, 84(9): 104-111.
37. Shen, Z., Qiu, J., Hong, Q., Cehn, L. 2014. Simulation of spatial and temporal distributions of non-point source pollution load in the Three Gorges Reservoir Region. *Science of the Total Environment*, 493: 138-146.
38. Shrestha, S., Kazama, F., Newham, L.T.H., Babel, M.S., Clemente, R.S., Ishidaira, H., Nishida, K., Sakamoto, Y. 2008. Catchment scale modeling of point source and non-point source pollution loads using pollutant export coefficients determined from long-term in-stream monitoring data. *Journal of Hydro-Environment Research*, 2(3): 134-147.
39. Soranno, P., Hubler, S., Carpenter, S., 1996. Phosphorus loads to surface waters: A simple model to account for spatial pattern of land use. *Ecological Applications*, 6(3): 865-978.
40. Sun, S., Delgado, M., Sesmero, J. 2014. Agricultural practices adjustments to policies aiming to decrease water pollution from agriculture. *Agricultural & Applied Economics Association's 2014 AAEA Annual Meeting, Minneapolis*.
41. Wilson, P. 2014. Farm-level actions towards water pollution control: the role of nutrient guidance system. *Water and Environment Journal*.
42. Xiaowen, D. 2010. The Simulation Research on Agricultural Non-point Source Pollution in Yongding River in Hebei Province. *Procedia Environmental Sciences, International Society for Environmental Information Sciences 2010 Annual Conference (ISEIS)*, 2:1770–1774.
43. Young, W., Marston, F., Davis, R. 1996. Nutrient Export and Land Use in Australian Catchments. *Journal of Environmental Management*, 47: 165-183.
44. Zhang, H., Huang, G.H. 2011. Assessment of non-point source pollution using a spatial multicriteria analysis approach. *Ecological Modelling*, 222(2): 313-321.
45. Zhang, H., Yu, Y., Hu, H. 2011. Economy Growth and Agricultural Non-point Source pollution: An Empirical Analysis: Based on Provincial Paneldata (1990-2007). *Energy Procedia*, 5: 545-549.
46. Zhang, P., Liu, Y., Pan, Y., Yu, Z. 2013. Land use patterns optimization based on CLUE-S and SWAT models for agriculture non-point source pollution control. *Mathematical and Computer*, 58(3-4): 588–595.
47. Zobrist, J., Reichert, P. 2006. Bayesian estimation of export coefficients from diffuse and point sources in Swiss watersheds. *Journal of Hydrology*, 329(1-2): 207-223.
48. Centro EULA. 1998. Diagnóstico de la Calidad del Río Damas X Región, Lineamientos para un Plan de Prevención y/o Descontaminación. Capítulo 5. Diagnóstico Ambiental de la cuenca del Río Damas. Página 1 - 23.

49. Environment Agency. The unseen threat to water quality. Diffuse water pollution in England and Wales report – May 2007, 21 pp.
50. The rural diffuse pollution partnership for improving Scotland's waters. Rural diffuse pollution plan for Scotland- The rural diffuse pollution partnership for improving Scotland's waters. 27 pp.
51. Sharpley, A. and Wang, X. 2014. Managing agricultural phosphorus for water quality: Lessons from the USA and China. *Journal of Environmental Science*, 26(9): 1770-1782.
52. McFarland, A., Hauck, L. 2001. Determining nutrient export coefficients and source loading uncertainty using in-stream monitoring. *American Water Resources Association*, 37(1): 223-236.
53. Rast, W., Lee, F. 1983. Nutrient loading estimates for lakes. *Journal of Environmental Engineering*, 109(2): 502-518.
54. United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2003. National Management Measures for the Control of Nonpoint Pollution from Agriculture.
55. Québec Water Policy. 2002. Water. Our Life. Our Future. 103 pp.
56. Carr, A. 2011. Regulating Nonpoint Source Pollution in the Ottawa River Watershed. *Queen's Policy Review*, 2(2):80-99.
57. Neal, B., Evans, R., Ball, J., Shirley, M. 2001. Australia State of the Environment Report 2001 (Theme Report). Inland Waters Theme Report. 163 pp.
58. Neal, B., Evans, R., Ball, J., Shirley, M. 2011. Australia State of the Environment Report 2001 (Theme Report). Inland Waters Theme Report. 940 pp.
59. EPA Victoria. 2014. Guideline for environmental management. Risk-based assessment of ecosystem protection in ambient waters. 65 pp.
60. Newell P., Harris D., Taylor M., Williams J.R. Anthony S.G., Duethmann D., Gooday R.D., Lord E.I., Chambers B.J., Chadwick D.R., Misselbrook T.H. 2011. An Inventory of Mitigation Methods and Guide to their Effects on Diffuse Water Pollution, Greenhouse Gas Emissions and Ammonia Emissions from Agriculture. Report prepared as part of Defra project WQ0106, North Wyke Research and ADAS. 162 pp.
61. British Columbia. Ministry of Environment, Lands and Parks (now called Ministry of Water, Land and Air Protection). 1999. Tackling Non-Point Source Water Pollution in British Columbia: An Action Plan.
62. Directiva del nitrato de la Unión Europea. 2010. Unión Europea. 4 pp.
63. Boulanger B., Nikolaidis N.P. 2003. Modeling framework for managing copper runoff in urban watersheds. *Journal of the American Water Resources Association*, 39(2):337-345.

64. Unión Europea. 2000. Directiva 2000/60/CE del parlamento europeo y del consejo. 2000. Diario Oficial de las Comunidades Europeas
65. Universidad Austral de Chile, Dirección general de Aguas, Ministerio de Obras Públicas. 2009. Antecedentes para el análisis general de impacto económico y social de la norma secundaria del Lago Villarrica.90 pp.
66. Universidad Austral de Chile. 2011. Antecedentes para evaluar el impacto económico y social de una norma secundaria de calidad de aguas en el Lago Ranco, cuenca del Río Bueno. 177 pp.
67. Universidad Austral de Chile. 2011. Antecedentes para evaluar el impacto económico y social de una norma secundaria de calidad de aguas en el Lago Maihue, Cuenca del río Bueno. 145 pp.
68. Resolución 5551 EXENTA, Normas para la evaluación y autorización de plaguicidas. 2011. Ministerio de Agricultura, SAG. <http://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=1029269&idParte=0>
69. Resolución 1557 EXENTA, Establece exigencias para la autorización de plaguicidas y deroga resolución nº 3.670 de 1999. 2014. Ministerio de Agricultura, SAG. <http://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=1060172&idParte=0>
70. Resolución 2196. Clasificación toxicológica de los plaguicidas de uso agrícola en Chile. 2000. Ministerio de Agricultura, SAG. http://www.sag.cl/sites/default/files/RESOLUCION_2196.pdf
71. ACHIPIA (Agencia Chilena para la Inocuidad Alimentaria), 2011. Programa Nacional Integrado de Plaguicidas de uso agrícola. Versión 1.
72. Resolución 2195. Requisitos que deben cumplir las etiquetas de los envases de los plaguicidas de uso agrícola. Ministerio de Agricultura, SAG. <http://www.sag.cl/ambitos-de-accion/fiscalizacion>
73. Lista de plaguicidas con autorización vigente al 28/07/14. Ministerio de Agricultura, SAG. (En Línea) <http://www.sag.cl/ambitos-de-accion/evaluacion-y-autorizacion-de-plaguicidas>
74. Listado de plaguicidas cancelados. 07 de Abril de 2014. Ministerio de Agricultura, SAG. (En Línea) <http://www.sag.cl/ambitos-de-accion/evaluacion-y-autorizacion-de-plaguicidas>
75. Lista de plaguicidas de uso agrícola prohibidos en Chile vigente al 14/10/14. Ministerio de Agricultura, SAG. (En Línea) <http://www.sag.cl/ambitos-de-accion/evaluacion-y-autorizacion-de-plaguicidas>

76. Lista de plaguicidas con uso agrícola restringido en Chile vigente al 14/10/14. Ministerio de Agricultura, SAG. (En Línea) <http://www.sag.cl/ambitos-de-accion/evaluacion-y-autorizacion-de-plaguicidas>
77. Resolución 3670. Normas para la evaluación y autorización de plaguicidas. 1999. Ministerio de Agricultura, SAG. http://www.sag.cl/sites/default/files/resolucion_3670_1999_0.pdf
78. Resolución Exenta n° 33. Fija tolerancias máximas de residuos de plaguicidas en alimentos y deja sin efecto la resolución exenta N°581, de 1999, y sus modificaciones. Ministerio de Salud. 2010. <http://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=1010986>
79. SAG. 2001. Informe de venta de plaguicidas de uso agrícola en Chile. <http://www.sag.cl/ambitos-de-accion/declaraciones/1380/publicaciones>
80. SAG. 2008. Informe de venta de plaguicidas de uso agrícola en Chile. <http://www.sag.cl/ambitos-de-accion/declaraciones/1380/publicaciones>
81. SAG. 2011. Informe de venta de plaguicidas de uso agrícola en Chile. <http://www.sag.cl/ambitos-de-accion/declaraciones/1380/publicaciones>
82. Oficina de Estudios y Políticas Agrarias (Odepa), 2014, Boletín de insumos. Ministerio de Agricultura, Gobierno de Chile.
83. SAG. 2014. Plaguicidas y fertilizantes. <http://www.sag.cl/ambitos-de-accion/plaguicidas-y-fertilizantes>
84. SAG. 2014. Importación de fertilizantes. <http://www.sag.cl/ambitos-de-accion/importacion-de-fertilizantes>
85. Decreto Ley N° 3.557. SAG.1980. Internación, fabricación, venta y distribución de fertilizantes.
86. Oficina de Estudios y Políticas Agrarias (Odepa), 2009, Fertilizantes en Chile: coyuntura y perspectivas, Mercados Agropecuarios N° 205. Ministerio de Agricultura, Gobierno de Chile.
87. Oficina de Estudios y Políticas Agrarias (Odepa). 2010. Estudio de Diagnóstico de Mercado y Estudio de la Cadena de Comercialización de Fertilizantes en Chile.

88. IFA (International Fertilizer Industry Association), 2013b. Assessment of Fertilizer Use by Crop at the Global Level 2010-2010/11. Disponible en http://www.fertilizer.org/imis20/images/Library_Downloads/AgCom.13.39%20%20FUBC%20assessment%202010.pdf?WebsiteKey=411e9724-4bda-422f-abfc-8152ed74f306&=40%3bhttp%3a%2f%2fwww.fertilizer.org%3a80%2fen%2fimages%2fLibrary_Downloads%2fAgCom.13.39+-+FUBC+assessment+2010.pdf
89. IFA (International Fertilizer Industry Association), 2013a. Fertilizer Indicators 3rd edition, IFA, Paris, France, May 2013. Disponible en http://www.fertilizer.org/imis20/images/Library_Downloads/IFA_Fert_indicators_2013.pdf?WebsiteKey=411e9724-4bda-422f-abfc-8152ed74f306&=40%3bhttp%3a%2f%2fwww.fertilizer.org%3a80%2fen%2fimages%2fLibrary_Downloads%2fIFA_Fert_indicators_2013.pdf
90. WRI (World Resources Institute), 2011. Reefs at Risk from Watershed-based Pollution. Disponible en <http://www.wri.org/resources/charts-graphs/reefs-risk-watershed-based-pollution>
91. IFA (International Fertilizer Industry Association), 2014. Fertilizer Outlook 2014-2018. 82nd IFA Annual Conference Sydney (Australia), 26-28 May 2014. Disponible en https://www.google.cl/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0CBsQFjAA&url=http%3A%2F%2Fwww.fertilizer.org%2Fen%2Fimages%2FLibrary_Downloads%2F2014_ifa_sydney_summary.pdf&ei=0GX2U_ykKZfnoATztIGYDg&usg=AFQjCNGk_2No-4PcmJxxMXXw0WO_q1S0Q&bvm=bv.73373277,d.cGU
92. Science, 2013. Infographic: Pesticide Planet. Vol. 341 n° 6147 pp. 730-731 Disponible en <http://www.sciencemag.org/site/special/pesticides/infographic.xhtml>
93. Meadows-Smith, M. 2014. Proyecciones de crecimiento de la industria de los biopesticidas. En: Red Agrícola, Agosto 2014. Disponible en: <http://www.redagricola.com/reportajes/fitosanidad/proyecciones-de-crecimiento-de-la-industria-de-los-biopesticidas>
94. Agroquímica, 2012. El Mercado global de pesticidas alcanzará los 59.000 millones de dólares en 2016. En: Agroquímica N°10, Noviembre 2012. Disponible en <http://www.agroquimica.es/el-mercado-global-de-pesticidas-alcanzara-los-59000-millones-de-dolares-en-2016-brasil-continuara-siendo-el-primer-mercado-del-mundo>

95. Afaquima, 2012. Crece mercado mundial de Agroquímicos. Disponible en <http://afaquima.com/crece-mercado-mundial-de-agroquimicos/>
96. Report Buyer, 2014. Global Pesticides Market – Segmented By Type, Application Area And Geography – Trends And Forecasts (2014-2020) – Sustainability, Regulation & Competition. May 2014. By Mordor Intelligence Llp. Disponible en https://www.reportbuyer.com/product/2168901/global-pesticides-market-segmented-by-type-application-area-and-geography-trends-and-forecasts-2014-2020-sustainability-regulation-and-competition.html#utm_source=prnewswire
97. Agropages, 2014. Global agchem and pesticide markets to grow by 8.7%. Publicado el 13/01/14. Disponible en <http://news.agropages.com/News/NewsDetail---11351.htm>
98. FAO. 2001. Bomba de tiempo: los vertederos de plaguicidas tóxicos. En FAO noticias. Disponible en: <http://www.fao.org/noticias/2001/010502-s.htm>
99. Odepa, 2011. La urea y su Comercialización en Chile. Disponible en: <http://www.odepa.cl/odepaweb/publicaciones/doc/6606.pdf>
100. Sierra, C. 2010. La urea: características, ventajas y desventajas de esta fuente nitrogenada. En: INFORMATIVO N°35, INIA Intihuasi.

Anexo 1d. Tablas coeficientes de exportación

Tabla A1d-1. Coeficientes de exportación para uso de suelo en cuenca del río Windrush y Slapton Ley- Reino Unido

Uso de suelo	Kg/ha/año					
	NT	PT	NT (D <50 m)	NT (D >50 m)	PT (D <50 m)	PT (D >50 m)
Ganado (cattle)	1,842 ^a	0,006 ^a	32,30%	16,20%	5,70%	2,85%
Cerdos (pigs)	0,387 ^a	0,004 ^a	28,90%	14,50%	5,10%	2,55%
Ovejas (sheep)	0,257 ^a	0,001 ^a	34%	17%	6%	3%
Aves de corral (poultry)	0,007 ^a	0,0001 ^a	30,60%	15,30%	5,40%	2,70%
Huertos (orchard)	2,870	0,650	50%	25%	0,8	0,6
Bosques (woodland)	13,000	0,020	13	13	0,02	0,02
Pastos permanentes (permanent grass)	0,463	0,100	15%	7,50%	0,5	0,4
Pastos temporales (temporary grass)	0,606	0,300	15%	7,50%	0,5	0,4
Cereales	0,272	0,650	24%	12%	0,8	0,6
Tubérculos (root crops)	3,825	0,800	50%	25%	0,9	0,7
Raps (oilseed rape)	20,817	0,650	50%	25%	0,9	0,7
Pastizales pobres (rough grazing)	13,000	0,020	13	13	0,02	0,02
Horses	2,009 ^a	0,009 ^a	32,30%	16,20%	5,70%	2,85%
Sewage systems	21400	3800	21400	21400	3800	3800
Septic tanks	24900	2400	-	-	-	-
Lluvias	27,003	0,202	56%	56%	56%	56%

Fuente: Johnes, 1996: cuenca río Windrush, Cuenca Slapton Ley

^a: valores expresados en animal/ha/año

D <50 m: Distancia a red de drenaje menos de 50 metros

D >50 m: distancia a red de drenaje menos de 50 metros

Tabla A1d-2. Coeficientes de exportación para uso de suelo en cuencas de Reino Unido.

	kg/ha/año
Uso de suelo	PT
Ganado (cattle)	2200
Cerdos (pigs)	1400
Ovejas (sheep)	450
Aves de corral (poultry)	54
Fuente: Bowes et al. 2008	

Tabla A1d-3. Coeficientes de exportación de nutrientes para uso de suelo en Taipei-Taiwan.

	Kg/ha/año
Uso de suelo	Nutrientes (P y N)
Praderas ganaderas (grassland)	1,81
Agricultura (crop agriculture)	0,03
Bosques (woodland)	0,003
Urbano	6,11
Fuente: Tuan Do et al. 2011	

Tabla A1d-4.Exportación de Nitrógeno y Fósforo Disuelto tramo superior río Yangtze-China.

Uso de suelo	Kg/año	
	ND	PD
Praderas ganaderas (grassland)	11410	250
Ganado (cattle)	11600	480
Cerdos (pigs)	9440	940
Aves de corral (poultry)	2570	210
Cabras (goat)	3090	100
Trigales (Dry land)	58990	4420
Arrozales (paddy field)	9370	500
Huertos (orchard)	600	40
Bosques (woodland)	10810	180
tierras sin uso (unused land)	1410	30
Deposición atmosférica	68570	620
Urbano	910	40
Fuente: Ding et al. 2010		

Tabla A1d-5. Rango de Coeficientes de exportación de NT máximo, promedio y de literatura. Río Chang Le- China.

Uso de suelo	Kg/ha/año			NT
	NT máximo	NT promedio	NT literatura	
Trigales (Dry land)	39,9 - 131,6	19,8 - 73	0,1 - 85	9,4 - 70,3
Arrozales (paddy field)	19,4 - 64,6	9,1 - 29,5	2,0- 74	8,8 -26,1
Bosques (woodland)	5,7 -25,8	3,9 - 11,6	0,1 - 38	1,6 -8,9
Urbano	27,9 - 105,5	8,3 - 53,6	1 - 95,2	6,9 -41,7
Tierra estéril (barren land)				0,5 - 6,2
Fuente: Chen et al. 2013				Fuente: Liu y Lu 2013

Tabla A1d-6. Coeficientes de exportación Río San Martín - EE.UU.

Uso de suelo	Kg/ha/año	
	NT	PT
Agricultura (crop agriculture)	10	0,23
Bosques (woodland)	1	0,09
Urbano	10	0,35
Deposición Atmosférica	11,2	0,082
Operaciones de alimentos (feeding operation)	280	27,4
Fuente: Beckert et al. 2011		

Tabla A1d-7. Coeficientes de exportación para usos de suelo en Lago Mendota, EE.UU.

Kg/ha/año	
Usos de suelo	PT
Praderas matorrales	0,3
Humedales	0,05
Bosques (woodland)	0,1
Fuente: Sorano et al 1996	

Tabla A1d-8. Coeficientes de exportación para usos de suelo de Norte América.

Uso de suelo	Kg/ha/año		
	PT	NT Este EE.UU	NT Oeste EE.UU
Urbano	1	5	2,5
Rural/agricultura	0,5	5	2
Bosques	0,05 - 0,1	3	1
Recopilado por Lin 2004, de: Rast and Lee 1978			

Tabla A1d-9. Rango de Coeficientes de exportación para uso de suelo de Texas

Uso de suelo	Kg/ha/año	
	PT	NT
Campo de desechos (Waste Appl. Fields)	5,46 - 0,63	12,3 - 1,88
Campo de forraje (Forage Fields)	1,04 - 0,83	5,4 - 2,48
Bosques	0,2 - 0,29	0,63 - 0,86
Urbano	2,23	10
Recopilado por Lin 2004, de: McFarland and Hauck, 2001		

Tabla A1d-10. Media de Coeficientes de exportación para uso de suelo en lago Wisconsin - EE.UU

Uso de suelo	Kg/ha/año	
	PT	NT
Bosques	0,112	3,72
Mixto	0,176	4,07
Agricultura	0,262	6,69
Recopilado por Lin 2004, de: Clesceri et al. 1986		

Tabla A1d-11. Coeficientes de exportación para Suroeste de Australia, Oeste de Australia, Noreste de Australia y Norte América.

Uso de suelo	Kg/ha/año							
	PT	NT	PT	NT	PT	NT	PT	NT
Agricultura (crop agriculture)							1	14
Huertos (orchard)	7,1	26					2,3	8,5
Bosques (woodland)	0,06	1,1	0,05		0,14	0,9	0,25	2,5
Urbano	1	6,6	0,4	2,5	-	-	1,2	5,5
Pastos mejorados (improved pasture)	0,3	3,3	1,1	3	0,5	7,5		
Pastos no mejorados (unimproved pasture)	0,07	2,2	0,1	-	0,06	3,5		
Young et al, 1996	Suroeste de Australia		Oeste de Australia		Noreste de Australia		Norte América	

Tabla A1d-12. Rango de Coeficientes de exportación para usos de suelo de EE.UU y Europa.

Uso de suelo	Kg/ha/año	
	NT	PT
Rural cropland	2,1 - 79,6	0,06 - 2,9
Idle land	0,5 - 6	0,05 - 0,25
Bosques	1,0 - 6,3	0,007 - 0,88
Pastizales	3,2 - 14	0,05 - 0,6
Manure storage	4,0 - 13	0,8 - 2,9
Feedlots	100 - 1600	10 - 620
Residencial	5 - 7,3	0,77 - 2,2
Comercial	1,9 - 11	0,1 - 7,6
Industrial	1,9 - 14	0,4 - 4,1
Recopilado por Lin 2004, de: Loehr et al. 1989		

Tabla A1d-13. Coeficientes de exportación para uso de suelo en 11 cuencas de Suiza.

Uso de suelo	Kg/ha/año		
	PT	NT	Nitrato
Agricultura (crop agriculture)	0,36	32,5	29,45
Bosques (woodland)	0,061	8,7	5,35
Urbano	1,6	27	20,9
Pastos (pasture)	0,051	7,8	4,6
Tierra estéril (Barren land)	0,0545	7,6	5
Fuente: Zobrist y Reichert 2006			

Tabla A1d-14. Rango y Coeficientes de exportación de usos de suelo para Río Fuji - Japon.

Uso de suelo	Kg/ha/año			
	NT	NO3-N	PT	PO4-P
Agricultura (crop agriculture)	5,5 - 52,5	1,06	0,36	0,42
Praderas matorrales		0,46		0,59
Bosques (woodland)	0,9-38	2,12	0,01-0,9	0,71
Urbano	5,3-6,9	3,8	0,18	1,73
Fuente: Shresta et al, 2008				

Tabla A1d-15. Rango de coeficientes de exportación en el mundo

	Rango Kg/ha/año
Uso de suelo	NT
Bosques (woodland)	4,07 - 6,04
Bosques caducifolios	9,17 - 18,61
Bosques tropicales	5,97 - 2,87
Bosques de coníferas	2,28 - 2,89
Tierra de cultivo(cropland)	16,98 - 24,86
Pastos (pasture)	7,13 - 13,44
Fuente: Alvarez-Cobelas et al, 2008	

Tabla A1d-16. Promedio y Rango de Coeficientes de exportación de PT y NT de distintas partes del mundo.

Uso de suelo	Promedio (kg/ha/año)		Rango (kg/ha/año)	
	PT	NT	PT	NT
Forestado	0,236	2,86	0,19-0,83	1,38 - 6,26
Row crops	4,46	16,09	0,26-18,6	2,1 - 79,6
Non Row Crops	1,08	5,19	0,1 - 2,9	0,97 - 7,82
Pastos (pasture)	1,5	8,65	0,14 - 4,9	1,48 - 30,85
Feedlot/Manure Storage	300,7	3110,7	21,28 - 795,2	680,5 - 7.979,9
Agricultura mixta	1,134	16,53	0,08 - 3,25	2,82 - 41,5
Urbano	1,91	9,97	0,19 - 6,23	1,48 - 38,47

Recopilado por Lin 2004, de: Reckhow et al. 1980.

Tabla A1d-17. Coeficientes de exportación (kg/ha/año) para uso de suelo en Lago Rupanco (Oyarzún et al, 1997) y cuenca del río Damas (Centro EULA-Chile, 1998), Chile.

Uso de suelo	Kg/ha/año								
	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Norg	NH ₄ ⁺	NT	PO4-P	PT	NT	PT
Bosque nativo	0,031	4,318	3,163	0,755	6,757	0,153	0,847	1,09	0,11
Praderas ganaderas (grassland)	0,028	11,711	3,975	0,612	15,101	0,158	6,532	9,7	0,72
Agricultura (crop agriculture)	0,029	9,226	2,706	0,615	11,346	0,129	0,935	0,26	0,014
Praderas Matorrales	0,041	5,803	2,844	0,640	8,048	0,126	0,660	-	-
Oyarzún et al, 1997								Centro EULA-1998	

Anexo 2a. Fichas resúmenes medidas de mitigación y costos

ID: 101
Nombre del artículo: A modeling approach to evaluating the impacts of policy-induced land management practices on non-point source pollution: A case study of the Liuxi River watershed, China
Autores: Jiang J. Li S., Hu J., Huang J.
Revista: Agricultural Water Management (0 veces citado)
Año y país: 2014, China
Resumen: <p>El modelo SWAT se aplicó para predecir los impactos a largo plazo sobre las pérdidas de nutrientes mediante la implementación prácticas como conservación de labranza y fertilización óptima para el río Liuxi, cuenca Guangzhou de China.</p> <p>Los resultados del modelo indicaron que implementando técnicas de conservación de suelos para trasplantes arroz llamada "parachute transplanting" sin labranza y con "mulching" (acolchado) de paja en arrozales se puede reducir la carga de N y P en 5 y 12% respectivamente, mientras que un escenario de optima fertilización (que disminuye la producción en un 2%) permite la reducción de N y P en 24 y 28% respectivamente. Los datos básicos requeridos incluyen, topografía, mapa de uso de suelo y tierra e información del manejo de la tierra.</p>

ID: 102

Nombre del artículo: Evaluation of non-point source pollution reduction by applying Best Management Practices using a SWAT model and QuickBird high resolution satellite imagery

Autores: Lee M., Park G., Park M., Park J., Lee J., Kim S.

Revista: Journal of Environmental Sciences (28 veces citado)

Año y país: 2010, China

Resumen:

El estudio evaluó la reducción de la contaminación de fuentes difusas aplicando mejores prácticas de gestión y utilizando el modelo SWAT con los datos de uso del suelo generados a partir de imágenes satelitales QuickBird, que se asemeja a la resolución espacial y a las características espectrales de KOMPSAT-3.

Los resultados indican que una franja de vegetación como filtro (0–20 m) permite reducir la carga de sedimentos, NT y PT en 24,8%, 5,4 y 5,6% respectivamente; un sistema de amortiguación ribereña (30 y 60 m) redujo la carga de sedimentos, NT y PT en 20,9%, 8,9 % y 9,4% respectivamente; una regulación del factor P- ULSE y el factor C como medidas de prevención de pérdida de suelo que convierten el estado del uso del suelo de campo descubierto en pastizales redujo la carga de sedimentos, NT y PT en 17,2%, 36,5% y 41,4% respectivamente y el control de la cantidad de fertilizantes para cultivos redujo la carga de sedimentos, NT y PT en 16,1%, 8,2%, y 8,6% respectivamente.

ID: 103

Nombre del artículo: SWAT modeling of best management practices for Chungju dam watershed in South Korea under future climate change scenarios

Autores: Park J.-Y., Yu Y.-S., HwangS.-J., Kim C., Kim S.-J.

Revista: Paddy and Water Environment (1 vez citado)

Año y país:2014, Corea del Sur

Resumen:

El modelo SWAT se utilizó para evaluar los actuales y futuros escenarios adecuados de las mejores prácticas de gestión para la presa Chungju, cuenca de Corea del Sur, que incluye zonas de arrozales y cultivos de secano. Se adoptó el modelo SWAT para evaluar la reducción de cargas al aplicar 5 prácticas de gestión (estabilización de riberas, gaviones, estructura de recarga, terrazas con pendientes y arados en el sentido de curvas de nivel) durante los períodos de línea de base (1981-2010), la década de 2040 (2031-2060) y la década de 2080 (2071-2100) con escenarios de cambio climático (MIROC3.2 HiRes A1B y B1).

Las reducciones máximas alcanzadas fueron: con estabilización de riberas se redujeron sedimentos y NTen 97,2% y 75,4% respectivamente y con terrazas con pendientes se redujo el PT en 69,8% durante modelación del presente. Para el futuro, estabilización de riberas será la medida más efectiva para la reducción de sedimentos y NT, y terrazas con pendientes para PT. Además, los gaviones será la efectiva para remoción de sedimentos para los años 2040 y 2080.

ID: 104

Nombre del artículo: Assessing the Efficiency of Alternative Best Management Practices to Reduce Nonpoint Source Pollution in the Mississippi-Atchafalaya River Basin (MARB)

Autores: Pokhrel B., Paudel K.

Revista: Agricultural & Applied Economics Association's 2014 AAEA Annual Meeting, Minneapolis.

Año y país: 2014, EEUU

Resumen: El estudio simuló los efectos de mejores prácticas de gestión para reducir la contaminación por nutrientes y sedimentos en la cuenca Johnson Chute. Se utiliza el modelo MAPSHED (open source model, integrado con ArcView, Generalized Watershed Loading Function AVGWLF) y se consideraron tres escenarios de clima (seco, medio y húmedo) y varios niveles de los parámetros de eficiencia de las prácticas de gestión.

Como resultados, para la condición normal y húmeda la combinación ideal de prácticas beneficiosas de gestión son la gestión de nutrientes y buffer de vegetación, mientras que en la condición seca es la combinación entre buffer de vegetación y estabilización de márgenes. Las prácticas en el clima húmedo tienen mayor coeficiente de reducción de contaminación que en los climas normal y seco debido al mayor transporte de nutrientes por escorrentía. En un escenario húmedo las prácticas son más costosas que en otros escenarios.

ID: 105

Nombre del artículo: Modeling the contribution of point sources and non-point sources to Thachin River water pollution

Autores: Schaffner M., Bader H.-P., Scheidegger R.

Revista: Science of the Total Environment (38 veces citado)

Año y país: 2009, Tailandia

Resumen:

El presente estudio utiliza Mathematical Material Flow Analysis (MMFA) como un enfoque complementario para abordar la degradación de la calidad del agua del río debido a la contaminación (puntual y difusa) por nutrientes en la cuenca del río Thachin en el centro de Tailandia. Además, se realizó un análisis de incertidumbre, verosimilitud y de sensibilidad para identificar los parámetros claves del sistema y aquellos con potencial de reducir la carga de nutrientes.

Respeto a todo el sistema, las cargas de nutrientes clave son la producción acuícola (contribuyendo con el 62% y el 54% de la carga neta de N y P respectivamente), seguido por el cultivo de arroz y la cría de cerdos. Interesantemente, el sector de la producción animal (fuente puntual) contribuye significativamente más a la carga de nutrientes de la cuenca que el sector agrícola (no puntual), a pesar de que la entrada total de nutrientes al sistema como alimento para animales, es tres veces menor que la de fertilizantes para el subsistema agrícola. El nivel provincial indicó que el cultivo del arroz desempeña el papel más importante en la provincia norteña de la cuenca mientras que la acuicultura es la fuente dominante en todas las demás provincias.

Las simulaciones de escenarios muestran los órdenes de magnitud de las reducciones de carga que podrían lograrse con diferentes medidas. La mejora de la gestión de los lodos de estanque y agua de drenaje de la acuicultura podrían reducir más del 50% y el 30% del total de las cargas de N y P respectivamente en la cuenca, mientras que menores tasas de aplicación de fertilizantes en el cultivo de arroz permitirían una potencial reducción de 21% y 13% para la carga de N y P respectivamente y un escenario óptimo combinado para la cría de cerdos produciría una reducción global de la carga de sólo el 8% para N y 3% para P en la cuenca.

ID: 106

Nombre del artículo: Land use patterns optimization based on CLUE-S and SWAT models for agriculture non-point source pollution control

Autores: Zhang P., Liu Y., Pan Y., Yu Z.

Revista: Mathematical and Computer Modelling (12 veces citado)

Año y país: 2013, China

Resumen:

Este trabajo acopla el modelo CLUE-S con el modelo SWAT para simular el cambio de uso de suelo bajo 2 escenarios. El escenario 1 fue el uso de suelo en el año 2015 y el escenario 2 fue establecer un escenario de control de la contaminación de fuentes no puntuales de agricultura.

Como resultado se observó que los cambios en la estructura y tendencia del uso del suelo tienen una influencia significativa en la carga de contaminación no puntual. Para el escenario 1, las zonas de la huerta aumentaron y la disminución de la cubierta forestal y la carga contaminante de NT y PT aumentó en 5,27% y 4,03% en comparación con el estado de uso de suelo en 2006. Para el escenario 2, la cubierta forestal aumentó bajo el escenario del control de la contaminación no puntual de la agricultura, comparado con el estado del uso de suelo en 2006, mientras que las tierras inutilizadas y las tierras de cultivo han disminuido. Este escenario permitió que las cargas contaminantes de NT y PT disminuyeran en 13,94% y 9,86% respectivamente en comparación con el estado de uso del suelo en 2006.

El acoplamiento de estos dos modelos permite simular y evaluar cuantitativamente las cargas de N y P en diferentes escenarios de uso de suelo, prediciendo los efectos de la falta de control de la contaminación difusa bajo diferentes hipótesis de planificación y optimización del uso del suelo.

ID: 107

Nombre del artículo:Managing agricultural phosphorus for water quality: Lesson from the USA and China

Autores: Sharpley A., Wang X.

Revista:Journal of Environmental Sciences

Año y país: 2014, EE.UU. y China

Resumen: Actualmente, la agricultura de China tiene una de las tasas de fertilización y aplicación de plaguicidas más altas de todo el mundo. Al ser uno de los mayores países productores y consumidores de fertilizantes químicos en el mundo, la excesiva carga de nutrientes de las cuencas agrícolas es la fuente más importante de contaminación de fuentes difusas. La calidad del agua en China muestra una tendencia general de deterioro en los últimos años. Según el boletín del primer censo nacional de fuentes de contaminación en 2010, la agricultura representó el 57% y el 67% de la carga anual de N y P, respectivamente de agua en China, y se ha convertido en la primera fuente más grande de contaminación en China.

Las cargas de fósforo en cuenca del río Maumee, EEUU, el mayor afluente del lago Erie, se ha supervisado desde 1975 para determinar el efecto de la adopción de prácticas de manejo beneficios (BMP), tales como la labranza de conservación y planificación de la gestión de nutrientes en la agricultura predominante (maíz, soja y trigo). Entre 1975 y 1995, las concentraciones medias de P disuelto anuales disminuyeron un 86%. Desde 1995, la tendencia al aumento de P disuelto y la disminución de las entradas de P total al lago se pueden atribuir a una combinación de varios factores: un cambio en el patrón de distribución de las precipitaciones; un legado de un exceso crónico de P aplicado sobre los cultivos; una acumulación de P en la superficie del suelo con la conversión a la siembra directa de cultivos; y una mayor aplicación de fertilizantes y estiércol, sin incorporación en el otoño y el invierno.

Las medidas de remediación se agrupan en aquellas que: buscan reducir la entrada de P en las granjas; ordenación detallada de las fuentes de P en las fincas y medición del potencial de transporte P a las aguas superficiales y subterráneas. Este enfoque sigue el reciente enfoque de las 4Rs del Instituto Internacional de Nutrición Vegetal para la gestión del P, el cual considera la adición de la forma correcta de nutrientes, a una tarifa adecuada para satisfacer las necesidades de los cultivos, en el momento adecuado y en el lugar correcto.

El potencial de escorrentía de un sitio determinado es importante para determinar la pérdida de P y, por lo tanto, un componente fundamental de las estrategias de manejo de nutrientes. La distancia desde donde se genera la escorrentía a un canal de flujo influye en la pérdida de P, y la aplicación de P a los campos adyacentes a arroyos debe ser manejada con cuidado. La escorrentía y los nutrientes transportados por ella, se pueden reducir o incluso interceptar por infiltración y deposición, respectivamente, antes de llegar a un canal de flujo.

La pérdida de P a través de la erosión se puede reducir con la labranza de conservación y gestión de los residuos de cultivos, franjas de protección, zonas ribereñas, construcción de terrazas, la labranza de contorno, cultivos de cobertura y embalses (por ejemplo, cuencas

de sedimentación). Manteniendo la tierra con cubierta permanente, tales como cultivos de pasto o de cobertura, se reduce el riesgo de escorrentía y la erosión, aumenta la infiltración, y con ello reduce al mínimo la pérdida de P.

Áreas ribereñas saludables pueden reducir la exportación de P, aumentar el número y la diversidad de la vida silvestre, y mejorar el hábitat acuático. Además de actuar como amortiguadores físicos para nutrientes ligados a sedimentos, la absorción por la planta capta N y P, lo que resulta en la acumulación a corto plazo ya largo plazo de los nutrientes en la biomasa. Además, la desnitrificación mejorada en las áreas ribereñas puede reducir la pérdida de N de los campos agrícolas de flujo de corredores.

Índices de P fueron diseñados para identificar y clasificar zonas críticas de pérdida de P sobre la base de factores de origen específicos del lugar (P del suelo, tasa, método, tiempo y tipo de P aplicado) y los factores de transporte (escorrentía, erosión, y la proximidad a los arroyos), proporcionando opciones de BMP a los agricultores. Estas áreas de origen críticos son esencialmente hotspots de P con conectividad hidrológica activa por flujo superficial.

En general, el éxito de las prácticas de gestión ha sido limitado. Una de estas dificultades es el efecto a largo plazo del re-lanzamiento del legado del P almacenado dentro de una cuenca. Como resultado de este legado y tiempos de respuesta variables, probablemente será necesario un seguimiento a largo plazo (de un escala de decenio) para demostrar los beneficios de la gestión de la agricultura sobre la calidad del agua del río. La acumulación del legado de P puede estar ampliamente distribuida en toda la cuenca, pero los lugares y los impactos precisos son actualmente poco conocidos. Este legado y los tiempos de respuesta de la calidad del agua son variables y dependen en gran medida de los sedimentos y de tiempos residencia del agua.

Fuentes no puntuales agrícolas son los principales contribuyentes del deterioro del agua asociado a los nutrientes en la mayoría de las cuencas hidrográficas de China. Sin embargo, hay pocas estrategias de gestión y políticas para hacer frente a esto. Es evidente que para lograr un mayor rendimiento y eficiencia del uso del P se requerirá mayor reciclaje coordinado de P a nivel mundial. Por ejemplo, los esfuerzos deben centrarse en cómo eficientemente utilizar o explotar los recursos de P acumulado en el suelo realizando gestión de la rizosfera, es decir, mediante la manipulación de la química y biología de la rizosfera y la reducción de la dependencia de los fertilizantes químicos de P. Es necesario "fomentar" el reciclaje más eficiente del estiércol, los biosólidos y otros nutrientes de los subproductos a través de la integración innovadora de los incentivos financieros y regulaciones más estrictas que podrían cerrar el ciclo P. Algunos programas basados en cuencas hidrográficas se han establecido para proporcionar asistencia técnica y apoyo financiero a los agricultores que participan en programas de protección de la calidad del agua. Quizás el más prominente entre ellos es el Programa de Agricultura de las cuencas de la Ciudad de Nueva York, el cual ha subsidiado BMPs para agricultores de hasta el 100% de las tasas de costos compartidos en 566 zonas que alimentan embalses de agua potable municipal.

ID: 108

Nombre del artículo: Protección de la Calidad del Agua en la Cuenca del Mataquito con la Implementación de Biofiltros en Zonas Agrícolas, Conservación y Recuperación de la Vegetación Ripariana para Asegurar la Provisión de Servicios Ecosistémicos"

Autores:

EcoHYD Plataforma de Investigación en Ecohidrología y Ecohidráulica

Revista: Estudio técnico

Año y país: 2011 Chile

Resumen:

Este estudio tuvo como objetivo general el reducir el impacto de la actividad agrícola sobre la calidad de agua de la subcuenca del río Lontué, para asegurar la provisión sostenida de Servicios Ecosistémicos, a través de la implementación de biofiltros y la conservación y recuperación de la vegetación ripariana.

Se realiza un análisis de la variación del trazado en planta del río Lontué periodo 2000-2012. El río presenta una alta movilidad en planta. A través de interpretación de imágenes de satélite se determinaron las zonas estables de la zona ripariana y aquellas propensas a ser erosionadas. Esto permitió definir los sectores en los cuales puede llevarse a cabo una restauración fluvial. Se realiza la aplicación del índice IZRI el cual mostró que la zona ripariana mantiene una condición aceptable, en donde el estado de la vegetación ripariana y la calidad del cauce son los componentes más afectados.

La calidad de las aguas se ve alterada por la actividad agrícola, la cual, al parecer ha tenido un incremento importante a partir de fines de los años 80. En algunos tramos del río existen fuentes puntuales como desagües. Se identificaron escolleras como defensa fluvial para evitar la erosión de las orillas. Este tipo de obra impermeabiliza en mayor o menor medida las orillas imposibilitando que estas acumulen humedad necesaria para la vegetación ripariana. En algunos casos, la escollera es acompañada de un pretil que eleva la cota de la orilla, imposibilitando la conexión superficial del predio con el cauce y además distanciando el nivel freático con la superficie del terreno.

Existe la presencia de un canal de riego entre el cultivo y el cauce. Este cauce actúa como un dren que capta el flujo subsuperficial, ya sea en sentido del predio hacia el cauce o viceversa. En el primero de estos, el canal impide que los nutrientes arrastrados en el flujo subsuperficial lleguen a la vegetación ripariana, en el caso contrario el canal puede drenar la humedad que el río entrega a la zona ripariana.

ID: 109		
Nombre del artículo: "USO DE BIOFILTROS COMO UNA ALTERNATIVA PARA REDUCIR LAS CARGAS DE N DESDE CAMPOS CON CULTIVO DE MAÍZ GRANO HACIA CUERPOS DE AGUA SUPERFICIALES" Pichidegua		
Autores: MS. PH.DSalazar Osvaldo. Fondo Nacional de Desarrollo Científico y Tecnológico (FONDECYT) de Iniciación 2011, Gobierno de Chile.		
Revista: Estudio técnico Chile		
Año y país: 2011-2014, Chile		
Resumen: Determinar la efectividad del uso de biofiltros angostos en la remoción de nitratos en escurrimiento superficial y flujo lateral en la comuna de Pichidegua.		
Descripción de los tratamientos:		
Tratamiento	Especies	Descripción
Control	Sin especies	Suelo desnudo (5 m de ancho)
Pradera	Festuca	Una franja de pradera (5 m de ancho)
Pradera + arbusto	Festuca + chilco	Una franja de pradera (4 m de ancho) y una línea de arbustos (1 m de ancho)
Pradera + arbusto + árbol 1	Festuca + chilco + chequén	Una franja de pradera (3 m de ancho) + una línea de arbusto (1 m de ancho) y una línea de arboles
Pradera + arbusto + arbol 2	Festuca + chilco + canelo	Una franja de pradera (3 m de ancho) + una línea de arbusto (1 m de ancho) y una línea de arboles

ID: 110

Nombre del artículo: Contaminación difusa en acuíferos: estudio de caso en la comuna de Colina, región Metropolitana.

Autores: Andrea Morlans López

Revista: Memoria para optar al título de Ingeniería Civil Universidad de Chile

Año y país: 2010, Chile

Resumen: Según lo indicado en esta tesis, se indica que el Banco Mundial recomienda realizar un enfoque integrado para lograr controlar la contaminación difusa. Para lograr esto, hay una serie de medidas que pueden llevarse a cabo, las cuales se dividen en medidas estructurales (aquellas en las que se realiza una inversión en obras físicas) y no estructurales.

Medidas Estructurales: Establecer indicadores y redes de monitoreo

Existen diversos contaminantes difusos, diversas localizaciones para monitorear y diversos enfoques, químicos y biológicos, para realizar el monitoreo. Es debido a esta diversidad, que es importante establecer una red de monitoreo eficiente para el sector, lo cual conlleva una serie de medidas tanto técnicas como políticas.

Medidas No Estructurales:

-Aumentar la capacidad regional y establecer los objetivos regionales: Es importante establecer un enfoque regional en el manejo de la contaminación difusa, cuando una cuenca pertenece a variadas comunas o regiones. Esto puede lograrse a través de la creación de organismos dedicados al manejo global de una cuenca afectada.

-Incentivar la participación ciudadana: Para que las medidas de control de la contaminación difusa sean eficaces, debe existir participación ciudadana, especialmente en los sectores rurales. Deben tomarse las medidas adecuadas que permitan la participación pública en este tema.

-Desarrollar enfoques comunitarios: El tomar medidas que permitan la participación ciudadana no asegura que esto suceda. Para que la participación ciudadana sea eficiente, es importante estimular a los ciudadanos para que se organicen, como por ejemplo, en juntas de vecinos. De esta manera pueden recibir asistencia técnica y financiera.

-Desarrollar códigos de buenas prácticas: Desarrollar códigos de buenas prácticas es importante para lograr reducir la contaminación difusa. Estos códigos pueden desarrollarse mediante información de investigaciones científicas y de las experiencias previas de otras localidades.

Algunas buenas prácticas asociadas a la agricultura;

Práctica	Contaminantes difusos				
	Suelo	Nutrientes	Sales	Pesticidas	Metales
Educación pública	x	x	x	x	x
Contención mejorada y prevención de derrames	x	x	x	x	x
Cultivos mixtos	x	x		x	
Irrigación de precisión	x	x	x		
Drenaje subterráneo			x		x
Fertilización precisa		x	x		
Rotación de cultivos	x	x	x		
Monitoreo de escorrentía y aguas subterráneas	x	x	x	x	x

-Difundir la lección aprendida: Es importante difundir la información y las experiencias aprendidas, de manera de mejorar el entendimiento de la forma en que debe ser abordado el control de la contaminación difusa.

-Adoptar el uso de incentivos: Para lograr un mejor comportamiento de las personas o empresas, se pueden establecer incentivos financieros, de manera de complementar las medidas políticas que se puedan llevar a cabo.

Ejemplos de incentivos que se han llevado a cabo en Estados Unidos.

Tipo de incentivo	Receptor o pagador
Exención de impuestos para zonas Buffer	Propietario de la tierra
Depreciación acelerada	Inversionista
Prestamos con bajos intereses	Campesinos
Subsidios	Campesinos, gobiernos locales
Recargos a los residuos animales	Campesinos
Recargos a los fertilizantes	Campesinos
Recargos a los pesticidas	Campesinos

-Establecer redes de demostración: No existe mejor forma de comprender que se pueden tomar medidas exitosas para combatir la contaminación difusa que mediante la observación de las prácticas que otros pares han llevado a cabo. Las demostraciones aclaran lo que no se puede expresar en forma escrita y muestra a los escépticos que las medidas funcionan.

-Educación ambiental y conciencia pública: La educación ambiental y las actividades pensadas para generar conciencia, incrementan el entendimiento de la relación que existe entre las acciones del día a día y la contaminación difusa. La experiencia en este tipo de medidas, demuestra que las personas evalúan mucho mejor las características naturales de un lugar, cuando encuentran interés en ellas o comprenden los beneficios a largo plazo que ellas poseen.

ID: 111

Nombre del artículo: Biofiltros angostos como medida de mitigación para reducir las pérdidas de Nitrógeno desde campos de maíz en la zona central de Chile

Autores: Rojas C., Avendaño F., Sepúlveda N., Realini P., Villacura N.,
Nájera F. & Salazar O.

Revista: Resumen Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo
Punta Arenas - 2014

Año y país: 2014, Punta Arenas Chile

Resumen: En este estudio se determinó la efectividad de un sistema de biofiltro angosto (ancho de 5 m) para retener el nitrógeno (N) presente en flujos superficiales y subsuperficiales provenientes desde zonas cultivadas con maíz grano, comparando la efectividad de diferentes combinaciones de especies vegetales durante el primer año de su establecimiento (Abril 2012- Abril 2013). Se evaluaron cinco tratamientos que incluyeron: árboles nativos como *Luma chequen* (GST1) y *Drimys winteri* (GST2) y un arbusto nativo *Fuchsia magellanica*

(GS), estos tres últimos en combinación con la pradera *Festuca arundinacea*; un tratamiento solo con *F. arundinacea* (G); y un control sin vegetación (C). Cada tratamiento consideró tres repeticiones, en un diseño de bloques completos al azar distribuidos en parcelas de 5 m x 12 m. Los ensayos se establecieron en dos sitios experimentales en la Comuna de Pichidegua, Región de O'Higgins, los que presentaban suelos con texturas contrastantes: arcillosa (Typic Duraqualf) en El Caleuche (CLC) (34°25'S, 71°21'O); y arenosa (Typic Xerochrepts) en San Luis (SL) (34°22'S, 71°25'O). Durante el periodo de estudio se monitorearon continuamente las concentraciones de formas de N (N-NO₃, N-NH₄ y N total) en la entrada y salida de los biofiltros. En general se observó una tendencia a una concentración mayor de N en la entrada respecto a la salida en cada tratamiento, pero que solo fue significativa ($p < 0,05$) en el tratamiento GST2 del sitio SL. Además, solo se encontraron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los tratamientos G y GST1, del sitio SL, en los contenidos de N medidos a la salida. Estos resultados sugieren que durante el primer año de establecimiento las especies vegetales no han generado una cobertura superficial y/o desarrollo radical que permita retener cantidades significativas de formas N.

ID: 112

Nombre del artículo: Uso de biofiltros para mejorar la calidad del agua de riego

Autores: Francisco Tapia y Abelardo Villvicencio (Editores)

Revista: Boletín INIA N° 170 ISSN 0717-4829

Año y país: 2007, Chile

Resumen:

El estudio y control de la contaminación difusa de las aguas de riego constituye uno de los grandes desafíos ambientales de Chile. Este problema emerge principalmente como una consecuencia de actividades rurales, agrícolas y silvícolas. Puede definirse como una alteración de la calidad de las aguas, expresada sobre todo a través del incremento en el contenido de sólidos en suspensión, nutrientes y otras sustancias disueltas (sales y compuestos orgánicos), y presencia de compuestos biotóxicos como residuos de plaguicidas.

Los biofiltros constituyen una alternativa de control para remover los contaminantes difusos del agua de riego. Corresponden a asociaciones vegetales de diferentes especies, dispuestas en franjas. Se ubican a los pies de los potreros de cultivo, en forma perpendicular al avance del agua y paralela a un desagüe o cauce. Su función es filtrar y retener en diferentes grados los contaminantes transportados por el agua.

Las especies vegetales usadas para formar estas asociaciones pueden ser árboles, arbustos o pastos, que tengan la propiedad de filtrar contaminantes provenientes de la escorrentía superficial en los campos de cultivo. Las asociaciones de vegetales se consideran zonas de transición entre los cultivos y los cursos de agua. En ellas se conforman complejos ecosistemas que entregan un hábitat propicio para el buen desarrollo de microorganismos, habitantes comunes del suelo que participan en la degradación o retención de contaminantes difusos.

El presente Boletín Técnico resume cuatro años de una investigación cuyo propósito fue evaluar el comportamiento de biofiltros en la remoción de diversos contaminantes difusos de origen agrícola. A partir de los resultados, entrega recomendaciones para su establecimiento y mantención.

La información se dirige a profesionales relacionados con la actividad silvoagropecuaria, a instituciones públicas que requieren información básica para la toma de decisiones en el desarrollo de normativas para el sector, a estudiantes y agricultores, ya que se dispone tanto de antecedentes conceptuales como de procedimientos aplicados.

Para minimizar e idealmente eliminar la contaminación difusa, es necesaria una estrategia diferente a la requerida para controlar la contaminación por fuentes fijas, que se basa en la formulación de normas de calidad ambiental y procedimientos de fiscalización y sanción de los puntos de descargas.

La superación de la contaminación difusa apunta hacia la aplicación –a nivel individual– de prácticas de manejo sostenibles.

Si realmente se desea prevenir o remediar el problema, se debe apuntar a la gestión del productor agrícola. La solución pasa por cambios conductuales que aseguren un manejo de suelos y aguas no erosivo ni contaminante. Se requiere la adopción de códigos de buenas prácticas, con la condición de ser sitio-específicas.

La existencia de una frondosa red de comunicación entre todos los compartimentos ambientales hace que los procesos desencadenados por prácticas no sostenibles – como la erosión y la eutrofización– también se encuentren en estrecho vínculo. Ello obliga a contar con códigos de buenas prácticas agrícolas, que entreguen información suficiente para que cada productor agropecuario o silvícola pueda prevenirlos.

El cambio conductual, a su vez, operará sólo si hay una toma de conciencia acerca de la responsabilidad asumida al trabajar con recursos que, junto con ser productivos, son también vitales para sostener la vida. Si bien otros sectores de la sociedad también son responsables del desarrollo sostenible, al estar directa o indirectamente relacionados con el sector silvoagropecuario, hay que reconocer que la aplicación de las tecnologías de producción y la elección de agroquímicos es dependiente del agricultor, el que requiere tener conocimientos suficientes y la conciencia necesaria para tomar decisiones favorables a la sostenibilidad ambiental.

Como una práctica de manejo sustentable, se encuentra la utilización de biofiltros. Los más eficientes están conformados por tres estratas o zonas de vegetación. Una zona, compuesta por una cubierta herbácea, se ubica inmediatamente adyacente al campo de cultivo. Luego viene una zona media integrada por arbustos y, por último, una zona adyacente al curso de agua, constituida por árboles.

A continuación, se muestra presenta una relación entre tipo de contaminante, sus características y las condiciones que debe tener la especie vegetal utilizada para su control.

Contaminante	Característica del contaminante	Características de la especie vegetal	Observaciones
Sedimentos	<ul style="list-style-type: none"> Son arrastrados por escorrentía superficial, provocada por lluvia o por métodos de riego inadecuados Inadecuadas prácticas de labranza de suelo 	<ul style="list-style-type: none"> Especies o mezclas de especies forrajeras de tallos erectos y resistentes a tendadura 	<ul style="list-style-type: none"> Evitar formación de champas de pastos que generen flujos preferentes

	<ul style="list-style-type: none"> • Mal uso de la capacidad de los suelos, sobrepastoreo, deforestación 	
Residuos de plaguicidas	<ul style="list-style-type: none"> • Predomina el movimiento lateral a través de biofiltro antes que en profundidad 	<ul style="list-style-type: none"> • Especies de raíces profundizadoras • Especies de crecimiento rápido • Especies resistentes a pesticidas
Nitratos	<ul style="list-style-type: none"> • Altamente solubles • Rápidamente alcanzan napas freáticas en profundidad • Pueden entrar al biofiltro por vía superficial o subsuperficial • Pueden ser removidos por el biofiltro por absorción a través de raíces o por desnitrificación en ambiente anaerobio 	<ul style="list-style-type: none"> • Se recomienda usar especies gramíneas en la conformación de la estrata herbácea • Sistema radical profundizador y ramificado
Fosfatos	<ul style="list-style-type: none"> • Se adhieren a sedimentos o materia orgánica 	<ul style="list-style-type: none"> • Especies de crecimiento rápido • Sistema radical ramificado

	<p>especialmente los solubles</p> <ul style="list-style-type: none"> • Una alternativa de solución es la cosecha permanente de fitomasa para estimular la absorción • Manejo racional de las aplicaciones de fósforo
--	--

Para determinar el ancho mínimo para un biofiltro está condicionado por el nivel de remoción que se espera para el contaminante más restrictivo, respecto de las normas vigentes, y por un costo razonable. Además, debe ajustarse a las condiciones particulares de cada predio y al interés de cada productor.

La definición del ancho mínimo de un biofiltro se realiza en función de los objetivos a alcanzar. Debe considerarse que los valores son referenciales y pueden variar dependiendo de las condiciones específicas del sitio, del tipo de vegetación y de la pendiente, entre otros aspectos.

A continuación se muestran los criterios para el establecimiento de biofiltros:

Objetivos	Consideraciones
Filtro de sedimentos y captura de contaminantes en sedimentos	<ul style="list-style-type: none"> • En pendientes menores a 15% la mayoría de los sedimentos son atrapados en un biofiltro de cobertura herbácea de 7 a 9 m de ancho • Anchos mayores se necesitan si se ocupan arbustos o la carga de sedimentos es muy alta, o la pendiente es mayor a 15%
Filtro de nutrientes y pesticidas solubles en escorrentía superficial	<ul style="list-style-type: none"> • Anchos mayores a 30 m pueden ser necesarios en suelos con alta pendiente y baja velocidad de infiltración

Control de taludes o erosión de riberas	<ul style="list-style-type: none"> • En lagos o esteros pequeños, con procesos erosivos poco importantes, bastaría una pequeña estrata de arbustos • En ríos con problemas de inundaciones o erosión activa, incorporar estrata arbórea y eventualmente prácticas especiales de ingeniería
Protección contra inundación	<ul style="list-style-type: none"> • Depende del tamaño del estero o cauce; si es pequeño se requiere una faja angosta de árboles o arbustos, de lo contrario se debe aumentar el ancho a fin de proteger una superficie mayor
Sombra, protección y alimento para especies acuáticas	<ul style="list-style-type: none"> • La cobertura vegetal disminuye la temperatura del agua antes de llegar al curso principal, aumentando el nivel de oxígeno y beneficiando a los organismos acuáticos • También la sombra y baja temperatura ayudan al control de algas en el cauce Para estos objetivos se necesitarían 30 m, aproximadamente
Hábitat silvestre	<ul style="list-style-type: none"> • Es altamente dependiente del tipo de especie • Estándares de NRCS (Nebraska, Estados Unidos) indica 14 m mínimo para favorecer el desarrollo de aves sobre cubierta herbácea. A mayor tamaño de las especies, mayor es el ancho requerido, particularmente en aves que viven al interior de bosques
Productos comercializables	<ul style="list-style-type: none"> • El ancho es altamente dependiente del cultivo elegido y de su manejo; para especies arbóreas se prefiere alta densidad
Diversidad visual	<ul style="list-style-type: none"> • El ancho dependerá de los gustos y preferencias del agricultor

ID: 113

Nombre del artículo: The National Costs to Implement TMDLs (Draft Report).

Autores: U.S. Environmental Protection Agency

Revista: EPA

Año y país: 2001, USA

Resumen:

Este estudio fue desarrollado por la agencia ambiental de Estados Unidos con la finalidad de entregar una aproximación de los costos económicos asociados a la nueva normativa ambiental. El estudio considera la regulación de fuentes puntuales y difusas. Los costos de las fuentes de contaminación asociados a la implementación de los Planes de Reducción (TMDL) estarán dentro del rango USD1 billón a USD3.4 billones al año. Los costos pueden variar, dependiendo de la política de reducción de contaminantes (si se asignan mayores reducciones a aquellas fuentes con menores costos). Según este estudio, el costo total de implementar el plan de reducción (TMDL) para el regulador por un período de 15 años se encuentra en un rango de 63-69 millones por año a nivel nacional. Por otro lado, los costos de monitoreo para apoyar el desarrollo de los planes de descontaminación serían de 17 millones al año.

ID: 114

Nombre del artículo: National Management Measures to Protect and Restore Wetlands and Riparian Areas for the Abatement of Nonpoint Source Pollution

Autores: U.S. Environmental Protection Agency

Revista: EPA

Año y país: 2005, USA

Resumen:

Este estudio entrega una serie de recomendaciones para reducir los niveles de contaminación asociados a fuentes difusas. El informe incluye 6 capítulos que se organizan como sigue: 1) Introducción, donde se establece la relevancia de las fuentes difusas, y los esfuerzos nacionales para su la reducción de la contaminación; 2) Resumen, donde se presentan en general las diversas opciones analizadas (humedales, áreas ribereñas, y sistemas vegetales de tratamiento); 3) Opciones de gestión, donde se presentan las diversas opciones y como reducen la contaminación difusa; 4) Se presenta información específica asociada a la opción de humedales; 5) Se presenta información específica asociada a la opción de áreas ribereñas, y 6) Se presenta información específica asociada a la opción de sistemas vegetales de tratamiento.

ID: 115

Nombre del artículo: Nonpoint Source Abatement Costs in the Kentucky River Watershed

Autores: Zheng Liu, Jack Schieffer, Wuyang Hu, and Angelos Pagoulatos

Revista: Proceeding Agricultural & Applied Economics Association (2 veces citado)

Año y país: 2011, USA

Resumen:

Este paper presenta los costos de abatimiento asociados a la reducción de contaminación difusa en Kentucky, específicamente utilizando buffers rivereños. Para su proceso de estimación, su metodología contempla dos procesos, uno para la tierra agrícola utilizada en la producción de cultivos en surcos y otros para las tierras utilizadas como pastos o para la producción de heno. El procedimiento para las tierras de cultivos, el costo de tampones incluye el costo de oportunidad de la producción no percibida, así como el costo de establecimiento y mantenimiento de la vegetación en la franja de protección. En la tierra de pastos, el costo se estimó a partir de los medios de alquiler de la tierra y el costo de la exclusión del ganado, así como los gastos de establecimiento y mantenimiento.

ID: 116

Nombre del artículo: Estimates of diffuse phosphorus sources in surface waters of the United States using a spatially referenced watershed model

Autores: R.B. Alexander, R.A. Smith and G.E. Schwarz

Revista: Water Sci Technol. (52 veces citado)

Año y país: 2004, USA

Resumen:

Este trabajo presenta el uso del modelo SPARROW (SPAtially Referenced Regression On Watershed attributes) para estimar las fuentes y el transporte de fósforo total (TP) en aguas superficiales de Estados Unidos. El modelo fue calibrado utilizando información proveniente de mediciones desde 336 cuencas. Dichos territorios representan una variedad de características topográficas, tipo de suelo, hidrología y uso de la tierra (agricultura, forestal, urbano). De acuerdo a los resultados, el modelo explica el 87% de la diferencia territorial en el flujo de TP. El modelo muestra la relevancia que tienen para el transporte de TP de tipos de suelo, caudales, y embalses.

ID: 117

Nombre del artículo: Towards European harmonised procedures for quantification of nutrient losses from diffuse sources—the EUROHARP project

Autores: B. Kronvang S. A. Borgvang and L. J. Barkved

Revista: Journal of Environmental Monitoring (15 veces citado)

Año y país: 2009, UK

Resumen:

Este estudio presenta una descripción de los esfuerzos que desarrolla la Union Europea en el control de la contaminación difusa. Específicamente se presenta una descripción general del modelo EUROHARP. Dicho modelo fue diseñado para la evaluación de políticas ambientales, a nivel de cuenca.

ID: 118
Nombre del artículo: Abatement costs for agricultural nitrogen and phosphorus loads: a case study of cropfarming in south-western Finland
Autores: Janne Helin, Marita Laukkanen, and Kauko Koikkalainen
Revista: Agricultural and Food Science (33 veces citado)
Año y país: 2006, Finlandia
Resumen: <p>En este trabajo se presentan los costos de abatimiento asociados a una reducción de un 50% en las emisiones agrícolas de Nitrógeno, las que tienen asociados una disminución de un 3% en las emisiones de fósforo. Los resultados indican que alcanzar la meta ambiental implica un costo por hectárea de 99 euros, lo que se logra por medio de una fuerte disminución en la fertilización y una completa reasignación de cultivos.</p>

ID: 119
Nombre del artículo: Modelling the economic consequences of the EU Water Framework Directive for Dutch agriculture
Autores: John Helming, StijnReinhard
Revista: Journal of Environmental Management (49 veces citado)
Año y país: 2009, Holanda
Resumen: <p>El trabajo presenta los costos económicos asociados a una disminución en la carga de nitrógeno del sector ganadero Holandés. Los niveles de abatimiento simulados varían entre un 68% (para los residuos animales) a un 20% (para las forrajeras). Esta meta ambiental se logra a un costo agregado de 81.5 millones de euros/año, lo que equivale a 49 euros/ha/año.</p>

ID: 120
Nombre del artículo: Coupling a hydrological water quality model and an economic optimization model to set up a cost-effective emission reduction scenario for nitrogen
Autores: Jan Cools, Steven Broekx, Veronique Van den berghe, Hannes Sels, Erika Meynaerts, Peter Vercaemst, Piet Seuntjens, Stijn Van Hulle, Hilde Wustenberghs, Willy Bauwens, Marc Huygens
Revista: Environmental Modelling & Software (41 veces citado)
Año y país: 2011. Belgica
Resumen: El estudio calcula curvas de costo de abatimiento para emisiones de nitrógeno, considerando una serie de medidas de adaptación para el sector residencial, industrial, y agrícola. La meta ambiental que se evalúa es alcanzar el estado "muy bueno" o "bueno" según la WFD. Los resultados indican que se puede alcanzar la situación "buena" a un costo por kilo de nitrógeno reducido de 53 euros.

ID: 121
Nombre del artículo: Integrating Economic and Biophysical Data in Assessing Cost-Effectiveness of Buffer Strip Placement
Autores: Bedru Babulo Balana, Manuel Lago, Nikki Baggaley, Marie Castellazzi, James Sample, Marc Stutter, Bill Slee, and Andy Vinten
Revista: Journal of Environmental Quality (17 veces citado)
Año y país: 2012. Escocia
Resumen: Por medio de un modelo de optimización, los autores analizan la costo efectividad en el uso de franjas vegetales para el control de fósforo en un ecosistema lacustre en Escocia. Como resultado de este ejercicio de determinó el ancho óptimo de las franjas, la localización de cada tipo de franja dentro de la cuenca, y el costo total (y promedio) de las reducciones para alcanzar la meta ambiental.

ID: 122
Nombre del artículo: Cost-effective policies for improving water quality by reducing nitrate emissions from diverse dairy farms: An abatement–cost perspective
Autores: Greeme, Doole
Revista: Agricultural Water Management (16 veces citado)
Año y país: 2012. Nueva Zelanda
Resumen: El estudio busca determinar el costo efectividad relativa de tres políticas de reducción de emisiones de nitratos en la industria lechera de Nueva Zelanda. Las opciones de reducción que se presenta son cambios en el funcionamiento de las explotaciones. Los resultados indican que de las tres políticas evaluadas: reducción diferenciada, reducción uniforme, y umbral de abatimiento, la primera es el más costo efectivo.

ID: 123
Nombre del artículo: Cost-effective strategies to mitigate multiple pollutants in an agricultural catchment in North Central Victoria, Australia
Autores: Greeme, Doole, Olga Vigiak, David J. Pannell and Anna M. Roberts
Revista: Australian Journal of Agricultural and Resource Economics (3 veces citado)
Año y país: 2013. Australia
Resumen: El estudio busca determinar la costo efectividad relativa de cinco opciones de reducción de fósforo y sedimentos. Las opciones de reducción que se presenta son cambios en la rotación de cultivos, establecimiento de praderas anuales, alfalfa, forestación, y manejo de la erosión, mientras que la meta ambiental corresponde a una reducción de un 30% en cada uno de los contaminantes analizados. Los resultados indican que la opción mas costo efectiva es realizar manejo de la erosión en la parte alta, y motivar un cambio en el uso de la tierra en la parte baja.

ID: 124
Nombre del artículo: Hydro-economic modelling of cost-effective transboundary water quality management in the Baltic Sea
Autores: B. Hasler, J.C.R. Smart, A. Fønnesbech-Wulff, H.E. Andersen, H. Thodsen, G. Blicher Mathiesen, E. Smedberg, C. Göke, M. Czajkowski, A. Was, K. Eloffsson, C. Humborg, A. Wolfsberg, F. Wulff
Revista: Water Resources and Economics (7 veces citado)
Año y país: 2014.
Resumen: El estudio busca determinar la costo efectividad relativa de seis opciones de reducción de fósforo y nitrógeno. Las opciones de reducción que se presenta son disminución en la aplicación de fertilizantes, rotación de cultivos industriales, reducción en el número de ganado bovino, reducción en el número de porcinos, restauración de humedales, mejora en los sistemas de tratamiento de aguas servidas, mientras que la meta ambiental corresponde a una reducción de un -37% nitrógeno y un -18% para fósforo. Los resultados indican que la opción mas costo efectiva es la restauración de humedales, no obstante utilizando sólo esta medida no se alcanza a cumplir la meta ambiental, por lo que debe ser complementada con otras medidas como disminución en el número de animales y mejoramiento en los sistemas de tratamiento de aguas servidas.

Anexo 2b. Base de datos de medidas de mitigación y costos

(Archivo Excel)

Anexo 2c. Artículos científicos y técnicos revisados de medidas de mitigación y costos

(formato pdf)

Anexo 2d. Referencias bibliográficas medidas de mitigación y costos

Listado artículos científicos de medidas de mitigación y costos

101. Jiang J., Li S., Hu J., Huang J. 2014. A modeling approach to evaluating the impacts of policy-induced land management practices on non-point source pollution: A case study of the Liuxi River watershed, China. *Agricultural Water Management* 131, 1-16.

102. Lee M., Park G., Park M., Park J., Lee J., Kim S. 2010. Evaluation of non-point source pollution reduction by applying Best Management Practices using a SWAT model and QuickBird high resolution satellite imagery. *Journal of Environmental Sciences* 22(6), 826-833.

103. Park J.-Y., Yu Y.-S., Hwang S.-J., Kim C., Kim S.-J. 2014. SWAT modeling of best management practices for Chungju dam watershed in South Korea under future climate change scenarios. *Paddy and Water Environment*.

104. Pokhrel B., Paudel K. 2014. Assessing the Efficiency of Alternative Best Management Practices to Reduce Nonpoint Source Pollution in the Mississippi-Atchafalaya River Basin (MARB). *Agricultural & Applied Economics Association's 2014 AAEA Annual Meeting, Minneapolis*. page 1-21.

105. Schaffner M., Bader H.-P., Scheidegger R. 2009. Modeling the contribution of point sources and non-point sources to Thachin River water pollution. *Science of the Total Environment* 407, 4902-4915.

106. Zhang P., Liu Y., Pan Y., Yu Z. 2013. Land use patterns optimization based on CLUE-S and SWAT models for agriculture non-point source pollution control. *Mathematical and Computer Modelling* 58, 588-595.

107. Sharpley A., Wang X. 2014. Managing agricultural phosphorus for water quality: Lesson from the USA and China. *Journal of Environmental Sciences*. pages 1-13. In press.

108. EcoHYD Plataforma de Investigación en Ecohidrología y Ecohidráulica. 2011. Desafíos y Oportunidades de la Gestión Hídrica en el Maule: caso estudio: Protección de la Calidad del Agua en la Cuenca del Mataquito con la Implementación de Biofiltros en Zonas Agrícolas, Conservación y Recuperación de la Vegetación Ripariana para Asegurar la Provisión de Servicios. Informe técnico.

109. Salazar O. 2011-2014. Medidas de Mitigación para reducir la Contaminación Difusa de aguas. Uso de Biofiltros como una alternativa para reducir las cargas de N desde campos con cultivo de maíz grano hacia cuerpos de agua superficiales. Pág. 1-19.

110. Morlans A. 2010. Contaminación Difusa en acuíferos: estudio de caso en la comuna de Colina, Región Metropolitana. Memoria para optar al título de Ingeniera civil. Pag. 1-104.

111. Rojas C., Avendaño F., Sepúlveda N., Realini P., Villacura N., Nájera F. & Salazar O. 2014. Resumen de: Biofiltros angostos como medida de mitigación para reducir las pérdidas de Nitrógeno desde campos de maíz en la zona central de Chile. Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo.
112. Tapia F. y Villvicencio A. (Editores). 2007. Uso de biofiltros para mejorar la calidad del agua de riego. Boletín INIA N° 170 ISSN 0717-4831.
113. EPA, Environmental Protection Agency. The National Costs to implement TMDLS. 2001
114. EPA, Environmental Protection Agency. National Management Measures to Protect and Restore Wetlands and Riparian Areas for the Abatement of Nonpoint Source Pollution. 2005.
115. Zheng L., Schieffer J., Wuyang H., Pagoulatos A. "Nonpoint source abatement cost in the Kentucky river watershed". 2011. University of Kentucky, Agricultural Economics.
116. Alexander R.B., Smith R.A., Schwarz G.E. Estimates of diffuse phosphorus sources in surface waters on the United States using a spatially referenced watershed model. *Water Science & Technology*. 2004; 49(3): 1-10.
117. Kronvang B., Borgvang S.A., Barkved L.J. Towards European harmonised procedures for quantification of nutrient losses from diffuse sources – the EUROHARP Project. *Journal of Environmental Monitoring*. 2009; 11: 503-505.

Anexo 3a. Generalidades plaguicidas y fertilizantes a nivel mundial y nacional

I. Generalidades: Plaguicidas a nivel mundial.

En cuanto a cifras internacionales, los principales productores de plaguicidas están en Europa, Los Estados Unidos, Japón, India y China. Más de 80 por ciento está dividido entre 8 compañías: Aventis, Basf, Bayer, Dow, AgroSciences, Dupont, Monsanto, Sumitomo y Syngenta (FAO, 2001).

Afaquima (2012) asegura que 18% fue el crecimiento del mercado global de productos para la protección de cultivos en 2011, según un reporte preliminar de la firma de consultoría Phillips McDougall. Con este crecimiento el valor total del mercado se estima en 45.210 millones de dólares. La estabilidad del precio del glifosato, una mejoría de los precios de los commodities y la debilidad del dólar, fueron los tres factores clave que explican el buen comportamiento del mercado de plaguicidas en 2011. En cuanto a América Latina (Excluye México que se reporta como NAFTA), el reporte sostiene que fue la región que registró un mayor crecimiento en el mundo con un 15,3%, que obedeció al buen comportamiento de la economía, un mejor clima que en 2010, además del fortalecimiento de la moneda local en Brasil, la plaga Mancha ojo de Rana (MOR) que afectó la soya y al aumento de la demanda mundial de algodón y caña de azúcar. A su vez, Agroquímica (2012), afirma que tras varios años de fuerte crecimiento, el mercado global de pesticidas experimentará un crecimiento sostenido hasta el año 2016, hasta alcanzar los 59.000 millones de dólares en ventas, también asegura importantes oportunidades de negocios que tendrá el sector fitosanitario en países como Brasil, Estados Unidos, China y Argentina. Los Estados Unidos seguirán siendo el segundo mayor mercado (después de Brasil), beneficiándose de su gran cantidad de tierras cultivables. Por otro lado, se espera un rápido crecimiento de la demanda de pesticidas en los países en desarrollo en Europa del Este, América del Sur y Asia.

Science (2013), realizó una edición especial dedicada al Control Inteligente de Plagas, y en él aparece una interesante infografía (Figura A3a-1) sobre el uso de los pesticidas en el mundo, observándose que, entre el 2005 y el 2009, nuestro país usó en promedio de 10,7 Kg de pesticidas por hectárea de cultivo. Es el nivel más alto de la región en comparación con algunos de nuestros países vecinos, siendo solo superado por Colombia (15,3 Kg/ha), aunque en este informe no figuran Argentina y Brasil. En el 2007, el uso de pesticidas en el mundo alcanzó los 2.400 millones de Kg, de los cuales el 20% se usó sólo en EEUU (a pesar que sólo aplican en promedio 2,2 Kg/ha). Por otro lado, las malas prácticas agronómicas incrementan su uso, tal como en el caso de China; mientras que el café colombiano y los tulipanes holandeses requieren grandes cantidades de estos agroquímicos, de ahí sus altos promedios.

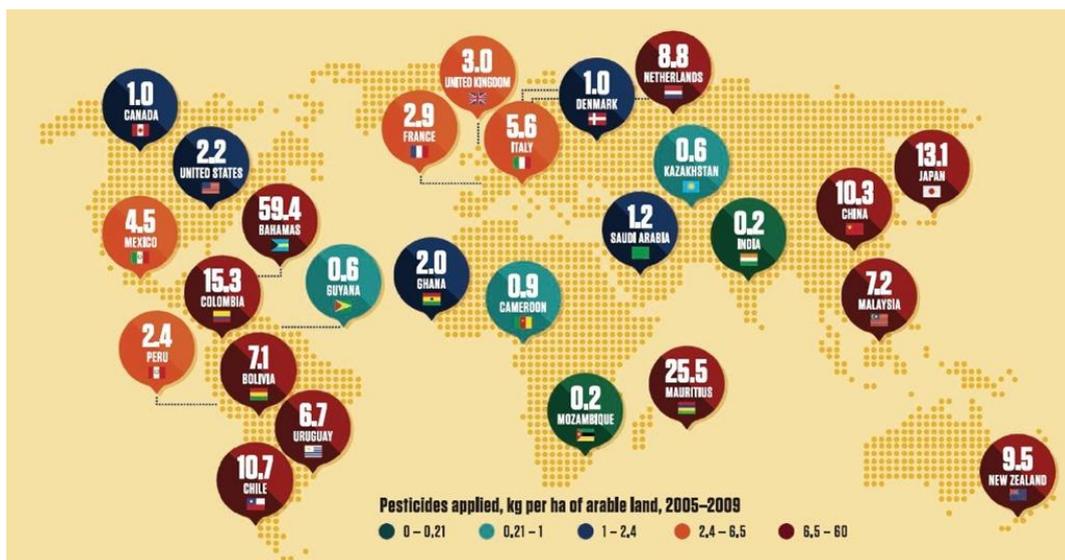


Figura A3a-1. Pesticidas aplicados (Kg/ha) en tierras arables 2005-2009 (Fuente: Science 2013).

Hoy en día, estos compuestos químicos forman parte fundamental de la agricultura porque permiten proteger a los cultivos del ataque de plagas, el brote de enfermedades y la aparición de malezas. Sin embargo contaminan el ambiente y, si no son usados adecuadamente, pueden causar graves daños a la salud de los agricultores y de los consumidores.

Otros datos interesantes:

1. En los últimos años se ha incrementado el uso de pesticidas en Latinoamérica, Asia y Europa del este. En África sigue siendo bajo (Figura A3a-2).

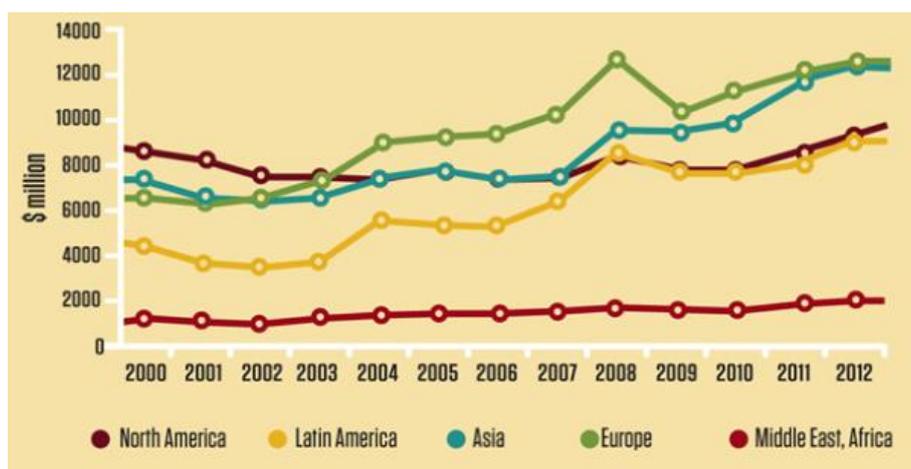


Figura A3a-2. Uso de pesticidas por continente (\$Millones) (Fuente: Science 2013).

2. El tipo de pesticida más usado son los herbicidas (40%), seguido por los insecticidas (33%). Sólo un 10% son fungicidas.
3. Según los modelos más recientes, entre el 2000 y 2010, el uso de mosquiteros impregnados con insecticidas ha permitido prevenir al menos 830 mil casos de malaria en 43 países del mundo. Sin embargo, los mosquitos se han hecho cada vez más resistentes.
4. La tecnología Bt (plantas transgénicas resistentes a insectos) ha reducido el uso de insecticidas en países donde las han adoptado. Pero la reciente aparición de plagas resistentes a la toxina Bt está provocando una nueva alza en el número de aplicaciones de insecticidas. Lo mismo ocurre para el caso de plantas transgénicas tolerantes a herbicidas. Las malezas también se están volviendo resistentes.
5. Hay 42% menos especies de invertebrados en ríos contaminados con pesticidas.
6. Se reduce en un 85% la aparición de nuevas reinas en las colmenas de abejas expuestas a insecticidas.

El informe "Mercados de agroquímicos y plaguicidas en el Mundo para 2018" (Agropages, 2014), muestra que la expansión de la industria de agroquímicos mundial y la de plaguicidas se prevé que alcance el 8,7% anual en los próximos años.

El mercado experimentó un crecimiento promedio anual de 9,8% entre 2007 y 2013. Actualmente, herbicidas, reguladores de crecimiento de plantas y los inhibidores de germinación son los productos más requeridos en el mercado mundial y representan el 41,5% de la demanda, mientras que la cuota de mercado restante se divide entre

insecticidas (27,1%), fungicidas (21,5%), desinfectantes (3,4%) y otros productos agroquímicos y plaguicidas (6,5%).

China, Francia, Alemania, India y Estados Unidos representan los mercados más grandes de agroquímicos y pesticidas, mientras que se prevé que el mayor crecimiento anual se produzca en Azerbaiyán (18,2%), Egipto (15,6%), Macedonia (15,4%), Turquía (14,4 %) y Moldavia (13,8%).

De acuerdo al "Mercado Global sobre Pesticidas-2014-2020" (Report Buyer, 2014), se prevé que el volumen de pesticidas en el mercado mundial alcanzará los 3,2 millones de toneladas en el año 2019 desde 2,3 millones toneladas en 2013, con una tasa compuesta anual de crecimiento del volumen de 6,1% entre 2014 y 2020. América del Norte es el mayor mercado mundial de pesticidas, mientras que en Asia- Pacífico se prevé el mayor crecimiento, de 7.9% del volumen entre 2014-2020. El valor global de mercado para los plaguicidas se situó en \$ 51,9 mil millones en 2013 y se espera que alcance \$ 75.9 mil millones en 2019, y así registrar una tasa compuesta anual del 6,9% entre 2014 y 2020. A pesar de ser el mayor mercado de plaguicidas, el crecimiento de la demanda en América del Norte es probable ser el más lento, mientras se espera que Asia-Pacífico emerja como el mercado de mayor crecimiento. Los pesticidas sintéticos dominan el escenario global en términos de consumo en volumen y valor de la demanda, aunque se ha previsto que los bioplaguicidas registren un crecimiento más rápido en estos dos parámetros a lo largo del periodo 2014-2020.

Meadows-Smith (2014), afirma que el mundo se encamina hacia una nueva revolución verde donde la sustentabilidad es clave, y los biopesticidas son muy importante en este proceso porque ayudan a producir alimentos de calidad, a aumentar la productividad (al usarlos solos o combinar su uso con químicos tradicionales) y a reducir el impacto en el medioambiente. Los biopesticidas han ingresado con fuerza a los programas de Manejo Integrado de Plagas, alternando su uso con químicos tradicionales. Tienen grandes ventajas en el manejo de resistencia y en el cuidado de la salud de los operadores y también de las plantas y enemigos benéficos. Los biopesticidas están creciendo fuertemente. Mientras el mercado de los pesticidas tradicionales crece al 2% anual, los biopesticidas lo están haciendo a tasas cercanas al 10% anual. En el año 2000, el mercado global de pesticidas era de US\$24.600 millones y los biopesticidas representaban 900 millones. Hoy el mercado alcanza US\$30.000 millones y los biopesticidas ya suman US\$2000 millones. Los principales mercados para biopesticidas son Estados Unidos (US\$748 millones), Europa (US\$416 millones), Asia-Pacífico (US\$281 millones) y Latinoamérica (US\$125 millones).

En los últimos años ha aumentado de manera significativa en el mundo entero la demanda de los consumidores por productos saludables e ino cuos. Esto incluye, desde luego, productos que cumplan con límites máximos de residuos de plaguicidas. Los países mantienen normas a este respecto y programas para su control.

En algunos casos, operadores económicos, imponen a sus proveedores normas aún más restrictivas que las establecidas en las legislaciones de sus países; como el USA Pesticide Data Program (PDP) y el Pesticide Residue Committee (PRC) de Reino Unido (ACHIPIA, 2011).

Un ejemplo del efecto nocivo de los plaguicidas sobre la contaminación de cuencas es que más de una cuarta parte de los arrecifes del mundo están amenazados por la contaminación de las cuencas (debido a fertilizantes, sedimentos, pesticidas y otros desagües contaminados de la tierra), de ellos un 10 por ciento se considera que está muy amenazado. El sudeste de Asia supera todas las otras regiones con el 45 por ciento de los arrecifes amenazados. Este indicador se centra en la erosión y la dispersión de sedimentos en las desembocaduras de los ríos, por lo que probablemente subestima la amenaza de nutrientes y pesticidas, que tienden a viajar más lejos de las desembocaduras de ríos (WRI, 2011).

El uso de productos tóxicos, en la mayoría de los países en desarrollo, está en estrecha relación con los factores sociales, ambientales y agronómicos, los cuales aumentan el riesgo de contaminación al no usar y manejar adecuadamente estas sustancias. Existen más de medio millón de toneladas de plaguicidas obsoletos y sin utilizar, prohibidos o vencidos, en muchos países en desarrollo y en transición, que ponen en peligro el medio ambiente y la salud de millones de personas, advierte la FAO en un nuevo informe (FAO, 2001). Se estima que en África y el Medio Oriente existen más de 100.000 toneladas de productos, en Asia casi 200.000 y una cantidad semejante en Europa del Este y la antigua Unión Soviética. Actualmente la FAO está elaborando los inventarios de América Latina.

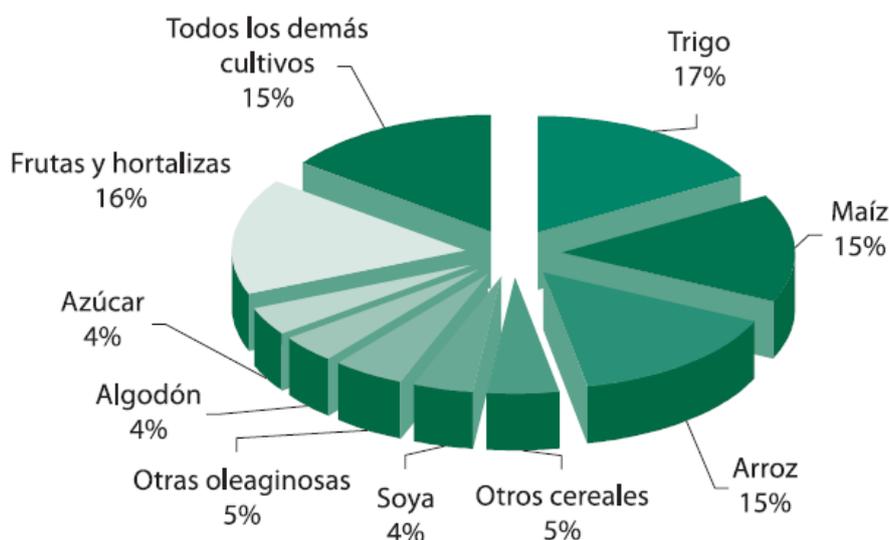
Estas existencias "olvidadas", no sólo son un peligro para la salud, sino que contaminan el agua y los suelos. Los plaguicidas que se filtran pueden envenenar una zona muy vasta e inutilizarla para la agricultura. Los vertederos de desechos contienen algunos de los insecticidas más peligrosos, como el aldrín, clordano, DDT, dieldrín, endrín y heptacloro, prohibidos en la mayor parte de los países, junto con los fosforados. Al descomponerse los plaguicidas, sus derivados pueden resultar más tóxicos que la sustancia origen.

Muchos depósitos se encuentran cerca de los campos agrícolas, zonas rurales, viviendas y almacenes de alimentos o mercados. A menudo están abandonados, no reciben mantenimiento y están en malas condiciones. En muchos casos se dejan al aire libre o se almacenan en estructuras inadecuadas, ocurriendo filtraciones que ocasionan dolores de cabeza, náuseas y tos a la población local.

II. Generalidades: Fertilizantes a nivel mundial.

En cuanto a cifras internacionales, algunas investigaciones realizadas al respecto señalan que cerca del 40% de la producción mundial de alimentos sería el resultado directo del uso de fertilizantes.

Sin embargo, como se muestra en la Figura A3a-3, el consumo mundial de fertilizantes se concentra mayoritariamente en cultivos de productos para la alimentación considerados commodities (trigo, maíz, arroz, soya, etc.), los que a su vez son la base de la alimentación mundial (Odepa, 2009).



Fuente: elaborado por Odepa con datos de IFA.

Figura A3a-3. Composición porcentual del consumo mundial de fertilizantes por cultivo (Fuente: Odepa 2009).

IFA (2013b), afirma que el consumo total de fertilizantes en el mundo llegó a 172,2 millones de toneladas métricas (Mt) de nutrientes en 2010-2010/11 (Tabla A3a-1), de los cuales son: 104,3 Mt N; 40,5 Mt de P_2O_5 y 27,4 Mt K_2O . De este total, se estima que 87,5 Mt se han aplicado a los cereales, es decir, poco más de la mitad (50,8%) del uso de fertilizantes del mundo. También afirma que la aplicación de fertilizantes a los tres cereales principales fueron de magnitud similar: 16,1% para el maíz, que era el principal cultivo consumidor de fertilizantes, seguido por el trigo (15,8%) y el arroz (14,3%).

Aplicaciones globales a oleaginosas se estiman en 19,0 millones de toneladas (11,0% del consumo mundial), con cuotas de mercado del 3,9% para la soja, 2,0% para el aceite de palma y del 5,2% para las otras semillas oleaginosas. Los cultivos de fibra y cultivos de azúcar representaron poco más del 4% de las aplicaciones del mundo, y raíces y tubérculos el 3,0%. Frutas y verduras representaron el 15% del mercado mundial, las frutas que consumen un 5,8% del total, y las verduras con 9,3%. Los otros cultivos, que incluyen pastizales y una amplia gama de cultivos varios, recibieron el 11,7% restante.

A su vez, en la Figura A3a-4 se ve el consumo mundial de fertilizantes desde el año 1920 (IFA, 2013a).

Tabla A3a-1. Uso total de fertilizantes por cultivo a Nivel Global

Crop Category	2007-2007/08		2010-2010/11	
	Quantity (Mt N + P ₂ O ₅ + K ₂ O)		Share (%)	
Wheat	25.5	27.1	15.1	15.8
Rice	24.3	24.7	14.4	14.3
Maize	25.8	27.8	15.3	16.1
Other Cereals	8.1	7.8	4.8	4.6
<i>Cereals</i>	83.8	87.5	49.7	50.8
Soybean	6.3	6.6	3.7	3.9
Oil Palm	2.6	3.5	1.6	2.0
Other Oilseeds	7.4	8.9	4.4	5.2
<i>Oilseeds</i>	16.3	19.0	9.7	11.0
Fibre Crops	6.2	7.0	3.6	4.1
Sugar Crops	7.5	7.2	4.5	4.2
Roots/Tubers	---	5.2	---	4.0
Fruits/Vegetables	28.9	---	17.1	---
Fruits	---	10.1	---	5.8
Vegetables	---	16.1	---	9.3
Other Crops	26.2	20.1	15.6	11.7
Total	168.9	172.2	100.0	100.0

Fuente: IFA 2013a

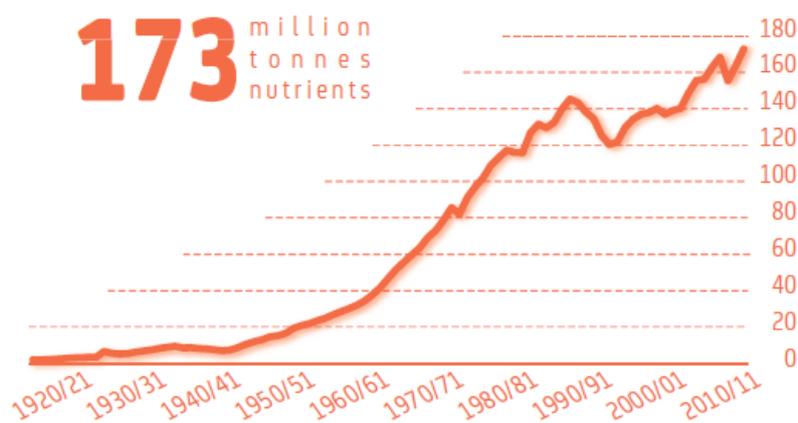


Figura A3a-4. Consumo mundial de fertilizantes (Fuente: IFA 2013a).

Debido a que los diversos cultivos tienen diferentes requerimientos de nutrientes, y que se cultivan con más o menos intensidad, algunos cultivos pueden tener un impacto mucho mayor en el consumo de algunos nutrientes que otros. La contribución de las 13 categorías de cultivos al consumo global de fertilizantes nitrógeno (N), P y K se ilustra en la Figura A3a-5.

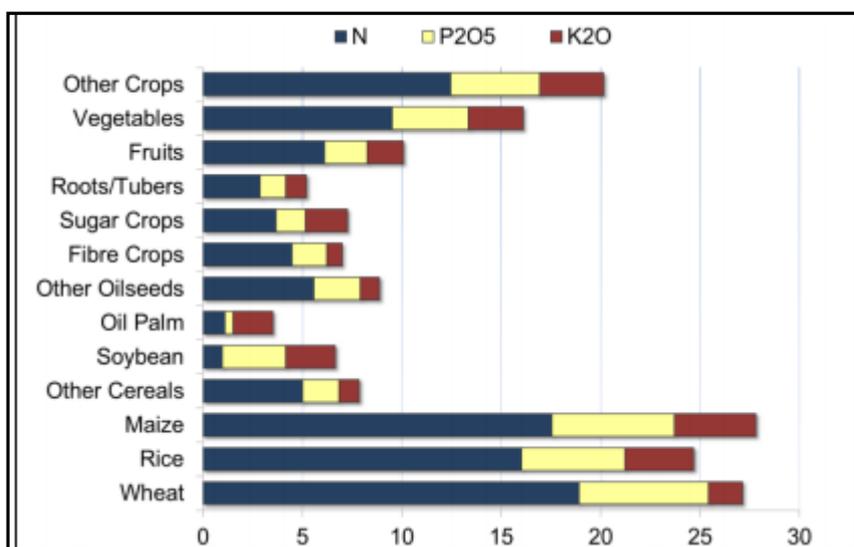


Figura A3a-5. Uso de fertilizantes a nivel mundial de N, P y K por cultivo (nutrientes Mt) (Fuente: IFA 2013a).

Se estima que 57,5 Mt N fueron aplicados a los cereales en 2010-2010/11, representando 55,2% de los fertilizantes del mundo. En cuanto al consumo de N, el trigo fue el principal cultivo en recibir fertilizantes nitrogenados, con 18,1% de los usos globales, seguidos por maíz con 16,8% y arroz con 15,4%. Otros cereales representaron 4,8% del total mundial. Debido a que la soja fija N del ambiente, las oleaginosas

contribuyeron modestamente (7,3%) al consumo de fertilizante nitrogenado en el mundo. El Raps (bajo la categoría de otras semillas oleaginosas) fue la principal oleaginosa en recibir fertilizantes nitrogenados.

Algodón, cultivos de azúcar y raíces y tubérculos representados 4,3, 3,5 y 2,8% de los usos globales de fertilizantes N, respectivamente. Frutas y hortalizas representaron el 14,9% del total, y otros cultivos el 12,0% (IFA, 2013b).

En resumen, más personas requieren más alimentos y éstos se producen en menor superficie per cápita, la que disminuye entre otros factores por el cambio de uso de suelo y el proceso de urbanización y crecimiento de las ciudades. Por lo tanto, es necesario ser más eficiente en el uso de fertilizantes, para mejorar la productividad de los agricultores y, de esta forma, satisfacer la demanda creciente por alimentos. Mirando hacia el futuro, la interrogante no es saber si se continuará utilizando fertilizantes, sino en qué cantidad. En los últimos cincuenta años la utilización de fertilizantes de origen mineral se ha multiplicado casi diez veces.

Hoy, anualmente los agricultores aplican en sus tierras más de 207 millones de toneladas de fertilizantes. En el futuro seguramente tendrán una participación aún más determinante, llegando según las previsiones de FAO a 241 millones de toneladas anuales para la temporada 2011/12, con tasas de crecimiento anual de 3% a partir de la temporada 2007/08.

En la actualidad en el mercado internacional de los fertilizantes están confluyendo diferentes factores, siendo determinante la relativa estabilidad de la oferta frente a una creciente demanda del producto. No obstante, según la FAO, la producción mundial de fertilizantes superará la demanda dentro de cinco años y permitirá mayores niveles de producción de alimentos y biocombustibles.

El considerable aumento en los precios internos de los fertilizantes registrado en el año 2008, se relacionó directamente con el incremento de los precios internacionales, impactados a su vez por el alza en el precio de los hidrocarburos, considerando el uso de petróleo y gas natural como materia prima para la elaboración de algunos fertilizantes, especialmente los nitrogenados.

Factores de tipo especulativo también influyeron en dicha alza, así como en la de otros commodities. Adicionalmente, algunos países exportadores, como por ejemplo China, aumentaron los impuestos a las exportaciones para evitar escasez en sus mercados, lo que generó aumentos en los precios y una reducción en la oferta internacional.

Cabe destacar que el incremento de precios en los fertilizantes fue significativamente mayor que el registrado en el precio de otros productos, como madera, granos, alimentos y energía. Sin embargo, en los últimos meses estos precios han descendido, como lo muestra la Figura A3a-6 (Odepa, 2009).

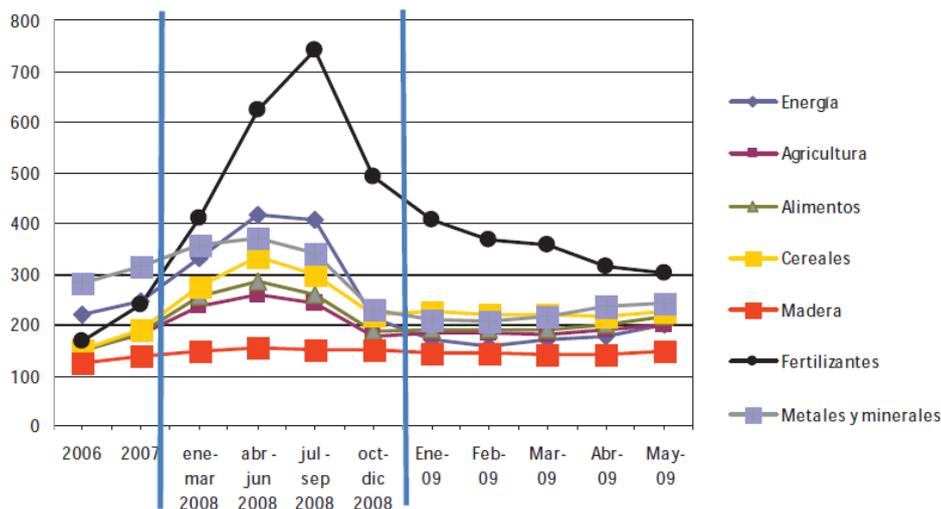


Figura A3a-6. Índices de precio de commodities (base año 2000 = 100) (Fuente: Odepa 2009, elaborado con información del Banco Mundial).

Demanda de fertilizantes a nivel mundial

La demanda mundial de fertilizantes en la temporada 2011/2012 alcanzó aproximadamente a 178,2 millones de toneladas de nutrientes. De este total, cerca de 60% correspondió a nitrógeno (107,7 millones de toneladas). Algo más de 70% de esto último se aportó en forma de urea, producto del cual se consumieron 155 millones de toneladas en 2011, con una oferta de 159 millones de toneladas y una capacidad instalada de producción de 184 millones de toneladas. Se estima que la demanda y la producción de fertilizantes seguirán creciendo en los años posteriores, y prueba de ello es que la capacidad de producción de urea subiría a 196 millones de toneladas en el segundo semestre de 2012 (Odepa, 2012).

La demanda mundial de fertilizantes se ha visto repuntar firmemente en 2013/14, debido en parte a los altos precios de los cultivos en la primera mitad del año y un repunte en el sur de Asia, el consumo mundial en 2013/14 es visto con un crecimiento del 3,1% en la comparación interanual, a 184 Mt de nutrientes. La demanda de N se reajustaría tras un crecimiento débil en 2012/13 y se espera que aumente en un 3,1% a 112,2 Mt. La demanda mundial de fertilizantes fosfatados se recuperará ligeramente en un 1,4%, a 41,7 millones de toneladas, mientras que el consumo K es visto con un fuerte aumento, del 5,3%, a 30,2 Mt.

Se prevé una ligera contracción en América del Norte como consecuencia de la disminución de precios de los cultivos y el clima desfavorable a principios de 2014, la demanda se ve como en el resto del mundo. Se recuperaría firmemente en el sur de Asia, mientras que altas tasas de crecimiento de 5% o más se ven en Oceanía, Asia Occidental, América Latina y África. La demanda se expandiría más modestamente en

las regiones restantes. Asia meridional, Asia oriental y América Latina registrarían los mayores incrementos año a año en volumen.

Las ventas de nutrientes a nivel mundial en 2013 aumentaron 2,0% más en comparación a 2012. En el mediano plazo, el consumo mundial de fertilizantes mostraría un crecimiento anual moderado de 1.8% para llegar a 199.4 nutrientes Mt en 2018 (Tabla A3a-2). Los incrementos se proyectan para los tres principales nutrientes, con tasas de crecimiento anual promedio de 1,5% para el nitrógeno, 2,0% de fósforo y 2,9 % para el potasio.

Las ventas totales en los sectores industriales y de fertilizantes en 2018 se pronostican en 263 Mt de nutrientes, lo que representa un aumento del 12% con respecto a 2013 (IFA, 2014).

Tabla A3a-2. Consumo mundial de fertilizantes.

<i>Mt nutrients</i>	2013	2014(e)	2018(f)
Nitrogen <i>N</i>	111.3	113.7	119.5
Phosphorous <i>P₂O₅</i>	41.8	42.2	45.9
Potassium <i>K₂O</i>	29.7	30.8	34.0
Total	182.8	186.7	199.4

Fuente: IFA, 2014; (e): estimación; (f): pronóstico

Las tendencias para los próximos cinco años muestran una desaceleración progresiva del crecimiento de la demanda de N, mientras que la demanda de P y K seguiría aumentando linealmente. Este descenso del crecimiento de la demanda de N es impulsado por las ganancias de eficiencia de uso de N en los países desarrollados, y más recientemente, en algunas economías emergentes.

Usos de plaguicidas y fertilizantes en Chile

Plaguicidas en Chile

Los Plaguicidas de Uso Agrícola son herramientas que se han usado para mejorar la productividad silvoagrícola. Sin embargo, el mal uso de estas sustancias puede provocar efectos negativos a los cultivos, la salud de las personas y el medio ambiente.

Durante los últimos años, el Servicio Agrícola y Ganadero (SAG), ha considerado estratégico el tema del uso y comercio de los plaguicidas de uso agrícola, dada la relación con la salud pública, intoxicaciones o contaminación difusa, su carácter como insumo productivo y por último, como elemento de calificación de inocuidad alimentaria.

Estos elementos fijan los siguientes objetivos de acción de la institución en estas materias:

- Reducir los riesgos y peligros que supone el uso de plaguicidas para la salud y el medio ambiente.
- Mejorar los controles sobre uso y distribución de estas sustancias.
- Reducir los niveles de materias activas, en particular mediante la sustitución de las más peligrosas, por alternativas más seguras, incluidas las de índole no química.
- Fomentar prácticas silvoagrícolas con un uso reducido o nulo de plaguicidas (producción integrada, manejo integrado de plagas y enfermedades, producción orgánica, usando como mecanismos los Acuerdos de Producción Limpia, generación de manuales, implementación de Buenas Prácticas Agrícolas).
- Establecer un sistema nacional de producción hortofrutícola que considere las Buenas Prácticas Fitosanitarias, donde la inocuidad alimentaria sea el objetivo final de las acciones.
- Establecer un sistema transparente de información y control de los avances, incluida la elaboración de indicadores de seguimiento apropiados (SAG, 2008).

El Ministerio de Agricultura, a través del SAG en la Resolución 5551 EXENTA hace la siguiente definición de Plaguicida: Compuesto químico, orgánico o inorgánico o sustancia natural que se utilice para combatir malezas, enfermedades o plagas potencialmente capaces de causar perjuicios en organismos u objetos. Producto formulado y las sustancias activas con las que se formulan, con aptitudes insecticidas, acaricidas, nematocidas, molusquicidas, rodenticidas, lagomorficidas, fungicidas, bactericidas, alguicidas, herbicidas, defoliantes, desecantes, fitorreguladores, coadyuvantes, atrayentes, feromonas, repelentes, y otros que se empleen en las actividades agrícolas y forestales.

También considera:

- Que es competencia del Servicio Agrícola y Ganadero regular, restringir o prohibir la fabricación, importación, exportación, distribución, venta, tenencia y aplicación de los plaguicidas.
- Que el avance científico y tecnológico en materia de formulación, fabricación, venta y uso de plaguicidas, hacen necesario actualizar la normativa regulatoria del Servicio en esta materia.
- Que los plaguicidas autorizados pueden presentar mejoras mediante el aumento de la pureza de sustancia activa en el grado técnico o cambios en los coformulantes, que mejoran la categoría de peligrosidad o incrementan la seguridad del producto, las que deben ser consideradas y evaluadas por el Servicio.

Las solicitudes para autorizar plaguicidas que se utilicen en la agricultura son sometidas a evaluación por parte del SAG, dando cumplimiento a lo dispuesto en la Resolución N°3.670 de 1999 (luego reemplazada por las Resoluciones 1557 y 5551 EXENTAS).

La evaluación de las solicitudes se lleva a cabo a través de un proceso en el cual el Servicio debe determinar el perfil del producto, definiendo para ello parámetros relevantes dentro de sus características de comportamiento en distintos ambientes y eficacia agronómica.

A su vez, la Resolución 1557 EXENTA afirma que:

- Que, Chile ha ratificado los Convenios de Viena para la Protección de la Capade Ozono, el de Montreal relativo a las sustancias agotadoras de la capa de ozono, el de Róterdam para la aplicación del procedimiento de consentimiento fundamentado previo a ciertos plaguicidas y productos químicos peligrosos objeto de comercio internacional, y el de Estocolmo sobre contaminantes orgánicos persistentes, cuyas decisiones y actualizaciones se tendrán presentes en el proceso de autorización de plaguicidas en Chile.
- Que, los plaguicidas son parte de las estrategias necesarias para proteger a los vegetales del ataque de las plagas, que ocasionan pérdidas o disminuciones de cosechas.
- Que, para lograr un empleo correcto, eficaz y eficiente de los plaguicidas en la protección de los cultivos, con riesgo mínimo para la salud humana, la fauna, la flora y el medio ambiente, es necesario que el Servicio disponga de la más amplia información sobre las características de cada uno de los plaguicidas que se usan en el país, a objeto de realizar una correcta evaluación de sus riesgos.

El SAG realizó la siguiente (Tabla A3a-3) clasificación toxicológica de los plaguicidas de uso agrícola en Chile, los que deberán adecuar su etiquetado a esta Resolución (Resolución 2196 y 2195 respectivamente).

Tabla A3a-3. Clasificación toxicológica de plaguicidas de uso agrícola.

Clasificación	DL 50 (aguda) Ratas mg/kg de Plaguicida Formulado			
	Por vía Oral		Por vía Cutánea	
	Sólidos	Líquidos	Sólidos	Líquidos
Ia Sumamente Peligroso	5 o <	20 o <	10 o <	40 o <
Ib Muy Peligroso	> 5 Hasta 50	> 20 Hasta 200	> 10 Hasta 100	> 40 Hasta 400
II Moderadamente Peligroso	> 50 Hasta 500	> 200 Hasta 2000	> 100 Hasta 1000	> 400 Hasta 4000
III Poco Peligroso	> 500 Hasta 2000	> 2000 Hasta 3000	> 1000	> 4000
IV Productos que normalmente no ofrecen Peligro	> 2000	> 3000		

Fuente: SAG; Los términos "sólido" o "líquido" se refieren al estado físico del plaguicida formulado que está siendo clasificado.

El Ministerio de Agricultura, a través del SAG publicó recientemente la Lista de plaguicidas con autorización vigente al 28/07/14, la que cuenta con 1152 productos divididos en 4 series y que incluye Insecticidas, acaricidas, Funguicidas, Bactericidas, Herbicidas, Adyudantes, Nematicidas, Misceláneos (Reguladores de crecimiento, Confusores sexuales, etc.) (Tabla A3a-4).

También se publicó una lista con los plaguicidas cancelados, los que corresponden a aquellos plaguicidas cuya autorización ha caducado pero tienen un plazo de dos años o hasta agotar existencias (según lo que ocurra primero), sólo para su distribución, venta o aplicación. Esta lista contiene 15 productos, cuya fecha límite va desde mayo del presente a Septiembre de 2015. Así mismo, el SAG publicó la lista de plaguicidas de uso agrícola prohibidos en Chile, la que consta de 28 productos, finalmente se publicó la lista de plaguicidas con uso agrícola restringido en Chile, la que consta solo de un producto: el Paraquat, que sólo se podrá aplicar mediante aplicaciones terrestres y siempre que los aplicadores estén provistos del equipo completo de protección personal indicado en la etiqueta.

Por otra parte, el SAG publicó una serie de informes que da cuenta del uso de la cantidad y tipo de los Plaguicidas de Uso Agrícola utilizados a nivel nacional desde el año 2001, con el fin de generar información que permita transparentar, monitorear y evaluar el uso de estos productos en el país.

De los resultados obtenidos del estudio el año 2001 podemos destacar como los principales:

Los Plaguicidas vendidos fueron 24.138 toneladas, siendo los fungicidas y bactericidas los más comercializados (48,34%), seguido de los herbicidas con un 20,77%, los insecticidas con 20,50% y los misceláneos con un 10,40%. Según este informe, es importante indicar que 10 ingredientes activos de plaguicidas representan más del 70% de total usado en Chile (Tabla A3a-4).

Tabla A3a-4. Principales ingredientes activos vendidos en el país (Periodo Enero a Diciembre de 2001).

INGREDIENTE ACTIVO	VOLUMEN (kg/l)	PORCENTAJE (%)
AZUFRE	3.768.279,91	15,61
GLIFOSATO	2.871.575,11	11,90
ACEITE MINERAL	2.218.951,41	9,19
ACIDO GIBERELICO	1.971.098,90	8,17
TRIBROMOFENATO DE SODIO	1.932.482,00	8,01
OXIDO CÚPRICO/PENTOXIDO DE ARSÉNICO/ ÁCIDO	1.615.870,00	6,69
AC. CROMICO / OX. CUPRICO / PENTOXIDO ARSENICO	1.178.480,00	4,88

CLORPIRIFOS	790.575,75	3,28
OXICLORURO DE COBRE	692.182,49	2,97
OXIDO CUPROSO	445.155,40	1,84
TOTALES	17.484.650,97	72,43

Fuente: SAG

Los valores obtenidos en los años 2008 y 2011 se fundamentan en la información recopilada en las quince regiones en que se organiza el país, a partir del año 2008, la cual es entregada por los distribuidores de plaguicidas regionales a las oficinas sectoriales del Servicio (SAG) y remitida al Subdepartamento de Plaguicidas y Fertilizantes, quien tabula y valida (Tablas A3a-5 y A3a-6).

En la Tabla 4 se observa que el 2008 las mayores ventas de plaguicidas corresponden a la serie 2000, seguido de las series 1000 y 3000, esto se debe principalmente a que el mayor rubro demandante de pesticidas es la fruticultura, la que demanda grandes stocks de productos como Funguicidas, Insecticidas y Herbicidas. Esta actividad frutícola se desarrolla principalmente en la VI y XIII regiones de nuestro país, es por eso que en Tabla 5 se observa que las mayores ventas de productos se dan en esas regiones; sin embargo, también se observa que en 2011 la VII región casi duplica la cantidad de plaguicidas vendidos en el 2008, esto debido a que recuperó su sitial como región con amplias ventajas para la producción frutícola. También se observa un crecimiento en la venta de agroquímicos en regiones australes como la I, XV- XI y XII, debido a una mayor intensificación de la actividad agrícola. Si se analiza por serie en el tiempo, se observa que solo en el caso de los herbicidas hubo un aumento lineal de producto vendido desde el año 2001 al 2011; probablemente debido a que el control químico de malezas muchas veces es la primera solución ante la disminución de mano de obra en la agricultura.

Tabla A3a-5. Plaguicidas vendidos según serie. Total País, años 2001, 2008 y 2011.

Serie	Tipo plaguicidas	2001	2008	2011
		Total (kg/ l)		
1000	Insecticidas, Rodenticidas, Acaricidas	4.948.196	10.736.840	7.872.019
2000	Fungicidas, Bactericidas	11.667.666	30.889.679	24.042.987
3000	Herbicidas	5.013.845	7.623.451	9.027.464
4000	Misceláneos	2.509.290	5.730.149	4.825.566
Total General		24.138.998	54.980.121	45.768.037

Fuente: SAG

Tabla A3a-6. Plaguicidas vendidos por región. Total País, años 2001, 2008 y 2011.

Región	2001	2008	2011
	Total (kg/ l)		
XV	**	130.104	228.170
I	129.719	2.545	5.782
II	4.382	836	161
III	410.891	1.668.500	1.416.024
IV	1.286.617	3.929.087	1.412.632
V	1.405.631	3.708.032	2.837.799
XIII	7.967.080	12.418.085	12.038.101
VI	4.525.678	21.849.668	11.501.595
VII	4.901.991	5.491.768	10.547.940
VIII	2.020.290	2.575.947	1.610.115
IX	1.254.814	2.296.296	3.690.625
X	231.251	643.276	134.621
XIV	**	264.453	333.525
XI	0	1.518	8.286
XII	649		2.655
Total	24.138.998	54.980.121	45.768.037

Fuente: SAG; (**): Información no disponible, ya que hasta el 2007 las regiones eran 13 y no 15 como en la actualidad.

En cuanto a cifras actuales, la Oficina de Estudios y Políticas Agrarias (Odepa, 2014), publicó un boletín de insumos a Mayo de 2014, en el que se observa que las importaciones de agroquímicos han disminuido levemente respecto a la misma fecha de 2013 (Tabla A3a-7); posiblemente debido al aumento del dólar.

Tabla A3a-7. Importación Insumos.

Productos	Volumen (toneladas)			
	Enero - mayo			Variación 14/13 (%)
Insumos	2013	2013	2014	
Plaguicidas y productos químicos*	42.850	16.965	15.889	-6,3
Herbicidas	9.620	4.271	4.080	-4,5
Fungicidas	5.296	1.604	1.703	6,2
Insecticidas	7.965	2.360	2.583	9,4
Otros agroquímicos	19.968	8.730	7.523	-13,8

Fuente: elaborado por Odepa con información del Servicio Nacional de Aduanas; (*): industriales, de uso doméstico y uso agrícola.

Desde el año 2000 existe el Subdepartamento de Plaguicidas y Fertilizantes, Unidad dependiente de la División de Protección Agrícola del Servicio Agrícola y Ganadero, el que ha establecido una política nacional de marcado carácter proactivo en materia de plaguicidas y fertilizantes, tendiente a lograr un efectivo control en el ciclo de vida de estas sustancias.

El Programa de Autorización de Plaguicidas, aspecto central de las actividades de este Subdepartamento, incluye los análisis de las nuevas Autorizaciones, Re-registros, Renovaciones, Modificaciones (Ampliaciones de Uso, Cambios de Origen, otros) de plaguicidas e Ingreso de Muestras.

También en nuestro país existe el Programa Nacional Integrado de Plaguicidas de uso Agrícola, que es el instrumento a través del cual los servicios públicos con competencia en la materia, entre otros, el Servicio Agrícola y Ganadero, Sernapesca y el Ministerio de Salud, con la coordinación de la Agencia Chilena para la calidad e inocuidad alimentaria, comprometen un plan de acción con metas de corto y mediano plazo, en el que se desarrollará una serie de actividades que abarcan aspectos normativos y regulatorios, implementación de un programa de Buenas Prácticas Agrícolas dirigido a productores que abastecen el mercado interno, planes de monitoreo de residuos de plaguicidas, planes de control y vigilancia de uso de plaguicidas y programas de capacitación y difusión en el área de plaguicidas. El objetivo central de este programa es velar para que los alimentos producidos, elaborados, importados y comercializados en el país, tanto para el consumo nacional como para la exportación, no contengan residuos de plaguicidas en niveles considerados de riesgo para la salud humana, a través de la acción integrada de las instituciones competentes y tomando en cuenta las necesidades del desarrollo productivo del país. Se entiende por buenas prácticas agrícolas en el uso de plaguicidas (BPA) todo uso inocuo autorizado a nivel nacional, en las condiciones existentes, de los plaguicidas necesarios para un control eficaz y fiable de las plagas. Comprende una gama de niveles de aplicación de plaguicidas hasta la concentración de uso autorizado más elevada, de forma que quede la concentración mínima posible del residuo (ACHIPIA, 2011).

En materia de inocuidad alimentaria, el Ministerio de Salud promulgó la Resolución Exenta N°33 de 2010, que fija tolerancias máximas de residuos de plaguicidas en alimentos y deja sin efecto la Resolución Exenta N°581, de 1999, y sus modificaciones. Esto se hizo en atención al acelerado desarrollo de nuevos plaguicidas, nuevos usos de los mismos, la ampliación o cancelación de los registros nacionales de plaguicidas de uso agrícola y, por último, los avances de la normativa internacional en esta materia, en especial, las recomendaciones del Codex Alimentarius. Por ello, se ha revisado y utilizado como referencia para la adopción de límites máximos de residuos de plaguicidas en alimentos, las recomendaciones de la 41ª Reunión del Comité del Codex Alimentarius sobre Residuos de Plaguicidas, realizada el año 2009, y posteriormente aprobadas por la Comisión del Codex Alimentarius en su 32º Periodo de Sesiones, efectuada el mismo año; como asimismo, las regulaciones internacionales de la Unión

Europea y Estados Unidos de Norteamérica, teniendo siempre la prioridad, en esta materia, las recomendaciones del Codex. Para esto se entenderá por Límite Máximo de Residuos (LMR) a la concentración máxima de residuos de un plaguicida (expresada en mg/kg) permitida en productos alimenticios para consumo humano, en la superficie o su parte interna, según corresponda. Los LMR se basan en datos de Buenas Prácticas Agrícolas (BPA) y tienen por objeto lograr que los alimentos derivados de productos básicos que se ajustan a los respectivos LMR sean toxicológicamente aceptables.

Fertilizantes en Chile.

Los seres humanos, animales y plantas todos necesitan nutrientes para sobrevivir. Los nutrientes pueden ser "macronutrientes", ya que estos son necesarios en cantidades mayores, tales como el nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), calcio (Ca), azufre (S) y magnesio (Mg) o 'micronutrientes', tal como zinc (Zn), cobre (Cu), hierro (Fe), boro (B), y molibdeno (Mo), ya que se necesitan en menor cantidad. Los seres humanos consumen productos vegetales y animales para la alimentación mientras que los cultivos obtienen la mayor parte de sus necesidades de nutrientes del suelo. Sin embargo, muchos suelos no proporcionan todos los nutrientes en las cantidades necesarias para los cultivos. Los nutrientes del suelo extraídos continuamente por los cultivos deben ser reemplazados a través de la adición de las fuentes de nutrientes, como los fertilizantes.

Constantemente, se debe responder a una demanda global creciente por alimentos y forrajes, al mismo tiempo que aumentar la producción de cultivos altamente demandantes, como frutales y hortalizas. Junto a técnicas modernas de producción agrícola, semillas de calidad y condiciones climáticas adecuadas, los fertilizantes hacen posible que los agricultores respondan a este desafío, manteniendo la fertilidad de suelo.

Los fertilizantes son sustancias sólidas, líquidas o gaseosas que contengan uno o más nutrientes en cantidad conocida, que se aplican al suelo, directamente sobre la planta (follaje) o añadido a las soluciones acuosas (como en fertirrigación) para mantener la fertilidad del suelo, mejorar la cosecha, el rendimiento y/o calidad de los cultivos (IFA, 2013a).

El Servicio Agrícola y Ganadero tiene entre sus funciones, en materia de fertilizantes, corroborar la composición de los elementos nutrientes y acompañantes que estos contienen, muestreando lo que ingresa al país y fiscalizando, además, en el comercio el cumplimiento de la normativa nacional. La internación, fabricación, venta y distribución de fertilizantes está regulada por el Decreto Ley N°3.557, de 1980 (Título III, Párrafo 2°). Este Decreto en su Título IV entrega disposiciones sobre procedimientos y sanciones, y en su Título V Art. 47, obliga a fabricantes, importadores y distribuidores de fertilizantes a comunicar al SAG el inicio de actividades (SAG, 2014).

El mencionado Decreto Ley N°3.557 define fertilizante como toda sustancia o producto destinado a mejorar la productividad del suelo o las condiciones nutritivas de las plantas. Dentro de los fertilizantes se comprenden las enmiendas y los abonos.

Chile es un importador neto de fertilizantes, con una importación de aproximadamente 1,1 millones de toneladas anuales de estos productos, aproximadamente el 85% del volumen de fertilizantes comercializados en el país es importado y el resto es producido en Chile. El mercado interno se caracteriza por presentar una estructura oligopólica, con muy pocas empresas oferentes. Los fertilizantes convencionales son también pocos: fosfato diamónico (DAP, por su nombre en inglés), superfosfato triple (TSP), urea y sulfato de potasio. Para el caso de Chile es muy importante disponer de un mercado de fertilizantes sin distorsiones en su funcionamiento, considerando que ellos representan hasta el 60% de los costos de producción de algunos cultivos.

La estructura de la cadena comercial en Chile comienza con 92 importadores. De ellos, solamente cinco empresas (Soquimich Comercial S.A., Anagra S.A., Iansagro S.A., Agrogestión Vitra Ltda. y Mosaic de Chile Fertilizantes Ltda.) concentran más de 60% de las importaciones totales de fertilizantes y, además de ser importadores, son distribuidores (Figura A3a-7).

Si se analiza la composición de las importaciones chilenas de fertilizantes durante el año 2008, se observa que el mayor volumen importado corresponde a urea, producto en que el 99% es importado por cuatro empresas (Mosaic, Vitra, Anagra y Soquimich). Algo similar ocurre con las importaciones de fosfato diamónico, en cuyo caso se reconocen las mismas empresas como las importadoras del 100% de dicho fertilizante, en proporciones muy similares. Es importante señalar que las empresas importadoras chilenas adquieren los fertilizantes tipo commodities de proveedores externos y, en muchos casos, realizan compras y transporte marítimo en forma conjunta, en lo que se conoce como "pools de compra". Dichos fertilizantes ingresan al país vía marítima en barcos graneleros, por los puertos de Lirquén, Puerto Montt, San Antonio, Penco, Valparaíso, San Vicente, Arica, Antofagasta y Talcahuano. En contadas ocasiones ingresan por vía terrestre, por el paso Los Libertadores. Los fertilizantes son almacenados en bodegas propias o de terceros en los puertos de desembarque, en sus alrededores o en bodegas zonales, en algunos casos en depósito en almacenes particulares de importación (DAPI) por hasta tres meses, y son vendidos y distribuidos a sus clientes (distribuidoras de agroinsumos o agricultores). El ingreso de los productos requiere una inspección del Servicio Agrícola y Ganadero (SAG), que debe emitir una autorización, certificando que se cumplen las especificaciones de los conocimientos de embarque o registros de importación.

En el país se preparan las mezclas y/o se envasan los fertilizantes para ser enviados vía terrestre a los clientes finales, en sacos de 50 kg o de 500 ó 1000 kg (maxisacos).

Los mayoristas o distribuidores independientes se encuentran localizados a lo largo de Chile y su tamaño es diverso, existiendo desde las redes de distribuidores hasta distribuidores aislados que atienden a las necesidades de pequeños agricultores. Esta forma de comercialización es la más utilizada en Chile y se dedica a la reventa de insumos.

Entre los principales distribuidores se pueden señalar: Copeval S.A., con presencia entre Atacama y la Araucanía; Coagra S.A., con una red de sucursales en el país; Cooperativa Agrícola y de Servicios Ltda.(Cooprinsem), que agrupa a algunos productores lecheros del sur; Cooperativa Agrícola Lechera Santiago Ltda (Cals), que utiliza la compra común de insumos para la obtención de economías de escala para sus cooperados; Ferosor Agrícola S.A., Agrorama, Tattersall Agroinsumos, Bramell Ltda., Importadora Fertglobal Chile Ltda., Colún, Tulio Callegari e Hijos S.A., Covepa, etc. (Odepa, 2009). Entre las instituciones públicas que participan en la cadena, se destaca la participación directa de entidades como el Servicio Agrícola y Ganadero (Sag), organismo fiscalizador de la entrada y salida de fertilizantes del país y de la administración del Sistema de Incentivos a la Recuperación de Suelos Degradados (SIRSD-S), y el Servicio Nacional de Geología y Minería (Sernageomin), entidad fiscalizadora de las condiciones de seguridad y medioambientales en la minería de explotación de minerales metálicos y no metálicos en Chile. También existe una participación menos directa del Instituto de Desarrollo Agropecuario (Indap), también con el programa SIRSD-S.

Chile se caracteriza por ser el único país del mundo que produce nitratos naturales, principalmente para exportación (Tabla A3a-8). La importación de fertilizantes potásicos en Chile no es relevante, dado que el nitrato de potasio se produce y comercializa en el país, además de exportarse. El cloruro de potasio también se produce en el país. A pesar de ello, se importaron 1.462 toneladas en el año 2008. Las empresas responsables de la producción de fertilizantes en Chile son: SQM y sus filiales, Sociedad Chilena del Litio (cloruro de potasio en el Salar de Atacama), ACF Minera (yodo y nitratos naturales), Quiborax (productos derivados del boro) y Cosayach (yodo y nitratos). Chile posee una producción agrícola altamente intensiva en el uso de fertilizantes, de modo que un alza en sus precios puede provocar una disminución relevante en la rentabilidad de los cultivos.

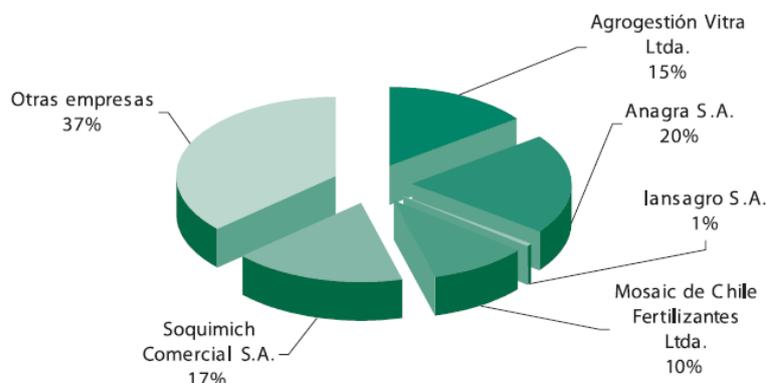
Tabla A3a-8. Exportaciones chilenas de fertilizantes. Enero a diciembre de 2008.

Producto (glosa)	Volumen (ton)	Valor FOB (miles US\$)
Cloruro de potasio	54.811,3	42.292,4
Nitrato sódico potásico (salitre o nitrato potásico)	171.661,1	94.156,1
Nitrato sódico	157.946,5	86.593,4

Fuente: elaborado por Odepa con información del Servicio Nacional de Aduanas

En la temporada 2008 en Chile hubo un hito de importancia relacionado con fertilizantes que marcó el acontecer del sector:

Un alza desmesurada del precio interno de los fertilizantes, que alcanzó en algunos casos más de 200%. Se observó un proceso alcista en los precios de los alimentos y de los productos agrícolas en general. En este proceso inflacionario confluyeron diversos factores, entre los cuales se mencionó el aumento en los costos de producción, derivado del alza del precio internacional de los fertilizantes que se registró entre los meses de abril y septiembre-octubre de 2008 (Figura A3a-7). Sin embargo, el precio de importación de los fertilizantes mostró un descenso el año 2009 (medido hasta el mes de agosto), a excepción de los productos Sulpomag, Nitromag y cal agrícola. Los factores que incidieron en esta baja corresponden a la volatilidad de los precios de los commodities agrícolas y de los fertilizantes, la crisis económica mundial, la caída del precio del petróleo y el cambio de preferencias de los consumidores (Odepa, 2009).



Fuente: elaborado por Odepa con información del Servicio Nacional de Aduanas.

Figura A3a-7. Participación en el volumen de mercado de las diferentes empresas importadoras de fertilizantes en Chile año 2008. (Fuente: Odepa 2009 con información del Servicio Nacional de Aduanas)

En general todos los fertilizantes son importados vía marítima, con excepción de los de producción nacional, que se embarcan en Tocopilla vía cabotaje a los puertos de la zonacentro sur. En la Tabla A3a-9 se presenta el volumen total de abastecimiento de fertilizantes del mercado nacional entre los años 2003 y 2008, agrupados según sea su

origen nacional o importado; en dicho cuadro, se puede observar que el consumo es bastante constante, variando entre 950 mil y 1 millón de toneladas anuales, con un mínimo de 886 mil y un máximo de 1,02 millones de toneladas anuales en dicho período.

Tabla A3a-9. Abastecimiento de fertilizantes mercado nacional según origen (toneladas métricas, TM).

Fertilizantes	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Importados	825.251	859.043	751.695	736.224	833.190	761.312
Urea	480.061	493.632	417.358	431.377	457.915	492.926
Superfosfatos	187.116	169.421	164.105	127.438	182.823	100.796
Fosfato diamónico	68.860	76.905	76.325	92.376	96.280	75.584
Fosfato mono-amónico	86.441	114.844	90.075	79.511	91.613	87.767
Sulfato potasio	2.773	4.241	3.832	5.522	4.559	4.239
Nacionales	154.254	163.432	163.394	149.938	183.413	166.650
Nitratos y otros	154.254	163.432	163.394	149.938	183.413	166.650
Total	979.505	1.022.475	915.089	886.162	1.016.603	927.962

Fuente: Servicio Nacional de Aduanas y Anuario de la minería chilena.

En la Tabla A3a-10 se muestra la descarga total de fertilizantes entre los años 2004 y 2008 en cada uno de los puertos utilizados.

Tabla A3a-10. Descarga de fertilizantes en puertos (TM).

Puertos / Años	2004	2005	2006	2006	2008
Región de Valparaíso	261.753	271.284	235.273	180.606	182.232
San Antonio	261.753	271.284	235.273	180.606	182.232
Región del Biobío	543.723	484.429	458.943	510.420	515.148
Penco	182.759	149.310	180.990	213.737	195.418
Lirquén	341.575	314.620	250.457	296.683	319.730
San Vicente	19.389	20.499	27.496	0	0
Región de los Lagos	227.918	245.047	228.423	299.885	247.776
Puerto Montt	227.918	245.047	228.423	299.885	247.776

Fuente: Elaboración propia con información del servicio Nacional de Aduanas.

Los puertos de San Antonio en la zona central, Penco y Lirquén en la zona centro-sur y Puerto Montt en el sur representan el 19%, 55% y 26% del volumen total de cargamovilizada, respectivamente; el volumen final anual en cada zona dependerá de las expectativas de demanda individual de cada una de estas zonas en particular.

La Figura A3a-8 expone un esquema con las etapas involucradas en la importación de los fertilizantes y que han sido descritas anteriormente (Odepa, 2010).

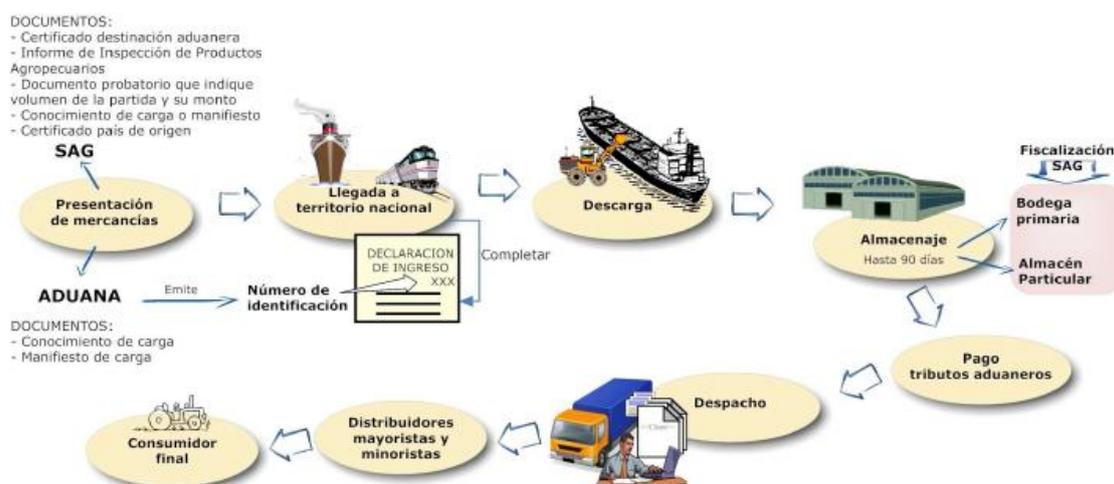


Figura A3a-8. Etapas en la importación de fertilizantes (Fuente: Odepa 2010).

Tamaño y volumen de la demanda

La demanda potencial de los fertilizantes más utilizados y que aportan los tres elementos principales para el desarrollo de las plantas (N-P-K), se presentan a continuación.

Los fertilizantes considerados en este estudio son los más utilizados en el país (Tabla 10), como fue posible apreciar en el apartado anterior, siendo éstos urea, superfosfato triple y muriato de potasio; además, se agregó el nitromag, el fosfato diamónico y el yeso como alternativas.

Para estimar el tamaño potencial de la demanda, se identificaron los principales rubros por cada región del país y luego especialistas regionales determinaron una dosis media de fertilización. A continuación, esta dosis fue extrapolada al número de hectáreas existentes de los rubros principales por región, considerando como base la información aportada del número de hectáreas existentes en el último Censo Agropecuario y Forestal de 2007, debidamente ajustada por Odepa.

Si bien es posible que existan productores agropecuarios que fertilicen más o menos que el estándar aquí propuesto, esta estimación muestra una primera aproximación fundada a la demanda potencial de los fertilizantes considerados en el país, por región. De acuerdo con lo anterior, es posible concluir que la región que presenta una demanda potencial mayor es La Araucanía, con un 33,78% del total de urea potencial a consumir en el país; del mismo modo, esta región consumiría un 42,61% del total de superfosfato triple y un 32,56% del total de muriato de potasio.

Por otro lado, la región que presenta una menor demanda potencial estimada es Tarapacá, con un consumo potencial de urea del 0,03% del total nacional; en superfosfato triple, un 0,02% y muriato de potasio, 0,03% del total país. Esto ocurre por las diferentes intensidades de producción agrícola de las respectivas regiones y las diferentes necesidades de sus rubros más representativos.

Es importante destacar que la zona comprendida entre las regiones del Maule y Los Lagos absorbe el 75,24% de la demanda potencial de urea a nivel nacional; el 86,02% de SFT y el 73,54% de muriato de potasio y, en su conjunto y considerando el volumen a consumir, representa el 79,46% de los fertilizantes potencialmente demandados en el país.

Las regiones de mayor importancia por su demanda potencial son La Araucanía (37,27% del total nacional), luego Biobío (14,21%) y Los Lagos (10,98%). Lo anterior se aprecia en la Tabla A3a-11.

Tabla A3a-11. Demanda potencial de fertilizantes por región y total país.

CANTIDAD DE FERTILIZANTES CALCULADOS POR REGIÓN						
Región	Cantidad de fertilizantes y enmiendas (Toneladas)					
	UREA	CAN 27	SFT	FDA	KCL	YESO
Arica y Parinacota	786	1.344	368		472	
Tarapacá	60	104	33		29	
Antofagasta	104	177	62		53	
Atacama	2.085	3.509	949		1.848	
Coquimbo	3.243	5.489	1.324		2.546	
Valparaíso	4.522	5.656	4.323	239	5.070	
RM	9.342	15.977	7.846		4.491	
O'Higgins	22.441	38.018	8.406		7.953	
El Maule	21.363	30.040	14.515	6.006	10.439	
Biobío	27.498	47.129	30.746	521	11.520	
Araucanía	63.882	108.902	88.330	41.732	30.803	
Los Ríos	12.545	21.385	18.048	12.569	6.604	
Los Lagos	17.027	28.988	26.690	22.958	10.201	
Aisén	3.355	5.692	4.321	4.040	2.154	4.736
Magallanes	880	1.505	1.332	1.025	414	1.455
TOTAL	189.133	313.915	207.293	89.090	94.597	6.191

Fuente: Odepa 2010; Nota: Los fertilizantes en rojo: CAN 27 y FDA son alternativos a urea y SFT respectivamente.

La estimación del consumo real y aparente entre los años 2000 y 2008 señala que lamayoría de los fertilizantes tuvo una tendencia ascendente moderada, a excepción delsuperfosfato triple, que fue a la baja.

Respecto a las estimaciones de consumo por región y principales cultivos del país, eltotal nacional de nutrientes (N, P, K y S) correspondió a 63 mil, 65 mil, 39 mil y 392toneladas, respectivamente, concentradas desde la región Metropolitana hasta la regiónde Los Lagos, siendo la región de La Araucanía la que presenta un mayor consumo defertilizantes nitrogenados, fosfatados y potásicos, con 22 mil, 28 mil y 14 mil TMrespectivamente, considerando como cultivos principales para esa región el trigo blanco(93.672 ha) y la mezcla de forrajeras (130.413 ha). Le sigue la región del Biobío, con 10mil, 11 mil y 5 mil TM de N, P y K respectivamente, en los rubros trigo blanco (67.921 ha), mezcla de forrajeras (10.430 ha) y maíz (5.387 ha); y luego, la región de Los Lagos, con alrededor de 6 mil, 9 mil y 4 mil TM de N, P y K respectivamente, en los rubros mezcla de forrajeras (37.492 ha), avena (2.785 ha), papa (4.240 ha) y trigo blanco (9.331 ha). Las zonas que presentan menor consumo de estos elementos son las regiones de Tarapacá en los rubros choclo (113 ha) y ajo (91 ha), cuyo registro fue alrededor de las 25, 14 y 14 TM respectivamente, y Antofagasta en los rubros choclo (159 ha) y maíz (152 ha), consumiendo alrededor de las 39, 27 y 28 TM

respectivamente. En tanto, el consumo de azufre se registra sólo en las regiones de Aisén y Magallanes, con 182 y 210 TM, respectivamente (Odepa, 2010).

El consumo de fertilizantes determinado en la forma detallada, que expresaría la demandamás próxima a la realidad, se expresa en toneladas de nutriente (N, P, K y S), producto de la suma de todas las regiones consideradas (Tabla A3a-12).

Tabla A3a-12. Consumo diferido de nutrientes por región.

Región	Consumo diferido de nutrientes por región (toneladas métricas)			
	N	P	K	S
Arica y Parinacota (choclo, tomate)	277	140	417	
Tarapacá (choclo, ajo)	25	14	14	
Antofagasta (choclo, maíz)	40	27	28	
Atacama (uva de mesa, maíz)	622	284	623	
Coquimbo (viñas, porotos)	1.721	758	1.721	
Valparaíso (alfalfa, uva de mesa)	902	1.105	1.406	
RM (alfalfa, maíz)	2.396	2.210	1.546	
O'Higgins (maíz, trigo blanco)	8.145	3.012	2.524	
El Maule (forrajeras, maíz, trigo blanco, viñas tintas viníferas, manzana roja, arroz)	7.931	5.429	4.992	
Biobío (trigo blanco, mezcla forrajera, maíz)	10.020	11.299	5.088	
Araucanía (trigo blanco, mezcla de forrajeras)	22.316	28.077	14.288	
Los Ríos (trigo blanco y papa)	2.217	3.223	1.366	
Los Lagos (mezcla forrajera, avena, papa, trigo blanco)	6.028	8.951	4.867	
Aisén (mezcla de forrajeras, alfalfa)	303	474	192	210
Magallanes (mezcla de forrajeras, otras frrajeras, alfalfa, pasto ovillo)	210	396	190	182
Total Consumo	63.151	65.400	39.264	392

Fuente: Odepa 2010

Entre los años 2003 y 2010 el PIB de agricultura creció a una tasa promedio anual de 3,87%. El sector se caracteriza por la obtención de altos rendimientos, utilización de mayor cantidad de insumos y bienes de capital. Los fertilizantes no han estado ajenos a esta dinámica, creciendo las importaciones en este mismo período a una tasa anual promedio de 0,51%, tendencia que también ha seguido el principal fertilizante utilizado en Chile: la urea. La Figura A3a-9 muestra para la última década la evolución en volumen de las principales importaciones chilenas de urea, por país de origen. Históricamente, las principales importaciones de Chile provenían de Venezuela y EE.UU.; sin embargo, a partir del año 2006 comienza a perfilarse China como uno de los principales

proveedores de urea del país, alcanzando en el año 2010 volúmenes importados similares a los de Venezuela. El volumen de urea importado desde China, Venezuela y EE.UU. corresponde a lo menos a 70% del total importado en cada año. Otros países que aportan este fertilizante, pero con menor importancia relativa, son Alemania, Bélgica, Canadá, España, Egipto, Indonesia, Rumania (importante en algunos años), Rusia y Ucrania (Odepa, 2012).

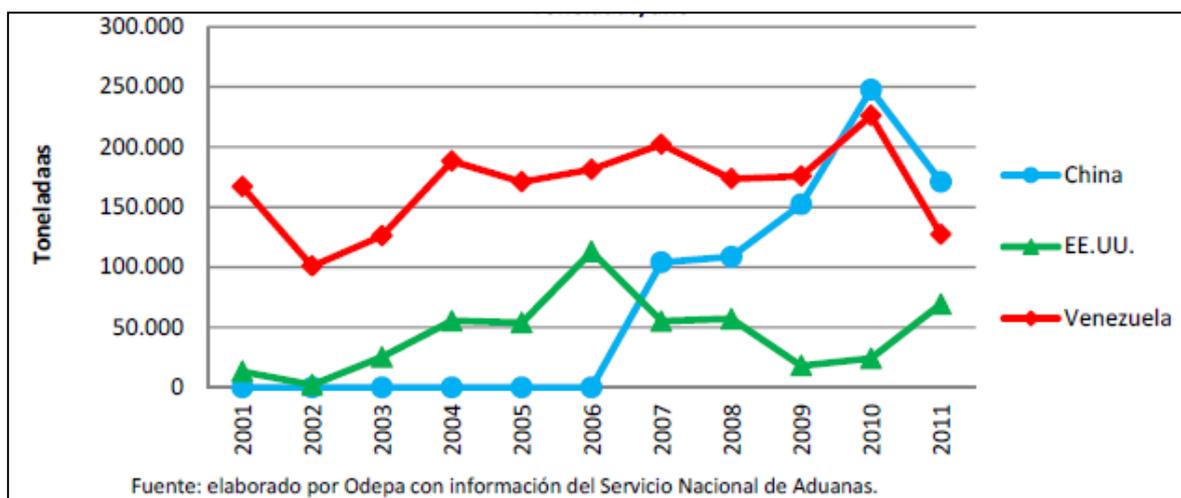


Figura A3a-9. Importaciones chilenas de urea según país de origen Años 2001 a 2011 (Toneladas/año) (Fuente: Odepa 2012).

En cuanto a cifras actuales, la Oficina de Estudios y Políticas Agrarias (Odepa, 2014), muestra en la Tabla A3a-13 las importaciones de los fertilizantes más usados en Chile, comparando con cifras del año 2013, y se observa que en general este año han disminuido considerablemente las importaciones. También se observa que la Urea es el fertilizante nitrogenado más demandado en Chile, debido a su alto % de N (46%) y menor costo por unidad de N (situación que se repite a nivel mundial, abarcando el 56% del mercado del N (IFA, 2013a), esta información es corroborada por Odepa, (2012), quienes afirman que la urea es el fertilizante químico nitrogenado de mayor consumo e importancia en el mundo, debido a una alta concentración en estado sólido, aporta gran parte del nitrógeno que interviene en el crecimiento y estructura de la planta, tiene alta pureza y su aplicación es segura y eficiente. Presenta alto contenido de nitrógeno (46%) y, comparado con el costo de los demás fertilizantes nitrogenados, tiene el menor precio por unidad de nutriente. A su vez, Sierra, (2010) afirma que es muy soluble y a menudo usada en formulaciones líquidas. Su alta solubilidad la hace popular para inyectarla en sistemas de riego localizado. Es clasificada como fuente amoniacal y por lo tanto, tiende a acidificar el suelo.

La urea es el fertilizante químico nitrogenado de mayor consumo e importancia en el mundo; sin embargo, sus mecanismos de pérdidas en agroecosistemas son varios:

extracción por los cultivos, lixiviación de nitratos, volatilización de amoníaco y desnitrificación. El uso excesivo de fertilizantes podría causar contaminación de las aguas y eutrofización por carga excesiva de nutrientes o causar acidificación y formación de gases de efecto invernadero, debido a las emisiones gaseosas. El amoníaco que se produce es un gas que se volatiliza, perdiéndose parte de él en la atmósfera. Si el remanente en el suelo posee alta concentración, se vuelve tóxico para las plantas, sobre todo para las raíces jóvenes, y el bicarbonato formado en el proceso de hidrólisis de la urea aumenta el pH del suelo donde fue aplicada (Odepa, 2012).

Es destacable la actividad que vienen desarrollando algunos grupos de investigación que están trabajando en temas relacionados con la eficiencia de fertilización. Equipos como los de la Comisión Chilena de Energía Nuclear han demostrado que existiría en el país un problema de eficiencia en la aplicación de los fertilizantes. Éste y otros temas relacionados son investigados actualmente y los resultados de estas pesquisas serán transferidos a los agricultores (Odepa, 2009). Cuando se habla de eficiencia de uso de fertilizantes, generalmente se refiere al N, que es un elemento altamente móvil en el suelo, y por ende, más susceptible a sufrir pérdidas.

Tabla A3a-13. Importación Insumos.

Productos	Volumen (toneladas)			
	Enero - mayo			
	2013	2013	2014	Variación 14/13 (%)
Fertilizantes	1.112.496	370.420	332.422	-10,3
Urea	556.768	154.274	136.764	-11,4
Superfosfatos	116.132	51.597	52.230	1,2
Nitrato de amonio	74.749	32.423	16.864	-48,0
Fosfato diamónico	75.730	30.190	18.808	-37,7
Fosfato monoamónico	78.872	25.933	40.970	58,0
Otros fertilizantes	210.247	76.003	66.786	-12,1

Fuente: Odepa, elaborado con información del Servicio Nacional de Aduanas.

Análisis de tendencias

Odepa, (2010), realizó un análisis de las tendencias de la evolución del consumo de fertilizantes mediante consultas a expertos, los cuales fueron agrupados según los tipos de agentes que intervienen en la cadena. A los distintos entrevistados se les consultó sobre la posible tendencia que visualiza en el consumo de cada uno de los fertilizantes, en un horizonte de 10 años. Los resultados consensuados y estandarizados de cada grupo se presentan en la Tabla A3a-14, donde en rojo se presentan aquellos que se estima tendrán una evolución decreciente en el consumo, en amarillo aquellos que se

mantienen en un consumo similar al actual y en verde, aquellos que se estiman tendrán un mayor consumo en los próximos 10 años.

Del análisis de las tendencias expresadas por los distintos actores, es posible observar que el grupo relacionado con las instituciones públicas prevé un aumento del consumo de todos los fertilizantes consultados, respecto al grupo de centros de investigación visualizan un 58% de los fertilizantes con una tendencia creciente, un 33% decreciente y que sólo el consumo del sulfato de potasio se mantiene constante.

Los representantes de asociaciones de productores agropecuarios estiman que un 50% de los fertilizantes consultados crecerán en su nivel de consumo, existiendo para este grupo un 41,6% de fertilizantes que decaerán en su consumo, manteniéndose constante el sulfato de potasio.

Por su parte, los agentes comerciales opinan que 5 de los 12 fertilizantes consultados aumentarán su uso, igual número se mantendrá en forma constante y dos de ellos decrecerán en su uso.

En forma más detallada, las opiniones de los distintos grupos se presentan en el cuadro dispuesto a continuación.

Tabla A3a-14. Resumen de tendencia en demanda de fertilizantes para los próximos 10 años.

Fertilizante	Promedio tendencia AC	Promedio tendencia AG	Promedio tendencia CI	Promedio tendencia IP	Tendencia Expertos
Fosfato diamónico	Mantiene	Decreciente	Creciente	Creciente	Creciente
Sulfato de potasio	Creciente	Mantiene	Mantiene	Creciente	Creciente
Salitre potásico	Mantiene	Decreciente	Decreciente	Creciente	Mantiene
Salitre sódico	Decreciente	Decreciente	Decreciente	Creciente	Mantiene
Superfosfato triple	Creciente	Creciente	Decreciente	Creciente	Decreciente
Nitrato de potasio	Creciente	Creciente	Decreciente	Creciente	Mantiene
Muriato de potasio	Creciente	Decreciente	Creciente	Creciente	Mantiene
Roca fosfórica	Decreciente	Decreciente	Creciente	Creciente	Creciente
Urea granular	Mantiene	Creciente	Creciente	Creciente	Creciente
Urea perlada	Mantiene	Creciente	Creciente	Creciente	Creciente
Sulpomag	Mantiene	Creciente	Creciente	Creciente	Mantiene
Cal	Creciente	Creciente	Creciente	Creciente	Creciente

Fuente: Elaborada en base a información de entrevistas, donde: AC = Agentes Comerciales, AG = Asociaciones Gremiales de productores agrícolas, CI = Centros de Investigación, IP = Instituciones Públicas, Expertos = Especialistas en el rubro de los fertilizantes en Chile

En general, se puede observar que las razones que hacen variar la demanda y el consumo de los fertilizantes en la actualidad son de carácter técnico, favorecidas en algunos casos por el apoyo que entrega el Programa de Incentivos para la Recuperación de Suelos Degradados (SIRSD-S) del Ministerio de Agricultura.

Anexo 4a. Programa taller capacitación



Taller de capacitación

Proyecto

"RECOPIACIÓN DE INFORMACIÓN Y METODOLOGÍAS PARA LA ESTIMACIÓN DE EMISIONES DE FUENTES DIFUSAS EN CHILE"

Lugar: Ministerio del Medio Ambiente (Stgo)

Fecha: viernes 10 de octubre

Horario: 11:00 a 17:00 hrs

11:00 – 12:00 hrs	<p>I. Introducción</p> <p>A. Que es la contaminación difusa.</p> <p>B. Impactos generados por la contaminación difusa.</p> <p>C. Origen de la contaminación difusa y transporte a cuerpos de agua.</p> <p>D. Factores que determinan la escorrentía superficial y por tanto la exportación a cuerpos de agua (intensidad de las precipitaciones, textura y estructura del suelo, cercanía a cuerpos de agua, uso del suelo, fertilización, otros).</p> <p>E. Modelos conceptuales de exportación de nutrientes, metales, compuestos orgánicos, pesticidas y otros a cuerpos de agua (considerar ciclo hidrológico, complementar con aportes por percolación, flujos subsuperficiales y subterráneos, en términos generales).</p> <p>Dr. Oscar Parra</p> <p>(45 minutos y 15 minutos preguntas)</p>
12:00 – 13:30 hrs	<p>II. Metodologías aplicadas a nivel nacional e internacional para la estimación de exportación de nutrientes y metales a cuerpos de agua (1.5 horas)</p> <p>A) Metodologías utilizadas para estimar contaminación difusa.</p> <p>B) Estimación con índices de exportación (detallar aspectos teóricos y metodológicos de su aplicación)</p> <p>C) Medición de contaminantes difusos: Monitoreo de contaminación difusa: etapas de selección de lugar de monitoreo, parámetros</p>

Por el desarrollo libre del espíritu
Casilla 160 C - Correo 3 - Fono (56-41) 2581100 - Fax (56-41) 2207078 - Ciudad Universitaria - Concepción - Chile - <http://www.eula.cl>



	<p>involucrados, frecuencia de monitoreo, problemas detectados y análisis de los datos.</p> <p>D) Medidas de mitigación y gestión. Dr. Ricardo Barra (30 minutos y 15 minutos preguntas).</p> <p>E) Estimación de contaminación por carga difusa empleando modelamiento: descripción general de modelos empleados a nivel internacional, detallando aquellos empleados en experiencias nacionales. Especificar modelamiento con SWAT (Soil and Water Assessment Tool). Dra. Alejandra Stehr (30 minutos y 15 minutos preguntas).</p>
13:30 -14:30 hrs	Almuerzo
14:30 – 16:00 hrs	<p>III. Ejemplos prácticos</p> <p>A) Metodología de estimación empleando índices de exportación en dos casos prácticos (áreas de estudio con diferentes condiciones, por ejemplo, área 1: norte-centro del país y área 2: sur de Chile. Dr. Mauricio Aguayo (30 minutos y 15 minutos preguntas)</p> <p>B) Metodología de estimación de cargas difusas empleando modelación hidrológica espacialmente distribuida: aplicación del Modelo SWAT en cuenca del sur de Chile. Dra. Alejandra Stehr (30 minutos y 15 minutos preguntas).</p>
16:00 – 16:15 hrs	Coffe break
16:15 – 17:00 hrs	Conclusiones taller

Anexo 4b. Presentaciones taller

(formato digital-pdf)

Anexo 4c. Lista asistencia taller capacitación



Lista de asistencia Capacitación

PROYECTO: RECOPIACIÓN DE INFORMACIÓN Y METODOLOGÍAS PARA LA ESTIMACIÓN DE EMISIONES DE FUENTES DIFUSAS EN CHILE

Santiago, 10 de octubre de 2014

Nombre	Institución	Email
Fabiola Lore Salinas	EULA	folora@udec.cl
OSCAR PARRA B.	EULA	oparra@udec.cl
ALEXANDRA STEHR G	EULA	astehr@udec.cl
Wis Tapia Leighton	MMA-RETC	Tapia@mma.gob.cl
Luis Araya Barros	RESAS DE AGUAS CUENCA RAPOEL	Luis.Araya@GMA.cl
Diego San Miguel C	DBA	diego.sanmiguel@map.gov.cl
FRANCISCO DONOSO G	MMA	FRANOSOG@MMA.GOB.CL
M ^a Belén SEPULVEDA	MMA	BSEPULVEDA@MMA.GOB.CL
Ana María Jaramillo A.	MMA	ajaramillo@mma.gob.cl
Verónica González A.	MMA / Seremi VI	vgonzalez.6@mma.gob.cl



Lista de asistencia Capacitación

PROYECTO: RECOPIACIÓN DE
INFORMACIÓN Y METODOLOGÍAS PARA LA
ESTIMACIÓN DE EMISIONES DE FUENTES
DIFUSAS EN CHILE

Santiago, 10 de octubre de 2014

Nombre	Institución	Email
Daniel Alvarez Latona	MMA-División RRNN y BD	dalvarezlatona@mma.gob.cl
Diego Figueroa G.	SENER Medio Ambiente La Jallperito	dfigueroa.5@mma.gob.cl
MARIJO AGUAYO A	CENTRO EULA-CHILE	maaguayo@vdec.cl
Ricardo Zam	Centro EULA	richardo@vdec.cl
Hernán Latorre	MMA-Dpto Existentes Acuáticos	hlatorre@mma.gob.cl
Karina Bardoicich	MMA "	kbardoicich@mma.gob.cl

Anexo 5a. Bases Teóricas Modelo SWAT

En la actualidad, las herramientas existentes de simulación permiten conocer de manera más detallada los procesos hidrológicos en la naturaleza. Procesos físicos considerados en el ciclo hidrológico de una cuenca hidrográfica, pueden ser visualizados y analizados a través de modelos matemáticos que los representan adecuadamente.

El trabajar con un modelo para simulación hidrológica y la posibilidad de reproducir todos los componentes del ciclo hidrológico con la ayuda de los sistemas de información geográfica, permite a los investigadores crear escenarios tanto para condiciones presentes y/o futuras, determinando cómo afectará el cambio de una u otra variable en la producción de caudales, sedimentos y nutrientes en determinada cuenca. De entre los modelos hidrológicos de simulación que existen, se escogió el modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool), software de distribución gratuita y disponible en internet además de estar ampliamente documentado; su propósito es el predecir el impacto que originan las prácticas del manejo del suelo en el recurso agua y en la generación de sedimentos en una cuenca hidrográfica.

SWAT es una herramienta desarrollada por el Dr. Jeff Arnold en el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos con la Universidad de Texas; su propósito es predecir el impacto que originan las prácticas del manejo del suelo en el recurso agua y en la generación de sedimentos en una cuenca hidrográfica.

El modelo SWAT, divide al espacio geográfico de estudio seleccionado en pequeñas subcuencas, de manera que los cálculos que se realicen se obtengan con la mayor exactitud posible. Este modelo trabaja con el cruce de 2 coberturas temáticas: uso del suelo y cobertura vegetal y el tipo de suelo dando como resultado las denominadas Unidades de Respuesta Hidrológicas o HRU debido a que el comportamiento del agua en el suelo depende de estos dos factores.

El modelo SWAT tiene sus bases en los conceptos del Balance Hídrico que permite determinar la entrada, salida y almacenamiento de agua en una cuenca hidrográfica. El movimiento del agua en la cuenca se ilustra en la Figura A5a-1; a través de la precipitación el agua entra en la cuenca, la cual al llegar al suelo forma los flujos de infiltración y escorrentía. La escorrentía es el agua que fluye más rápido hasta los drenajes de la cuenca, mientras que la infiltración es la vía por la cual se recargan los acuíferos, aunque también existen flujos subterráneos que son más lentos y descargan en los canales de drenaje.

A continuación se presenta una breve descripción de los principales procesos relacionados con la modelación de pesticidas y nutrientes en SWAT, mayor detalle se puede encontrar en Nietsch et al. 2010.

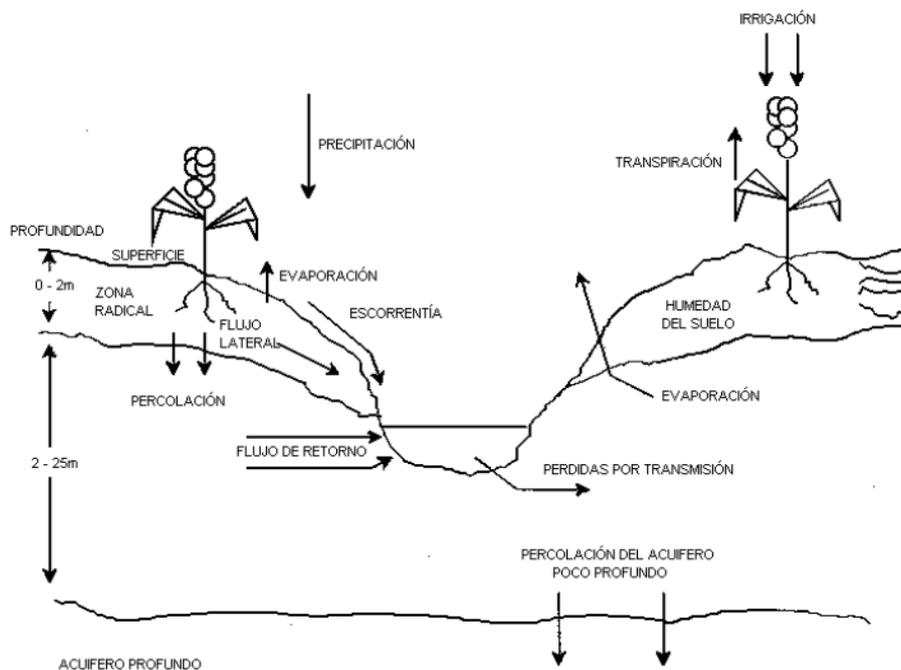


Figura A5a-1: Representación del ciclo hidrológico simulado por SWAT. (Fuente: Nietsch et al. 2010)

Balance hídrico

El modelo se fundamenta en el concepto del balance de agua, el cual considera el agua que entra, que se almacena y sale de la cuenca como lo describe la ecuación siguiente:

$$SW_t = SW + \sum_{i=1}^t R_i - Q_i - ET_i - P_i - QR_i$$

Donde:

SW_t : Contenido de agua en el suelo el día t .

SW : Agua aprovechable por las plantas o el contenido de agua en el suelo menos el contenido de agua a 15-bar.

t : Tiempo en días.

R : Precipitación diaria.

Q: Cantidad de escorrentía diaria.

ET: Evapotranspiración diaria.

P: Percolación diaria.

QR: Flujo de retorno o flujo base.

Escorrentía o escurrimiento superficial

El escurrimiento superficial o escorrentía es la porción de la lluvia que fluye sobre el suelo en zonas de ladera o de pendiente. La escorrentía se origina de dos formas: por las lluvias de baja intensidad y larga duración que saturan el suelo y en consecuencia, el agua al no poder penetrar en el suelo (infiltrarse) fluye por la superficie pendiente a bajo por el camino de menor resistencia; o por las lluvias de alta intensidad que sobrepasan la capacidad de infiltración del suelo y por ende se desliza superficialmente el agua de exceso (Morgan 1986). Estos flujos superficiales transportan hasta los canales de drenaje, naturales o no, los sedimentos que han sido desprendidos por el impacto directo de las gotas de lluvia sobre el suelo y los que este flujo puede desprender de la capa superficial del suelo.

Infiltración

El agua que penetra en el suelo o infiltración puede tomar varios caminos: incrementar la humedad del suelo en la zona radical, moverse subsuperficialmente como flujo lateral hacia los canales de drenaje, recargar acuíferos poco profundos, donde esta agua también llegará hasta los canales de drenaje (flujos de retorno) y recargar acuíferos profundos. En todo caso es importante recordar que el agua se mantiene en un continuo ciclo y aunque el agua se encuentre en acuíferos profundos, esta puede hacer parte nuevamente de la precipitación.

Flujo lateral

El flujo lateral es el agua que se mueve por debajo de la superficie del suelo y sobre el nivel de los acuíferos, la cual fluye subsuperficialmente y alimenta los cauces. El flujo subsuperficial lateral es calculado simultáneamente con la percolación para el perfil del suelo entre (0-2m) mediante un modelo de almacenamiento cinético, que usa la ecuación de conservación de la masa con el perfil entero del suelo como el volumen de control.

Percolación

El agua de percolación es la fracción del agua infiltrada que logra atravesar la zona radical, la cual SWAT considera entre 0 y 2m. Esta agua de percolación puede llegar

hasta los canales de drenaje (flujo de retorno) o percolarse hasta los acuíferos profundos a más de 25m. El componente percolación del SWAT usa una técnica de almacenamiento combinado para predecir el flujo medio de cada capa de suelo. Una vez el agua es percolada al acuífero profundo, ésta no puede alimentar el escurrimiento.

Flujo de retorno

Es el agua que llega hasta el cauce de los canales naturales desde el agua subterránea. Este flujo es el que mantiene agua en los ríos y quebradas en las épocas de baja precipitación.

Evapotranspiración

La evapotranspiración es el agua que sale del suelo hacia la atmósfera por transpiración de las plantas y por evaporación del agua del suelo. El modelo SWAT ofrece tres métodos para estimación de la Evapotranspiración potencial Penman-Monteith (Monteith, 1965), Hargreaves and Sammani (1985) y Priestley –Taylor (1972).

Variables Climáticas

Las variables climáticas para el SWAT son precipitación, temperatura del aire, radiación solar, velocidad del viento y humedad relativa. Si la precipitación y la temperatura diaria son disponibles, pueden entonces ser ingresadas directamente al modelo. Si no, el generador de variables climáticas puede simular la temperatura y la precipitación diaria. Un juego de variables climáticas puede ser simulado para la cuenca entera o cada una de las subcuenca y/o unidades de respuesta hidrológica.

Nutrientes

SWAT rastrea el movimiento y la transformación de las diversas formas de nitrógeno (Figura A5a-2) y fósforo (Figura A5a-3) en las cuencas. En el suelo la transformación de nitrógeno de una u otra forma es regida por el ciclo del nitrógeno (Figura A5a-2). La transformación de fosforo en el suelo es controlado por el ciclo del fósforo (Figura A5a-3). Los nutrientes pueden ser introducidos a los canales principales y transportados río abajo por escorrentía y flujo superficial o subterráneo lateral.

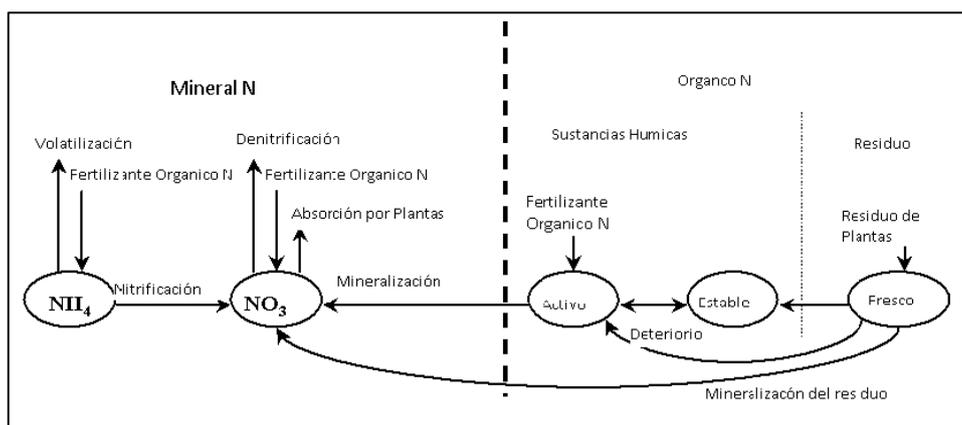


Figura A5a-2: Ciclo del nitrógeno (Modificado de Manual SWAT).

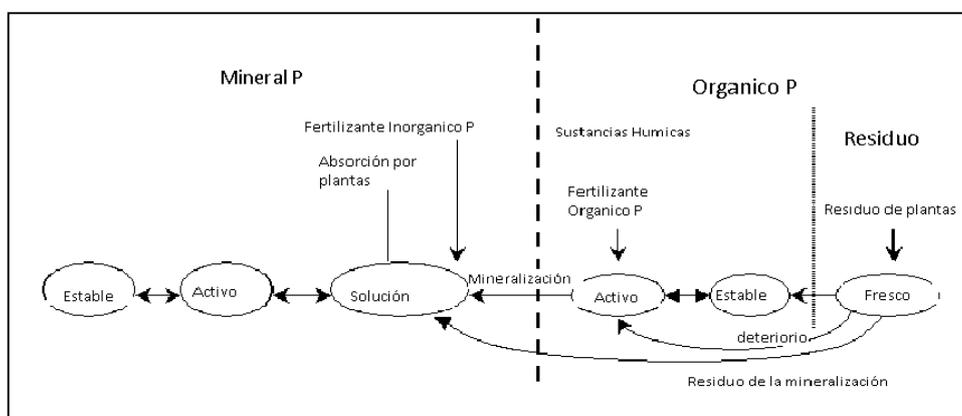


Figura A5a-3: Ciclo del Fósforo (Modificado de Manual SWAT).

Fase de enrutamiento del ciclo hidrológico

Una vez que SWAT determina las cargas de agua y especies hacia el canal principal, las cargas son dirigidas por la red de drenaje de la cuenca usando una estructura de orden semejante a la HYMO (William y Hann, 1972). Adicionalmente al seguimiento del flujo masivo en el canal, SWAT modela la transformación de sustancias químicas en la corriente y el cauce. La Figura A5a-4 muestra los diferentes procesos en corriente modelados por SWAT.

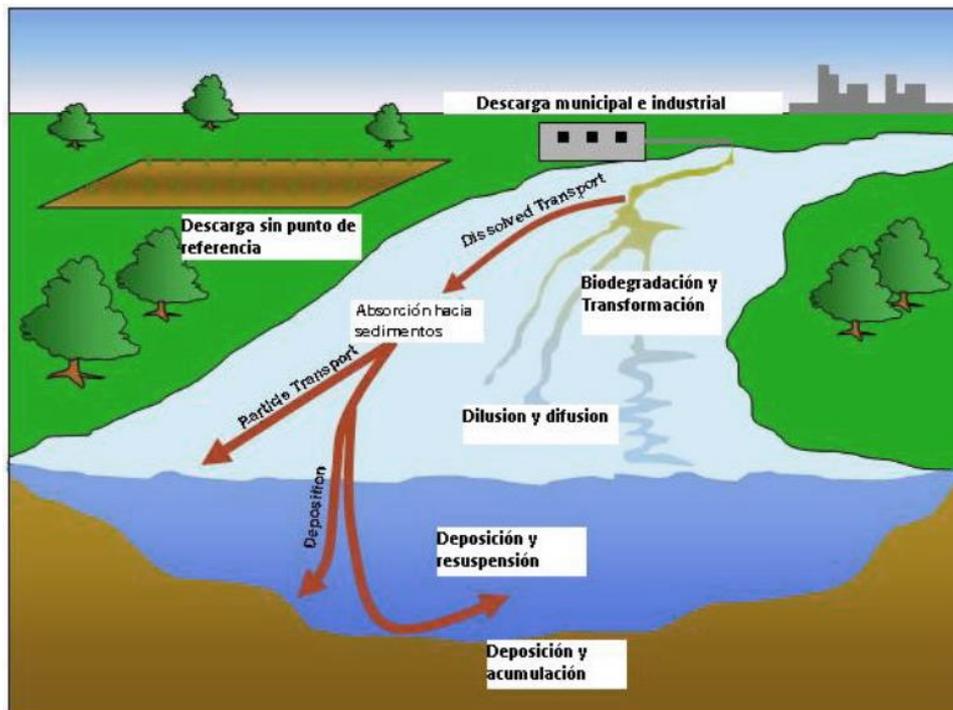


Figura A5a-4: Fase de enrutamiento de SWAT.

Anexo 5b. Estaciones metereológicas y fluviométricas a utilizar para el modelo SWAT

Subcuenca Rio Claro:

Tabla A5b-1: Estaciones pluviométricas disponibles. (DGA).

Código BNA	Nombre Estación	Altitud	Vigencia	Fecha Inicio	Fecha Suspensión	Tipo	UTM Este	UTM Norte	Código Cuenca	Código Subcuenca	Código SubSubcuenca	Región	Provincia	Comuna
04308003-2	RIVADAVIA	820	VIGENTE	31 dic. 1936	NO SUSPENDIDA	T07	349128	6682332	43	430	4308	COQUIMBO	ELQUI	VICUNA
04314003-5	MONTE GRANDE	1120	VIGENTE	31 ago. 1958	NO SUSPENDIDA	T01	355830	6669982	43	431	4314	COQUIMBO	ELQUI	PAIGUANO
04311003-9	PISCO ELQUI DMC	1250	VIGENTE	31 dic. 1976	NO SUSPENDIDA	T01	355931	6666412	43	431	4311	COQUIMBO	ELQUI	PAIGUANO
04311004-7	LOS NICHOS	1330	VIGENTE	31 dic. 1976	NO SUSPENDIDA	T01	355486	6663573	43	431	4311	COQUIMBO	ELQUI	PAIGUANO
04311005-5	LA ORTIGA	1560	VIGENTE	31 dic. 1978	NO SUSPENDIDA	T07	357132	6658422	43	431	4311	COQUIMBO	ELQUI	PAIGUANO
04313003-K	COCHIGUAZ	1560	VIGENTE	31 mar. 1989	NO SUSPENDIDA	T01	364495	6664334	43	431	4313	COQUIMBO	ELQUI	PAIGUANO

Fuente: Elaboración propia

Tabla A5b-2: Estaciones de temperatura disponibles. (DGA).

Código BNA	Nombre Estación	Altitud	Vigencia	Fecha Inicio	Fecha Suspensión	Tipo	UTM Este	UTM Norte	Código Cuenca	Código SubCuenca	Código SubSubCuenca	Región	Provincia	Comuna
04308003-2	RIVADAVIA	820	VIGENTE	31 dic. 1936	NO SUSPENDIDA	T07	349128	6682332	43	430	4308	COQUIMBO	ELQUI	VICUNA
04311005-5	LA ORTIGA	1560	VIGENTE	31 dic. 1978	NO SUSPENDIDA	T07	357132	6658422	43	431	4311	COQUIMBO	ELQUI	PAIGUANO

Fuente: Elaboración propia

Tabla A5b-3: Estaciones fluviométricas disponibles. (DGA)

Código BNA	Nombre Estación	UTM Este	UTM Norte	Altitud	Vigencia	Fecha Inicio	Fecha Suspensión	Mide Sedimento	Código Cuenca	Código SubCuenca	Código SubSubCuenca	Región	Provincia	Comuna
04314002-7	RIO CLARO EN RIVADAVIA	350119	6682461	872	VIGENTE	Mar 1 1914	NO SUSPENDIDA	NO	43	431	4314	COQUIMBO	ELQUI	VICUNA

Fuente: Elaboración propia

Subcuenca Estero Alhué

Tabla A5b-4: Estaciones pluviométricas disponibles. (DGA)

Código BNA	Nombre Estación	Altitud	Vigencia	Fecha Inicio	Fecha Suspensión	Tipo	UTM Este	UTM Norte	Código Cuenca	Código Subcuenca	Código SubSubcuenca	Región	Provincia	Comuna
05747001-1	LOS GUINDOS	125	VIGENTE	30 jun. 1989	NO SUSPENDIDA	T01	292571	6247311	57	574	5747	METROPOLITANA DE SANTIAGO	MELIPILLA	MELIPILLA
06044001-8	COCALAN	120	VIGENTE	31 oct. 1978	NO SUSPENDIDA	T01	290053	6212579	60	604	6044	LIBERTADOR GENERAL BERNAR	CACHAPOAL	LAS CABRAS
06012003-K	COLTAUCO	253	VIGENTE	30 sept. 1978	NO SUSPENDIDA	T01	308342	6203631	60	601	6012	LIBERTADOR GENERAL BERNAR	CACHAPOAL	COLTAUCO
06042004-1	BARRERA LONCHA	144	VIGENTE	30 abr. 1984	NO SUSPENDIDA	T01	297857	6226066	60	604	6042	METROPOLITANA DE SANTIAGO	MELIPILLA	ALHUE
06040001-6	VILLA ALHUE	197	VIGENTE	31 dic. 1978	NO SUSPENDIDA	T01	306437	6231608	60	604	6040	METROPOLITANA DE SANTIAGO	MELIPILLA	ALHUE
05716005-5	LAGUNA ACULEO	360	VIGENTE	31 oct. 1988	NO SUSPENDIDA	T19	326165	6248539	57	571	5716	METROPOLITANA DE SANTIAGO	MAIPO	PAINE

Fuente: Elaboración propia

Tabla A5b-5: Estaciones de temperaturas disponibles. (DGA)

Código BNA	Nombre Estación	Altitud	Vigencia	Fecha Inicio	Fecha Suspensión	Tipo	UTM Este	UTM Norte	Código Cuenca	Código Subcuenca	Código SubSubcuenca	Región	Provincia	Comuna
05716005-5	LAGUNA ACULEO	360	VIGENTE	31 oct. 1988	NO SUSPENDIDA	T19	326165	6248539	57	571	5716	METROPOLITANA DE SANTIAGO	MAIPO	PAINE
05740005-6	MELIPILLA (ESC. TEC)	170	VIGENTE	31 may. 1971	NO SUSPENDIDA	T17	295875	6270745	57	574	5740	METROPOLITANA DE SANTIAGO	MELIPILLA	MELIPILLA

Fuente: Elaboración propia

Tabla A5b-6: Estaciones fluviométricas disponibles.

Código BNA	Nombre Estación	UTM Este	UTM Norte	Altitud	Vigencia	Fecha Inicio	Fecha Suspensión	Mide Sedimento	Código Cuenca	Código SubCuenca	Código SubSubCuenca	Región	Provincia	Comuna
06043001-2	ESTERO ALHUE EN QUILAMUTA	292859	6228362	130	VIGENTE	May 11 1970	NO SUSPENDIDA	NO	60	604	6043	METROPOLITANA DE SANTIAGO	MELIPILLA	ALHUE

Fuente: Elaboración propia

Subcuenca Río Malleco

Tabla A5b-7: Estaciones meteorológicas disponibles cuenca Malleco. (DGA).

Código BNA	Nombre Estación	Altitud	Vigencia	Fecha Inicio	Fecha Suspensión	Tipo	UTM Este	UTM Norte	Código Cuenca	Código Subcuenca	Código SubSubcuenca	Región	Provincia	Comuna
08334002-9	LOS ANGELES	90	VIGENTE	30 jun. 1962	NO SUSPENDIDA	T01	188879	5843411	83	833	8334	BIO BIO	BIOBIO	LOS ANGELES
08358005-4	PARQUE NAHUELBUTA	1140	VIGENTE	31 oct. 2002	NO SUSPENDIDA	T06	151227	5806236	91	910	9101	LA ARAUCANIA	MALLECO	ANGOL
09101003-8	TRANAMAN	100	VIGENTE	30 jun. 1988	NO SUSPENDIDA	T01	148509	5786225	91	910	9101	LA ARAUCANIA	MALLECO	PUREN
09102003-3	LUMACO	70	VIGENTE	30 abr. 1948	NO SUSPENDIDA	T01	158042	5769948	91	910	9102	LA ARAUCANIA	MALLECO	LUMACO
09105002-1	TRAIGUEN	234	VIGENTE	31 dic. 1978	NO SUSPENDIDA	T07	180081	5759079	91	910	9105	LA ARAUCANIA	MALLECO	TRAIGUEN
08353001-4	ERCILLA VIDA NUEVA	241	VIGENTE	30 abr. 1998	NO SUSPENDIDA	T07	195639	5783856	83	835	8353	LA ARAUCANIA	MALLECO	ERCILLA
09104003-4	LAS MERCEDES (VICTORIA)	350	VIGENTE	31 dic. 1985	NO SUSPENDIDA	T01	208027	5762606	91	910	9104	LA ARAUCANIA	MALLECO	VICTORIA
08343002-8	ENCIMAR MALLECO	520	VIGENTE	31 jul. 1988	NO SUSPENDIDA	T01	226474	5778066	83	834	8343	LA ARAUCANIA	MALLECO	COLLIPULLI
08350002-6	LAGUNA MALLECO	890	VIGENTE	30 sept. 1955	NO SUSPENDIDA	T06	253446	5765998	83	835	8350	LA ARAUCANIA	MALLECO	CURACAUTIN
08330002-7	PILGUEN	300	VIGENTE	31 jul. 1992	NO SUSPENDIDA	T01	217039	5805463	83	833	8330	BIO BIO	BIOBIO	MULCHEN
08332002-8	MULCHEN	130	VIGENTE	31 dic. 1961	NO SUSPENDIDA	T01	213294	5820212	83	833	8330	BIO BIO	BIOBIO	MULCHEN
08358004-6	POCO A POCO	620	VIGENTE	31 jul. 1992	NO SUSPENDIDA	T01	236965	5803748	83	833	8332	BIO BIO	BIOBIO	MULCHEN
08304004-1	LONQUIMAY	920	VIGENTE	30 abr. 1987	NO SUSPENDIDA	T07	292633	5741398	83	830	8304	LA ARAUCANIA	MALLECO	LONQUIMAY
09130001-K	CHERQUENCO	500	VIGENTE	31 ago. 1987	NO SUSPENDIDA	T01	238838	5713658	91	913	9130	LA ARAUCANIA	CAUTIN	VILCUN

09120003-1	MALALCAHUELLO	950	VIGENTE	30 sept. 1988	NO SUSPENDIDA	T07	275123	5738490	91	912	9120	LA ARAUCANIA	MALLECO	CURACAUTIN
08358002-K	ANGOL (LA MONA)	101	VIGENTE	30 sept. 1974	NO SUSPENDIDA	T08	179444	5812049	83	835	8352	LA ARAUCANIA	MALLECO	ANGOL
08351003-K	COLLIPULLI	240	SUSPENDIDA	30 abr. 1962	Dec-09	T00	198822	5792897	83	835	8351	LA ARAUCANIA	MALLECO	COLLIPULLI

Fuente: Elaboración propia

Tabla A5b-8: Estaciones de temperaturas disponibles. (DGA).

Código BNA	Nombre Estación	Altitud	Vigencia	Fecha Inicio	Fecha Suspensión	Tipo	UTM Este	UTM Norte	Código Cuenca	Código Subcuenca	Código SubSubcuenca	Región	Provincia	Comuna
08358005-4	PARQUE NAHUELBUTA	1140	VIGENTE	31 oct. 2002	NO SUSPENDIDA	T06	151227	5806236	91	910	9101	LA ARAUCANIA	MALLECO	ANGOL
08358002-K	ANGOL (LA MONA)	101	VIGENTE	30 sept. 1974	NO SUSPENDIDA	T08	179444	5812049	83	835	8352	LA ARAUCANIA	MALLECO	ANGOL
08353001-4	ERCILLA VIDA NUEVA	241	VIGENTE	30 abr. 1998	NO SUSPENDIDA	T07	195639	5783856	83	835	8353	LA ARAUCANIA	MALLECO	ERCILLA
09105002-1	TRAIQUEN	234	VIGENTE	31 dic. 1978	NO SUSPENDIDA	T07	180081	5759079	91	910	9105	LA ARAUCANIA	MALLECO	TRAIQUEN
08353001-4	ERCILLA VIDA NUEVA	241	VIGENTE	30 abr. 1998	NO SUSPENDIDA	T07	195639	5783856	83	835	8353	LA ARAUCANIA	MALLECO	ERCILLA
08350002-6	LAGUNA MALLECO	890	VIGENTE	30 sept. 1955	NO SUSPENDIDA	T06	253446	5765998	83	835	8350	LA ARAUCANIA	MALLECO	CURACAUTIN
08304004-1	LONQUIMAY	920	VIGENTE	30 abr. 1987	NO SUSPENDIDA	T07	292633	5741398	83	830	8304	LA ARAUCANIA	MALLECO	LONQUIMAY
09120003-1	MALALCAHUELLO	950	VIGENTE	30 sept. 1988	NO SUSPENDIDA	T07	275123	5738490	91	912	9120	LA ARAUCANIA	MALLECO	CURACAUTIN
08358002-K	ANGOL (LA MONA)	101	VIGENTE	30 sept. 1974	NO SUSPENDIDA	T08	179444	5812049	83	835	8352	LA ARAUCANIA	MALLECO	ANGOL
08351003-K	COLLIPULLI	240	SUSPENDIDA	30 abr. 1962	Dec-09	T00	198822	5792897	83	835	8351	LA ARAUCANIA	MALLECO	COLLIPULLI

Fuente: Elaboración propia

Tabla A5b-9: Estaciones fluviométricas disponibles.

Código BNA	Nombre Estación	UTM Este	UTM Norte	Altitud	Vigencia	Fecha Inicio	Fecha Suspensión	Mide Sedimento	Código Cuenca	Código SubCuenca	Código SubSubCuenca	Región	Provincia	Comuna
08351001-3	RIO MALLECO EN COLLIPULLI	198144	5792537	160	VIGENTE	Feb 1 1920	NO SUSPENDIDA	NO	83	835	8351	LA ARAUCANIA	MALLECO	COLLIPULLI

Fuente: Elaboración propia

Anexo 5c. Entradas del para el modelo SWAT

(Versión Digital)

Anexo 5d. Claves para los usos de suelo

(Tabla excel)

Anexo 5e. Manual del modelo SWAT

(formato pdf)

Anexo 5f. Archivos *.mxd para ejecución del modelo SWAT

(Versión Digital)

Anexo 5g. Tutorial para la ejecución del modelo SWAT

(formato pdf)

Anexo 6. Catastro de usos de suelo de las tres cuencas estudiadas

Según la división político-administrativa actual del país, el área definida para la subcuenca del río Alhué comprende las comunas de Las Cabras y Alhué. Para la subcuenca del río Claro se consideran las comunas de Paiguano y finalmente, para la subcuenca del río Malleco se incluyen las comunas de Angol, Collipulli y Ercilla.

A partir de las distintas actividades registradas en el Censo Agropecuario se observa que en las subcuencas del río Alhué y Malleco predomina el uso de suelo para explotaciones forestales, con 41.993,8 hectáreas en Alhué y 130.042,7 hectáreas en Malleco, mientras que en la subcuenca del río Claro prevalecen las praderas naturales con una cantidad de 112.278,6 hectáreas. Además existe una gran cantidad en el número de ganado en las subcuencas de Malleco y Alhué.

Para las especies de ganado presentados en la Tabla A6-1 se observa que la mayor cantidad de bovinos, ovinos, porcinos, caballares, caprinos y conejos se encuentra en la subcuenca del río Malleco, mientras que los mulares y asnales son mayor en la subcuenca del río Claro y las alpacas sólo se encuentran en la subcuenca del río Alhué.

Tabla A6-1: Especies de ganado (nº de cabezas), en subcuencas Alhué, Claro y Malleco.

		Alhué	Claro	Malleco
Bovinos		7.332	540	26.363,00
Ovinos		897	793	14.491,00
Cerdos		61.377	52	7.295,00
Equinos	Caballares	2.685	785	2.455
	Mulares	15	55	0
	Asnales	0	158	0
Camélidos	Caprinos	108	1	1.347,00
	Alpacas	36	0	0
	Conejos	44	88	172,00

Fuente: Censo Agropecuario, 2007.

Por su parte, los distintos grupos de cultivos son clasificados por superficie y en estos se encuentran: cereales, leguminosas y tubérculos, cultivos industriales, forrajeras permanentes y de rotación, hortalizas, flores, plantas forrajeras, etc. Siendo la mayor superficie destinada por las tres subcuencas para terrenos con cultivos anuales y permanentes (Tabla A6-2).

Tabla A6-2. Grupos de cultivo en superficie (ha), en subcuencas Alhué, Claro y Malleco.

	Alhué	Claro	Malleco
Cultivos anuales y permanentes	12.458,3	1.416,3	19.283,7
Forrajeras permanentes y de rotación	455,5	45,9	1.822,1
Cereales	3.105,9	2,5	11.731,0
Leguminosas y tubérculos	898,9	1,0	285,9
Cultivos industriales	133,2	2,00	1.309,0
Hortalizas	1.175,8	2,3	480
Flores	0,2	0,0	11,4
Plantas forrajeras	598,3	45,9	3.126,6
Frutales	5.556,5	911,3	2.203,3
Viñas y parronales viníferos	1.819,2	501,5	2,9
Viveros	7,3	0,0	21,8
Semilleros	31,4	0,0	513

Fuente: Censo Agropecuario, 2007.

Además de los distintos usos de suelos cubiertos por grupos de cultivos específicos, existen otros suelos que corresponden a praderas mejoradas y praderas naturales, plantaciones y explotaciones forestales, terrenos estériles e infraestructura, que se encuentran en las tres subcuencas estudiadas. Como se observa en la Tabla A6-3 la mayor cantidad de praderas mejoradas, plantaciones y explotaciones forestales se encuentran en la subcuenca del río Malleco, mientras que en la subcuenca del río Claro existe un gran aporte de superficie ocupada por praderas naturales y terrenos estériles. Sin embargo, la subcuenca del río Alhué presenta la mayor cantidad de hectáreas con infraestructura.

Tabla A6-3. Otros usos de suelo en subcuencas Alhué, Claro y Malleco.

Otros Suelos		Alhué	Claro	Malleco
Praderas	Mejoradas	805,3	20,5	2.659,8
	Naturales	8.043,7	112.278,6	36.538,7
Plantaciones Forestales		410,6	27,0	33.618,9
Infraestructura	(Construcciones, caminos, embalses, etc. No incluye invernaderos)	3.954,5	126,6	2450,9
Terrenos estériles	y otros no aprovechables (arenales, pedregales, pantanos, etc.)	8.073,7	37.758,9	6.808,3
Explotaciones Forestales		41.993,8	0,00	130.042,7

Fuente: Censo Agropecuario, 2007.

Los usos de suelos presentados anteriormente, son incluidos en la clasificación general de las explotaciones silvoagropecuarias, estas son divididas principalmente en superficies con actividad, que pueden pertenecer a actividades agrícolas, ganaderas y/o forestales. Mientras que las explotaciones Sin Tierra son los establecimientos que no tienen suelos agrícolas, pero se dedican a la producción de animales o productos pecuarios (criaderos de cerdos, aves, colmenares, etc). En la Tabla A6-4, se puede observar los registros de superficie y predios que corresponden a estas categorías para las subcuencas Alhué, Claro y Malleco.

Tabla A6-4. Superficies de suelo con actividad y Sin tierra, en subcuencas Alhué, Claro y Malleco

Cuenca	Agropecuaria	
	Con actividad(Superficie)	Sin Tierra
Alhué	100.599,8	7
Claro	152.408,2	10
Malleco	134.214,9	0

Fuente: Censo Agropecuario, 2007.

Anexo 7a. Base de Datos Espacial

Base de Datos Espacial

En el Anexo de Tecnologías de Información Geográfica relativo al componente 4 (Anexo7b), que se adjunta en formato digital con este informe, se presentan los conjuntos de información base (y algunos derivados de los primeros procesos de análisis también), utilizados en el marco del proyecto.

Este repositorio de información se encuentra en crecimiento constante (en cuanto a los productos y resultados a obtener), y en futuras entregas se desarrollarán en mayor detalle los datos espaciales y productos cartográficos, por lo que la estructura aquí planteada puede sufrir modificaciones, pero se ha considerado importante de ser agregado en este apartado, de forma que el mandante pueda también integrar esta información en el proceso constante de seguimiento.

A continuación se detallarán los 4 grandes conjuntos de datos recopilados al momento (Figura A7a-1), que se subdividen en; datos hipsométricos derivados de Modelos Digitales de Elevación (así como productos derivados de los MDE), imágenes satelitales base (de libre acceso y fecha más reciente posible, para cada subcuenca, y con una escala máxima de análisis de 1:50.000), datos climáticos base (en materia de precipitación y temperatura media), y por último el conjunto de coberturas vectoriales recopiladas.

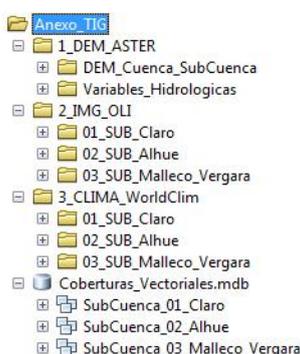


Figura A7a-1: Estructura general del Anexo TIG

A efectos de numeración de las subcuencas objeto de estudio, se ha propuesto numerarlas de 1 a 3 en relación a su latitud, siendo la número 1 la más meridional (río Claro), y la número 3 la más septentrional (río Biobío), esta codificación se empleará al nombrar los archivos.

Todos los procesos de recopilación, creación y análisis de datos espaciales han sido desarrollados a partir del software "ArcGis", en su versión 10.2, y a través de la aplicación de las herramientas específicas vinculadas a las extensiones de Análisis Espacial y Análisis 3d. Además, el sistema de coordenadas empleado ha sido el relativo al Datum "WorldGeodeticSystem 1984", en los husos 18 y 19, en función de la ubicación del área de estudio.

Modelo digital de elevación

Para cada una de las subcuencas objeto de estudio, además de para la totalidad de la cuenca en que esta se integra, se han obtenido datos derivados del Modelo Digital de Elevaciones "Global Digital Elevation Model, GDEM ASTER", de 30 metros de resolución espacial (Figura A7a-2).

En base a la resolución mencionada, este insumo permitiría alcanzar una escala máxima de análisis de entorno a 1:75.000 / 1:100.000, la cual se muestra óptima para modelar procesos de análisis en el ámbito de la subcuenca. Resoluciones del MDE de menor detalle podrían motivar que la modelación de parámetros específicos como la pendiente en relación a la erosión fuese menos exacta, y datos con mejor resolución, además de ser muy costosos en términos económicos, podrían ralentizar los procesos computacionales de modelación posteriores.

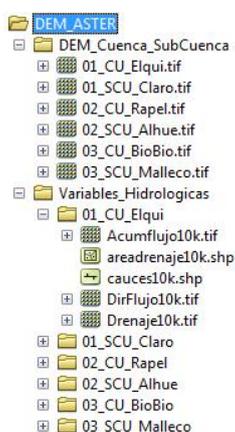


Figura A7a-2: Apartado 1; conjunto de datos hipsométricos

A partir de los datos altimétricos obtenidos del servidor de información espacial "EarthExplorer" del "UnitedStates Geological Survey", se han desarrollado diferentes procesos que partieron con la obtención de los "tiles" (cuadrantes), que componían las 3 áreas de estudio, para después desarrollar procesos de transformación de coordenadas, y mosaico de información, generando así una hoja de datos ráster que contiene, para cada pixel representado, el valor de la coordenada Z.

Para integrar todas las escalas posibles, y tener en cuenta futuros procesos de análisis que puedan abarcar la totalidad de las cuencas integradoras, se ha empleado dos escalas de datos, un MDE para cada cuenca y otro para la subcuenca específica. Así, para el código 1, la subcuenca norteña del río Claro, se han generado dos MDE, el relativo a la extensión de la misma (1523 km²), y para el total de la cuenca del río Elqui (9826 km²), para la segunda área de estudio el primero para el río Alhué (1424 km²), y para la cuenca del río Rapel (13766 km²), para la tercera y última área de estudio el primer MDE para el complejo Malleco/Vergara (2836 km²) y el río Biobío (24370 km²).

Para cada uno de los MDE generados se aplicaron los procesos de análisis necesarios conducentes a la generación de los parámetros hidrológicos relativos a; áreas de drenaje en formato ráster y vectorial (definidas a una escala de acumulación específica), representación vectorial de cauces, y parámetros de dirección y acumulación de flujo.

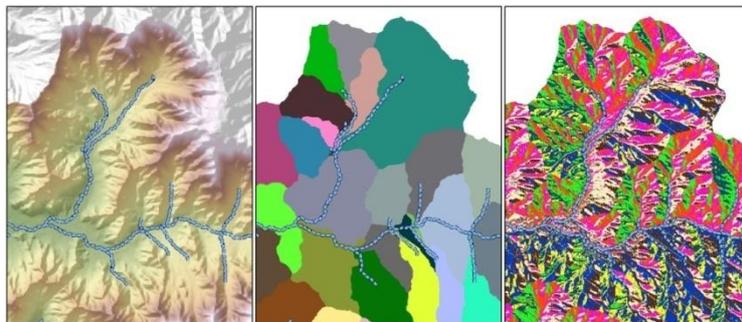


Figura A7a-3: Ejemplo obtención variables MDE, río Alhué (Fuente: Elaboración propia).

Sirva de ejemplo la Figura A7a-3, en la que se muestra la distribución altimétrica de cierto sector de la cabecera del río Alhué (izquierda), y la obtención de los parámetros áreas de drenaje (centro, y a una escala de acumulación de flujo de 10000 píxeles), y dirección de flujo (derecha).

Como información de apoyo, se generaron también un conjunto de indicadores de la variable hipsométrica, en concreto información relativa a pendientes (calculada en forma de porcentaje), de cada Cuenca y SubCuenca, y también orientación de la pendiente.

Imágenes satelitales

El segundo insumo de referencia tiene que ver con imágenes satelitales base para representación y análisis de resultados. El acceso a estos conjuntos de información suele estar limitado por el elevado costo económico y de procesamiento de los mismos, pero existen algunas alternativas que muestran gran aptitud y aplicabilidad para estas escalas de análisis de medio detalle.

Tal es el caso del programa "Landsat", desarrollado a partir del primer satélite "EarthResourcesTechnologySatellite 1", y su instrumento multispectral "MultiSpectral Scanner", puesto en órbita en 1972, actualmente está siendo continuado con el satélite "Landsat 8" y su instrumento de medición "OperationalLandImagery". La puesta en órbita de este último instrumento, el pasado año 2013, y el libre acceso que la "NationalAeronautics and SpaceAdministration", permite a los productos generados, facilitan el acceso a una información muy útil para estudios de esta escala.

Sin entrar a detallar características radiométricas de la imagen (se adjuntan metadatos de las mismas en los correspondientes anexos), por no ser el objetivo de este breve informe, se plantearán únicamente dos breves conceptos, el primero, asociado a la componente multispectral de la imagen satelital, que al poseer diferentes bandas en varios rangos del espectro electromagnético permite mensurar algunas variables más complejas, y el segundo en relación a la imagen pancromática, la cual permite, a través

del empleo de un pixel de 15 metros, mantener una base de detalle medio, que permite alcanzar una escala de visualización óptima de entorno a 1:50.000.

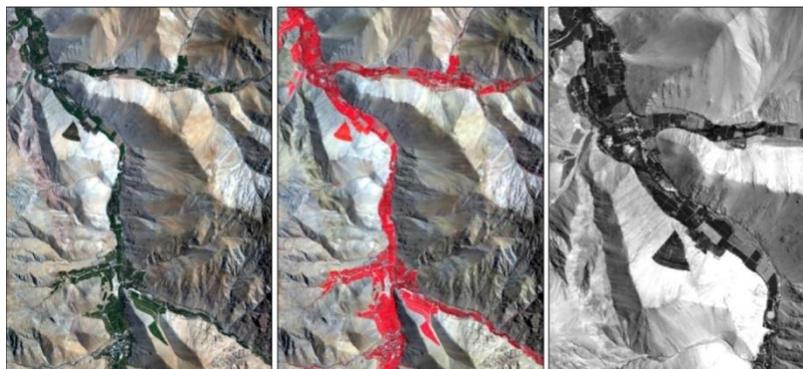


Figura A7a-4: Composiciones de color/blanco y negro imagen satelital L8. Paihuano (río Claro) (Fuente: Elaboración propia).

En la Figura A7a-4 se muestra la diferencia entre la utilización de una composición en color real (izquierda), con una composición en falso color infrarrojo (centro), siendo la segunda de apoyo en la discriminación de diferentes estados fenológicos de comunidades vegetacionales, mostrando en un rojo más vivo vegetación más activa, ambas composiciones a una escala de representación de 1:100.000. En la imagen derecha se muestra un acercamiento hasta la escala 1:50.000 en pancromático.

Para cada una de las subcuencas de obtuvo y procesó una imagen multiespectral y una en pancromático, relativas a las fechas 10/02/2014 para las subcuencas de los ríos Claro (path 233, row 07) y Malleco/Vergara (path 233 row 81), y 25/01/2014 para el río Alhué (path 233 row 84). El procedimiento consistió buscar y descargar las imágenes óptimas en el mismo servidor mencionado anteriormente ("EarthExplorer, USGS"), para posteriormente componer las imágenes multibanda, re proyectarlas al sistema de coordenadas correspondiente y extraerlas en base a la máscara de la subcuenca, generando un total de 6 imágenes, en base a las 3 escenas originales (ejemplo en Figura A7a-5).

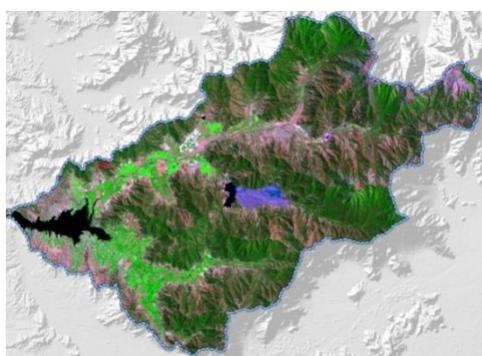


Figura A7a-5: Composiciones falso color 6/4/3, subcuenca río Alhué (Fuente: Elaboración propia).

Anexo 7b. Tecnologías de Información Geográfica

(Versión Digital)

Anexo 8a. Significado de las columnas de los datos de inputs y outputs del modelo conceptual

En la planilla Excel (Anexo 8b) se encuentran los datos de inputs y outputs de la aplicación del modelo conceptual. La planilla se divide en hojas que contienen los datos de input y output de cada cuenca. Las formulas aplicadas se encuentran explicadas y fundamentadas en detalle en el informe. El significado de las columnas se describen en la tabla A8a:

Tabla A8a: Significado de las columnas de los datos de inputs y outputs del modelo conceptual

Columna	Descripción
LULC	Clasificación de cobertura de suelo usado por el Servicio de Conservación de Suelos del Departamento de Agricultura de Estados Unidos (USAD-SCS). Esta clasificación de coberturas de suelo se usa igualmente en el modelo SWAT documentación en la cual puede ser consultada por su descripción detallada.
HRU	Unidad de Respuesta Hidrológica sobre el cual se realizan los cálculos de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada (RUSLE). Esta unidad corresponde a una unidad territorial homogénea en cuanto a cobertura del suelo y tipo de suelo variando solamente su elevación para el cálculo de la erodabilidad del suelo.
AÑO	Año.
AREA (km2)	Área HRU.
PP (mm)	Precipitación anual.
CN (mm)	Escorrentía según cálculo curva número.
RUSLE (t/ha año)	Pérdida de suelo según Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada.
CE N	Coeficiente de Exportación de Nitrógeno obtenida de las base de datos del proyecto. Se privilegiaron los recopilados para Chile y ante la ausencia se usaron los indicados en literatura internacional.
N org	Nitrógeno Orgánico Exportado
CE P	Coeficiente de Exportación de Fósforo obtenida de las base de datos del proyecto. Se privilegiaron los recopilados para Chile y ante la ausencia se usaron los indicados en literatura internacional.
P soluble	Fósforo Soluble Exportado

Fuente: Elaboración propia

Anexo 8b. Datos de inputs y outputs de la aplicación del modelo conceptual.

(Archivo Exel)