

**ANÁLISIS GENERAL DE IMPACTO ECONÓMICO Y
SOCIAL DEL ANTEPROYECTO DE NORMAS
SECUNDARIAS DE CALIDAD AMBIENTAL PARA
LA PROTECCIÓN DE LAS AGUAS DEL LAGO
VILLARRICA**

Documento Preparado Por:

División de Estudios
Departamento de Economía Ambiental
Ministerio del Medio Ambiente

Santiago, septiembre 2011

ANÁLISIS GENERAL DE IMPACTO ECONÓMICO Y SOCIAL DEL ANTEPROYECTO DE NORMAS SECUNDARIAS DE CALIDAD AMBIENTAL PARA LA PROTECCIÓN DE LAS AGUAS DEL LAGO VILLARRICA

Este documento fue preparado por los siguientes profesionales del Departamento de Economía Ambiental del Ministerio del Medio Ambiente:

Sebastián Elgueta Alarcón
Jorge Gómez Lechaptois
Cristóbal de la Maza Guzmán

Agradecimientos

Departamento de Asuntos Hídricos, Ministerio del Medio Ambiente.

Departamento de Conservación y Protección de Recursos Hídricos, Dirección General de Aguas.

Sra. Nancy Cepeda, Superintendencia de Servicios Sanitarios.

Sres. Stefan Wolf y Carlos Oyarzún, profesores de la Universidad Austral de Chile.

Sr. Pablo Etcharren, SEREMI de Medio Ambiente, Región de la Araucanía.

Índices

Índice de Contenidos

ÍNDICES	3
ACRÓNIMOS Y ABREVIATURAS	6
1 RESUMEN EJECUTIVO	7
2 INTRODUCCIÓN	9
3 METODOLOGÍA GENERAL DEL ANÁLISIS	10
4 ÁREA DE ESTUDIO.....	11
4.1 ASENTAMIENTOS HUMANOS	12
4.2 ACTIVIDADES ECONÓMICAS.....	12
4.2.1 <i>Turismo</i>	12
4.2.2 <i>Actividades silvoagropecuarias</i>	13
4.2.3 <i>Pisciculturas salmoacuícolas</i>	13
4.3 BIODIVERSIDAD	13
5 ANTECEDENTES DE LA NORMATIVA.....	15
5.1 ¿QUÉ ES LA EUTROFIZACIÓN?	15
5.2 ÁREAS DE VIGILANCIA Y NIVELES DE CALIDAD.....	16
6 ANÁLISIS DE LOS IMPACTOS ANTRÓPICOS SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA DEL LAGO VILLARRICA.....	18
6.1 CALIDAD DEL AGUA.....	18
6.1.1 <i>Datos disponibles</i>	18
6.1.2 <i>Análisis de los datos disponibles</i>	19
6.2 IDENTIFICACIÓN DE FUENTES DE INGRESO DE NUTRIENTES	22
6.2.1 <i>Fuentes puntuales</i>	22
6.2.2 <i>Fuentes difusas</i>	24
6.3 MODELACIÓN DE CALIDAD DEL AGUA DEL LAGO VILLARRICA	25
6.3.1 <i>Carga de nutrientes que ingresa al lago Villarrica</i>	26
6.3.2 <i>Concentración de nutrientes en el lago Villarrica</i>	28
6.3.3 <i>Conclusiones de la modelación</i>	29
7 IMPACTOS ECONÓMICOS Y SOCIALES DE LA NORMATIVA.....	30
7.1 ANTECEDENTES	30
7.2 ANÁLISIS DE COSTOS	30
7.2.1 <i>Recuperación de un cuerpo lacustre eutrofizado y costos asociados</i>	31
7.2.2 <i>Costos de implementación y monitoreo de la normativa</i>	31
7.2.3 <i>Medidas para prevenir la eutrofización y costos asociados</i>	32
7.2.4 <i>Estimación del costo asociado a la normativa</i>	37
7.3 ANÁLISIS DE BENEFICIOS	40
7.3.1 <i>Identificación</i>	40
7.3.2 <i>Valoración</i>	40
7.4 ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE.....	45
7.5 RESULTADOS DEL ANÁLISIS ECONÓMICO	45
7.5.1 <i>Indicadores económicos</i>	45
7.5.2 <i>Análisis de sensibilidad</i>	46
7.5.3 <i>Análisis marginal</i>	49
8 CONCLUSIONES.....	51

9	REFERENCIAS	53
10	ANEXOS	58
10.1	DESCRIPCIÓN DE LA CUENCA HIDROGRÁFICA.....	58
10.1.1	<i>Pisciculturas salmoacuícolas</i>	60
10.1.2	<i>Biodiversidad</i>	62
10.2	ANÁLISIS DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL LAGO	62
10.3	MODELACIÓN DE CALIDAD DEL AGUA DEL LAGO VILLARRICA	64
10.3.1	<i>Marco teórico</i>	64
10.3.2	<i>Implementación del modelo</i>	66
10.4	ANÁLISIS DE COSTOS.....	72
10.5	ANÁLISIS DE LA VEGETACIÓN RIPARIANA	73
10.6	ESCENARIOS SEGÚN ALCANCE DE LA NORMATIVA	75

Índice de Tablas

Tabla 1.	Niveles de calidad por áreas de vigilancia en el lago Villarrica.	17
Tabla 2.	Características de las tecnologías consideradas para una PTAS en Curarrehue en base a un caudal de diseño de 400 m ³ /día.	33
Tabla 3.	Reducción esperada de la carga de nutrientes debido a la implementación de vegetación ripariana.	35
Tabla 4.	Costos establecidos por CONAF para reforestación considerando franjas de 5 metros de ancho, temporada 2010.	35
Tabla 5.	Ranking según costo medio de medidas implementadas para cumplir con el límite promedio de fósforo total establecido por el anteproyecto de NSCA del lago Villarrica.	38
Tabla 6.	Efectos del empeoramiento del nivel de trofia del lago Villarrica y beneficios para la población de evitarlo.....	40
Tabla 7.	Consolidado de los indicadores económicos	46
Tabla 8.	Consolidado de indicadores económicos según escenario. Flujo anualizado (MMUSD/año).....	46
Tabla 9.	Población residente en las comunas de la cuenca del lago Villarrica de acuerdo al Censo 2002.	59
Tabla 10.	Proyectos de actividades silvoagropecuarias aprobadas (SEA) en las comunas contenidas en la cuenca del lago Villarrica.	60
Tabla 11.	Proyectos de pisciculturas salmoacuícolas aprobados (SEIA) en la cuenca del lago Villarrica.	60
Tabla 12.	Pisciculturas salmoacuícolas consideradas en el análisis de calidad (datos SISS).	61
Tabla 13.	Número de especies según reino y categoría de conservación que se estima viven en la cuenca del Lago Villarrica.	62
Tabla 14.	Datos disponibles de calidad del agua del lago Villarrica.	62
Tabla 15.	Número de datos de concentración de fósforo y nitrógeno total por estación (UACH y DGA).....	63
Tabla 16.	Remoción promedio de fósforo y nitrógeno total por la Planta de tratamiento de aguas servidas de la ciudad de Pucón.....	63
Tabla 17.	Inputs básicos de la cuenca hidrográfica y de la morfología del lago Villarrica.	67
Tabla 18.	Inputs básicos de hidrología e hidráulica.....	67
Tabla 19.	Concentraciones de fósforo total y nitrógeno total según uso de suelo.	68
Tabla 20.	Inputs básicos relacionados a la carga de pozos sépticos.	69
Tabla 21.	Métodos para la restauración de lagos.	72
Tabla 22.	Análisis de las riberas de los ríos de la cuenca del lago Villarrica (franjas riparianas de 20m).	74
Tabla 23.	Medidas según escenarios de alcance.....	75

Índice de figuras

Figura 1. Cuenca del lago Villarrica, características geográficas, división comunal y red hídrica.	11
Figura 2. Perfiles de temperatura del centro del lago Villarrica correspondiente a meses representativos de los períodos de estratificación (enero) y mezcla (junio) del año 2008.	12
Figura 3. Áreas protegidas en la cuenca del lago Villarrica.	14
Figura 4. Efectos producidos por el aumento de nutrientes en un cuerpo de agua.	16
Figura 5. Estaciones de monitoreo de calidad del agua en el lago Villarrica.	18
Figura 6. Nitrógeno total medido en las zonas de vigilancia litoral y pelagial del lago Villarrica.	19
Figura 7. Fósforo total, clorofila-a y transparencia (disco secchi) medidas en las zonas de vigilancia litoral y pelagial del lago Villarrica.	21
Figura 8. Uso de suelo en la cuenca del lago Villarrica, años 1996-2007.	25
Figura 9. Contribución porcentual de cada una de las fuentes (puntuales y difusas) con relación a la carga total anual de nutrientes en el lago Villarrica (período 2005-2009).	26
Figura 10. Contribución porcentual de cada tipo de uso de suelo, presente en las subcuencas de estudio, con relación a la carga total anual de nutrientes en el lago Villarrica (período 2005-2009).	27
Figura 11. Estimación de la carga anual de fósforo total según fuente y período analizado.	27
Figura 12. Estimación de la carga anual de nitrógeno total según fuente y período analizado.	28
Figura 13. Estimación de la concentración de fósforo total y nitrógeno total en las zonas pelagial (centro del lago) y litoral.	29
Figura 14. Costo anualizado medio y total según nivel de concentración de fósforo total del centro del Lago.	39
Figura 15. Costos totales anualizados según nivel de concentración de fósforo total del centro del lago según escenario de alcance de las medidas.	39
Figura 16. Precios de propiedades a orilla de lago estimados en función de la transparencia del lago donde se ubican.	42
Figura 17. Variaciones porcentuales del valor de propiedad según cambios en la transparencia.	43
Figura 18. Variación del valor total de las propiedades frente al lago para diferentes valores de transparencia.	44
Figura 19. Evolución esperada de la transparencia del Lago para los casos con y sin norma (escenario normal).	45
Figura 20. Análisis sensibilidad beneficio neto según variación de parámetros.	47
Figura 21. Análisis sensibilidad indicadores económicos según variación de parámetros.	48
Figura 22. Relación beneficio neto v/s valor de propiedad frente al Lago Villarrica.	49
Figura 23. Análisis marginal de costos y beneficios.	50
Figura 24. Áreas de vigilancia contempladas en el anteproyecto de NSCA del lago Villarrica.	58
Figura 25. Subcuencas mayores en la cuenca hidrográfica del lago Villarrica.	59
Figura 26. Modelo conceptual de la carga de nutrientes en un lago.	66
Figura 27. Proyección logarítmica para uso de suelo bosque nativo en Maichín.	71
Figura 28. Relación de las concentraciones de fósforo total medidas en las zonas litoral y pelagial del lago Villarrica.	71
Figura 29. Análisis del uso de suelo en riberas de la junta del río Rolicura con río Pangui.	73

Acrónimos y Abreviaturas

ACB	Análisis de costo-beneficio
AGIES	Análisis general de impacto económico y social
DGA	Dirección General de Aguas
MMA	Ministerio del Medio Ambiente
N	Nitrógeno
NSCA	Normas secundarias de calidad del agua
NT	Nitrógeno total
P	Fósforo
PNUMA	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
PT	Fósforo total
PTAS	Planta de tratamiento de aguas servidas
SEA	Servicio de Evaluación Ambiental
SEIA	Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental
SERNATUR	Servicio Nacional de Turismo
SISS	Superintendencia de Servicios Sanitarios
UACH	Universidad Austral de Chile
USD	Dólar Estadounidense
WWF	World Wildlife Fund

1 Resumen ejecutivo

El presente informe corresponde al Análisis General del Impacto Económico y Social (AGIES) del anteproyecto de las normas secundarias de calidad ambiental (NSCA) para la protección de las aguas continentales superficiales del lago Villarrica. El objetivo general de este anteproyecto es proteger o mejorar el estado actual de las aguas del lago Villarrica, definiendo niveles de calidad que prevengan el deterioro o cambio acelerado de su estado trófico.

El lago Villarrica determina los procesos y funciones de los ecosistemas de la cuenca del Río Toltén. Además, pertenece a una macrorregión de importancia para la conservación de invertebrados acuáticos de agua dulce. Respecto a la fauna íctica, existe una tendencia al aumento de especies exóticas (salmónidos) en detrimento de las nativas. Actualmente existen antecedentes que sugieren una transición desde una condición de oligotrofia (baja biomasa fitoplanctónica, alta transparencia del agua y limitada concentración de nutrientes) a una de mesotrofia (nivel intermedio de productividad primaria), situación que motivó la dictación de las NSCA.

La metodología general del AGIES consistió en estimar los costos que implicará la implementación de la NSCA a los distintos actores (sociedad, privados y Estado), para luego contrastarlos con los beneficios que se obtendrían de la protección de determinados servicios ecosistémicos, estimando un beneficio neto de la aplicación de la normativa, a partir de la resta de beneficios menos costos. Dado que la condición trófica de un sistema lacustre depende de la carga de nutrientes, se decidió enfocar el análisis en fósforo total y nitrógeno total.

En primer lugar, se recopilaron antecedentes de la cuenca del lago Villarrica, especialmente con relación a factores que determinan la calidad del agua, tales como las condiciones climáticas (precipitación, hidrología, etc.) y las condiciones socioeconómicas (población, industrias, turismo, uso de suelo, etc.). Las principales actividades económicas en la cuenca del lago Villarrica son el turismo (que solo durante el período estival de 2007 generó ingresos por USD 37 millones para la economía local), la ganadería, la agricultura, las plantaciones forestales y la salmonicultura (pisciculturas de tierra de flujo abierto fundamentalmente), siendo esta última la actividad industrial más relevante de la cuenca. Posteriormente se identificaron las principales presiones en la cuenca (fuentes puntuales y difusas). Luego, para determinar el estado actual del lago se utilizaron datos de calidad del agua de la DGA y de la Universidad Austral de Chile. Con esta información se desarrolló un modelo de calidad del agua cuyo objetivo fue determinar la carga aportante por tipo de fuente y evaluar la evolución de la calidad del agua para períodos futuros próximos. De acuerdo al análisis, las principales fuentes que aportan nutrientes al lago Villarrica son la escorrentía (que depende de los cambios en el uso de suelo) y las pisciculturas. Otras fuentes de segundo orden son la planta de tratamiento (PTAS) de Pucón, las aguas servidas de Curarrehue y los pozos sépticos ubicados en el borde del lago y en las riberas de sus afluentes. Los resultados obtenidos sugirieron que en períodos venideros (2012-2016 y 2017-2021) la concentración de fósforo total en el centro del lago (zona pelagial) podría superar el valor promedio máximo establecido en el anteproyecto de las NSCA (10 ug/l

para PT), mientras que para alcanzar el límite propuesto para el nitrógeno total (150 ug/l para NT) habría una mayor holgura.

El costo total asociado a la implementación de la NSCA se determinó de acuerdo a la reducción de la carga de fósforo total necesaria para cumplir con la normativa durante los próximos períodos. Se consideró que el Estado debe asumir los costos de monitorear, fiscalizar y administrar los recursos, mientras que las fuentes afectadas podrían verse obligadas a asumir costos para cumplir con la regulación. De esta forma, se analizaron, evaluaron y ordenaron (según costo-efectividad) distintas medidas que permitiesen reducir las cargas de nutrientes que ingresan al lago Villarrica (fósforo total especialmente). Además, se consideraron tres escenarios de alcance o grado de cobertura para cada medida: pasivo, normal y máximo. Según este análisis, las medidas más relevantes serían la recuperación de la vegetación ripariana (la cual permitiría reducir el impacto de las fuentes difusas a un bajo costo, debido a la alta tasa de retención de nutrientes, además de otros beneficios ecosistémicos) y la implementación de sistemas de recirculación para las pisciculturas nuevas que se establezcan en la cuenca (la carga aportante generada por esta tecnología es menor que la producida por pisciculturas de flujo abierto). Cabe destacar que existen antecedentes de que el sector piscícola crecerá fuertemente en la cuenca durante los próximos períodos, lo cual podría generar un aumento de la carga de nutrientes. Además, las pisciculturas están sujetas a normas de emisión por concentración y no por carga. Por lo tanto, incentivar el uso de sistemas de recirculación es una medida factible que permite el crecimiento de la industria salmoacuícola en la cuenca, sin aumentar de manera significativa la carga aportante de nutrientes al lago.

Los beneficios que generaría la implementación de la norma se estimaron en base a información de casos internacionales que aplicaron métodos hedónicos de valoración. Este método permitió relacionar cambios en el valor de las propiedades frente al lago, ante variaciones en la transparencia del mismo. Cabe destacar que esta metodología se hace cargo principalmente de los beneficios asociados a un mayor valor recreativo y estético, aunque posiblemente incluye otros como menores costos de salud en seres humanos, por lo cual es una subestimación de los beneficios totales que generaría la normativa.

De esta forma, se estimó que la implementación de las NSCA implicaría costos por 0,4 MMUSD/año y beneficios por 13 MMUSD/año, aproximadamente. De acuerdo a las medidas consideradas, la norma se cumpliría al mismo costo para los escenarios normal y máximo, mientras que con el escenario pasivo no sería posible cumplirla. El escenario máximo es el que presenta la mayor razón beneficio costo y un mayor beneficio neto de los tres escenarios. El escenario máximo (que incluye mejores tecnologías y un mayor grado de cobertura para las medidas) permitiría alcanzar una concentración de 8,3 ug/L de fósforo total a un costo esperado de 9 MMUSD. Los costos son altamente sensibles a la tasa de crecimiento de las pisciculturas y a la tasa de crecimiento de la población de Pucón. Además, según el análisis, la maximización de los beneficios netos se obtendría con un valor de concentración de fósforo de 8,2 ug/L en el centro del lago, para un escenario máximo. Por lo tanto, se concluye que una reducción de carga de nutrientes en el lago es socialmente deseable y que la norma propuesta va en la dirección correcta.

2 Introducción

En la actualidad, el Ministerio del Medio Ambiente está impulsando la dictación de normas secundarias para la protección de las aguas continentales superficiales de las principales cuencas del país. De acuerdo a lo dispuesto en la Ley 19.300, sobre Bases Generales del Medio Ambiente, y lo establecido en el reglamento para la dictación de normas de calidad y de emisión (D.S. N°93/95 MINSEGPRES), corresponde al Ministerio del Medio Ambiente realizar un Análisis General del Impacto Económico y Social (AGIES) del anteproyecto de cualquier norma de calidad ambiental o de emisión que se busque dictar. En particular, se establece que este tipo de análisis deberá evaluar i) los costos y beneficios para la población, ecosistemas o especies directamente afectadas o protegidas, ii) los costos y beneficios a él o los emisores que deberán cumplir la norma y iii) los costos y beneficios para el Estado como responsable de la fiscalización del cumplimiento de la norma.

El presente informe corresponde al AGIES del anteproyecto de las normas secundarias de calidad ambiental (NSCA) para la protección de las aguas continentales superficiales del lago Villarrica. La relevancia de este análisis radica en que actualmente existen antecedentes que sugieren una transición de los niveles de calidad de este sistema lacustre desde una condición de oligotrofia a una de mesotrofia. Así, el objetivo general del anteproyecto de NSCA es proteger o mejorar el estado actual de las aguas del lago Villarrica, definiendo niveles de calidad que prevengan el deterioro o cambio acelerado de su estado trófico.

3 Metodología general del análisis

A partir de los antecedentes de la cuenca de drenaje y del cuerpo de agua del lago Villarrica se calcularon los costos que implicará la implementación de la NSCA a los distintos actores (sociedad, privados y Estado), para luego contrastarlos con los beneficios que se obtendrían de la protección de determinados servicios ecosistémicos, estimando un beneficio neto de la aplicación de la norma a partir de la resta de beneficios menos costos. Esta comparación permite tener una aproximación del impacto general de las NSCA en términos económicos.

Para llevar a cabo este AGIES se consideraron los diversos aspectos que caracterizan la cuenca, incluyendo las actividades económicas instauradas en ella. Luego, se identificaron las potenciales fuentes de contaminación (puntuales y difusas) y los parámetros críticos definidos en la norma de calidad. Dado que la condición trófica de un sistema lacustre depende de la carga de nutrientes, se decidió enfocar el análisis en fósforo total y nitrógeno total. Posteriormente, se desarrolló un modelo de calidad del agua cuyo objetivo fue evaluar la evolución del impacto de las actividades antrópicas sobre el lago Villarrica. Esto permitió comparar escenarios futuros (con y sin la implementación de las NSCA) y determinar la carga total de nutrientes que debe ser reducida en el tiempo para alcanzar el estado trófico deseado (oligomeso-trófico).

Con relación a los impactos económicos, se determinó el costo total asociado a la implementación de la NSCA, de acuerdo a las reducciones de carga de nutrientes estimadas por el modelo de calidad del agua. Se consideró que el Estado debe asumir los costos de monitorear, fiscalizar y administrar los recursos, mientras que las fuentes afectadas puedan verse obligadas a asumir costos para cumplir con la regulación. De este modo se analizaron, evaluaron y ordenaron (según costo-efectividad) medidas que permitiesen reducir las cargas de nutrientes que ingresan al lago Villarrica, determinándose a través de una asignación eficiente de recursos el costo total que permite cumplir las NSCA. Finalmente en base a información de casos internacionales, que aplicaron métodos hedónicos de valoración, se estimaron los beneficios que generaría la implementación de la norma, asociados a evitar un potencial proceso de eutrofización del lago.

4 Área de estudio

El lago Villarrica ($39,3^{\circ}\text{S} - 72,1^{\circ}\text{O}$; 230 m.s.n.m) es un sistema lacustre de origen glacial ubicado en la fracción media de la cuenca hidrográfica del río Toltén, la cual abarca territorios de las comunas de Villarrica, Pucón, Curarrehue y Cunco (Figura 1). El área de drenaje de este lago (2.805 km^2) es dieciséis veces más grande que el cuerpo de agua (175 km^2). El clima imperante en la cuenca ha sido clasificado como templado lluvioso, con influencia mediterránea y rangos de precipitación media anual de 2.148 mm (UACH 2008). El principal afluente del lago Villarrica es el río Pucón o Minetue, el cual nace de la confluencia de los ríos Trancura y Maichin y tiene como uno de sus principales contribuyentes al río Liucura, que a su vez recibe las aguas provenientes del lago Caburgua. A nivel de cuerpo de agua, el lago Villarrica presenta una forma elíptica con un eje mayor E-W de 22 km y uno menor de 11 km, su profundidad media es de 120 m y contiene un volumen aproximado de 21 km^3 . El régimen térmico de este lago es monomítico temperado (Campos, Steffen et al. 1983) con períodos de mezcla en invierno y una marcada estratificación en los meses estivales (Figura 2).

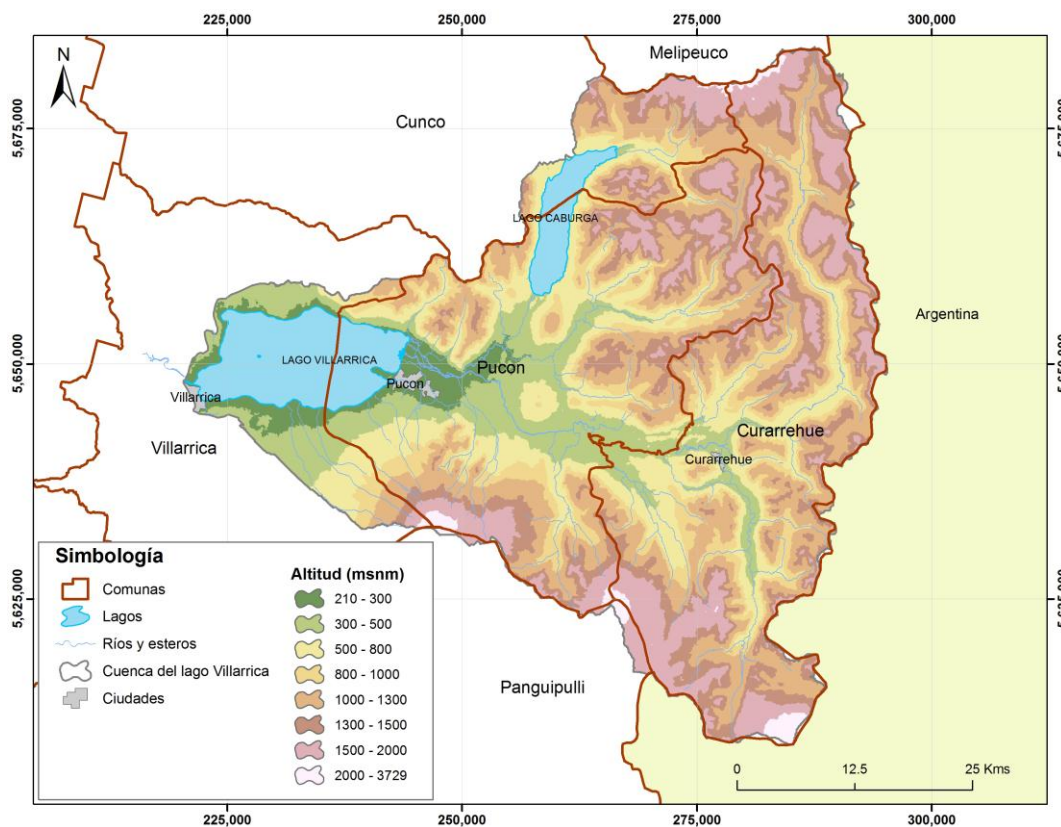


Figura 1. Cuenca del lago Villarrica, características geográficas, división comunal y red hídrica.

Fuente: Elaboración propia.

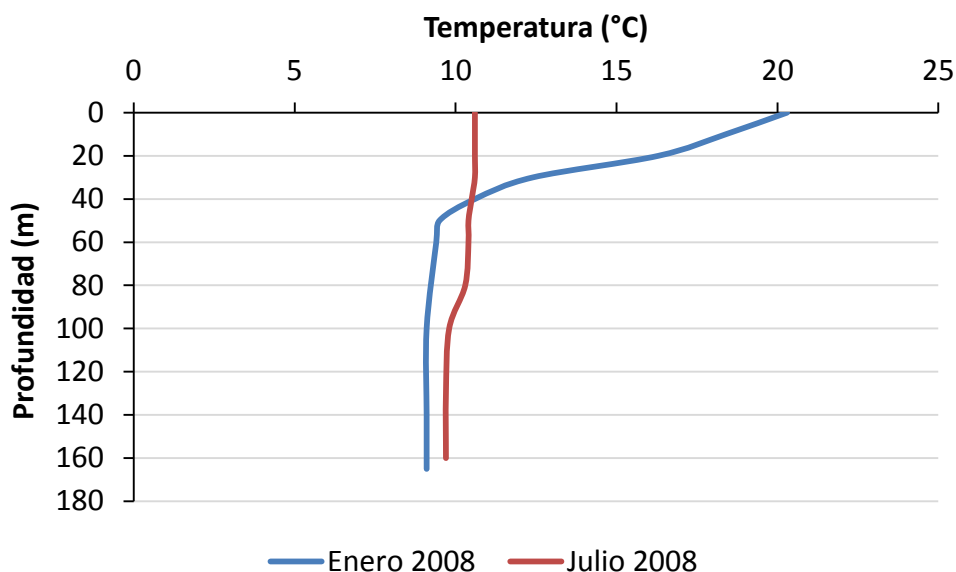


Figura 2. Perfiles de temperatura del centro del lago Villarrica correspondiente a meses representativos de los períodos de estratificación (enero) y mezcla (julio) del año 2008.

Fuente: Elaboración propia.

4.1 Asentamientos humanos

Según el Censo de 2002 los principales asentamientos humanos en la cuenca del lago Villarrica se concentran en las comunas de Villarrica, Pucón y Curarrehue, donde viven 73.422 personas (63,4 % en la zona rural) (ver sección 10.1). En términos de distribución de la población, las comunas de Villarrica y Pucón son marcadamente urbanas y concentran las actividades económicas de la cuenca relacionadas con el comercio (pequeña y mediana escala) y los servicios (especialmente turísticos). Por otro lado, Curarrehue, ciudad capital de la comuna homónima, exhibe un menor nivel de desarrollo que las otras capitales comunales, presentando una oferta de servicios comunales y comercio de menor escala (MIDEPLAN 2006).

4.2 Actividades económicas

Las principales actividades económicas en la cuenca del lago Villarrica son el turismo y la salmonicultura (pisciculturas de tierra). Otras actividades relevantes para la zona son la ganadería, la agricultura y las plantaciones forestales.

4.2.1 Turismo

A nivel nacional alrededor de un 28% de los chilenos opta por vacacionar en las comunas de Pucón y Villarrica (SERNATUR 2008). Esta zona lacustre se ubica entre los seis destinos de mayor pernoctación por turismo interno (SERNATUR 2009). Según datos de un estudio realizado durante los meses de enero y febrero del año 2007 (INE 2007), las tres

principales comunas que conforman la cuenca del lago Villarrica recibieron un total de 147.376 turistas (94% chilenos, 6% extranjeros), motivados por el descanso y turismo de playa (49%), los deportes náuticos (4%) y la pesca deportiva (2%), generando un ingreso a la economía local de USD 37 millones.

4.2.2 Actividades silvoagropecuarias

Los Resultados del Censo Agropecuario 2007 mostraron que en las Comunas de Villarrica, Pucón y Curarrehue existían un total de 4.146 explotaciones silvoagropecuarias (197.445 ha; ver sección 10.1), correspondientes en su mayoría (87%) a actividades agrícolas, ganaderas y de pastoreo. A nivel espacial estas actividades productivas se concentran fuertemente en la zona de Villarrica dada la mayor aptitud de sus características topográficas (por ejemplo, menor pendiente).

4.2.3 Pisciculturas salmoacuícolas

La Región de la Araucanía y en particular la cuenca del lago Villarrica emergen como pilares fundamentales en las primeras fases productivas de la industria salmonera nacional. Esta región aporta alrededor del 60% del total nacional de ovas (SERNAPESCA 2007), cifra que en el tiempo podría aumentar debido a las óptimas características de sus aguas (ej. temperatura, oxigenación). Un aspecto distintivo de la cuenca del lago Villarrica es que la totalidad de la producción salmoacuícola se desarrolla en pisciculturas emplazadas en las riberas de numerosos ríos tributarios a este sistema lacustre y no en balsas jaulas instaladas en el lago mismo, como sucede en otras zonas.

4.3 Biodiversidad

La cuenca del lago Villarrica cuenta con una superficie protegida equivalente al 38% de su área total. Las zonas protegidas se ubican principalmente en la fracción alta de la cuenca, escasas en las zonas más bajas y prácticamente nulas en los terrenos colindantes con el lago Villarrica (Figura 3). En su cuerpo de agua este lago presenta una baja diversidad, sin embargo es descrito como un elemento fundamental para mantener los procesos y funciones de los ecosistemas de la cuenca del Río Toltén. Este lago pertenece a una macrorregión de importancia para la conservación de invertebrados acuáticos de agua dulce (Pérez-Losada, Jara et al. 2002), destacándose además en él la presencia de *Diplodon chilense*, molusco bivalvo de la familia Hyriidae, que a nivel de subfamilia Hirrinae es endémica de América del Sur (Lara & Parada 1988).

Las especies presentes en este sistema presentan diferentes categorías o estados de conservación (ver sección 10.1.2), debido a perturbaciones de origen antrópico. Respecto a la fauna íctica, existe una tendencia al aumento de especies exóticas (salmónidos) en detrimento de las nativas. También se observa una tendencia al incremento de la densidad del fitoplancton, lo cual se relaciona con el aumento de la Clorofila-a (Campos 1984; UACH 2008). Además, un mayor enriquecimiento orgánico del lago podría modificar la estructura de dominancia de la comunidad macrobentónica provocando la desaparición de especies intolerantes.

El proceso normativo del lago Villarrica incluyó un proceso de análisis crítico de los potenciales grupos que, desde un punto de vista biológico, pudieran servir como indicadores de la calidad del lago, lo cual se incorporaría en el Programa de vigilancia ambiental asociado a las NSCA.

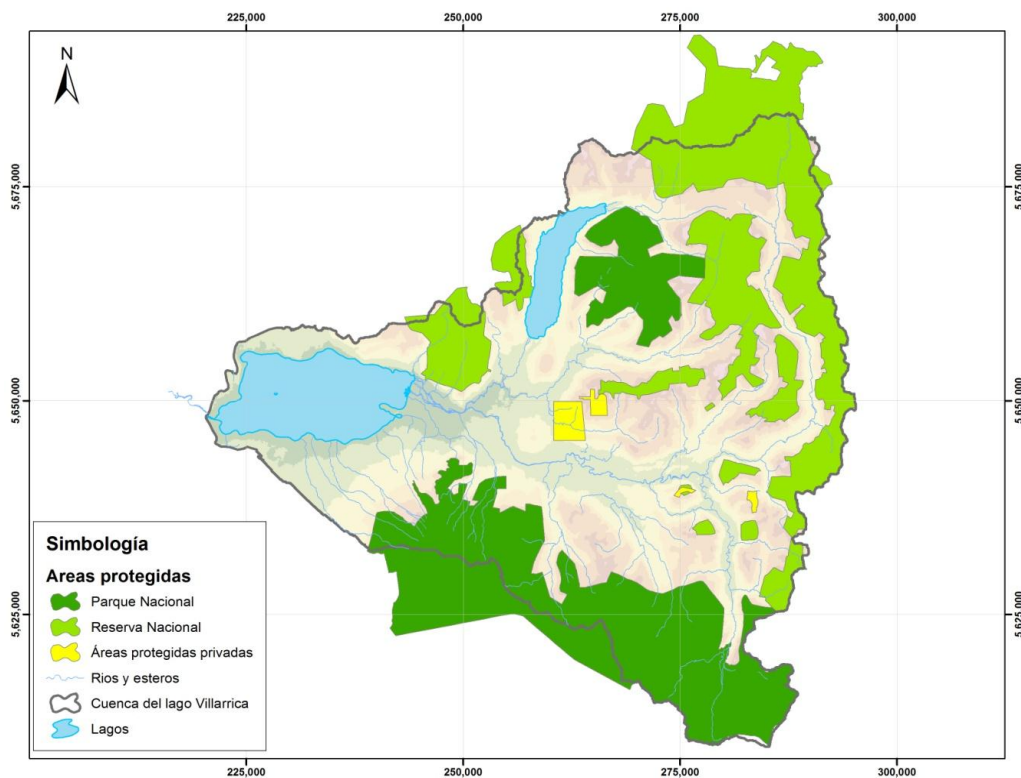


Figura 3. Áreas protegidas en la cuenca del lago Villarrica.

Fuente: Elaboración propia.

5 Antecedentes de la normativa

5.1 ¿Qué es la eutrofización?

La eutrofización de sistemas acuáticos es un proceso asociado directamente al aumento del ingreso de nutrientes limitantes, principalmente inorgánicos, tales como nitratos y ortofosfatos. Este proceso de degradación se caracteriza por incrementos de la biomasa algal, pérdida de biodiversidad (reducido número de especies con una proporción de cianobacterias superior a la de las aguas oligotróficas) y la generación o establecimiento de condiciones de hipoxia y/o anoxia en sus columnas de agua y sedimentos (Rabalais, Turner et al. 2009). Si bien a escala geológica el cambio de trofia de un cuerpo de agua es un proceso natural, la intervención antrópica puede acelerarla, así el cambio de uso del suelo (ej. desforestación por expansión agrícola), el incremento de asentamientos humanos y la expansión de actividades industriales modifican e incrementan los aportes difusos y puntuales de nutrientes (Stoate, Báldi et al. 2009) y producen un decrecimiento medible en la calidad del cuerpo receptor, gatillando en casos extremos procesos de eutrofización (Smith 2003). A nivel general, los lagos y embalses pueden ser clasificados en ultraoligotróficos, oligotróficos, mesotróficos, eutróficos o hipereutróficos, en función de la concentración de nutrientes en la masa de agua y/o en base a las manifestaciones ecológicas de la carga de nutrientes. Por lo general, los lagos oligotróficos se caracterizan por poseer bajos niveles de nutrientes, baja productividad primaria, gran transparencia de sus aguas y una biota diversa.

De forma paralela a los efectos ecosistémicos, la eutrofización también afecta al hombre, porque cambia no sólo el aspecto estético del lago (cambio de color desde azul hacia verde) sino porque también afecta los potenciales usos del agua (recreación, potabilización, pesca, etc.). En la Figura 4 se aprecian los efectos producidos por el aumento de nutrientes en un cuerpo de agua, en la cual se destacan en rojo tenue los impactos negativos sobre servicios que proporciona el sistema y que, por ende, implican una disminución de los beneficios económicos.

En general, un proceso de eutrofización se puede resumir en las siguientes etapas: i) proliferación de algas en superficie que genera una disminución de la transparencia del agua, limitándose la zona fótica ii) el aumento del fitoplancton y macrófitas, junto al proceso de degradación de la materia orgánica, provocan fuertes decrecimientos de las concentraciones de oxígeno y, por ende, altas mortalidades de fauna íctica, iii) el proceso de eutrofización se acelera cuando el decrecimiento del oxígeno del fondo, debido a la descomposición de la materia vegetal por microorganismos, propicia la aparición de bacterias anaeróbicas que producen sustancias reducidas que son tóxicas para prácticamente todos los organismos (ej. ácido sulfhídrico y amoníaco), iv) finalmente, en estados extremos gran parte de la biota desaparece y, con el paso del tiempo, el cuerpo de agua afectado presenta un significativo decrecimiento de sus características ambientales.

En sistemas lacustres templados del hemisferio norte, el principal nutriente limitante de la producción primaria es el fósforo (Wetzel 2001). En lagos de Chile se han identificado limitaciones por fósforo (Hedin & Campos 1991), nitrógeno (Soto, Campos et al. 1993; Soto, Campos et al. 1995; Soto 2002) y efectos co-limitantes entre ambos nutrientes

(Steinhart, Likens et al. 1999; 2002). En particular en el lago Villarrica, diversos estudios científicos han identificado signos claros de cambio de trofia, encontrándose zonas que conservan un estado oligotrófico como también otras que evidencian una tendencia a la mesotrofia, sin embargo aún no existe claridad sobre el rol de las actuales cargas de nitrógeno y fósforo (Campos, Parra et al. 1994; Butkus & Villalobos 2001; UACH 2008), recomendándose que éstas se evalúen en conjunto.

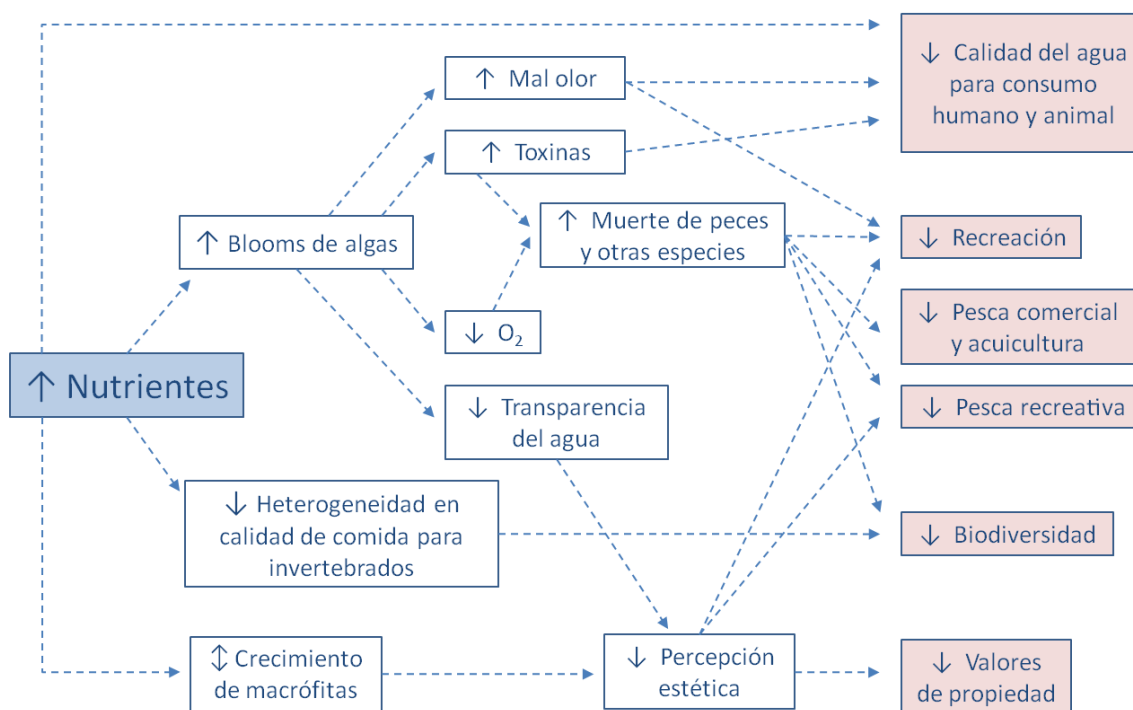


Figura 4. Efectos producidos por el aumento de nutrientes en un cuerpo de agua.

Fuente: Elaboración propia a partir de Dodds, Bouska et al. (2008).

5.2 Áreas de vigilancia y niveles de calidad

Para efectos del cumplimiento y fiscalización de la norma, en el anteproyecto de NSCA se establecieron seis áreas de vigilancia al interior del lago Villarrica, cinco ubicadas en la zona litoral (Villarrica, Pucón, la Poza, Sur, Norte) y una en la zona pelagial, la cual debe ser representativa de gran parte del área total del lago (ver sección 10.1). Con respecto a la protección de la calidad de las aguas y para la mantención del estado trófico del lago Villarrica, en las normas se establecieron niveles promedios y máximos de calidad para cada una de las áreas de vigilancia (Tabla 1).

Tabla 1. Niveles de calidad por áreas de vigilancia en el lago Villarrica¹.

Parámetro	Unidad	Criterio	Área de vigilancia	
			Pelagial	Litoral
Trofia deseada			Oligo-trófico	Oligomeso-trófico
Transparencia (Disco Secchi ²)	m	Promedio anual	≥ 9	≥ 7
		Mínimo	≥ 5	≥ 4
P disuelto	mg P/l	Promedio anual	≤ 0,010	≤ 0,015
		Máximo	≤ 0,015	≤ 0,025
P total	mg P/l	Promedio anual	≤ 0,010	≤ 0,015
		Máximo	≤ 0,015	≤ 0,025
Saturación Oxígeno	%	Mínimo	≥ 80	≥ 70
N disuelto*	mg N/l	Promedio anual	< 0,10	≤ 0,15
		Máximo	≤ 0,15	≤ 0,30
N total	mg N/l	Promedio anual	≤ 0,15	≤ 0,15
		Máximo	≤ 0,20	≤ 0,30
Clorofila “a”	µg/l	Promedio anual	≤ 3	≤ 5
		Máximo	≤ 6	≤ 10

Fuente: Anteproyecto de NSCA

¹ El anteproyecto de NSCA especifica los niveles de calidad para cada una de las áreas de vigilancia en la zona litoral (Villarrica, Pucón, la Poza, Sur, Norte), sin embargo, en la Tabla 1 se engloban en una misma categoría (litoral), ya que los niveles de calidad establecidos son los mismos para todas ellas.

² Procedimiento de medición de transparencia, consiste en hacer descender un disco (20 cm de diámetro; negro/blanco) hasta la última profundidad donde sea visible por un observador.

6 Análisis de los impactos antrópicos sobre la calidad del agua del lago Villarrica

6.1 Calidad del agua

6.1.1 Datos disponibles

Para analizar la calidad del agua del lago Villarrica se utilizó la base de datos generada por el estudio “Diagnóstico de la calidad de las aguas del lago Villarrica (UACH 2008)”, la cual incluye información de la Dirección General de Aguas (DGA) y de la Universidad Austral de Chile (UACH). En dicho estudio se descartó la utilización de los datos de la Dirección General del Territorio Marítimo y Marina Mercante (DIRECTEMAR) por problemas con los límites de detección. Así, los datos disponibles para la zona litoral provienen fundamentalmente de las campañas trimestrales realizadas por la DGA desde el año 1986 (sectores Bahía Pucón, Villarrica, la Poza y Molco) (Figura 5; ver sección 10.2). A partir de estas campañas existen datos históricos para todos los parámetros contemplados en las NSCA, no obstante, la última medición de nitrógeno total, uno de los parámetros relevantes en cuanto a eutrofización, fue realizada por la DGA en el año 2006. En la zona pelagial la información presentó una menor resolución temporal, existiendo sólo datos de calidad de agua asociados a campañas esporádicas efectuadas por la UACH (Figura 5).

Considerando la relevancia que tienen los parámetros exigidos en el anteproyecto de las NSCA sobre los procesos de cambio de trofia, el presente AGIES centró su análisis en el fósforo total, nitrógeno total, clorofila-a y transparencia (disco secchi). Para aquellos parámetros monitoreados a distintas profundidades se decidió emplear la técnica del promedio ponderado según profundidad, esto permitió contar con un valor representativo para toda la columna de agua. Además, para analizar la variabilidad temporal de los datos y relacionarlos con otras fuentes de información como el uso del suelo (catastro del bosque nativo), se consideraron tres períodos de estudio: 1986-2008 (histórico), 1994-1998 y 2005-2009.



Figura 5. Estaciones de monitoreo de calidad del agua en el lago Villarrica.

Fuente: Elaboración propia

6.1.2 Análisis de los datos disponibles

i. Nitrógeno total

Los datos de nitrógeno total obtenidos por la DGA en las áreas de vigilancia litoral del lago Villarrica se diferenciaron fuertemente entre los períodos 1994-1998 y 2005-2009, siendo éstos últimos superiores a la concentración promedio establecida en las NSCA (Tabla 1, Figura 6). En torno a estos antecedentes y por problemas en las metodologías de medición, la DGA decidió suspender las mediciones de este parámetro, siendo urgente el estandarizar los protocolos y reiniciar los monitoreos. En el área de vigilancia pelágica los valores recopilados fueron inferiores al límite promedio definido en las NSCA (Tabla 1), destacándose que a escala temporal el periodo 2005-2009 presentase concentraciones inferiores a las registradas entre los años 1994 y 1998 (Figura 6).

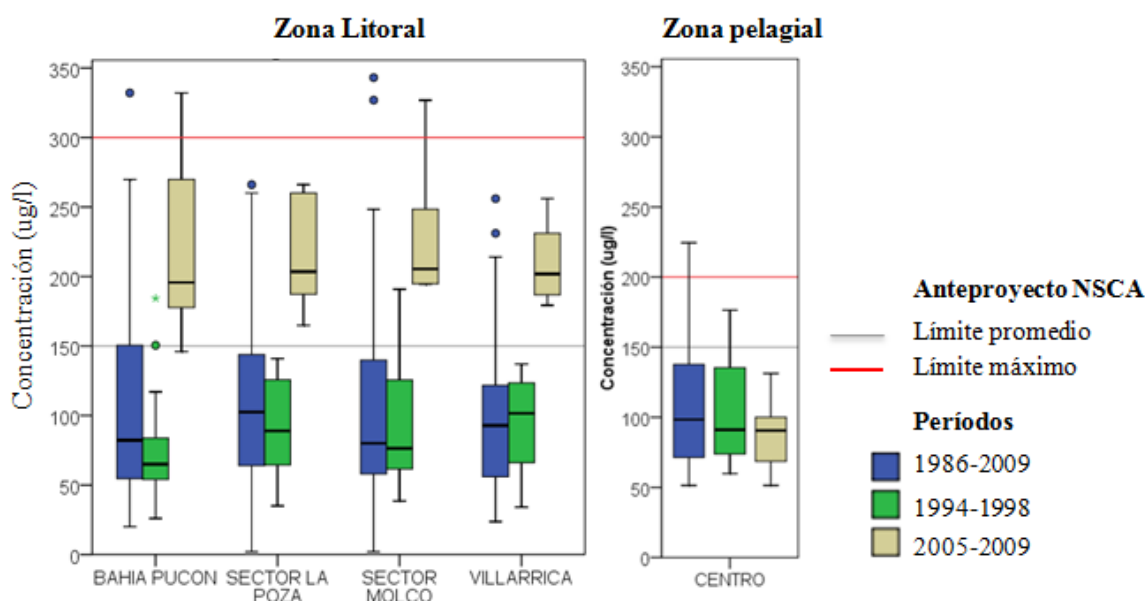


Figura 6. Nitrógeno total medido en las zonas de vigilancia litoral y pelágica del lago Villarrica.

Fuente: Elaboración propia.

ii. Fósforo total

A nivel espacial, las concentraciones de fósforo total describieron un incremento en el área de vigilancia litoral “la Poza”, sector que en ambos períodos analizados superó la concentración promedio establecida en el anteproyecto de las NSCA e incluso alcanzó niveles cercanos al máximo entre los años 2005 y 2009 (Figura 7). En el área de vigilancia pelágica las concentraciones medias de los períodos analizados fueron cercanas al límite promedio establecido en las NSCA, el cual define la transición de estado oligotrófico a estado mesotrófico (Tabla 1; Figura 7).

iii. Clorofila-a

De forma similar a lo observado con respecto al fósforo total, las mediciones de clorofila-a alcanzaron sus mayores concentraciones en el área de vigilancia litoral “la Poza”. Los valores medios de cada estación litoral fueron inferiores a lo establecido en las NSCA (Tabla 1, Figura 7). En contraste, los monitoreos realizados en la zona pelagial entre los años 2005 y 2009 mostraron concentraciones medias de clorofila-a superiores al límite promedio exigido en el anteproyecto de las NSCA (Tabla 1, Figura 7).

iv. Transparencia

En la zona litoral, el sector de la Poza es el de menor calidad con respecto a este parámetro, destacando el hecho de que en el último período analizado (2005-2009) la transparencia fue menor al promedio fijado en el anteproyecto de las NSCA (≥ 7 m). En la zona pelágica, los períodos analizados se diferenciaron fuertemente, registrándose mayores profundidades entre el período 2005-2009 y valores medios inferiores al promedio fijado en las NSCA (≥ 9 m) durante el período 1994-1998 (Tabla 1, Figura 7). De todos modos, la mediana de la transparencia de la zona pelagial, que es un valor representativo del lago, se ha mantenido históricamente en torno a los 10 metros.

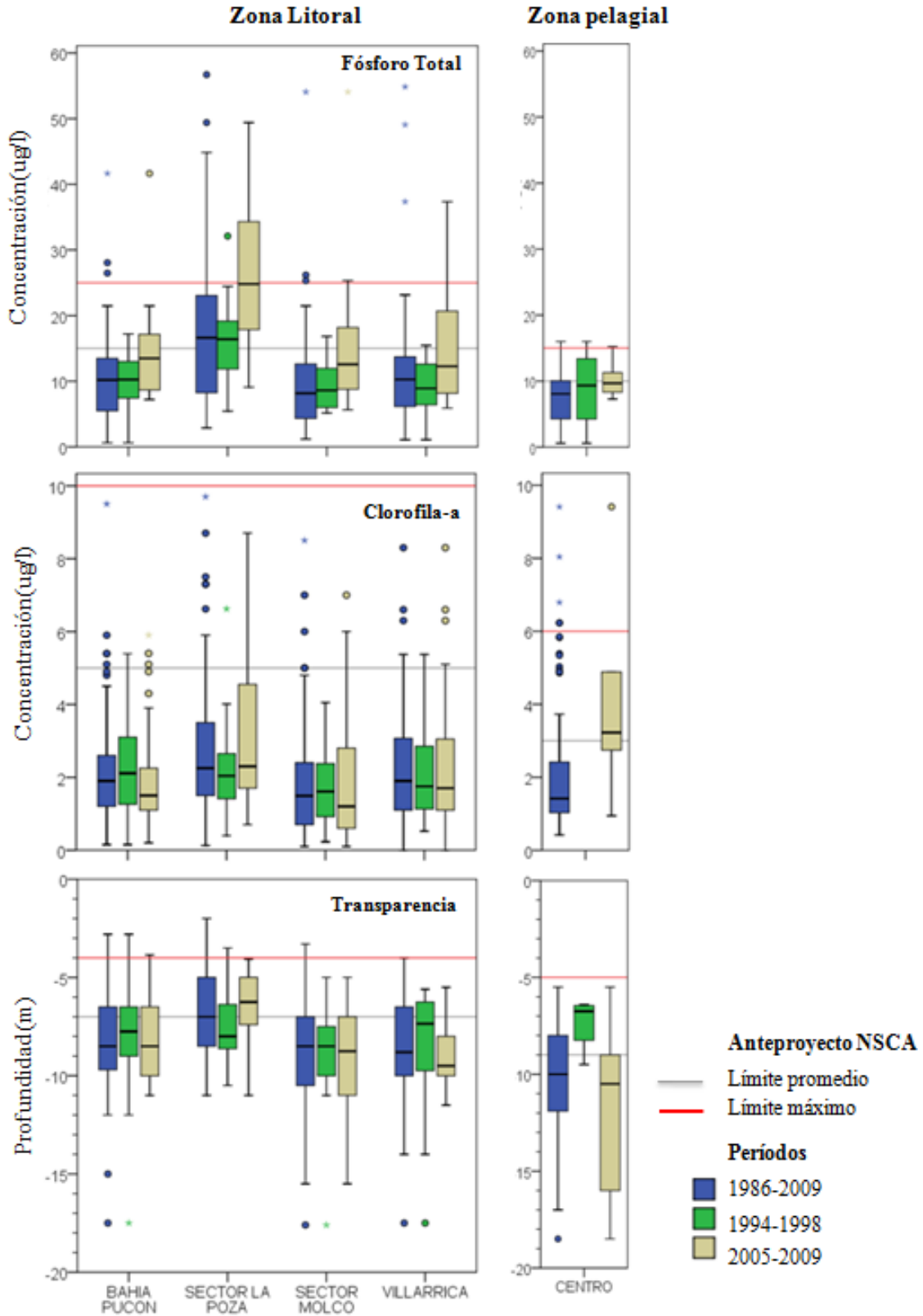


Figura 7. Fósforo total, clorofila-a y transparencia (disco secchi) medidas en las zonas de vigilancia litoral y pelagial del lago Villarrica.

Fuente: Elaboración propia.

6.2 Identificación de fuentes de ingreso de nutrientes

6.2.1 Fuentes puntuales

En la cuenca del lago Villarrica se identificaron tres fuentes puntuales de nutrientes que descargan sus residuos directamente a cursos de agua a través de tuberías y alcantarillas.

i. Pisciculturas salmoacuícolas

Durante los últimos veinte años la salmonicultura ha emergido como una de las principales fuentes puntuales de aporte de fósforo y nitrógeno a los sistemas lacustres del centro sur de Chile. Los niveles de estos aportes están directamente asociados a la tecnología, alimentación, biomasa y procesos de producción utilizados, en tanto el impacto sobre el medio natural es dependiente de las características de sitio (ej. profundidad, hidrodinámica) y el grado de fragilidad del sistema acuático receptor (Nieto D., Norambuena R. et al. 2010).

Según los registros del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA), la mayoría de los proyectos instalados en la cuenca del lago Villarrica corresponden a centros de producción de ovas y alevines de especies salmónideas, destinadas a abastecer los centros de engorda de las regiones X y XI. En particular, las pisciculturas salmoacuícolas corresponden a la única actividad productiva de la cuenca que cuenta con proyectos sujetos al cumplimiento del Decreto Supremo N° 90 (D.S. N° 90), el cual establece normas de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales. A nivel operacional, la implementación de estas pisciculturas ha supuesto montos de inversión que bordean los USD 20.000.000 asociados a una producción aprobada superior a 2.200 toneladas anuales. Según los datos analizados, esta producción aumentaría un 2,6% si se aprobasen los proyectos que actualmente se encuentran en calificación y en 5% si entrasen en funcionamiento las tres pisciculturas aprobadas pero que aún no han iniciado actividades.

El sistema de producción más utilizado es el de cultivo en tierra con flujo abierto. Este sistema consiste en instalaciones en las cuales el agua proveniente de cursos o cuerpos de agua adyacentes ingresa hacia los estanques donde los peces son mantenidos hasta alcanzar la talla requerida para su traslado a sitios de smoltificación y/o directamente engorda. Al interior de la cuenca del lago Villarrica, las pisciculturas aprobadas y en funcionamiento se concentran en zonas específicas de cada comuna: en Villarrica se ubican al sur del lago; en Pucón se localizan entre el lago Villarrica y el lago Caburgua; y en Curarrehue se encuentran al poniente de la capital comunal, en la zona definida por los esteros Huililco y Loncofilo (ver sección 10.1.1).

Aguas abajo, el impacto que genera el cultivo intensivo de salmónidos se asocia a la porción de alimento no consumido y a las materias fecales, residuos caracterizados por un alto contenido de nitrógeno y fósforo. A partir de los registros proporcionados por la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS) para el período 2007-2009, se pudo constatar que la mayoría de las empresas informan caudales y concentración de fósforo total del efluente, sin embargo, sólo algunas entregan antecedentes sobre la concentración del nitrógeno total, precisamente el parámetro más relevante en las emisiones de esta

industria (ver sección 10.1.1). Un factor importante a considerar es que si bien los actuales sistemas de tratamiento permitirían cumplir la norma de emisión (D.S. n°90), ésta sólo se basa en la concentración de los compuestos pero no en su carga total. Las pisciculturas de flujo abierto aprovechan las altas tasas de dilución producto de la utilización continua de grandes volúmenes de agua, sin embargo podrían estar generando problemas de enriquecimiento orgánico y efectos acumulativos (Nieto D., Norambuena R. et al. 2010). De acuerdo a información de la SEREMI de Medio Ambiente, se ha constatado que la carga de los efluentes genera efectos no deseados como la aparición de hongos y algas aguas abajo de las descargas, lo cual evidencia que existen posibilidades de mejoramiento para abatir la concentración de nutrientes.

Actualmente, los sistemas de tratamiento más utilizados en la cuenca contemplan filtros rotatorios con mallas reticuladas filtrantes, sin embargo, una de las medidas más consensuadas para minimizar estos y otros impactos (aportes de nutrientes, escapes y enfermedades) es la transición desde pisciculturas de flujo abierto hacia técnicas de cultivo de mínimo impacto, tales como son los sistemas de recirculación, los cuales permiten controlar gran parte de las externalidades asociadas a esta actividad y posibilitan una mayor productividad, expresada en ciclos de producción por año (Leon J., Tecklin D. et al. 2007).

ii. Alcantarillado de Curarrehue

Las descargas de aguas servidas domésticas sin tratar generan múltiples efectos negativos en los cuerpos de aguas receptores. El impacto primario es el deterioro de la calidad del agua debido al aporte de materia orgánica, nutrientes (fósforo, nitrógeno), demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), sólidos y bacterias coliformes, lo que puede conducir a la eutrofización del sistema acuático (Vollenweider 1968).

En el área urbana de Curarrehue, a diferencia de lo que ocurre en las otras comunas, el sistema público de alcantarillado no dispone de tratamiento de aguas, por lo cual éstas son descargadas directamente en siete puntos sobre el río Trancura (Applus 2009), uno de los principales ríos de la red hídrica de drenaje del lago Villarrica. El Plan de desarrollo comunal de Curarrehue 2010-2016 (Guajardo 2009) contempla la instalación de una planta de tratamiento de aguas servidas (PTAS), siendo esperable una reducción de la carga orgánica y, principalmente, de la carga microbiológica que actualmente es vertida al río. Actualmente este proyecto se encuentra en etapa de elaboración de términos de referencia para la licitación del estudio básico por el Gobierno Regional de La Araucanía.

iii. Planta de tratamiento de aguas servidas de Pucón

La ciudad de Pucón cuenta con una red de colectores que data desde el año 1982 y dos plantas elevadoras que impulsan las aguas servidas hacia el sector sur oriente de la localidad, donde desde el año 2000 existe una PTAS operada por la empresa sanitaria Aguas Araucanía. El sistema de tratamiento de esta planta se basa en lodos activados de flujo discontinuo, tipo SBR (Sequencing Batch Reactor) convencional de dos reactores. La operación del sistema, a través de condiciones de ausencia de oxígeno, permite la remoción biológica de fósforo y nitrógeno. Posteriormente, las aguas servidas tratadas se descargan al río Claro, afluente directo del lago Villarrica (Pucón 2011). Si bien el sistema de tratamiento cumple con lo estipulado en el D.S. N°90, la carga de nutrientes que recibe el

lago Villarrica no es nula, ya que la remoción de fósforo y nitrógeno es cercana a 60% y 70%, respectivamente, para un caudal promedio de 130 l/s (ver sección 10.2).

6.2.2 Fuentes difusas

Con respecto a fuentes difusas, entendidas como aquellas cuya ubicación física no se puede identificar con precisión o cuyo canal de descargas no está definido, el presente AGIES identificó y cuantificó los aportes desde la escorrentía y los pozos sépticos ubicados en las riberas del lago Villarrica y de su red hídrica.

i. Escorrentía desde sectores con diferentes usos de suelo

Existe evidencia científica que cambios en la configuración y en la distribución espacial del uso de suelo generan impactos negativos en la calidad de los cursos y cuerpos de agua adyacentes, debido al aumento de flujos de nutrientes que provoca la expansión e intensificación de las actividades agrícolas, el incremento de pastoreo y ganadería y la reducción de la vegetación ripariana, entre otras razones (Reckhow, Beaulac et al. 1980; Hoorman & McCutcheon 2005; De la Cretaz & Barten 2007; Oyarzún, Aracena et al. 2007).

En Chile la principal fuente de información sobre cambios en el uso del suelo es el “Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos de Chile” (CONAF-CONAMA-BIRF 1999), el cual se basa en la interpretación de fotografías aéreas e imágenes satelitales, junto a la validación de datos en terreno. En base a esta información se estimó que entre los años 1996 y 2007 la cuenca del lago Villarrica registró un incremento en la cobertura de renovales de bosque nativo (de 18% a 23%) y un decrecimiento en la superficie de praderas agropecuarias (de 18% a 12%). Sin embargo, a pesar de su reducción, las praderas aún están concentradas en las zonas más bajas de la cuenca, precisamente en áreas contiguas a la red hídrica y al cuerpo de agua principal (Figura 8), por lo tanto, si la vegetación ripariana (que actúa como amortiguador) no está en buenas condiciones el flujo de nutrientes podría ingresar directamente a los cursos de agua. Además, con respecto a las diferencias de los resultados entre los catastros, se debe considerar que esta situación se podría explicar en parte por la calidad de las imágenes y las técnicas de interpretación utilizadas.

ii. Pozos sépticos

El lago Villarrica es un cuerpo de agua que constituye uno de los mayores atractivos turísticos de la IX Región. Producto de esta situación, en sus riberas se han instalado numerosas construcciones dedicadas a la explotación turística, tanto comercial (hoteles, restaurantes, cabañas, campings), como de uso particular (casas habitacionales, edificios, condominios), las cuales generalmente carecen de sistemas de alcantarillado para la eliminación de aguas servidas. Esta práctica también se observa en gran parte de las casas ubicadas en las riberas de los ríos y esteros a lo largo de su red hídrica. Si bien la población que reside cerca de las riberas mencionadas no se concentra en puntos específicos, el efecto acumulativo debe ser considerado puesto que representan un foco relevante de aportes de cargas difusas, principalmente nutrientes fosforados y nitrogenados (UACH 2008), considerando que existe una proyección de crecimiento de la población residente.

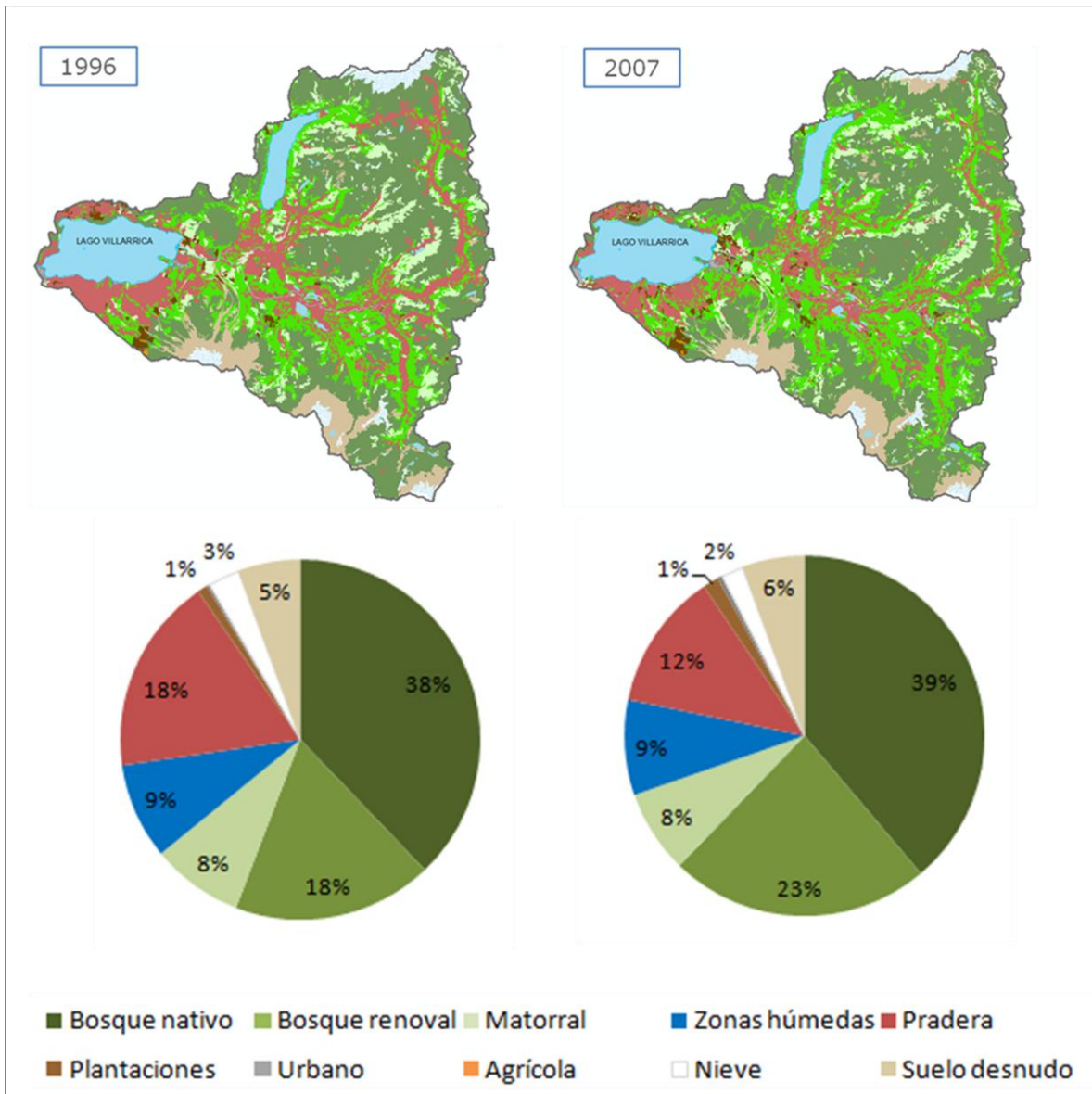


Figura 8. Uso de suelo en la cuenca del lago Villarrica, años 1996-2007.

Fuente: Elaboración propia

6.3 Modelación de calidad del agua del lago Villarrica

El objetivo de realizar una modelación de calidad del agua fue contar con una herramienta para estimar la carga de nutrientes que ingresa al lago Villarrica, analizar la tendencia de la concentración de nutrientes en el lago y, fundamentalmente, evaluar el impacto social y económico de la norma. La modelación se enfocó en fósforo total y nitrógeno total, considerándose cinco períodos de análisis: tres para la calibración (1883-1887, escenario sin presión antrópica significativa; 1994-1998 y 2005-2009, períodos con información de uso de suelo y calidad del agua) y dos para la predicción de los impactos de la normativa (2012-2016 y 2017-2021, períodos posteriores a la implementación de la norma). En particular, para el período base (1883-1887) se consideró que todas las superficies que

actualmente están asociadas a usos antrópicos (agrícola, praderas, plantaciones y urbano) eran originalmente bosque nativo, mientras que para los dos períodos de predicción (2012-2016 y 2017-2021) se realizaron proyecciones logarítmicas para estimar el uso de suelo (a partir de los tres períodos anteriores), además de considerar distintos escenarios para el crecimiento de la población y para la producción de las pisciculturas (ver sección 10.3.2).

6.3.1 Carga de nutrientes que ingresa al lago Villarrica

La carga anual estimada para el período base del modelo (2005-2009) fue de 275 toneladas de fósforo total y de 1158 toneladas de nitrógeno total, siendo las principales fuentes de aportes de nutrientes la escorrentía y las pisciculturas (Figura 9). A nivel de cuenca, la estimación de los aportes de nutrientes producidos por cada tipo de uso de suelo mostró que el 18% de la carga total de nitrógeno total y el 13% de la carga total de fósforo total (período 2005-2009) fueron generadas desde áreas cubiertas por praderas agropecuarias, correspondientes al 12% del total de la cuenca (Figura 10). En contraste, los aportes vinculados al bosque nativo (adulto y renoval), si bien tienen una magnitud similar al de las praderas, estuvieron asociados a una superficie tres veces mayor, equivalente a un 39% del área total de drenaje (Figura 10). Con relación a estas características y considerando que en los períodos proyectados (2012-2016; 2017-2021) las subcuencas analizadas no debiesen presentar variaciones significativas en sus mosaicos de uso del suelo, los resultados del modelo demuestran que el crecimiento de las pisciculturas salmoacuícola (expansión, incremento productivo) es una de las principales causas de futuros incrementos en las cargas anuales de fósforo total (Figura 11) y nitrógeno total (Figura 12).

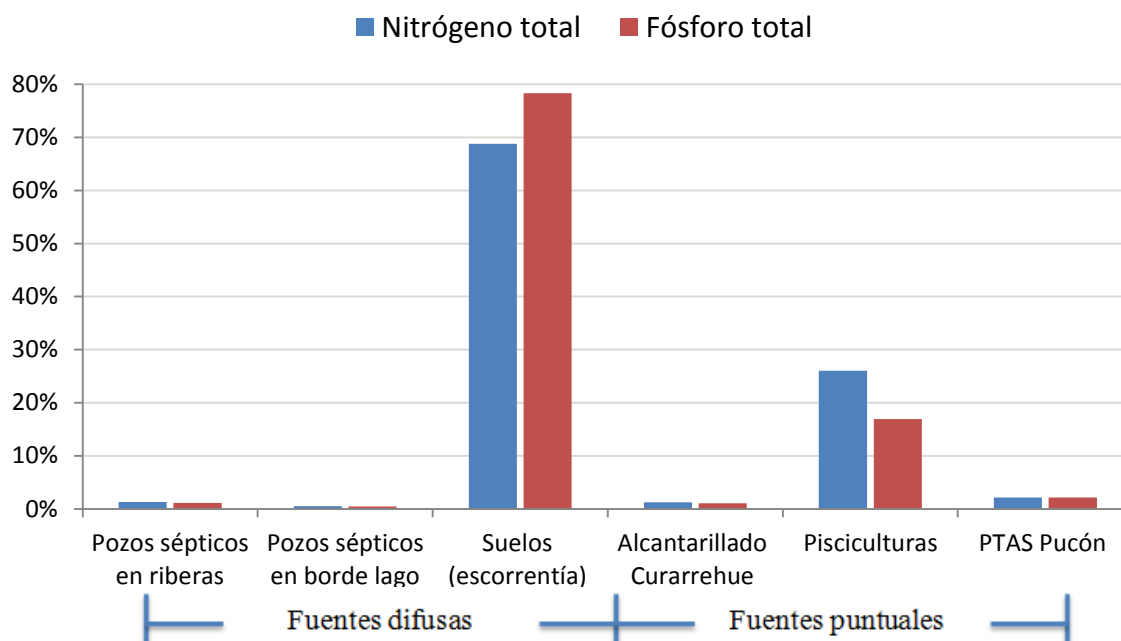


Figura 9. Contribución porcentual de cada una de las fuentes (puntuales y difusas) con relación a la carga total anual de nutrientes en el lago Villarrica (período 2005-2009).

Fuente: Elaboración propia

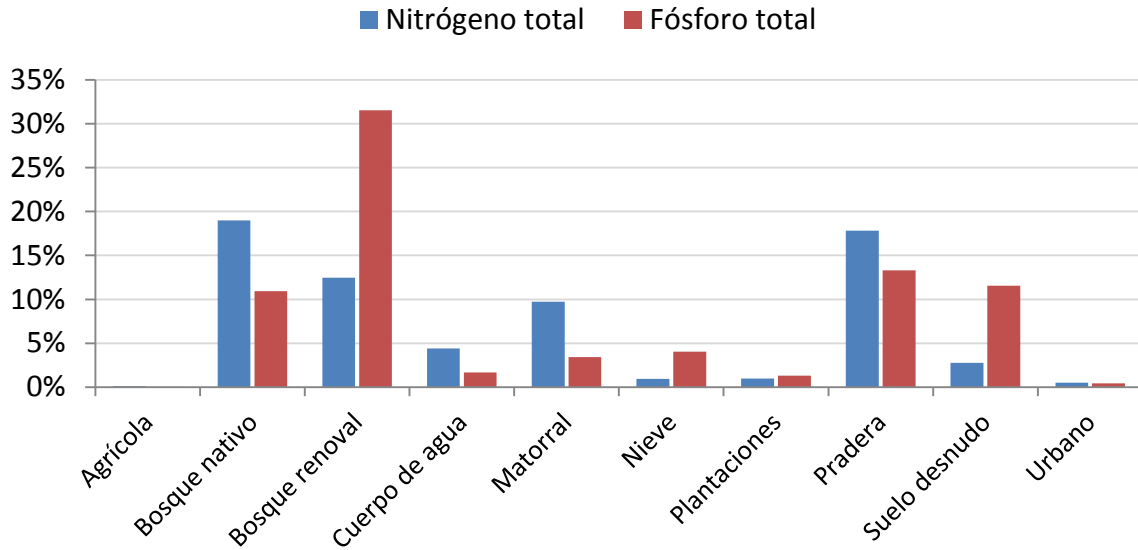


Figura 10. Contribución porcentual de cada tipo de uso de suelo, presente en las subcuencas de estudio, con relación a la carga total anual de nutrientes en el lago Villarrica (período 2005-2009).

Fuente: Elaboración propia

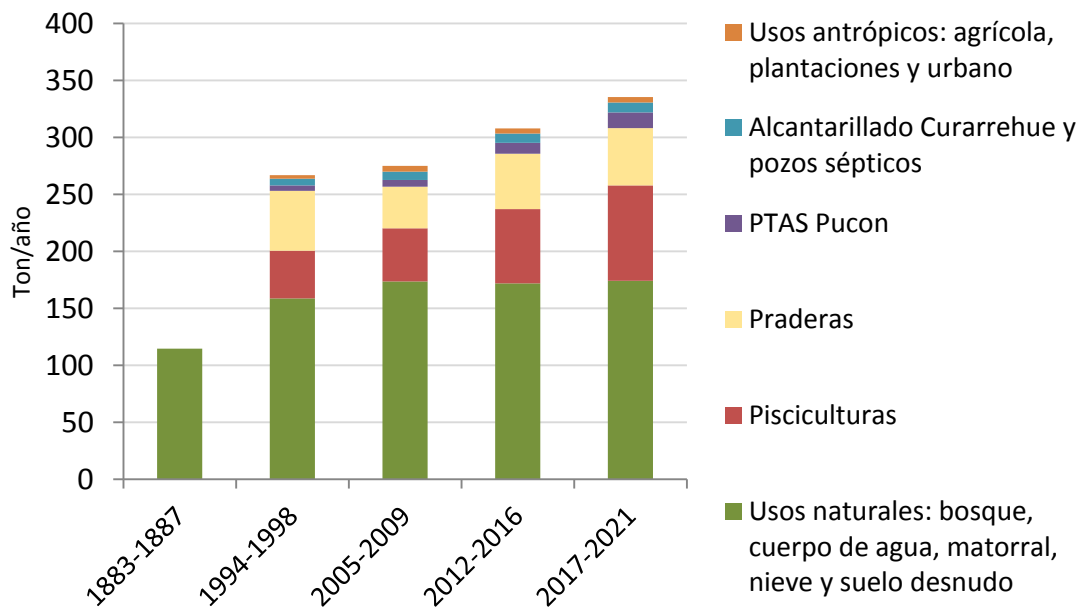


Figura 11. Estimación de la carga anual de fósforo total según fuente y período analizado.

Fuente: Elaboración propia.

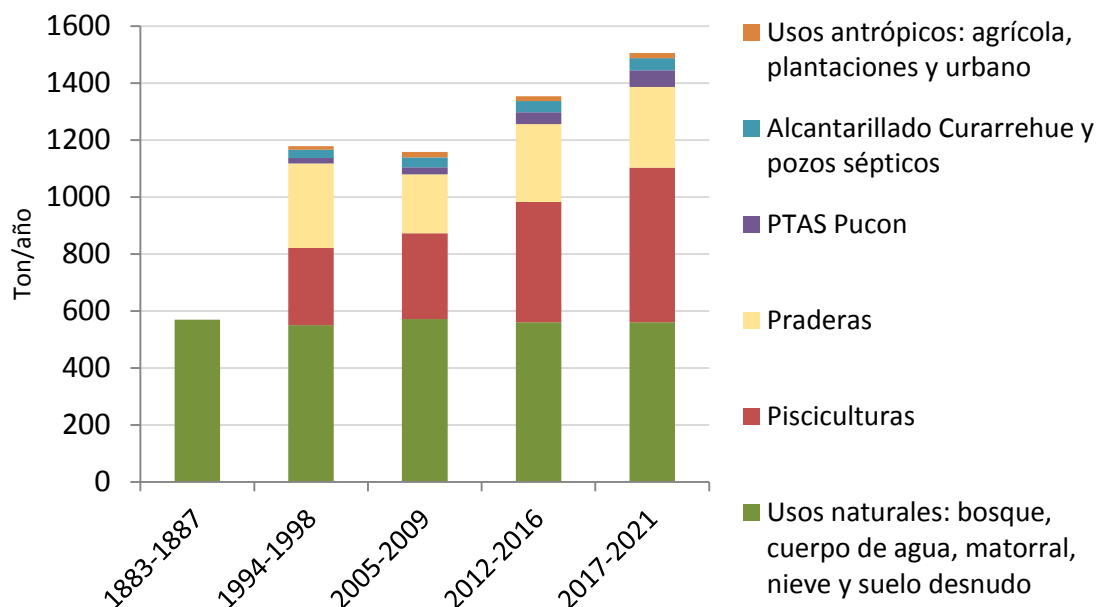


Figura 12. Estimación de la carga anual de nitrógeno total según fuente y período analizado.

Fuente: Elaboración propia.

6.3.2 Concentración de nutrientes en el lago Villarrica

La concentración de nutrientes en el lago Villarrica se estimó a partir de la carga total aportada por cargas puntuales y difusas (ver anexo 10.3). Los resultados obtenidos al modelar escenarios futuros sugirieron que en períodos venideros (2012-2016 y 2017-2021) la concentración de fósforo total en el centro del lago (zona pelagial) podría superar el valor promedio máximo establecido en el anteproyecto de las NSCA (10 ug/l para PT), mientras que para alcanzar el límite propuesto para el nitrógeno total (150 ug/l para NT) habría una mayor holgura, tal como se aprecia en la Figura 13. Este panorama se torna más complejo en la zona litoral donde las estimaciones del modelo sugieren que en los próximos períodos existiría un riesgo de sobrepasar los límites establecidos por las NSCA para ambos nutrientes (15 ug/l para PT y 150 ug/l para NT), según se observa en la Figura 13. Cabe destacar que los resultados presentados corresponden a escenarios de crecimiento medio tanto para la población, como para la producción de las pisciculturas.

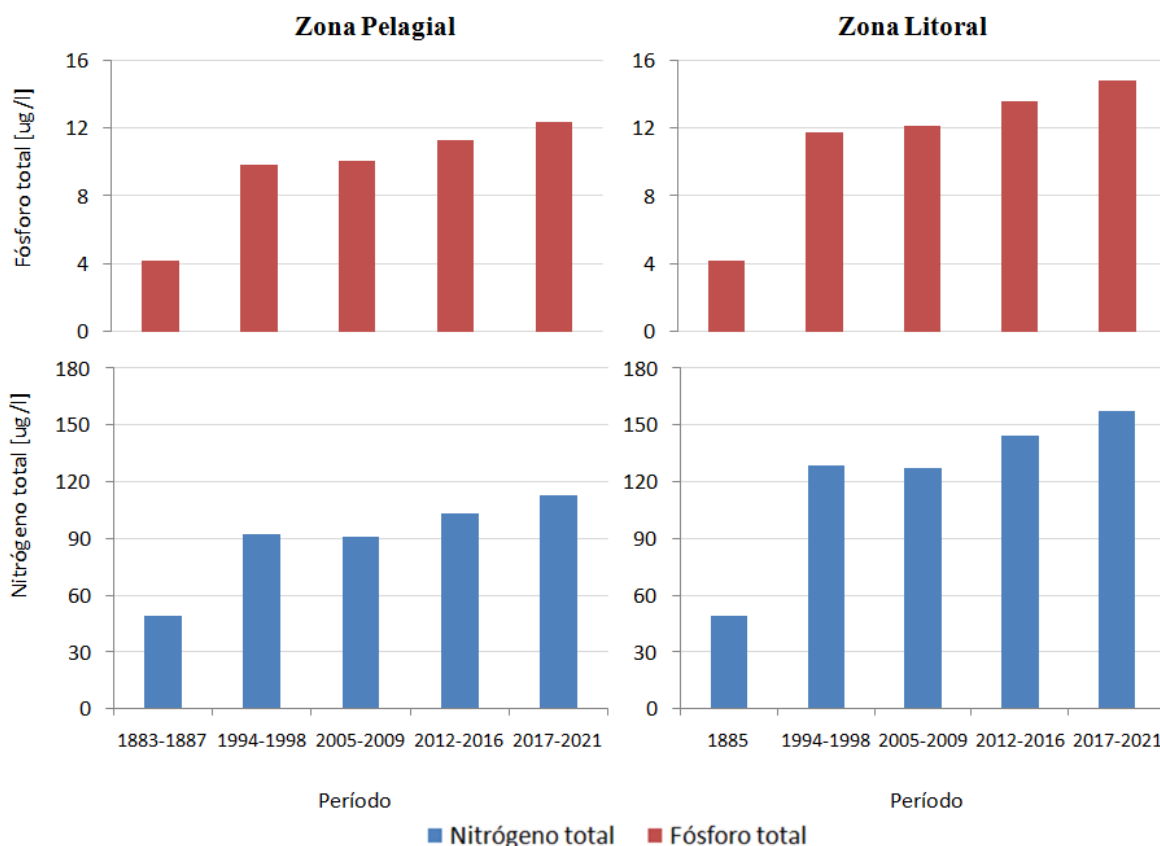


Figura 13. Estimación de la concentración de fósforo total y nitrógeno total en las zonas pelagial (centro del lago) y litoral.

Fuente: Elaboración propia.

6.3.3 Conclusiones de la modelación

De acuerdo a los resultados de la modelación, es probable que en los próximos períodos se requiera reducir la carga de fósforo total que ingresará al lago Villarrica, con el objetivo de cumplir con los límites de concentración establecidos en la normativa para la zona pelagial y litoral. Con relación al nitrógeno total, los resultados de la modelación sugieren que sería necesario reducir la carga entrante durante el período 2017-2021, dependiendo principalmente del escenario de crecimiento de las pisciculturas³. Sin embargo se deben considerar y solucionar los problemas para estimar la función de concentración de nitrógeno en dicha zona (ver sección 10.3.2). De igual modo es necesario tener en cuenta que la aplicación de la norma, debido a la superación de los límites establecidos para un nutriente en un sector en particular (ej. PT en zona litoral), generaría reducciones en ambas zonas del lago (litoral y pelagial), ya que el lago es un sistema indivisible, donde todas las áreas están conectadas. Futuros esfuerzos deberían centrarse en modelar períodos estacionales, lo cual permitiría analizar los efectos de la estratificación del lago.

³ Para el desarrollo del AGIES se consideró una tasa anual de 3% como escenario probable de crecimiento de la industria salmoacuícola en la cuenca del lago Villarrica.

7 Impactos económicos y sociales de la normativa

7.1 Antecedentes

La eutrofización antrópica de un cuerpo de agua es un problema que puede afectar diversas actividades que involucran usos directos e indirectos del agua. El Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) sugiere que las políticas públicas asociadas a la protección de lagos deben enfocarse en la reducción de la carga de nutrientes considerando la cuenca como una unidad (UNEP-IETC 2000). Por lo tanto, el análisis económico permite evaluar los impactos positivos y negativos de una regulación para controlar la eutrofización, facilitando la recomendación de las medidas más eficientes.

La metodología propuesta para este análisis consiste en calcular los costos que implicará la implementación de la norma a los distintos actores de la cuenca (sociedad, privados y Estado), para luego contrastarlos con los beneficios que se obtendrían de la protección de determinados servicios ecosistémicos, estimando un beneficio neto de la aplicación de la norma a partir de la resta de beneficios menos costos. Esta comparación permite tener una aproximación del impacto general de las NSCA en términos económicos.

La valoración económica de servicios ecosistémicos de medios acuáticos es altamente compleja, producto de diversos problemas metodológicos y de carencia de información, siendo la fase preliminar de identificación de impactos la que presenta mayor consenso en la literatura, en contraste con las etapas posteriores de cuantificación y valoración. Por lo tanto, es importante considerar esta situación al momento de dimensionar la dificultad de la valoración de beneficios.

Así con el objetivo de que el tomador de decisiones obtenga la mejor información con respecto a diferentes niveles de alcance de la normativa, en este AGIES se definieron tres escenarios para cada medida de reducción de nutrientes: máximo, normal y pasivo (ver sección 10.6). De este modo se evaluaron los impactos, costos y beneficios, asociados al anteproyecto de las NSCA en la cuenca del lago Villarrica, enfocándose el análisis en la carga de fósforo total, parámetro con la información disponible de mayor calidad.

7.2 Análisis de costos

Los costos de la normativa están asociados al monitoreo y a la prevención de la eutrofización antrópica del lago Villarrica. En primer lugar, el Estado deberá asumir los costos de implementar y monitorear la norma, además del costo asociado al desarrollo y aplicación de políticas y estrategias para lograr los objetivos establecidos en las NSCA. En segundo lugar, las fuentes localizadas en la cuenca deberán asumir costos para cumplir con la regulación. Por lo tanto, la identificación y selección de las medidas es un proceso clave para realizar una asignación eficiente de los recursos.

7.2.1 Recuperación de un cuerpo lacustre eutrofizado y costos asociados

Una referencia para dimensionar los impactos económicos y sociales que ocasiona la eutrofización es mediante el análisis de los costos de recuperación de cuerpos lacustres (ver anexo 10.4). El trasfondo de estos programas es que si se decide invertir recursos para recuperar un lago, significa que los beneficios de hacerlo superan sus costos.

La información que se dispone de experiencias de restauración es parcial y principalmente de países desarrollados. Un caso ampliamente analizado sobre la recuperación de un cuerpo lacustre eutrofizado, es el del lago Bodensee en Alemania, conocido internacionalmente como lago Constanza, el cual en un período de pocas décadas pasó de ser un lago oligotrófico a uno eutrófico. Hacia fines de la década de los cincuenta este lago presentaba concentraciones similares a las que se observan en la actualidad en el lago Villarrica, sin embargo, veinte años después alcanzaba concentraciones máximas en el rango de los 80 a 90 $\mu\text{g/l}$ (0,08-0,09 mg/l), debido a la descarga de aguas sin tratamiento. El programa de recuperación del lago Constanza implicó un costo aproximado de USD 5.000.000.000, durante veinte años. Una de las lecciones más relevantes aprendidas en este caso es que existiría un punto de inflexión en el rango de concentración de nutrientes, en dicho caso fósforo, a partir del cual ésta se incrementa a tasas crecientes. Otros ejemplos de recuperación de cuerpos eutrofizados con información documentada se han producido en el río Tieté de Brasil, con un costo total estimado de USD 4.000.000.000 durante diez años, y en el lago Biwa de Japón, con un costo total cercano a USD 16.000.000.000 durante veinte años.

7.2.2 Costos de implementación y monitoreo de la normativa

Según las recomendaciones del PNUMA (UNEP 2000), un programa de monitoreo debería contribuir a generar información para apoyar la realización de las siguientes actividades: i) identificar la contribución relativa de las fuentes puntuales, ii) permitir el cálculo de un balance de masa de nutrientes, iii) predecir cambios en la condición ecológica resultante de intervenciones antrópicas específicas y iv) determinar alternativas de gestión en términos de costos y beneficios.

A nivel nacional, la Dirección General de Aguas (DGA) cuenta con un programa de monitoreo de lagos iniciado en la década de los ochenta. Gracias a este programa se tiene información sistemática de parámetros físico-químicos y biológicos del lago Villarrica, desde el año 1986 a la fecha, para cuatro sectores ubicados en la zona litoral. El programa de monitoreo actual en el lago Villarrica consiste en tres campañas al año con un costo total de \$7.500.000. La principal diferencia que producirá la aplicación de las NSCA, con relación al programa actual, es la incorporación de un punto adicional en la zona litoral y de una estación en la zona pelagial, lo cual implicará un costo adicional cercano a \$5.000.000 al año.

Si bien las áreas de vigilancia y la frecuencia del monitoreo estipuladas en la normativa están acordes a recomendaciones internacionales (UNEP-IETC 2000), el programa de vigilancia, en el escenario de aplicación de las NSCA, debiese incluir el monitoreo de cursos tributarios al lago y de su efluente, puntos fundamentales para realizar balances de masa con mayor precisión. Otro factor relevante es incluir monitoreos específicos durante

eventos de bloom de algas, actualmente no existen datos oficiales al respecto, sin embargo se ha detectado una mayor recurrencia de estos eventos, siendo fundamental estudiar las condiciones que los generan y las especies involucradas, considerando que algunas de ellas pueden producir toxinas (ver sección 5.1). De acuerdo a información de la DGA, el costo de una campaña puntual con este fin sería de \$2.000.000 aproximadamente, considerando sólo el monitoreo del sector afectado. Otra alternativa es incorporar sistemas de teledetección y vigilancia satelital del lago para monitorear parámetros ópticos de calidad del agua (transparencia, clorofila-a, materia orgánica, temperatura y turbiedad, entre otros). La ventaja de este sistema es que permitiría identificar el estado medioambiental de todas las zonas del lago, en contraste con el sistema tradicional que considera vigilar puntos específicos. La implementación de este sistema requiere de un análisis de factibilidad técnica, sin embargo, la DGA hizo una estimación preliminar a modo de referencia. De esta forma, los costos de inversión, incluyendo computador, software y capacitación, bordearían los \$5.000.000, mientras que los costos de operación, que se refieren principalmente a la adquisición de al menos dos imágenes por año, implicarían un desembolso entre \$3.000.000 a \$9.000.000, dependiendo de la resolución de las imágenes. Cabe señalar que también existiría la posibilidad de obtener imágenes gratuitas a través de convenios y proyectos. Finalmente, también se debe considerar la dedicación horaria del personal capacitado en procesamiento y análisis de imágenes satelitales, quienes requerirían de 100 horas al año, aproximadamente.

Para efectos del presente AGIES se optó por la opción de monitoreo más conservadora, es decir, aquella que representa mayores gastos (se incluyen sistemas de teledetección y vigilancia satelital).

7.2.3 Medidas para prevenir la eutrofización y costos asociados

De acuerdo al grado de cumplimiento de los límites establecidos en la normativa, las medidas pueden ser preventivas o estrictamente necesarias. Además, son específicas según el tipo de fuente que se busque controlar.

A partir de la identificación de fuentes que generan una carga de nutrientes en la cuenca del lago Villarrica (ver sección 6.2), se analizaron distintas medidas que pudiesen contribuir al cumplimiento de la normativa durante los períodos 2012-2016 y 2017-2021. No se consideraron medidas in situ tales como dragado, filtrado y remoción física de algas, entre otras, ya que no solucionan el problema en su origen y sus costos son prohibitivos para lagos grandes como el Villarrica (Schindler 2006). Para efectos de este estudio se consideró que las medidas estarán a pleno funcionamiento a partir del año 2014.

i. Medidas para fuentes puntuales

- **Construcción de una PTAS en Curarrehue**

Es una medida que está incluida en el Plan de desarrollo comunal de Curarrehue (Guajardo 2009), pero que aún no ha sido aprobada. La alternativa que se baraja es una planta de tratamiento de tipo secundario. A pesar de que la decisión de construir esta PTAS no depende directamente de la implementación de la normativa en estudio, ha sido incluida en el análisis, ya que es una medida que podría disminuir la carga de nutrientes que ingresa al

lago Villarrica. En la modelación se consideraron tres tipos de tecnología de lodos activados con un alto grado de remoción de nutrientes: MLE, SBR y MLE con filtros (Suplee, Helena et al. 2007); tal como se aprecia en la Tabla 2.

Tabla 2. Características de las tecnologías consideradas para una PTAS en Curarrehue en base a un caudal de diseño de 400 m³/día.

Tecnología	NT efluente (mg/l)	PT efluente (mg/l)	Inversión (USD)	Costos de O&M (USD/año)
MLE	10	2	1.167.914	122.699
SBR	8	2	1.290.852	122.577
MLE + filtros	6	1	1.280.161	136.550

Fuente: Elaboración propia.

- **Tecnología para PTAS de Pucón**

El sistema actual de tratamiento de aguas servidas en Pucón obtuvo una remoción promedio de 64% para fósforo y de 78% para nitrógeno, durante la temporada 2010-2011, alcanzando concentraciones de 1,4 y 4,2 mg/l, respectivamente. La búsqueda de tecnologías se centró en la remoción de fósforo total. De acuerdo a una recopilación que abordó diversos estudios (Suplee, Helena et al. 2007), los sistemas biológicos avanzados de remoción de fósforo tienen el potencial de lograr una concentración de efluente de 0,3 mg/l de fósforo total e incluso menores a 0.1 mg/l. Además, procesos biológicos, químicos y físicos pueden ser combinados para alcanzar concentraciones de fósforo total todavía más bajas. A modo de ejemplo, monitoreos reportados por la EPA evidencian que la adición química seguida por filtración terciaria permiten obtener de manera consistente concentraciones del orden de 0.01 mg/l. Los costos anualizados (incluyendo inversión, operación y mantención) de adaptar un sistema de lodos activados, del tamaño de la PTAS de Pucón, para obtener una remoción avanzada de fósforo (de 0,5 a 0,05 mg/l), a partir de adición química, varían entre USD800.000 a 2.000.000 (Jiang, Beck et al. 2005).

- **Implementación de sistema de alcantarillado en el borde del lago Villarrica**

Dado que las construcciones ubicadas en la zona litoral, específicamente entre Pucón y Villarrica, utilizan pozos sépticos, en este AGIES se evaluó la implementación de un sistema de alcantarillado como solución para disminuir la carga de nutrientes que ingresa al lago Villarrica. Con este fin se contactó a Aguas Araucanía, la empresa sanitaria que opera las PTAS de la zona, confirmándose que en el corto plazo no existen planes de realizar un proyecto con estas características. Para dimensionar de manera rigurosa el costo de esta medida se requiere de un estudio técnico, sin embargo, a modo referencial se estimó que el costo de implementación total podría alcanzar un valor cercano a los USD10.000.000, considerando la expropiación de terrenos (2 UF por metro lineal), la construcción de la red de colección y de las plantas elevadoras de agua (USD250.000 por cada una). Paralelamente se estimó que los costos de mantención y operación serían equivalentes al 5% del monto invertido.

- ***Tecnologías para pisciculturas salmoacuícolas***

El análisis desarrollado se enfocó en determinar tecnologías de remoción de nutrientes factibles de implementar en los nuevos proyectos que pretendan instalarse en la cuenca. Actualmente, la mayoría de las pisciculturas trabajan con sistemas de flujo abierto y utilizan filtros rotatorios como sistema de remoción de nutrientes. De acuerdo a un estudio de WWF (Nieto D., Norambuena R. et al. 2010), las pisciculturas de recirculación serían la alternativa más convenientes, ya que provocarían menores impactos ambientales y en comparación a los sistemas productivos de lagos, estuarios y pisciculturas de flujo abierto generarían un mayor beneficio económico por smolt. Los mayores beneficios se explican por el uso eficiente del agua (3-10% del agua requerida en una piscicultura de flujo abierto) y el control de sus variables físico-químicas (pH, temperatura, oxígeno disuelto, concentración de parámetros, etc.), lo cual permite disminuir la mortalidad y tener más ciclos de producción al año.

En Chile, la información disponible sobre los costos de inversión y operación de esta tecnología es limitada, así en este análisis se consideró que la inversión necesaria para un sistema de recirculación es entre 1 - 1,5 USD/smolt y que los costos de energía (como referencia de los costos operacionales) son de 0,026 USD/smolt/año, ambos superiores a los reportados para sistema de flujo abierto, los cuales consideran una inversión de 0,85 USD/smolt y costos de energía de 0,02 USD/smolt/año (Leon J., Tecklin D. et al. 2007). En base a lo anterior se consideró que el costo de implementar la medida corresponde a la diferencia de costos entre ambas tecnologías, ya que las empresas al menos optarían por un sistema de flujo abierto que cumpla el D.S.90.

- ii. ***Medidas para fuentes difusas***

- ***Recuperación de la vegetación ripariana***

Una de las medidas de mitigación factibles de implementar en la cuenca del lago Villarrica es la restauración de las áreas riparianas, zonas donde se produce y controla significativamente el intercambio de energía y materia de un ecosistema terrestre con uno acuático (NRC 2002). Estas zonas vegetacionales, comúnmente denominadas como franjas de amortiguamiento, franjas de filtraje o zona de manejo y/o protección de cauces, (Gayoso & Gayoso 2003), influyen significativamente la dinámica de sedimentos, los ciclos biogeoquímicos y la temperatura del cauce, condiciones fundamentales en la mantención de complejas redes tróficas y en la generación de corredores ecológicos que permiten la conectividad a lo largo de la red de drenaje (Naiman & Décamps 1997).

De esta manera, el manejo de la vegetación ripariana es ampliamente reconocido como una manera de reducir o mitigar el impacto de actividades antrópicas aledañas a cuerpos de agua (Parkyn, Davies-Colley et al. 2005), fundamentalmente a nivel de nutrientes donde los rangos de eficiencia de remoción están fuertemente asociados al ancho y tipo de vegetación presentes en las franjas de amortiguamiento (Tabla 3). Un estudio desarrollado en Norteamérica (Hawes & Smith 2005) recomienda entre 5 a 30 m para proteger la calidad del agua, entre 10 y 30 metros para evitar la erosión, y entre 10 a 50 metros para preservar la vida acuática, mientras que una guía de conservación de agua desarrollada por la UACH sugiere anchos similares (Gayoso, Schlegel et al. 2000).

Un programa de restauración típico consiste en plantar árboles, arbustos y pastos (preferentemente nativos), además de reforzar orillas y limitar el acceso del ganado, lo cual genera una remoción adicional de nutrientes que puede alcanzar entre un 20 a un 40%. Los costos de experiencias internacionales varían ampliamente dependiendo del alcance de la medida, desde 2.500 USD/km, para un plan de reforestación simple, a 80.000 USD/km, para un programa integral que incluye reforzamiento de las orillas (Holmes, Bergstrom et al. 2004; Hoorman & McCutcheon 2005; Parkyn, Davies-Colley et al. 2005).

Tabla 3. Reducción esperada de la carga de nutrientes debido a la implementación de vegetación ripariana.

Tipo de buffer	Nitrógeno	Fósforo	Sedimentos
Forestación	48-74%	36-70%	70-90%
Franjas de filtraje	4-70%	24-85%	53-97%
Forestación y franjas de filtraje	75-95%	73-79%	92-96%

Fuente: Elaboración propia en base a (Hawes & Smith 2005).

En Chile, la restauración de vegetación ripariana no es una medida que se aplique habitualmente, acotándose más bien a iniciativas locales. Sin embargo en el Reglamento de suelos, aguas y humedales de la Ley sobre recuperación del bosque nativo y fomento forestal se establece una zona de protección de exclusión de intervención de 5 a 10 metros, según la sección del cauce. Esto significa que existe sustento legal para implementar un plan de restauración de la vegetación ripariana en los principales ríos de la cuenca. Como antecedentes de costos existen dos proyectos presentados al Fondo de protección ambiental, pero que no fueron aprobados. Uno de ellos consistía en la restauración de 1,5 km de bosque de ribera en la cuenca del Queule a un costo de \$28.000.000 (equivalente a 18.000 USD/km), mientras que el otro proyecto trataba de la protección de 3 km de la ribera del río Michín a un costo de \$14.000.000 (equivalente a 5.000 USD/km). Así a nivel nacional la principal referencia de costos de restauración de vegetación nativa es el Decreto de Ley 701 de CONAF, sobre fomento forestal, a través del cual se establece una tabla de costos por temporada (Tabla 4).

Tabla 4. Costos establecidos por CONAF para reforestación considerando franjas de 5 metros de ancho, temporada 2010.

Tipo de actividad	Costo
Forestación	\$718.147/ha
Protección contra lagomorfos	\$88.500/ha
Mano de obra (casillas)	\$73.000/ha
Cercado	\$522.580/km
<i>Costo total por km de ribera*</i>	<i>\$ 962.404/km (USD2000/km)</i>

Fuente: Elaboración propia

A partir de los antecedentes recopilados se estimaron los costos y la eficiencia que generaría la remoción de nutrientes a través de la implementación de un programa de recuperación de vegetación ripariana en cada una de las subcuencas del lago Villarrica. Esta aproximación supuso la generación de distintos escenarios de cobertura de bosque nativo (1%, 10% y 100% del total de kilómetros factibles de intervenir) en las zonas riparianas (franjas de 5 m de ancho) actualmente dominados por praderas agropecuarias (ver sección 10.5).

iii. Aplicación de instrumentos económicos

La aplicación de instrumentos económicos es una alternativa de interés creciente para proteger la calidad del agua en países de América Latina y el Caribe (Acuña 2002). Estos instrumentos tienen varias ventajas teóricas sobre los sistemas tradicionales: i) permiten obtener la calidad ambiental deseada por la sociedad al mínimo costo económico posible; ii) proveen incentivos dinámicos a los agentes económicos, tanto para la reducción de la contaminación, como para el desarrollo y utilización de tecnologías limpias; iii) posibilitan la obtención de recaudaciones financieras que posteriormente puedan invertirse en el perfeccionamiento de la infraestructura, el desarrollo científico y tecnológico o para el mejoramiento de la gestión del recurso. Sin embargo, en la práctica estos instrumentos pueden ser difíciles de implementar y no eliminan la necesidad de disponer de instrumentos tradicionales, aunque ofrecen mayores grados de flexibilidad a las fuentes contaminantes para cumplir con las metas normativas.

Los permisos de emisión transables son un ejemplo de instrumentos de mercado usados en la gestión del agua y el control de la contaminación. La instauración de sistemas de límites máximos y permisos de emisión transable contribuyen a aumentar la eficiencia para alcanzar los objetivos de una regulación, debido a la flexibilidad que el sistema otorga para la asignación de recursos. En este tipo de sistemas la autoridad define límites máximos a las emisiones totales permisibles de un parámetro y posteriormente distribuye la cantidad total entre las fuentes emisoras a través de permisos, los cuales pueden ser transados luego de su distribución inicial. La experiencia con este tipo de instrumentos es limitada y se ha centrado en países desarrollados como Australia, Canadá y Estados Unidos (Kraemer, Kampa et al.). De acuerdo al estudio de Razeto (2010), algunos de los programas más reconocidos son: Programa de Créditos de Nitrógeno Negociables del Estrecho de Long Island (Connecticut, EE.UU), Programa de Transacciones Piloto en la Cuenca del Río Great Miami (Ohio, EE.UU), Programa de Transacciones del Embalse Chatfield y la Cuenca Cherry Creek (Colorado, EE.UU), Programa de Transacciones del Río Red Cedar (Wisconsin, EE.UU), Programa de Transacciones de Calidad del Agua en Pennsylvania (Pennsylvania, EE.UU), Programa de Manejo del Fósforo Total en el Río South Nation (Ontario, Canadá), Programa de Transacciones del Lago Taupo (Waikato, Nueva Zelanda) y el Sistema de Transacciones de Salinidad en el Río Hunter (New South Wales, Australia).

Si bien los instrumentos económicos podrían contribuir a alcanzar los objetivos de las NSCA, se requiere un riguroso análisis para asegurar el cumplimiento de una serie de condiciones mínimas necesarias (ej. capacidades institucionales, sistema de control y fiscalización de la contaminación del agua, etc.).

7.2.4 Estimación del costo asociado a la normativa

Considerando los límites del anteproyecto de NSCA y en base a la información de costos y eficiencias de remoción de cada una de las medidas seleccionadas (fuentes puntuales y difusas) se realizó un análisis de costo efectividad, determinándose el orden recomendado para la implementación de medidas y el costo total asociado. Para esto se generaron tres escenarios: máximo, normal y pasivo (ver sección 10.6), con distintas combinaciones de coberturas de uso del suelo, crecimiento de la producción salmoacuícola y medidas de mitigación.

La estimación de costos consideró en primer lugar el cálculo de los flujos anuales, sumando los costos de operación y mantención y la inversión anualizada de cada medida, para luego estimar el valor presente⁴ de cada una de ellas y, a partir de este valor, calcular el costo anualizado. Se siguió esta metodología para obtener un valor anual constante ya que en algunos casos los flujos varían año a año. Posteriormente, este valor se dividió por la remoción de carga esperada para cada medida, obteniéndose un indicador de costo efectividad (dólares por tonelada reducida de fósforo total), el cual se utilizó para ordenarlas (Tabla 5).

En la Figura 14 se observan las medidas ordenadas de mayor a menor según el costo anualizado medio, además del costo anualizado total que implicaría su implementación durante el período 2012-2016, bajo un escenario normal. Según esta figura, para cumplir la norma de fósforo total (10 ug/l en el centro del lago), de manera costo eficiente, sería recomendable incluir todas las medidas que presenten costos medios menores a la implementación de la PTAS de Curarrehue. De este modo, se calculó el costo total de implementar el grupo de medidas que bastaría para alcanzar de manera eficiente el límite de fósforo total establecido en las NSCA (10 ug/l), según el orden del ranking.

En la Figura 15 se grafica la curva de costos según concentración objetivo para los tres escenarios en análisis. Como era esperable, el escenario máximo presenta un mayor potencial de reducción de nutrientes, evidenciando ser una opción más conveniente que los otros dos escenarios, puesto que permite obtener iguales reducciones a menor costo. Esto se explica porque el escenario máximo considera proteger la totalidad de las riberas factibles de intervenir (Tabla 23), lo cual permitiría alcanzar mayores reducciones a un costo medio menor. El costo para cumplir la normativa de fósforo total sería el mismo para los escenarios normal y máximo, mientras que el escenario pasivo no permitiría alcanzar dicho límite. De acuerdo a las medidas analizadas, a través del escenario máximo se podría alcanzar una concentración de 8,3 ug/L a un costo esperado de 9 MMUSD.

⁴ Tasa de descuento: 6%. Período: 10 años.

Tabla 5. Ranking según costo medio de medidas implementadas para cumplir con el límite promedio de fósforo total establecido por el anteproyecto de NSCA del lago Villarrica.

Medida	Costo medio anualizado (USD/año/ton)	Reducción Carga PT (ton/año)	Reducción Concentración PT (ug/L)	Concentración final acumulada PT (ug/L)
Protección de ribera Pucón	5.500	0,6	0,02	11,5
Protección de ribera Villarrica	8.700	0,2	0,006	11,5
Mejora en sistemas de tratamiento en Pisciculturas	9.800	40	1	10,1
Protección de ribera Caburga	11.000	0,2	0,006	10,1
Protección de ribera Trancura	11.000	0,3	0,01	10,1
Protección de ribera Maichin	13.000	0,6	0,02	10
Protección de ribera Palquin-Menetue	14.000	0,2	0,009	10
Protección de ribera Liucura	15.000	0,2	0,009	10
Protección de ribera Pangui	27.000	0,05	0,002	10
Implementación PTAS Curarrehue	54.000	4	0,2	9,87
Mejoramiento PTAS Pucón	430.000	9	0,3	9,54
Construcción y operación alcantarillado borde lago	2.000.000	1	0,04	9,5

Fuente: Elaboración propia

Nota: USD = \$500, tasa descuento: 6%, periodo de evaluación: 2012-2021. Escenario Normal.

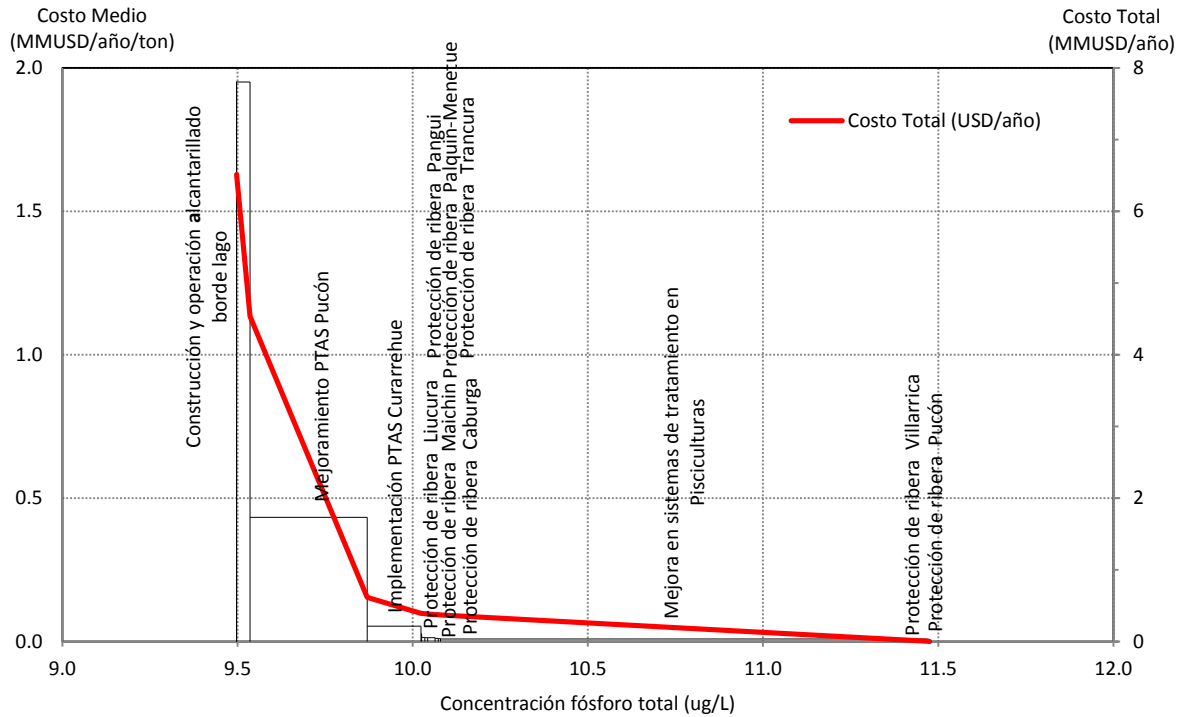


Figura 14. Costo anualizado medio y total según nivel de concentración de fósforo total del centro del Lago.

Fuente: Elaboración propia

Nota: USD = \$500, tasa descuento: 6%, periodo de evaluación: 2012-2021. Escenario máximo.

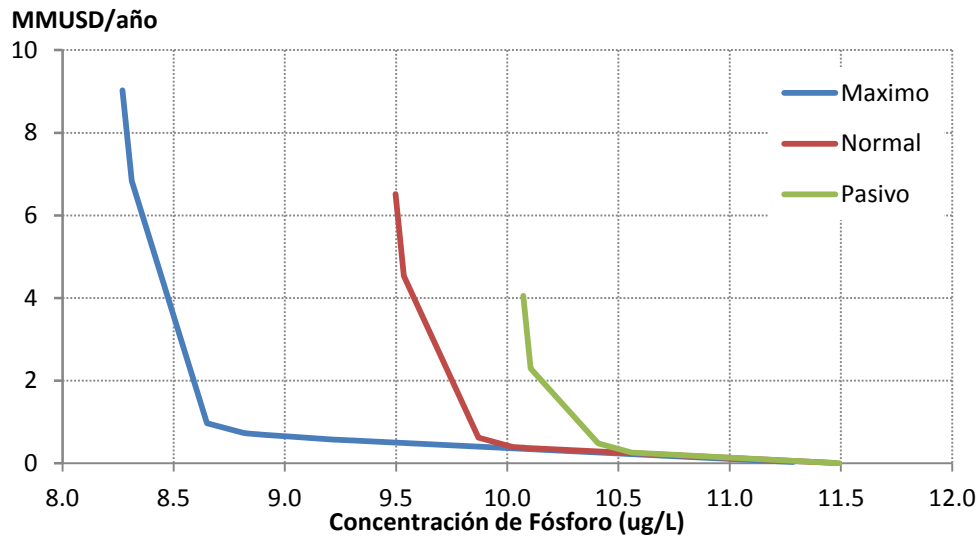


Figura 15. Costos totales anualizados según nivel de concentración de fósforo total del centro del lago según escenario de alcance de las medidas.

Fuente: Elaboración propia

Nota: USD = \$500, tasa descuento: 6%, periodo de evaluación: 2012-2021.

7.3 Análisis de beneficios

Este capítulo da cuenta de la identificación y, en la medida de lo posible, de la valoración de potenciales beneficios para la población, asociados al mejoramiento de la condición de trofía del Lago, producto de la implementación de la regulación en análisis.

7.3.1 Identificación

La siguiente tabla presenta los beneficios identificados más relevantes resultantes de una eventual reducción del nivel de trofía del lago Villarrica.

Tabla 6. Efectos del empeoramiento del nivel de trofía del lago Villarrica y beneficios para la población de evitarlo.

Efectos del empeoramiento del nivel de trofía	Beneficios para la población por evitar el empeoramiento del nivel de trofía
Reducción de la calidad del agua	<ul style="list-style-type: none"> • R&E: Mayor valor recreativo y estético de los cuerpos de agua (baño, picnic, caminatas, windsurf, pesca, etc.) • UC: Incremento valor del lago para usos comerciales (navegación, riego, pesca, industria)
Incremento de problemas de olor y sabor en abastecimiento de agua potable	<ul style="list-style-type: none"> • CTRAT: Menores costos de tratamiento de agua potable (remoción de toxinas y nitrógeno) • Disminución de la necesidad de fuentes alternativas de abastecimiento de agua potable • R&E, UC
Aumento de probabilidad de toxinas presentes en el agua	<ul style="list-style-type: none"> • Menores costos de salud en seres humanos, ganado y animales domésticos • R&E, UC, CTRAT
Reducción de la disponibilidad de oxígeno en el agua	<ul style="list-style-type: none"> • BIO: Mayor Biodiversidad • R&E, UC
Pérdida de la profundidad del agua, área del cuerpo de agua y capacidad de almacenamiento	<ul style="list-style-type: none"> • Costos de limpieza de las vías navegables (dragado, corte de hierbas) • R&E, UC, BIO

Fuente: Elaboración propia en base a UNEP - IETC, 2000

Nota: R&E: Recreación y estética, UC: usos comerciales, CTRAT: costos de tratamiento de agua potable, BIO: biodiversidad.

7.3.2 Valoración

La monetización de beneficios se basó en el método de precios hedónicos, el que permitió relacionar cambios en el valor de las propiedades frente al Lago ante variaciones en la transparencia del mismo. Dicho metodología se hace cargo principalmente de los beneficios asociados a un mayor valor recreativo y estético, aunque posiblemente incluye otros como menores costos de salud en seres humanos. Además, sólo considera los beneficios

reflejados en propiedades frente al Lago, dejando fuera una importante parte de la población potencialmente beneficiada (turistas y población aledaña).

Lo anterior se debe a la complejidad de valorizar otro tipo de beneficios y no implica que los beneficios no valorizados sean despreciables frente a aquellos que sí lo fueron. No obstante, el análisis cumple con ser una aproximación conservadora al representar una cota inferior de los reales beneficios de la norma.

i. Metodología

El método escogido para monetizar los beneficios generados por la norma en estudio fue el de precios hedónicos, el cual relaciona el valor de un bien con sus características. A modo de ejemplo, el valor de una propiedad considera entre otras variables las de superficie de terreno, aptitud de uso del suelo, calidad de la construcción, áreas verdes, ubicación, características del vecindario, etc. De esta manera, se puede definir el precio de una propiedad usando la siguiente forma general:

Ecuación 1: $P = f(L, S, N)$

Donde:

- P: Precio de la propiedad
- L: Atributos de localización
- N: Atributos de vecindario
- S: Atributos estructurales

El método de precios hedónicos ha sido ampliamente utilizado para valorar bienes o servicios no transados en el mercado, a través de relaciones con bienes y servicios que sí se transan dentro de un mercado establecido y que por lo tanto cuentan con información respecto de las preferencias (reveladas) de la sociedad.

Usando este método se estimó para el caso en estudio cómo cambia el valor de las propiedades frente al Lago Villarrica (bien que se transa en el mercado) ante variaciones de la transparencia del Lago⁵ (servicio que no cuenta con mercado). De esta manera fue posible contar con una estimación de la disposición a pagar de la sociedad por cierta mejora de la calidad del agua del cuerpo de agua. Cabe señalar que la aplicación de esta aproximación supuso una subestimación de los beneficios, ya que representó únicamente a los dueños de las propiedades frente al lago y no a la población de la zona fuera del área de estudio ni a los turistas visitantes. Lo anterior, debido a la imposibilidad de relacionar variaciones en el bienestar de dicha población con cambios en la calidad del agua del Lago.

⁵ Esta característica ha sido identificada por diversos estudios (Brashares, 1985; Michael, Boyle et al 1996) como la más relevante para el goce de las personas, con relación al valor recreativo y estético del cuerpo de agua. Esto se debe a que tiene buena correlación respecto a otros indicadores de calidad del agua y es fácilmente percibido por las personas.

ii. Aplicación

El análisis se basó en lo realizado por Michael, Boyle et al. (1996), donde para lagos de Maine, Estados Unidos de América, se estimó una relación directa (Ecuación 2) entre el valor de una propiedad a orilla de lago y la transparencia del cuerpo de agua (Figura 16):

$$\text{Ecuación 2 : } P=L* (A+B*\ln(T))$$

Donde:

- P: Precio de la propiedad
- L: Largo de orilla de la propiedad
- A: Atributos estructurales y de localización
- B: Atributos relacionados a la transparencia del lago
- T: Transparencia del lago (medida según datos de disco Secchi)

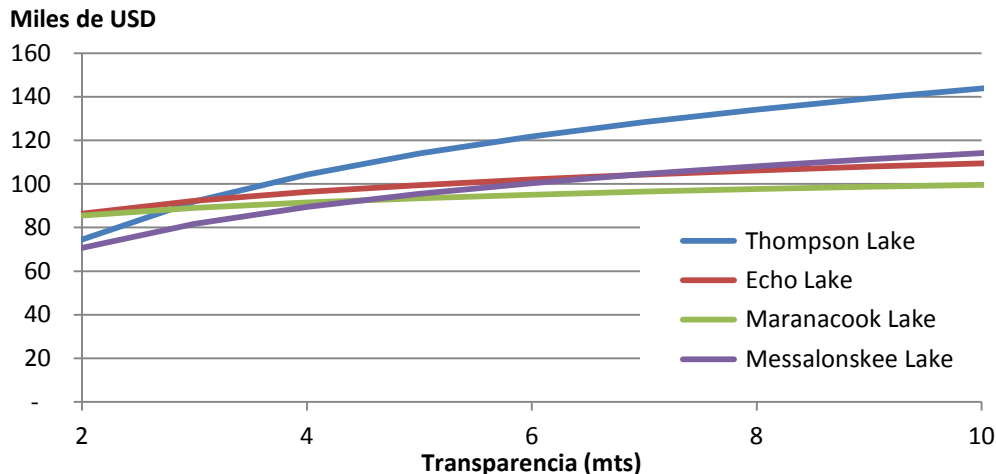


Figura 16. Precios de propiedades a orilla de lago estimados en función de la transparencia del lago donde se ubican.

Fuente: Elaboración propia en base a Michael, Boyle et al., 1996

Para aplicar la metodología utilizada por Michael, Boyle et al. (1996) al lago Villarrica se siguieron las siguientes etapas:

1. Se calcularon las variaciones porcentuales del valor de la propiedad respecto a un valor Secchi de referencia, para luego promediar dichos valores. El valor Secchi de referencia fue de 10 metros y correspondió a la transparencia media del centro del Lago Villarrica (ver sección 6.1.2). Los resultados obtenidos en esta etapa permitieron determinar que el valor de una propiedad disminuiría en un 30% si la transparencia del lago se reduce de 10 a 2 metros. Por el contrario, un aumento de la transparencia de 10 a 14 metros podría incrementar su valor en un 6% (Figura 17).

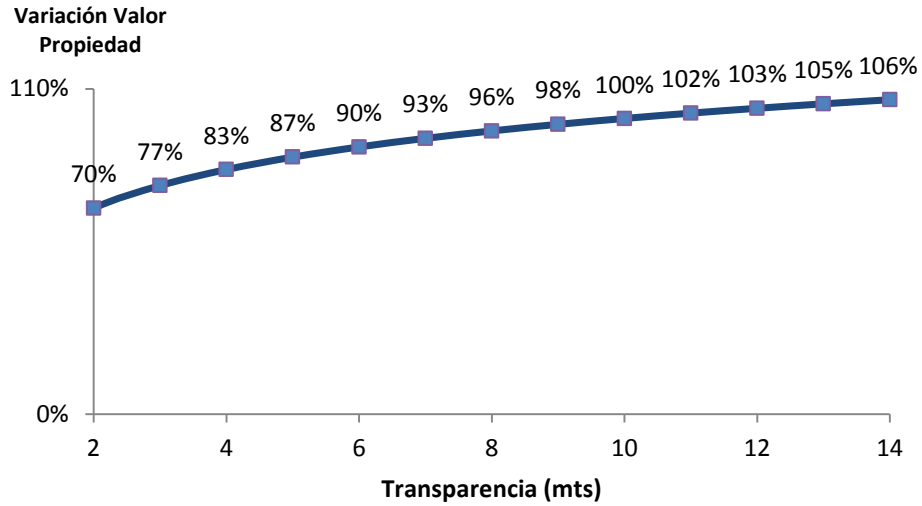


Figura 17. Variaciones porcentuales del valor de propiedad según cambios en la transparencia.

Fuente: Elaboración propia en base a Michael, Boyle et al., 1996.

2. Se estimó el valor de las propiedades frente al lago Villarrica, realizando revisión de precios y superficies de propiedades en venta publicados en diarios y páginas web. Se obtuvo como resultado un valor de USD 120 por m² (2,7 UF/m²). Para efectos de valoración se consideró un 40% del perímetro del lago, contemplándose que existen zonas donde, por características del terreno, no se avizoran construcciones en el mediano plazo.
3. En base a los porcentajes de la etapa 1 y los valores de la etapa 2 se calcularon las variaciones en el precio de propiedades según la transparencia del Lago (Figura 18). Los resultados obtenidos mostraron que un empeoramiento de la transparencia desde 10 a 8 metros implicaría pérdidas por 21 millones de USD, mientras que una mejora desde 10 a 12 metros generaría ganancias por 17 millones de USD.

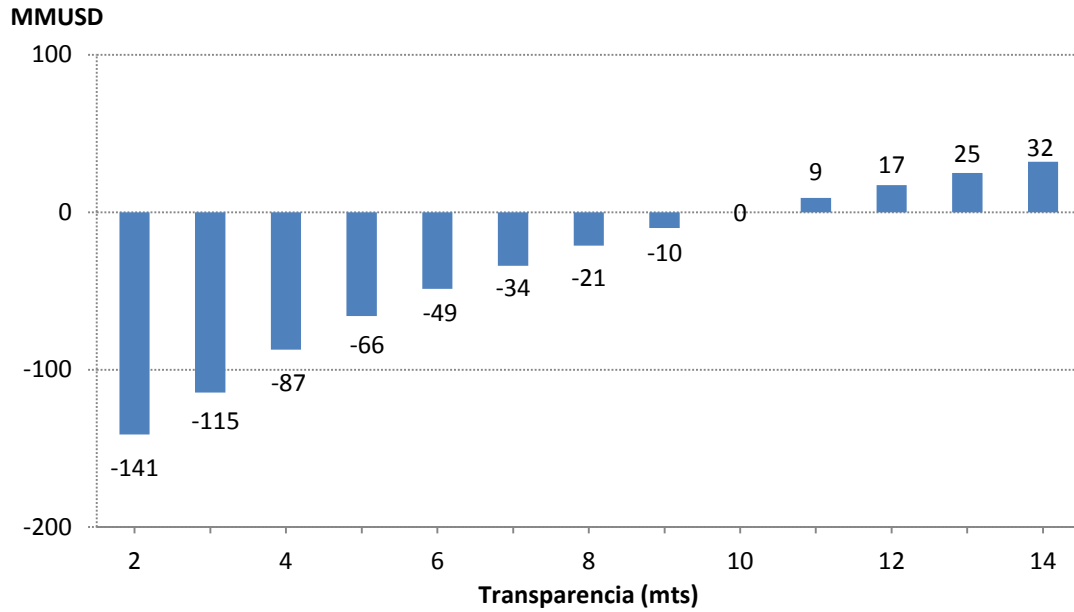


Figura 18. Variación del valor total de las propiedades frente al lago para diferentes valores de transparencia.

Fuente: Elaboración propia

Nota: USD = \$500. Escenario Normal.

Finalmente, para estimar el beneficio asociado a los valores propuestos por la norma de calidad secundaria fue necesario calcular las pérdidas o ganancias para los casos con y sin norma, y calcular el diferencial entre ambas situaciones. Así el flujo de beneficios de la norma derivó de la diferencia de las valorizaciones de las propiedades entre los casos con y sin norma para cada año. En el capítulo 7.5 se presentan los resultados consolidados. La Figura 19 muestra la evolución de la transparencia estimada para ambos casos. A modo de ejemplo, el beneficio de la norma para el año 2021 corresponde a la diferencia entre el valor del total de las propiedades bajo un escenario con norma (transparencia de 10.1 m) y sin norma (transparencia de 8,7 m).

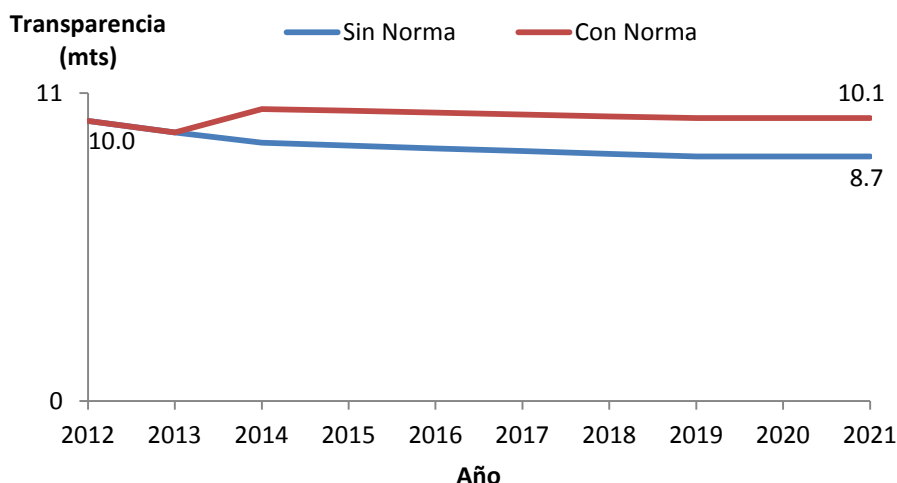


Figura 19. Evolución esperada de la transparencia del Lago para los casos con y sin norma (escenario normal).

Fuente: Elaboración propia

Nota: Escenario Normal.

7.4 Análisis de incertidumbre

El análisis de costos y beneficios consideró la incertidumbre en los resultados, incorporando distribuciones de probabilidad triangulares en algunos de los parámetros más relevantes del modelo, tales como: eficiencias de remoción de las medidas de reducción de nutrientes, costos de inversión, mantención y operación de dichas medidas y el valor de las propiedades frente al lago; definiéndose los mínimos y máximos a partir de variaciones porcentuales del valor de referencia. En el caso de las eficiencias se varió este valor en un 5%, estimado a partir de las eficiencias mínimas y máximas de las tecnologías de abatimiento reportadas para nitrógeno y fósforo en el estudio realizado por (FundacionChile 2010). En cuanto a los costos de inversión, mantención y operación, la variación fue de 35%, valor que usualmente se usa en estudios de factibilidad de proyectos de inversión. Para el caso del valor de terreno a orilla de lago se usó igualmente un 35% de variación. A modo de ejemplo, si el valor de referencia de eficiencia es de 80%, se define una distribución triangular con un mínimo de 75%, un máximo de 85% y 80% como el valor más probable.

7.5 Resultados del análisis económico

Este capítulo presenta los resultados obtenidos del análisis de costos y beneficios de la norma en estudio. En su primera parte presenta el consolidado de los valores calculados y en la segunda presenta un análisis de sensibilidad de los mismos en función de los parámetros más relevantes de la modelación. Cabe mencionar que los resultados presentados en este capítulo representan el diferencial de costos entre las situaciones con y sin norma, salvo que se explicita otra condición.

7.5.1 Indicadores económicos

La Tabla 7 presenta el consolidado de los indicadores económicos.

Tabla 7. Consolidado de los indicadores económicos

Indicador	Flujo Anualizado (MMUSD/año)			Valor presente (MMUSD)		
	Media	p5	p95	Media	p5	p95
Beneficios	13	10	16	104	80	127
Costos	0.4	0.3	0.5	3	2.4	4.1
Beneficio Neto	13	10	16	101	77	124

Fuente: Elaboración propia

Nota: USD = \$500, tasa descuento: 6%, periodo de evaluación: 2012-2021. Escenario Normal

La implementación de la norma presentaría beneficios netos por 13 MMUSD anuales, lo que equivale a una ganancia cercana a los 100 MMUSD en valor presente. Dado que los intervalos de confianza no incluyen el valor cero, existirían beneficios netos significativos.

La siguiente tabla presenta el consolidado de los indicadores económicos por escenario de alcance.

Tabla 8. Consolidado de indicadores económicos según escenario. Flujo anualizado (MMUSD/año)

Indicador	Pasivo	Normal	Máximo
Beneficios	12.5	13.4	13.5
Costos	4.1	0.4	0.4
Beneficio Neto	8.5	12.9	13.1
B/C	3.1	31	37

Fuente: Elaboración propia

Nota: USD = \$500, tasa descuento: 6%, periodo de evaluación: 2012-2021.

Se desprende de la tabla anterior que en todos los escenarios existirían beneficios netos positivos, siendo el escenario máximo el que presenta la mayor razón beneficio costo y un mayor beneficio neto. Esto se explica principalmente por la mayor penetración de medidas de bajo costo medio como la protección de riberas en subcuencas de Pucón y Villarrica (Tabla 5).

7.5.2 Análisis de sensibilidad

Adicionalmente, se elaboró un análisis de sensibilidad de los indicadores económicos, con la finalidad de identificar los parámetros más influyentes en los resultados finales.

i. Costos

La Figura 20 grafica la variación del costo anual en función de variaciones porcentuales de los parámetros escogidos. Cada una de las franjas de la figura representa la variación de costo anual asociada al cambio en el valor del parámetro en cuestión, bajo la condición *ceteris paribus*, es decir, manteniendo todos las demás variables constantes. Las variaciones equivalen a un incremento del 30% del valor de referencia del parámetro para el escenario Alto y a una reducción del 30% para el escenario Bajo.

Por ejemplo, en el caso de la tasa de crecimiento de pisciculturas el valor de referencia es de 3% anual, por lo tanto, el escenario bajo evalúa los costos para un crecimiento anual de 2,1%, mientras que el escenario alto considera un crecimiento del 3,9%. Lo anterior manteniendo constantes los valores de las demás variables. La figura muestra que los costos son altamente sensibles a la tasa de crecimiento de las pisciculturas y a la tasa de crecimiento de la población de Pucón. En menor medida es sensible a la tasa de crecimiento de la población de Curarrehue.

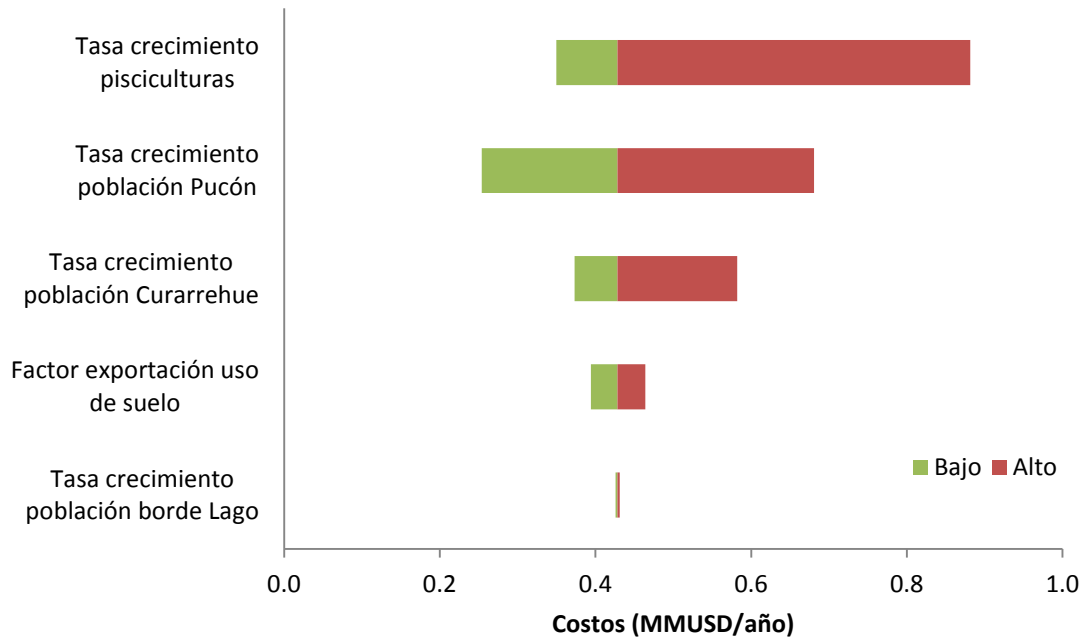


Figura 20. Análisis sensibilidad beneficio neto según variación de parámetros.

Fuente: Elaboración propia

Nota: USD = \$500, tasa descuento: 6%, periodo de evaluación: 2012-2021. Escenario Normal

ii. Crecimiento de pisciculturas

Se analizó el comportamiento de los indicadores económicos para diferentes escenarios de la tasa de crecimiento de pisciculturas, debido a que es la variable más determinante con respecto a los costos totales de la normativa.

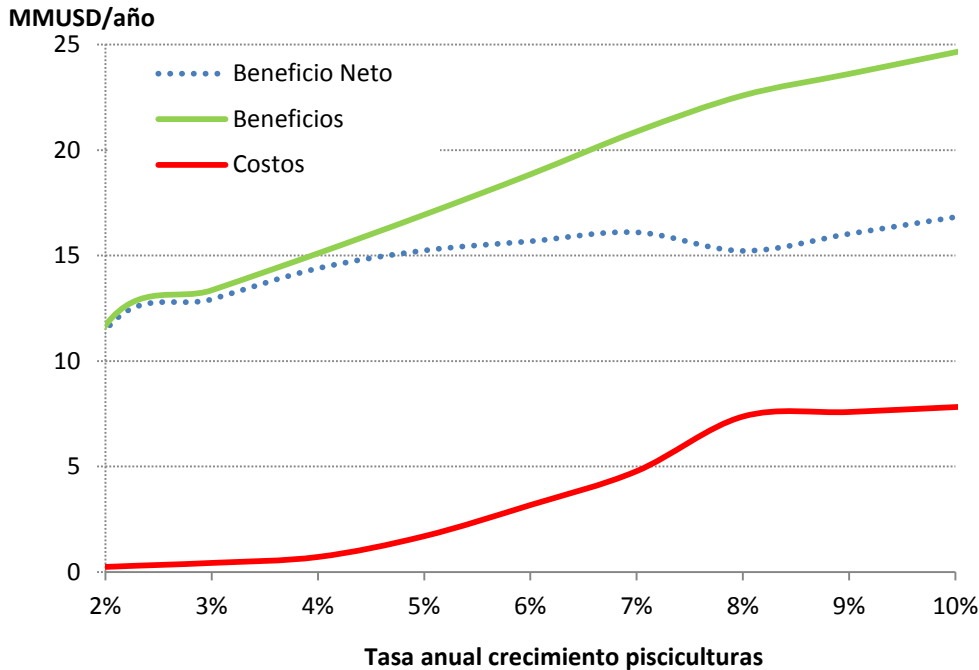


Figura 21. Análisis sensibilidad indicadores económicos según variación de parámetros.

Fuente: Elaboración propia

Nota: US\$= \$500, tasa descuento: 6%, periodo de evaluación: 2012-2021. Escenario Normal

Se observa que los costos pueden superar los 5 MMUSD al año para tasas de crecimientos mayores al 7% anual. Sin embargo el beneficio neto también aumentaría, alcanzando un monto cercano a 15 MMUSD.

iii. Costo terreno frente a lago

En cuanto a los beneficios, se decidió sensibilizarlos en base al precio (USD/metro de orilla) de las propiedades frente al Lago. Esto con el objetivo de conocer el precio bajo el cual el beneficio neto es negativo de modo de estimar el rango de precios que viabiliza la norma (beneficio neto > 0). La figura siguiente grafica la relación entre beneficio neto y costo de terreno para propiedades frente al Lago.

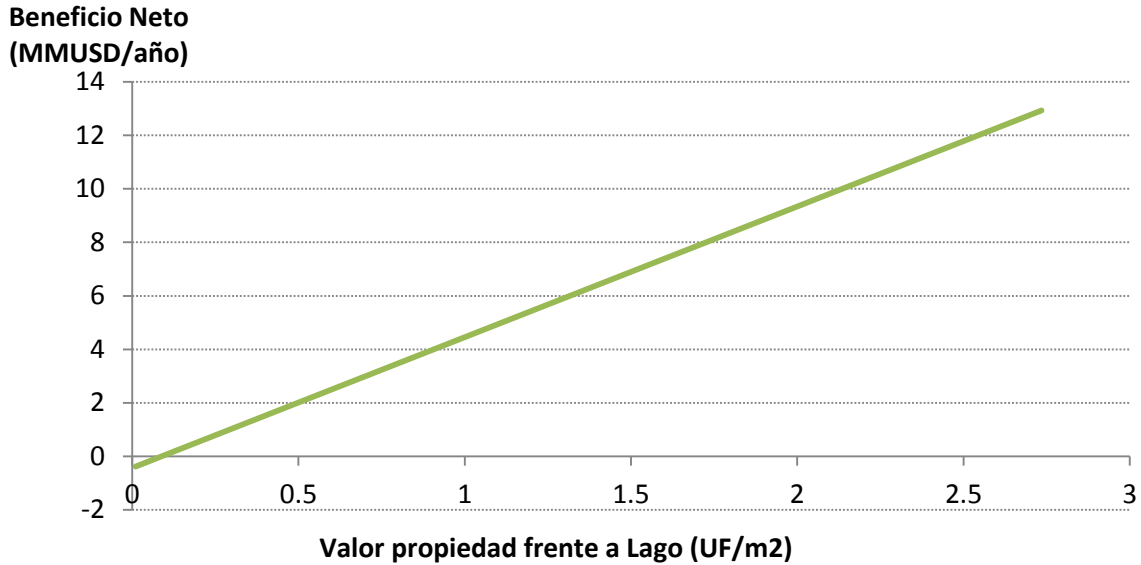


Figura 22. Relación beneficio neto v/s valor de propiedad frente al Lago Villarrica

Fuente: Elaboración propia

Nota: USD = \$500, tasa descuento: 6%, periodo de evaluación: 2012-2021. Escenario Normal.

Se desprende de la figura anterior que sobre un valor de 4 USD por metro cuadrado (0,09 UF/m²) los beneficios obtenidos por la población superan los costos de implementación de las medidas de reducción de nutrientes. Dicho valor está claramente bajo el promedio de valores de terrenos aledaños a lagos de alta concurrencia, por lo que es de esperar que el beneficio neto de la implementación de esta norma sea positivo.

7.5.3 Análisis marginal

Finalmente se realizó un análisis de beneficios y costos marginales, de modo de identificar la región de concentraciones que maximiza el beneficio social neto. Esta optimización se resuelve igualando los beneficios y costos marginales, tal como se demuestra a continuación:

- $\text{Max}_x (\text{Beneficios Totales} - \text{Costos Totales})$
- $\frac{\partial \text{Beneficios Totales}}{\partial x} - \frac{\partial \text{Costos Totales}}{\partial x} = 0$
- $\text{Beneficio Marginal} = \text{Costo Marginal}$

La **Figura 23** grafica las curvas marginales de costos y beneficios, además de los intervalos de confianza para la curva de beneficios marginales (percentil 5 y percentil 95).

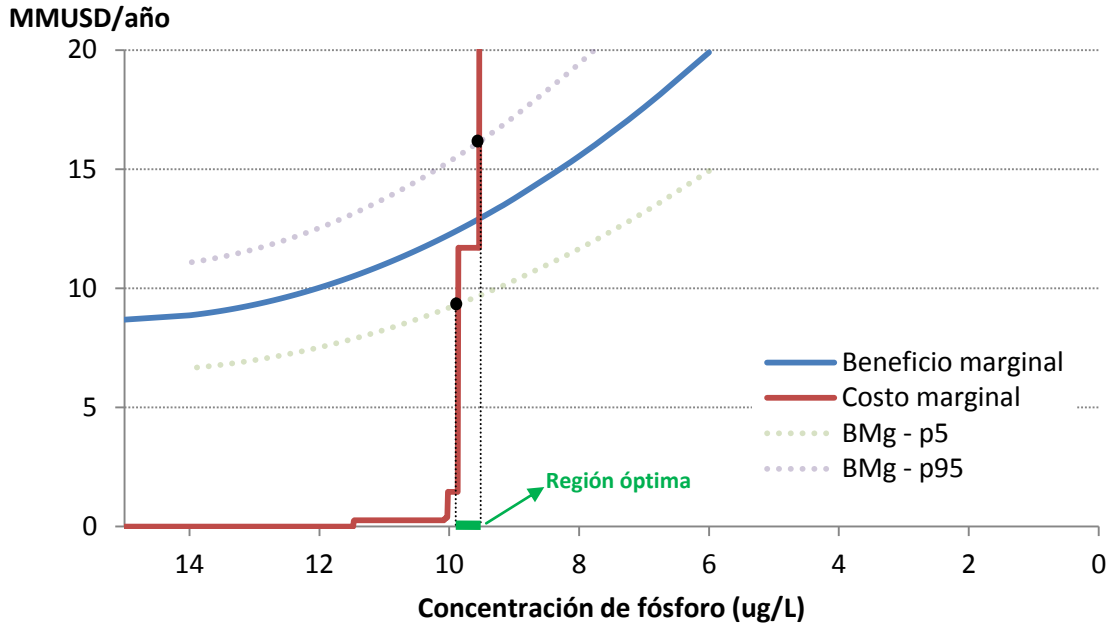


Figura 23. Análisis marginal de costos y beneficios

Fuente: Elaboración propia

Nota: USD = \$500, tasa descuento: 6%, periodo de evaluación: 2012-2021. Escenario Normal.

Se evidencia de la figura anterior que el valor de norma propuesto se ubica próximo a la región óptima que maximiza el beneficio neto.

8 Conclusiones

1. Impactos

- Los impactos económicos producidos por la eutrofización son muy significativos. En países como Alemania, Brasil y Japón se han invertido miles de millones de dólares en recuperación de cuerpos de agua eutrofizados.
- El lago Villarrica es un destino turístico reconocido, que genera importantes ingresos a la economía local. Este cuerpo lacustre ha experimentado un aumento de la concentración de nutrientes por efectos antrópicos. Si bien su categoría trófica actual aún corresponde a un lago oligotrófico, se encuentra en el límite de la mesotrofia. Los valores establecidos en las NSCA están acordes a los recomendados internacionalmente para mantener al lago en un estado oligomeso-trófico.

2. Fuentes emisoras y medidas

- De acuerdo al análisis, las principales fuentes que aportan nutrientes al lago Villarrica son la escorrentía (que depende de los cambios en el uso de suelo) y las pisciculturas. Otras fuentes de segundo orden son la PTAS de Pucón, las aguas servidas de Curarrehue y los pozos sépticos ubicados en el borde del lago y en las riberas de sus afluentes.
- Los resultados obtenidos al modelar escenarios futuros sugirieron que en períodos venideros (2012-2016 y 2017-2021) la concentración de fósforo total en el centro del lago (zona pelagial) podría superar el valor promedio máximo establecido en el anteproyecto de las NSCA (10 ug/l para PT), mientras que para alcanzar el límite propuesto para el nitrógeno total (150 ug/l para NT) habría una mayor holgura. Por lo tanto, las medidas deben apuntar a reducir la carga de fósforo total.
- Los resultados de la modelación de calidad del agua deben ser usados sólo como referencia, por lo tanto, se sugiere profundizar en la determinación de la carga de nutrientes producida por cada fuente. Futuros esfuerzos deberían centrarse en modelar períodos estacionales, lo cual permitiría analizar los efectos de la estratificación del lago.
- Para disminuir la carga de nutrientes que ingresa al lago Villarrica a través de la escorrentía se recomienda la recuperación de la vegetación ripariana, debido a su alta tasa de retención de nutrientes, además de otros beneficios ecosistémicos.
- Existen antecedentes de que el sector piscícola crecerá fuertemente en la cuenca durante los próximos períodos, lo cual podría generar un aumento de la carga de nutrientes. Además, las pisciculturas están sujetas a normas de emisión por concentración y no por carga. Por lo tanto, es recomendable incentivar el uso de sistemas de recirculación para disminuir la carga aportante de nutrientes.
- La aplicación de instrumentos económicos podría contribuir al cumplimiento de las NSCA en el lago Villarrica, sin embargo, en la práctica estos instrumentos pueden ser difíciles de implementar y no eliminan la necesidad de disponer de instrumentos tradicionales.

3. Análisis de costos y beneficios

- La implementación de la norma implicaría costos por 0,4 MMUSD/año y beneficios por 13 MMUSD/año, aproximadamente.
- De acuerdo a las medidas consideradas, la norma se cumpliría al mismo costo para los escenarios normal y máximo, mientras que con el escenario pasivo no sería posible cumplirla. El escenario máximo es el que presenta la mayor razón beneficio costo y un mayor beneficio neto de los tres escenarios.
- A través de la implementación del escenario máximo se podría alcanzar una concentración de 8,3 ug/L de PT a un costo esperado de 9 MMUSD.
- Los costos son altamente sensibles a la tasa de crecimiento de las pisciculturas y a la tasa de crecimiento de la población de Pucón.
- Sobre un valor de terreno a orilla de lago de 4 USD/m² (0,09 UF/m²) los beneficios obtenidos por la población superan los costos de implementación de las medidas de reducción de nutrientes. Dicho valor está claramente bajo el promedio de valores de terrenos aledaños a lagos de alta concurrencia, por lo que es de esperar que el beneficio neto de la implementación de esta norma sea positivo.
- Se desprende del análisis marginal que el valor de norma propuesto se ubica próximo a la región óptima que maximiza el beneficio neto.

9 Referencias

Acuña, G. (2002). "Experiencia en el uso de instrumentos económicos para la gestión ambiental en América Latina y el Caribe y su relación con el cumplimiento de la normativa ambiental." Buenos Aires. Fundación Ambiente y Recursos Naturales.

Applus (2009). "Informe análisis general de impacto económico y social de la norma secundaria del lago villarrica (AGIES). Preparado para la DGA."

Brashares, E. (1985). "Estimating the instream value of lake water quality in Southeast Michigan." Diss. University of Michigan.

Brylinsky, M. (2004). User's Manual for Prediction of Phosphorus Concentration in Nova Scotia Lakes: A Tool for Decision Making, Version.

Butkus, S. & S. Villalobos (2001). Modelación de la respuesta del lago Villarica ante aportes de fósforo, IICA.

Campos, H. (1984). "Limnological study of Araucanian lakes (Chile)." Verh. Internat. Verein. Limnol **22**(1319-1327): 1319-1327.

Campos, H., O. Parra, et al. (1994). Evauación de la carga de fósforo y nitrógeno en el lago Villarrica. Universidad Austral.

Campos, H., W. Steffen, et al. (1983). "Limnological studies in lake Villarrica morphometric, physical, chemical, planktonical factors and primary productivity." Archiv für Hydrobiologie. Supplementband. Monographische Beiträge **65**(4): 371-406.

Canfield Jr, D. E. & R. W. Bachmann (1981). "Prediction of total phosphorus concentrations, chlorophyll a, and Secchi depths in natural and artificial lakes." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **38**(4): 414-423.

CONAF-CONAMA-BIRF, P. (1999). "Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos de Chile." Santiago.

Chapra, S. C. (1997). Surface water-quality modeling, McGraw-Hill New York.

De la Cretaz, A. L. & P. K. Barten (2007). Land use effects on streamflow and water quality in the northeastern United States, CRC Press, Boca Raton, FL.

Dodds, W. K., W. W. Bouska, et al. (2008). "Eutrophication of US freshwaters: analysis of potential economic damages." Environmental Science & Technology **43**(1): 12-19.

Frías Valenzuela, F. (1986). «Manual de Historia de Chile, desde la Prehistoria hasta 1973». Ed. Antártica, Stgo., Chile.

FundacionChile (2010). Estimación de Costos de Abatimiento de contaminantes en Residuos Líquidos. Santiago de Chile.

Gayoso, J. & S. Gayoso (2003). "Diseño de zonas ribereñas, requerimiento de un ancho mínimo." Facultad Ciencias Forestales. Universidad Austral de Chile. 12p.

Gayoso, J., B. Schlegel, et al. (2000). Guía de conservación de agua, Universidad Austral de Chile.

Geosyntec (2008). Baboosic lake watershed based plan. Preparado para NHDES.

Godoy, R., C. Oyarzún, et al. (1999). "Flujos hidroquímicos en un bosque de *Nothofagus pumilio* en el Parque Nacional Puyehue, sur de Chile." Revista Chilena de Historia Natural **72**: 579-594.

Godoy, R., C. Oyarzún, et al. (2001). "Precipitation chemistry in deciduous and evergreen *Nothofagus* forests of southern Chile under a low-deposition climate." Basic and Applied Ecology **2**(1): 65-72.

Godoy, R., L. Paulino, et al. (2003). "Atmospheric N deposition in central and southern Chile. An overview." Gayana Bot **60**(1): 47-53.

Guajardo, N. (2009). "Plan de desarrollo comunal Curarrehue 2010 -2016. Ilustre Municipalidad de Curarrehue ".

Guajardo, N. (2009). Plan de desarrollo comunal de Curarrehue 2010-2016.

Hawes, E. & M. Smith (2005). "Riparian buffer zones: Functions and recommended widths. Yale School of Forestry and Environmental Studies." Rep. to the Eightmile River Wild and Scenic Study Committee.

Hedin, L. & H. Campos (1991). "Importance of small streams in understanding and comparing watershed ecosystem processes." Revista Chilena de Historia Natural **64**: 583-596.

Holmes, T. P., J. C. Bergstrom, et al. (2004). "Contingent valuation, net marginal benefits, and the scale of riparian ecosystem restoration." Ecological Economics **49**(1): 19-30.

Hoorman, J. J. & J. McCutcheon (2005). "Ohio State University Extension Fact Sheet."

INE (2002). Censo 2002. Instituto Nacional de Estadísticas (INE).Chile.

INE (2007). Comportamiento de la demanda turística en Araucanía lacustre.

Jiang, F., M. Beck, et al. (2005). "Estimation of costs of phosphorus removal in wastewater treatment facilities: adaptation of existing facilities." Water Policy Working Paper **11**.

Kraemer, R. A., E. Kampa, et al. "The role of tradable permits in water pollution control." Institute for International and European Environmental Policy.

Lara, G. & E. Parada (1988). "Distribución espacial y densidad de *Diplodon chilensis* (Gray, 1828) en el Lago Villarrica (39° 18'S; 72° 05'W)." Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile **59**: 105-114.

Leon J., Tecklin D., et al. (2007). *Salmonicultura en Lagos del Sur de Chile – Ecoregión Valdiviana: Historia, tendencias e Impactos Medioambientales.* WWF Chile.

Michael, H. J., K. J. Boyle, et al. (1996). Water quality affects property prices: a case study of selected Maine lakes.

MIDEPLAN (2006). Encuesta CASEN, Ministerio de Planificación.

Naiman, R. J. & H. Décamps (1997). "The ecology of interfaces: riparian zones." Annual review of Ecology and Systematics: 621-658.

Nieto D., Norambuena R., et al. (2010). "Sistemas de Producción de Smolts en Chile. Análisis de alternativas desde la perspectiva ambiental, sanitaria y económica. Valdivia, Chile: WWF."

NRC (2002). *Riparian Areas: Functions and Strategies for Management*, National Academy Press Washington, DC, USA.

Nurnberg, G. K. (1984). "The prediction of internal phosphorus load in lakes with anoxic hypolimnia." Limnology and Oceanography: 111-124.

NYCDEP (1999). "Methodology for calculating phase II total maximum daily loads (TMDLs) of phosphorus for New York City drinking water reservoirs. New York City Dept. of Environmental Protection, New York. 1999a."

Oyarzún, C., C. Aracena, et al. (2007). "Effects of land use conversion from native forests to exotic plantations on nitrogen and phosphorus retention in catchments of southern Chile." Water, Air, & Soil Pollution **179**(1): 341-350.

Oyarzún, C., R. Godoy, et al. (2005). "Nitrogen fluxes in a *Nothofagus obliqua* forest and a *Pinus radiata* plantation in the central valley of southern Chile." Gayana Bot **62**(2): 88-97.

Oyarzún, C. & A. Huber (2003). "NITROGEN EXPORT FROM FORESTED AND AGRICULTURAL WATERSHEDS OF SOUTHERN CHILE." Gayana Bot **60**(1): 63-68.

Oyarzún, C. E., H. Campos, et al. (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**: 507-519.

Oyarzún, C. E., R. Godoy, et al. (2005). "Water chemistry and nutrient budgets in an undisturbed evergreen rainforest of southern Chile." Biogeochemistry **71**(1): 107-123.

Oyarzún, C. E., R. Godoy, et al. (2002). "Deposición atmosférica de nitrógeno en un transecto valle longitudinal-Cordillera de los Andes, centro-sur de Chile." Revista Chilena de Historia Natural **75**(1): 233-243.

Parkyn, S. M., R. J. Davies-Colley, et al. (2005). "Predictions of stream nutrient and sediment yield changes following restoration of forested riparian buffers." Ecological Engineering **24**(5): 551-558.

Pérez-Losada, M., C. Jara, et al. (2002). "Conservation phylogenetics of Chilean freshwater crabs Aegla (Anomura, Aeglidae): assigning priorities for aquatic habitat protection." Biological Conservation **105**(3): 345-353.

Pucón (2011). Actualización Plan regulador de Pucón. Informes preliminares. Consultora Proyectos y Estudios año 2050.

Rabalais, N. N., R. E. Turner, et al. (2009). "Global change and eutrophication of coastal waters." ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil **66**(7): 1528.

Razeto, A. (2010). Permisos de Emisión Transables: ¿Una Alternativa Eficiente para Proteger la Calidad del Agua? Facultad de Derecho. Santiago, Pontificia Universidad Católica de Chile.

Reckhow, K. H., M. N. Beaulac, et al. (1980). Modeling phosphorus loading and lake response under uncertainty: A manual and compilation of export coefficients, EPA.

Schindler, D. W. (2006). "Recent advances in the understanding and management of eutrophication." Limnology and Oceanography: 356-363.

SERNAPESCA (2007). "Anuario Estadístico de Pesca. Servicio Nacional de Pesca".

SERNATUR (2008). Destinos más visitados por turismo interno en el período diciembre 2007 marzo 2008.

SERNATUR (2009). CHILE: Principales destinos visitados por turismo interno

Smith, V. H. (2003). "Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem." Environmental Science and Pollution Research **10**(2): 126-139.

Soto, D. (2002). "Oligotrophic patterns in southern Chilean lakes: the relevance of nutrients and mixing depth." Revista Chilena de Historia Natural **75**(2): 377-393.

Soto, D., H. Campos, et al. (1995). "Los lagos oligotróficos del bosque templado húmedo del sur de Chile." Ecología de los bosques nativos de Chile: 317-334.

Soto, D., H. Campos, et al. (1993). "A case of potentially N-limited pristine lakes and ponds in Chilean Patagonia." Archiv fur Hydrobiologie **99**: 181-197.

Steinhart, G. S., G. Likens, et al. (1999). "Nutrient limitation in Lago Chaiquenes (Parque Nacional Alerce Andino, Chile): evidence from nutrient enrichment experiments and physiological assays." Revista Chilena de Historia Natural **72**(4): 559-568.

Steinhart, G. S., G. E. Likens, et al. (2002). "Physiological indicators of nutrient deficiency in phytoplankton in southern Chilean lakes." Hydrobiologia **489**(1): 21-27.

Stoate, C., A. Báldi, et al. (2009). "Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe-A review." Journal of environmental management **91**(1): 22-46.

Suplee, M., M. Helena, et al. (2007). "Wastewater treatment performance and cost data to support an affordability analysis for water quality standards."

UACH (2008). Diagnóstico de la calidad de las aguas del lago Villarrica.

UNEP-IETC (2000). Planning and management of lakes and reservoirs: an integrated approach to eutrophication, United Nations Univ.

UNEP (2000). Planning and management of lakes and reservoirs: an integrated approach to eutrophication. Programa de las Naciones Unidas por el Medio Ambiente (PNUMA), United Nations Univ.

Vollenweider, R. (1976). "Advances in defining critical loading levels of phosphorous in lake eutrophication Mem." Ist. Ital. Idrobiol **33**: 53-83.

Vollenweider, R. & P. Dillon (1974). "The application of the phosphorus loading concept to eutrophication research." NRC (Natl. Res. Coun. Can.) Rev.

Vollenweider, R. A. (1968). "The scientific basis of lake and stream eutrophication, with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors." Organization for Economic Cooperation and Development Tech. Rep **27**.

Vollenweider, R. A. (1982). Eutrophication of waters: Monitoring, assessment and control, Organisation for Economic Co-operation and Development.

Wetzel, R. G. (2001). Limnology: lake and river ecosystems, Academic press San Diego, California.

10 Anexos

10.1 Descripción de la cuenca hidrográfica

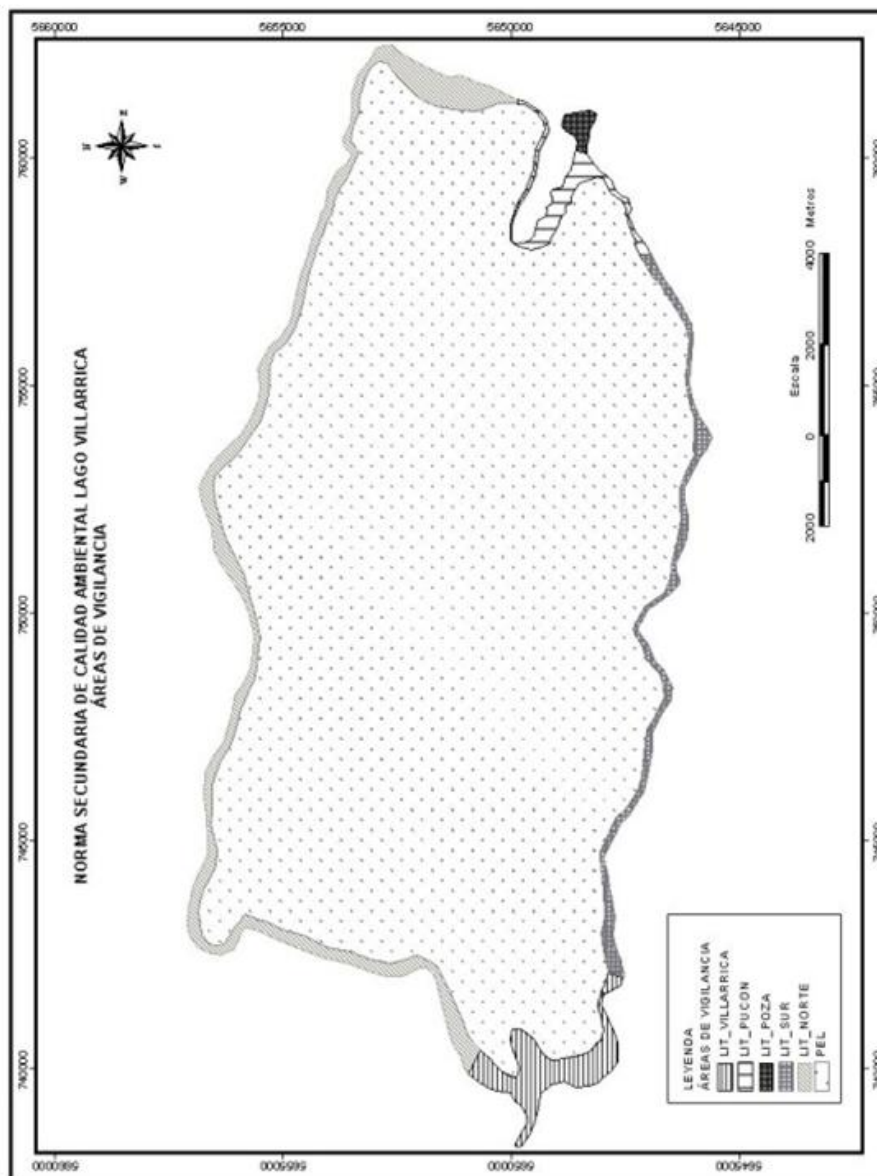


Figura 24. Áreas de vigilancia contempladas en el anteproyecto de NSCA del lago Villarrica.

Fuente: Anteproyecto de NSCA



Figura 25. Subcuencas mayores en la cuenca hidrográfica del lago Villarrica.

Fuente: Elaboración propia

Tabla 9. Población residente en las comunas de la cuenca del lago Villarrica de acuerdo al Censo 2002.

Comuna	Hombres	Mujeres	Total	Rural (%)	Regional (%)	Densidad (hab/km ²)
Villarrica	22.694	22.837	45.531	32,2	5,2%	35,3
Pucón	10.705	10.402	21.107	34,4	2,4%	16,9
Curarrehue	3.586	3.198	6.784	72,6	0,8%	5,8
Total	36.985	36.437	73.422	63,4	8,4%	19,8

Fuente: (Applus 2009)

Tabla 10. Proyectos de actividades silvoagropecuarias aprobadas (SEA) en las comunas contenidas en la cuenca del lago Villarrica.

Comuna	Explotaciones agropecuarias		Explotaciones forestales	
	Número	Superficie (ha)	Número	Superficie (ha)
Curarrehue	915	41.410	45	9.313
Pucón	899	46.768	76	11.940
Villarrica	2.149	84.695	60	3.318

Fuente: (Applus 2009)

10.1.1 Pisciculturas salmoacuícolas

Tabla 11. Proyectos de pisciculturas salmoacuícolas aprobados (SEIA) en la cuenca del lago Villarrica.

Nombre de piscicultura	Comuna	UTM E*	UTM N*	Estado actual
Piscicultura Catripulli	Curarrehue	269178	5636257	En operación
Reproductores Curarrehue	Curarrehue	268606	5637560	En operación
Piscicultura Curarrehue	Curarrehue	269460	5636888	En operación
Piscicultura Carén	Curarrehue	280057	5630208	Sin inicio de obras
Piscicultura Palguín	Pucón	260466	5638793	En operación
Piscicultura La Cascada	Pucón	235565	5643824	En operación
Piscicultura Victor Hugo Arcaya	Pucón	248295	5648924	En operación
Piscicultura El Turbio	Pucón	251460	5648815	Sin inicio de obras
Piscicultura Caburgua I	Pucón	254865	5652691	En operación
Piscicultura Caburgua II	Pucón	255556	5649960	En operación
Piscicultura Quetroleufu	Pucón	255693	5650273	En operación
Piscicultura Quimeyco	Pucón	254634	5652653	En operación
Piscicultura los Chilcos	Villarrica	230362	5638125	En operación
Piscicultura Chehuilco	Villarrica	233001	5643603	En operación
Piscicultura Molco	Villarrica	233353	5641059	En operación
Piscicultura Loncostraró	Villarrica	234618	5644438	En operación
Piscicultura Quilentue	Villarrica	231132	5638873	Sin inicio de obras

* UTM WGS 1984, huso 19.

Fuente: Elaboración propia

Tabla 12. Pisciculturas salmoacuícolas consideradas en el análisis de calidad (datos SISS).

Nombre de piscicultura	Comuna	Producción máxima aprobada (ton/año)	Sistema de tratamiento	Descarga aprobada (l/s)
Acuícola Chalhuamapu	Curarrehue	s.i.*	s.i.*	s.i.*
Piscicultura Catripulli	Curarrehue	80	Piscina de decantación	1716
Piscicultura Curarrehue	Curarrehue	400	Filtros rotatorios	1300
Reproductores Curarrehue	Curarrehue	140	Filtros rotatorios	1500
Piscícola Huililco	Pucón	8	s.i.*	s.i.*
Piscicultura Caburga I	Pucón	10	s.i.*	s.i.*
Piscicultura Caburga II	Pucón	48	Filtros rotatorios	s.i.*
Piscicultura Quetroleufu	Pucón	130	Filtros rotatorios	620
Piscicultura La Cascada	Pucón	140	Piscina de decantación	600
Piscicultura Quimeyco	Pucón	120	Filtros rotatorios	2.142
Piscicultura Los Chilcos	Villarrica	320	Recirculación de agua	800
Piscicultura Chehuilco	Villarrica	300	Filtros rotatorios	180
Piscicultura Loncostraro	Villarrica	120	Filtros rotatorios	700
Piscicultura Molco	Villarrica	471	Recirculación de agua	605
<i>Total</i>		2287		8023

* s.i.: sin información.

Fuente: Elaboración propia

10.1.2 Biodiversidad

Las categorías de conservación utilizadas corresponden a las del “Reglamento para la Clasificación de Especies Silvestres” (D.S. N° 75 de 2005 Ministerio Secretaría General de la Presidencia).

Tabla 13. Número de especies según reino y categoría de conservación que se estima viven en la cuenca del Lago Villarrica.

Categoría	Reino Animalia	Reino Plantae	Total
En peligro	15	0	15
Vulnerable	25	1	26
Insuficientemente conocida	21	0	21
Rara	12	5	17
Fuera de peligro	9	7	16
Total	82	13	95

Fuente: Elaboración propia en base a consulta a expertos

10.2 Análisis de la calidad del agua del lago

Tabla 14. Datos disponibles de calidad del agua del lago Villarrica.

Origen de datos	Período	Intervalo de muestreo
UACH	Ago 1978 – Sep 1979	Mensual
	Jul 1984 – Ene 1987	Mensual
	Feb 1991 – Dic 1991	Bimensual
	Ene 1997 – Oct 1997	Bimensual
	Abr 2004 – Mar 2005	Trimensual
	Dic 2007 – Dic 2008	Mensual
DGA	Mar 1986 – Nov 2008	Trimensual
DIRECTEMAR	Oct 1993 – Oct 2006	Semestral

Fuente: Elaboración propia

Tabla 15. Número de datos de concentración de fósforo y nitrógeno total por estación (UACH y DGA).

Año	Bahía Pucón		Sector La Poza		Sector Molco		Villarrica		Centro	
	PT	NT	PT	NT	PT	NT	PT	NT	PT	NT
1985	—	—	—	—	—	—	—	—	4	—
1986	8	2	6	2	8	2	4	2	4	—
1987	2	—	2	—	2	1	1	1	1	—
1990	2	—	2	1	2	1	2	—	—	—
1991	10	2	9	2	4	2	10	2	5	—
1993	3	10	3	10	3	4	3	10	—	6
1994	4	3	4	3	4	3	4	3	—	—
1995	3	4	3	4	3	4	3	4	—	—
1996	3	3	3	3	3	3	3	3	—	—
1997	7	3	3	3	2	3	7	3	3	—
1998	2	8	2	4	2	2	2	7	—	4
2000	2	2	3	2	1	2	2	2	—	—
2003	1	2	1	3	1	3	1	3	—	—
2004	2	3	2	3	2	3	2	3	—	—
2005	3	3	3	3	3	3	3	3	—	—
2006	4	3	3	3	3	3	4	3	—	—
2007	6	—	6	—	6	—	6	—	1	1
2008	4	—	4	—	4	—	4	—	11	11
2009	3	—	3	—	3	—	3	—	—	—
2010	1	—	1	—	1	—	1	—	—	—

Fuente: Elaboración propia

Nota: Sin información (—)

Tabla 16. Remoción promedio de fósforo y nitrógeno total por la Planta de tratamiento de aguas servidas de la ciudad de Pucón.

Año	Afluente (mg/L)		Efluente (mg/L)		Remoción (%)	
	PT	NT	PT	NT	PT	NT
2008	3.7	20.0	1.4	6.6	62.2	67.2
2009	2.8	18.7	1.5	5.9	46.9	68.2
2010	3.9	19.23	1.4	4.19	64.4	78.2

Fuente: SISS

10.3 Modelación de calidad del agua del lago Villarrica

10.3.1 Marco teórico

A lo largo del tiempo se han desarrollado distintos modelos para predecir la eutrofización de cuerpos lacustres. Uno de los modelos más utilizados en la literatura fue desarrollado por Vollenweider en 1969 (Vollenweider & Dillon 1974; Chapra 1997), basado en un estudio que duró 5 años y que consideró cerca de 200 lagos en Europa, Norteamérica, Japón y Australia. La formulación matemática del modelo de Vollenweider se utiliza tanto para fósforo total (Ecuación 3), como para nitrógeno total (Vollenweider 1982).

El modelo de Vollenweider consiste en un balance de masa simple donde se asume que la tasa de cambio de nutrientes en el lago es igual a la cantidad de nutrientes que ingresan a éste menos las pérdidas producto de la sedimentación y el caudal efluente. Los principales supuestos de este modelo son los siguientes (Brylinsky 2004):

- El lago es modelado como un reactor de mezcla completa.
- La pérdida de nutrientes a través de la sedimentación es proporcional a su concentración en el lago.
- No se consideran las fluctuaciones estacionales de variables hidráulicas y carga de nutrientes (se utilizan escalas anuales).

$$\text{Ecuación 3: } V \left(\frac{d[P]}{dt} \right) = W - Q \cdot [P] - \sigma \cdot V \cdot [P]$$

Donde:	V	=	Volumen del lago [m ³]
	[P]	=	Concentración de nutrientes [mg/m ³]
	t	=	Tiempo [año]
	W	=	Carga anual de nutrientes [mg/año]
	Q	=	Caudal de salida [m ³ /año]
	σ	=	Tasa de sedimentación neta [1/año]

En estado estacionario la solución permite estimar la concentración de nutrientes en el lago en función de variables hidráulicas, de la morfología del lago y de la carga de nutrientes (Ecuación 4).

$$\text{Ecuación 4: } [P] = \frac{W_p}{Q + \sigma_p \cdot V} = \frac{W_p}{A_s \cdot z_m \cdot (\rho + \sigma_p)}$$

Donde:	A _s	=	Área superficial del lago [m ²]
	ρ	=	Tasa de lavado hidráulico del lago [1/año]
	z _m	=	Profundidad media del lago [m]

Una de las mayores dificultades para usar este modelo es la determinación de la tasa de sedimentación neta de nutrientes, ya que depende de otras variables del cuerpo de agua. En

respuesta a esta situación, numerosos estudios han desarrollado formulaciones empíricas para estimar esta tasa (Vollenweider 1976; Canfield Jr & Bachmann 1981; NYCDEP 1999):

Ecuación 5:
$$\sigma = \frac{1}{\sqrt{\tau_w}} \quad (\text{válida para fósforo})$$

Ecuación 6:
$$\sigma = 0.0159 \left(\frac{W_N}{V} \right)^{0.594} \quad (\text{válida para nitrógeno})$$

Donde: τ_w = Tiempo de residencia hidráulico

La carga total de nutrientes que ingresa a un lago es la suma de los aportes de fuentes puntuales y fuentes difusas. Para estimar la carga de nutrientes producida por fuentes puntuales se requiere conocer los caudales y la concentración de nutrientes de las descargas. En tanto, para calcular la carga de fuentes difusas se debe realizar una estimación en función del uso de suelo y la escorrentía. (Reckhow, Beaulac et al. 1980) desarrolló un modelo con este fin, bajo la premisa que la carga de nutrientes proveniente de fuentes difusas es controlada principalmente por el uso de suelo. De este modo, el modelo permite estimar la carga de nutrientes por medio de coeficientes de exportación de nutrientes para cada uso de suelo. En caso de no contar con coeficientes locales es recomendable utilizar información proveniente de cuencas con características similares.

Los principales supuestos del modelo de uso de suelo de Reckhow son los siguientes:

- Cada uso de suelo es considerado como una unidad homogénea.
- El transporte de nutrientes hacia el lago, vía escorrentía, se asume independiente de la distancia donde se produce.
- No se considera retención de nutrientes en ríos y esteros.

Los modelos de Vollenweider y Reckhow han sido ampliamente utilizados en conjunto, entre otras características por su simpleza en comparación a otros modelos, obteniéndose resultados consistentes y ampliamente consensuados (Brylinsky 2004; Geosyntec 2008). Este enfoque de modelación ya fue empleado en el estudio “Diagnóstico de la calidad de las aguas del lago Villarrica” (UACH 2008), principal referencia para el desarrollo del presente AGIES.

Adicionalmente en el presente AGIES para estimar la carga de nutrientes producida por los pozos sépticos ubicados en las cercanías de cuerpos de agua se consideró la metodología desarrollada por Campos et al (1994), basada en la carga de nutrientes per cápita (kg/cápita/año) y el coeficiente de retención de suelo. El éxito de un tanque séptico para impedir la pérdida de nutrientes depende básicamente del coeficiente de retención del suelo (R.S.), que proporciona una estimación de la calidad de inmovilización del nitrógeno o fósforo en el suelo (1 - R.S.). El tipo de suelo es decisivo para estos cálculos, los de características arcillosas son los que presentan mayores coeficientes de retención, mientras los suelos porosos y de arenas son los que mejor permiten el paso de nutrientes.

10.3.2 Implementación del modelo

La modelación se desarrolló en el programa Analytica (Lumina Decision Systems) y se enfocó en fósforo total y nitrógeno total.

i. Modelo conceptual

La primera etapa en la modelación fue la definición de un modelo conceptual que incluya las principales características y relaciones que determinan el sistema en estudio (Figura 26).

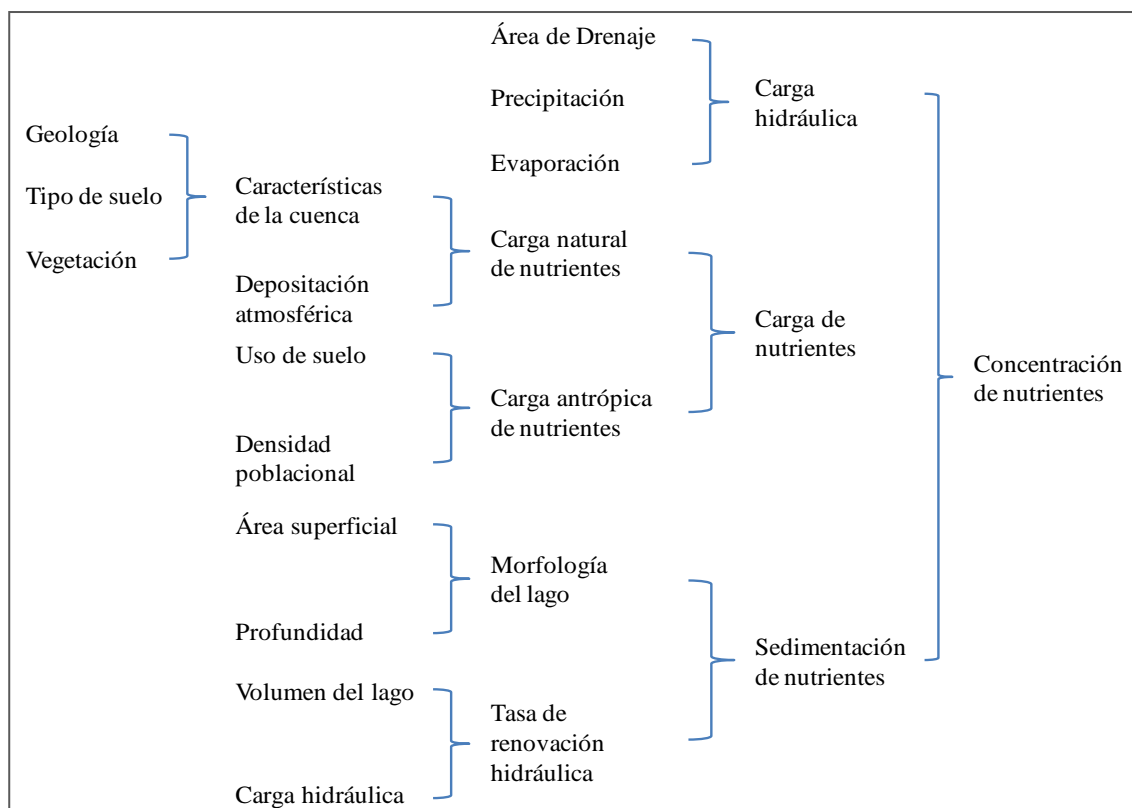


Figura 26. Modelo conceptual de la carga de nutrientes en un lago.

Fuente: Brylinsky 2004

ii. Datos de entrada (inputs)

La información necesaria para la implementación del modelo, en función de la aproximación conceptual, se dividió en tres grupos:

- ***Características de la cuenca hidrográfica y de la morfología del lago***

Para estimar las áreas superficiales (subcuencas, usos de suelo, espejo de agua, etc.) se utilizaron Sistemas de Información Geográfica (SIG). Las coberturas fueron facilitadas por servicios públicos (DGA, INE, CONAF) y por la UACH (Tabla 17).

Tabla 17. Inputs básicos de la cuenca hidrográfica y de la morfología del lago Villarrica.

Ítem	Valor
Área superficial del lago (A_s):	175 [km ²]
Profundidad media del lago (z_m):	120 [m]
Área de la cuenca hidrográfica:	2931 [km ²]

Fuente: Elaboración propia.

- **Hidrología**

En función del trabajo desarrollado por la UACH (2008), se consideraron ocho subcuencas mayores dentro de la cuenca del lago Villarrica (Maichin, Trancura, Caburga, Liucura, Pangui, Pucón 1, Palquín-Menetue y Villarrica), tal como se aprecia en la Figura 25. Los caudales de las subcuencas fueron estimados utilizando la ecuación desarrollada por UACH (Ecuación 7), la cual a su vez fue calibrada con datos de estaciones fluviométricas de la DGA (Tabla 18). Los datos de precipitación fueron obtenidos desde la estación Villarrica perteneciente a la DGA y que posee datos continuos para el período 1998-2007 (Tabla 18).

Ecuación 7: $Q_i (m^3 / seg) = 0,0009 * A_i + 0,3513$

Donde: Q_i = Caudal anual de subcuenca i
 A_i = Área de drenaje de subcuenca i

Tabla 18. Inputs básicos de hidrología e hidráulica.

Ítem	Valor
Precipitación media en Villarrica:	2.150 [mm/año]
Caudal efluente, río Toltén (Q):	255 [m ³ /seg]
Tiempo de residencia hidráulico (θ):	2,5 años (2-4 años)
Tasa de lavado ($\rho=1/\theta$):	0,4 [1/año]

Fuente: Elaboración propia.

- **Carga de nutrientes**

Para estimar la carga de nutrientes que ingresa al lago Villarrica procedente de fuentes puntuales se utilizó la información presentada en el capítulo 6.2.1 (esencialmente, caudales y concentraciones de las descargas). Además, si bien estudios internacionales han demostrado la existencia de carga interna de nutrientes en lagos bajo determinadas condiciones (Nurnberg 1984), ésta no fue considerada en el análisis debido a la falta de estudios científicos locales que respalden su ocurrencia.

Con respecto al cálculo de la carga total proveniente de fuentes difusas, se consideró la información de concentraciones de nutrientes reportados por estudios realizados en microcuencas con diferentes usos del suelo, localizadas en la precordillera de los Andes del

sur de Chile⁶ (Tabla 19), a excepción del uso de suelo urbano cuyas cargas fueron obtenidas desde un estudio internacional (Reckhow et al., 1980; PT: 1.1 Kg/ha/año; NT: 5.5 Kg/ha/año). Este proceso, que consideró la revisión de numerosos estudios realizados en Chile (Oyarzún, Campos et al. 1997; Godoy, Oyarzún et al. 1999; Godoy, Oyarzún et al. 2001; Oyarzún, Godoy et al. 2002; Godoy, Paulino et al. 2003; Oyarzún & Huber 2003; Oyarzún, Godoy et al. 2005; Oyarzún, Godoy et al. 2005; Oyarzún, Aracena et al. 2007), permitió corregir las estimaciones de cargas de nutrientes realizadas anteriormente por la UACH (2008). Con relación al uso del suelo “cuerpo de agua” se consideró la carga de nutrientes que ingresa directamente a través de las precipitaciones.

Tabla 19. Concentraciones de fósforo total y nitrógeno total según uso de suelo.

Nutriente	Uso del suelo	µg/L	Fuente
Fósforo Total	Agrícola	28.7	Oyarzun et al 1997
	Bosque nativo	9.2	Godoy et al 2001
	Bosques renovales	44.0	Sitio experimental UACH
	Cuerpo de agua	8.6	Godoy et al 2001
	Matorral	15.1	Oyarzun et al 1997
	Nieve	67.3	Sitio experimental UACH
	Plantaciones	30.1	Oyarzún et al 2007
	Pradera	35.3	Oyarzún et al 1997
	Suelo desnudo	67.3	Sitio experimental UACH
Nitrógeno total	Agrícola	314.7	Oyarzun et al 1997
	Bosque nativo	67.3	Sitio experimental UACH
	Bosques renovales	73.3	Sitio experimental UACH
	Cuerpo de agua	95.6	Sitio experimental UACH
	Matorral	180.0	Oyarzun et al 1997
	Nieve	67.8	Sitio experimental UACH
	Plantaciones	94.8	Oyarzun et al 2007
	Pradera	199.1	Oyarzún et al 1997
	Suelo desnudo	67.8	Sitio experimental UACH

⁶ La selección de los índices fue asistida por los expertos Stefan Wolf y Carlos Oyarzún, Universidad Austral de Chile.

Para estimar la carga de nutrientes originada por pozos sépticos se utilizó información del estudio desarrollado por la UACH (2008), complementada con datos del INE (2002), tal como se aprecia en la Tabla 20. Dado que los suelos en el lago Villarrica se caracterizan por su alta porosidad, se consideró un coeficiente de retención de suelo de 20%, lo cual significa que un 80% de los nutrientes provenientes de pozos sépticos podría llegar a cuerpos de agua cercanos. Además, se consideró que la franja costera sur del lago Villarrica permanece ocupada por la población visitante durante 60 días al año, mientras que sólo un 10% de las construcciones son habitadas de forma permanente.

Tabla 20. Inputs básicos relacionados a la carga de pozos sépticos.

Ítem	Valor
Carga unitaria de fósforo	4.1 [g/cápita/día]
Carga unitaria de nitrógeno	20 [g/cápita/día]
Coeficiente de retención de suelo	20%
Población residente en franja sur del lago Villarrica	372 personas
Población temporal en franja sur del lago Villarrica	3720 personas
Población residente cercana a riberas de la cuenca	2500 personas

Fuente: Elaboración propia a partir de datos de UACH.

iii. Calibración

Para definir el paso de tiempo de la modelación (time step) se deben considerar una serie de factores. En primer lugar, la escala de tiempo adecuada para este tipo de modelos es anual, ya que simula condiciones de mezcla completa. También se debe considerar el tiempo de residencia hidráulico del lago, que en este caso es entre 2 a 4 años, y que la concentración media anual de nutrientes puede variar de un año a otro por situaciones específicas. Además, muchos otros parámetros utilizados en el modelo corresponden a promedios anuales (ej. coeficientes de exportación de nutrientes, caudal efluente, etc.). Otro factor relevante fue la existencia de información de uso del suelo solo para dos años (1996 y 2007). Debido a estas razones y siguiendo la recomendación de otros estudios (Brylinsky 2004) se estableció que los resultados del modelo constituyen una referencia para períodos de 5 años de duración (ej. 2005 - 2009).

La estación de control para calibrar el modelo correspondió al centro del lago, ya que su valor es representativo de la zona pelagial, la cual abarca gran parte del volumen total analizado. Sin embargo, para determinar la calidad del agua en el litoral se optó por utilizar regresiones lineales con respecto a la calidad del agua en la zona pelagial.

Los períodos de modelación considerados para el ajuste del modelo fueron los siguientes:

- 1883-1887: Corresponde a la condición inicial, en este período se refundó la ciudad de Villarrica, luego de 280 años de abandono (Frías Valenzuela 1986). Se asumió

que todas las superficies asociadas actualmente a usos antrópicos (plantaciones, urbano, praderas y agrícola), eran originariamente bosque nativo.

- 1994-1998: Considera datos de uso de suelo del primer catastro del bosque nativo (1996).
- 2005-2009: Considera datos de uso de suelo del segundo catastro del bosque nativo (2007).

Para calibrar el modelo se decidió utilizar los datos del período 2005-2009, ya que durante ese lapso de tiempo se realizó una exhaustiva campaña de monitoreo de calidad del agua en el centro del lago (ver sección 6.1.2). Como regla general utilizada en modelación, se estableció un error máximo de 20% para la aceptación del modelo (Chapra 1997; Brylinsky 2004). De esta forma, los errores obtenidos fueron de 2% para nitrógeno y de 16% para fósforo, con respecto a los valores observados. Posteriormente, una vez calibrado el modelo, se estableció corregir la función para estimar la concentración de nutrientes (Ecuación 4 para el caso del fósforo), de acuerdo al error obtenido para cada nutriente. Dada la escasez de datos de calidad en el centro del lago y de información de uso de suelo para otros períodos, no fue posible validar el modelo con una serie de datos adicionales a los utilizados en la calibración.

iv. Salidas del modelo (outputs)

Las variables de salida del modelo de calidad del agua fueron la carga anual y la concentración media anual de nutrientes en el lago Villarrica, para los dos períodos posteriores a una eventual implementación de la norma (2012-2016 y 2017-2021).

Para definir las condiciones de los períodos posteriores se consideraron proyecciones logarítmicas del uso de suelo, del crecimiento de la población de acuerdo a datos del INE y del incremento del sector productivo, según indicadores económicos y proyecciones propias de la industria. Las proyecciones del uso de suelo se realizaron para cada subcuenca y para cada tipo de uso de suelo. En la Figura 27 se observa un ejemplo para el uso de suelo “bosque nativo” en la subcuenca Maichín. Con respecto a la industria salmoacuícola, se consideró una tasa de crecimiento anual de 3%, como el escenario más probable.

Para estimar la concentración de nutrientes en la zona litoral se aplicaron regresiones lineales simples utilizando la concentración de la zona pelagial. A través de esta metodología se logró un buen ajuste para relacionar las concentraciones de fósforo total entre cada una de las zonas mencionadas (Figura 28). Esta aproximación no pudo ser aplicada al nitrógeno principalmente por la escasez de datos medidos en ambas zonas en un mismo período de tiempo y la falta de consenso entre las metodologías de medición y los rangos de concentración obtenidos en los períodos 1994-1998 y 2005-2009 (Figura 7). En este contexto, se optó por relacionar la calidad de ambas zonas a través de un factor igual a al cociente entre el valor histórico promedio de la zona pelagial y su símil para la zona litoral, obteniéndose un valor de 1.4, lo cual significa que la concentración en el litoral es aproximadamente 1.4 veces la concentración en el centro del lago.

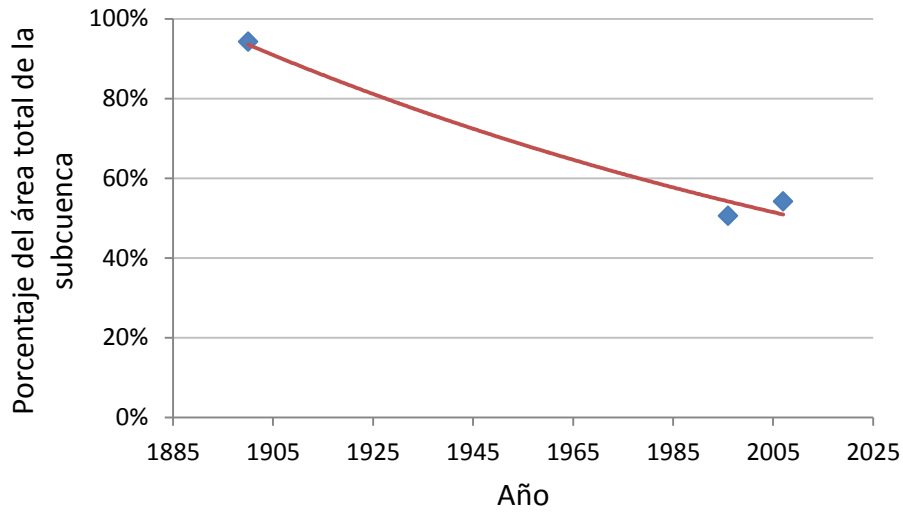


Figura 27. Proyección logarítmica para uso de suelo bosque nativo en Maichín

Fuente: Elaboración propia

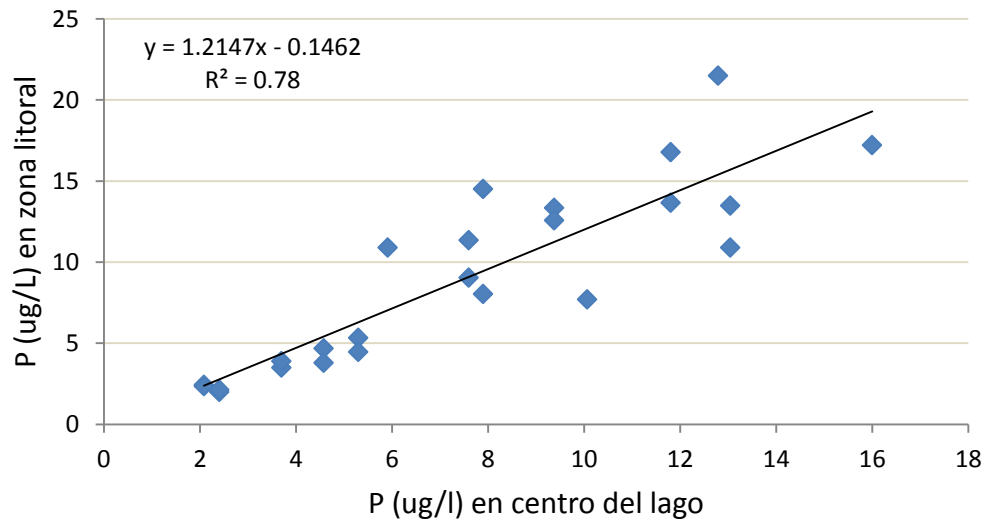


Figura 28. Relación de las concentraciones de fósforo total medidas en las zonas litoral y pelagial del lago Villarrica.

Fuente: Elaboración propia

10.4 Análisis de costos

Tabla 21. Métodos para la restauración de lagos.

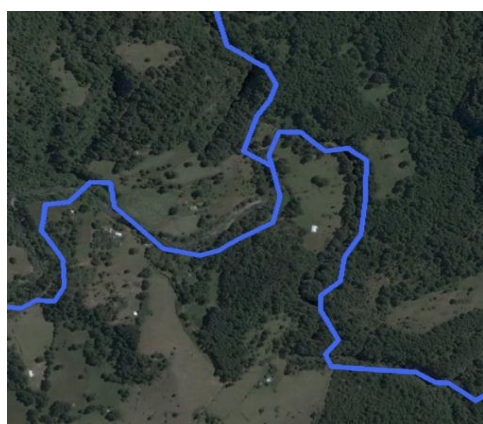
Medida	Aplicación	Costo
Precipitación in situ	No aplicable a lagos poco profundos	Bajo
Remoción de sedimentos	Limitado a lagos poco profundos	Muy alto
Alguicidas	No recomendado	Medio
Cobertura de sedimentos	General	Medio-alto
Sombra de árboles	Efectos de largo plazo en pequeños lagos	Muy bajo
Humedales	Remoción de nutrientes en afluentes	Medio
Aireación	Solo aplicable a lagos con termoclina	Alto-muy alto
Sifón	Solo aplicable a lagos con termoclina	Medio-alto
Biomanipulación	Solo aplicable a ciertos rangos de fósforo	Bajo
Desviación	Problema se traslada, pero no se soluciona	Variable

Fuente: UNEP (2000)

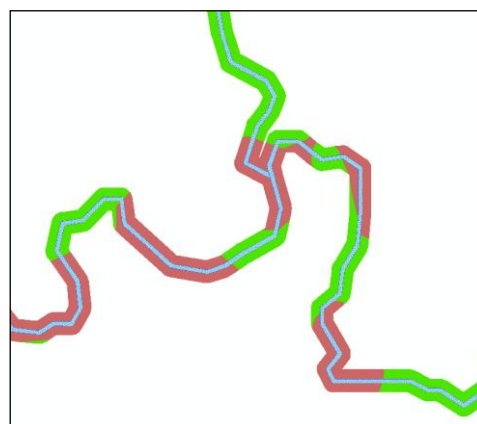
10.5 Análisis de la vegetación ripariana

Se consideraron los veinte metros aledaños a ambos lados de los cursos superficiales más importantes de la cuenca, como una muestra representativa del estado de la vegetación ripariana, de acuerdo a la información de uso del suelo. En la Figura 29 se observa un ejemplo para la junta del río Rolicura con el río Pangui. Si bien este análisis no contempló su validación en terreno, su aplicación generó una noción general del estado de las riberas y del impacto potencial que generaría su restauración sobre la calidad del agua.

En la Tabla 22 se observa el resultado del análisis del uso de suelo en las áreas aledañas a los ríos de la cuenca, donde se aprecia que al año 2007 alrededor de un tercio del total de las riberas se caracterizaba por una presencia dominante de praderas, en desmedro de la vegetación ripariana. Bajo estas condiciones, en el modelo se aplicó como medida de recuperación la reforestación de franjas de 5 metros de ancho en las riberas más intervenidas, esperando una eficiencia de remoción de aproximadamente 60% para nitrógeno total y 50% para fósforo total (ver sección 7.2.3). Además, se consideró que un 50% de la escorrentía ingresa a los ríos a través de la zona ripariana incluida en el análisis, mientras que el 50% restante ingresa por medio de cursos menores e intermitentes, como por ejemplo quebradas (Parkyn, Davies-Colley et al. 2005).



a) Foto satelital (fuente: Google Earth)



b) Análisis de buffer en SIG

Figura 29. Análisis del uso de suelo en riberas de la junta del río Rolicura con río Pangui.

Fuente: Elaboración propia

Tabla 22. Análisis de las riberas de los ríos de la cuenca del lago Villarrica (franjas riparianas de 20m).

Cuenca	Longitud de ríos (km)	Riberas con predominancia de praderas	
		Año 1996	Año 2007
Maichin	82	80%	55%
Trancura	68	40%	27%
Caburga	37	37%	18%
Liucura	60	46%	36%
Pangui	41	41%	21%
Pucón	29	36%	67%
Palquin-Menetue	103	20%	19%
Villarrica	34	19%	5%
<i>Total</i>	<i>454</i>	<i>41%</i>	<i>31%</i>

Fuente: Elaboración propia

10.6 Escenarios según alcance de la normativa

Fijando como objetivo, que el tomador de decisiones obtenga información respecto a tres niveles diferentes de alcance de la regulación en análisis respecto a sus costos, beneficios y reducción de nutrientes, se definieron tres escenarios según alcance de la norma: máximo, normal y pasivo (Tabla 23). El escenario máximo corresponden a aquel de máximo potencial de reducción, el normal es aquel más probable y el pasivo contempla un alcance menor de las medidas en análisis.

Tabla 23. Medidas según escenarios de alcance.

Medida	Indicador	Escenario		
		Pasivo	Normal	Máximo
Protección de riberas	Porcentaje de ribera protegido	1%	10%	100%
Pisciculturas	Penetración	50%	75%	100%
PTAS Curarrehue	Tipo de tecnología	SBR	SBR	MLE + filtros
PTAS Pucón	Eficiencias de remoción	N : 85% P : 87%	N : 90% P : 97%	N : 95% P : 99%
Alcantarillado borde lago	Porcentaje del total cubierto	80%	90%	100%

Fuente: Elaboración propia