



Universidad de Concepción



FACULTAD DE CIENCIAS  
AMBIENTALES

# ANÁLISIS DEL ANTEPROYECTO DEL PLAN DE DESCONTAMINACIÓN POR CLOROFILA “A”, TRANSPARENCIA Y FÓSFORO DISUELTOS PARA LA CUENCA DEL LAGO VILLARRICA



Habilitación presentada para optar al título de  
**Ingeniera Ambiental**

**DILESKA FABRISIA AMPUERO VERA**

Profesor Guía: Dr. Ricardo Barra

CONCEPCIÓN, CHILE

2021



**"ANÁLISIS DEL ANTEPROYECTO DEL PLAN DE DESCONTAMINACIÓN POR CLOROFILA-A,  
TRANSPARENCIA Y FÓSFORO DISUELTOS PARA LA CUENCA DEL LAGO VILLARRICA."**

**PROFESOR GUÍA: DR. RICARDO BARRA RÍOS**

**PROFESOR COMISIÓN: DR. MAURICIO AGUAYO ARIAS**

**PROFESOR COMISIÓN: DR. RICARDO FIGUEROA JARA**



**CONCEPTO: APROBADO CON DISTINCIÓN MÁXIMA**

Conceptos que se indica en el Título

- |                                  |                           |
|----------------------------------|---------------------------|
| ✓ Aprobado por Unanimitad :      | (En Escala de 4,0 a 4,9)  |
| ✓ Aprobado con Distinción        | (En Escala de 5,0 a 5,6)  |
| ✓ Aprobado con Distinción Máxima | ( En Escala de 5,7 a 7,0) |

**Concepción, diciembre 2021**

# INDICE GENERAL

INDICE DE TABLAS .....	i
INDICE DE FIGURAS .....	iii
DEDICATORIA.....	v
AGRADECIMIENTOS .....	v
<b>RESUMEN .....</b>	<b>vii</b>
<b>1.INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>1</b>
<b>2.MARCO TEÓRICO .....</b>	<b>3</b>
2.1 Eutrofización en lagos .....	3
2.2 Nutrientes (Fósforo y Nitrógeno) en lagos.....	4
2.3 Efecto del cambio climático sobre lagos eutróficos .....	8
2.4 Eutrofización y su relación con parámetros de calidad de agua en ecosistemas lacustres.....	11
2.5 Medidas implementadas por Naciones para resguardar la Calidad Ambiental de cuerpos de Agua Superficiales (Lagos).....	13
2.6 Normas Secundarias de Calidad Ambiental (NSCA).....	15
2.7 Calidad de agua del Lago Villarrica.....	16
<b>3.PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN .....</b>	<b>21</b>
<b>4. OBJETIVOS.....</b>	<b>22</b>
4.1 Objetivo General .....	22
4.2 Objetivos específicos.....	22
<b>5.MATERIALES Y MÉTODOS.....</b>	<b>23</b>
5.1 Área de estudio .....	23
5.2 Actividades para dar cumplimiento al objetivo 1.....	26
5.2.1 Recopilación de datos de concentraciones de nutrientes y caudales de entrada en los principales afluentes al Lago Villarrica.....	26
5.2.2 Elaborar una base de datos con los datos reunidos.....	28
5.2.3 Cálculo de flujo de nutrientes .....	28
5.3 Actividades para dar cumplimiento al objetivo 2.....	30
5.3.1 Recopilación de datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica .....	30
5.3.2 Analizar la calidad de los datos recopilados.....	30
5.3.3 Análisis estadístico de los parámetros de Calidad de Agua seleccionados .....	31
5.3.4 Análisis comparativo de La Calidad de Agua del Lago.....	31

5.3.5 Enumerar las principales fuentes responsables de la variabilidad estacional .....	31
5.3.6 Definir los principales efectos de la variabilidad estacional en la Calidad del Agua del Lago Villarrica.....	32
5.4 Actividades para dar cumplimiento al objetivo 3.....	32
5.4.1 Recopilar información sobre las medidas destinadas a reducir la emisión de nutrientes.....	32
5.4.2 Analizar y comparar las medidas de reducción de nutrientes recopiladas .....	33
5.5 Actividades para dar cumplimiento al objetivo 4.....	34
5.5.1 Seleccionar aquellas fuentes con una data débil .....	34
5.5.2 Elaborar una propuesta de mejora de recolección de datos para fuentes con data débil .....	35
<b>6.RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....</b>	<b>36</b>
6.1 Resultados Objetivo Especifico 1: Calcular los flujos de entrada de nutrientes al Lago Villarrica con los datos disponibles y mejorar las estimaciones.....	36
6.2 Resultados Objetivo Especifico 2: Determinar el efecto de la variabilidad estacional en la Calidad del agua del Lago Villarrica. ....	57
6.3 Resultados Objetivo Especifico 3: Analizar las medidas del Plan de Descontaminación destinadas a reducir las emisiones de nutrientes desde las distintas fuentes contaminantes. ....	92
6.4 Resultados Objetivo Especifico 4: Proponer mejoras para el inventario de emisiones de fuentes que presenten una data de datos débiles.....	106
<b>7.CONCLUSIÓN .....</b>	<b>150</b>
<b>8.REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>155</b>
<b>9.ANEXOS .....</b>	<b>161</b>

## INDICE DE TABLAS

Tabla N° 1: Criterios y valores de clasificación de la condición trófica para lagos y embalses.....	4
Tabla N°2: Resumen de la metodología a seguir, según actividades por objetivo.17	
Tabla N° 3: Flujos calculados (Ton/año) para los principales afluentes al Lago Villarrica. (2017-2018).....	26
Tabla N° 4: Identificación de pisciculturas operativas en la cuenca del Lago Villarrica, periodo (2017-2018).....	33
Tabla N° 5: Flujos calculados (Ton/año) desde pisciculturas afluentes al Lago Villarrica (2017).....	35
Tabla N° 6: Flujos calculados (Ton/año) desde pisciculturas afluentes al Lago Villarrica (2018).....	36
Tabla N° 7: Flujos totales calculados para NT y PT (Ton/año).....	39
Tabla N° 8: Resultados de análisis estadístico para parámetros de Calidad de Agua, año 2016. ....	42
Tabla N° 9: Resultados de análisis estadístico para parámetros de Calidad de Agua, año 2017. ....	42
Tabla N° 10: Resultados de análisis estadístico para parámetros de Calidad de Agua, año 2018.....	43
Tabla N° 11: Resultados de análisis estadístico para parámetros de Calidad de Agua, año 2019.....	43
Tabla N° 12: Cálculo emisiones de Nitrógeno total y Fósforo total para fosas sépticas bajo el escenario 1. ....	64
Tabla N° 13: Cálculo emisiones de Nitrógeno total y Fósforo total para fosas sépticas bajo el escenario 2. ....	66
Tabla N° 14: Estimación de las cargas provenientes desde centros termales de la comuna de Pucón. ....	67
Tabla N 15: Reducción por fuente de emisión.....	72
Tabla N° 16: Norma de Emisión por carga para Pisciculturas en la cuenca del Lago Villarrica.....	73
Tabla N° 17: Costos por medida, en valor presente en millones de dólares. ....	76
Tabla N° 18: Análisis de medidas de reducción de nutrientes de acuerdo a los tres criterios de evaluación, prioridad, tiempo de implementación y costo.....	78
Tabla N° 19: Costos-efectividad de las medidas implementadas basadas en la reducción de la Emisión. ....	79

Tabla N° 20: Cantidad de nutrientes (ton/año, ton/año/ha y %) según coberturas de uso de suelo en N-SPECT. ....	81
Tabla N° 21: Cálculo de aportes de NT y PT por Subcuenca (kg/ha/año). ....	84
Tabla N° 22: Coeficientes de exportación de NT y PT según uso/cobertura. (Modelación a partir de datos UFRO-MMA 2020) .....	87
Tabla N° 23: Escurrimiento superficial promedio y coeficientes de exportación promedio de Nitrógeno (CExpN) y Fósforo (CExpP) en unidades de kg/ha/año y mg/l, por tipo de uso de suelo y tipo de año de precipitaciones, calculado por simulación EPROaj .....	88
Tabla N° 24: Coeficientes de exportación de nutrientes calculados en modelo de regresión lineal múltiple.....	90
Tabla N° 25: Coeficientes de exportación de nutrientes calculados mediante carga promedio normalizada.....	90
Tabla N° 26: Coeficientes de exportación de nutrientes calculados mediante diferencia entre condición basal y de tormenta. ....	90
Tabla N° 27: Exportación anual (particulado + solución) de fósforo y nitrógeno (mg m <sup>-2</sup> año <sup>-1</sup> ) en microcuencas del lago Rupanco (1994-1995).....	91
Tabla N° 28: Proporción de uso de suelo en las cuencas en estudio.....	91
Tabla N° 29: Exportación promedio (Kg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> ) de nitrógeno y fósforo para el periodo de estudio.....	92
Tabla N° 30: Comparación de coeficientes de exportación de nitrógeno total y fósforo total obtenidos en la literatura. ....	92
Tabla N° 31: Datos utilizados para cálculo de aporte proveniente desde fosas sépticas. ....	102
Tabla N° 32: Flujos masicos de Fósforo y Nitrógeno Total descargados desde las fosas sépticas.....	102
Tabla N° 33: Caudal y concentración de Fósforo y Nitrógeno Total descargados desde las fosas sépticas. ....	102
Tabla N° 34: Valores de δ <sup>15</sup> N-Ntotal para las muestras de suelo tomadas en enero 2019. Las muestras S01 y S02 corresponden a la ribera norte, S03 a la ribera oeste y S04 a la ribera sur. ....	107

## INDICE DE FIGURAS

Figura N° 1: Cuenca del lago Villarrica, características geográficas, división comunal y red hídrica.....	24
Figura N° 2: Esquema topológico del área de estudio, indicando puntos de muestreo (M-n,B-n), ubicación de fuentes puntuales (P-n), puntos de aforo extras (Q-n), estaciones de caudal DGA (Q) y estaciones meteorológicas de temperatura y precipitación (T/PP).....	37
Figura N° 3: Esquema de la distribución de tramos para el río Trancura sector Pucón.....	42
Figura N° 4: Esquema de distribución de tramos para el Río Trancura.....	45
Figura N° 5: Modelación de transporte de nutrientes en Curarrehue. (a) Fósforo Total y (b) nitrógeno total en ton/día.....	46
Figura N° 6: Mapa de fuentes de contaminación puntuales aportantes al Lago Villarrica.....	49
Figura N° 7: Áreas de vigilancia de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental del Lago Villarrica y ubicación de puntos de monitoreo Red Oficial (puntos en rojo) y puntos de monitoreo de la Red de Observación (puntos en color verde).....	58
Figura N° 8: Box-plot para Transparencia (m) estación de verano-primavera, año 2016.	61
Figura N° 9: Box-plot para Clorofila a ( $\mu\text{g/L}$ ) estación de verano-primavera, año 2016.	62
Figura N° 10: Box-plot para Fósforo Total ( $\text{mg/L}$ ) estación de verano, año 2016.	62
Figura N° 11: Box-plot para Nitrógeno Kjeldahl ( $\text{mg/L}$ ) estación de verano, año 2016.	63
Figura N° 12: Box-plot para Nitrógeno Total ( $\text{mg/L}$ ) estación de verano, año 2016.	64
Figura N° 13: Box-plot para Transparencia (m) estación de verano, año 2017.....	64
Figura N° 14: Box-plot para Clorofila ( $\mu\text{g/L}$ ) estación de verano, año 2017.....	65
Figura N° 15: Box-plot para Fósforo Total ( $\text{mg/L}$ ) estación de verano, año 2017.	65
Figura N° 16: Box-plot para Transparencia (m) estación de verano-primavera, año 2018.	66
Figura N° 17: Box-plot para Fósforo Total ( $\text{mg/L}$ ) estación de verano-primavera, año 2018.	67
Figura N° 18: Box-plot para Nitrógeno Total ( $\text{mg/L}$ ) estación de primavera, año 2018.	67
Figura N° 19: Box-plot para Nitrógeno Total Kjeldahl ( $\text{mg/L}$ ) estación de primavera, año 2018.....	68

Figura N° 20: Box-plot para Transparencia (m) estación de verano-primavera, año 2019.	68
Figura N° 21: Box-plot para Fósforo Total (mg/L) estación de verano-primavera, año 2019.	69
Figura N° 22: Box-plot para Nitrógeno Total (mg/L) estación de verano, año 2019.	69
Figura N° 23: Box-plot para Nitrógeno Total Kjeldahl (mg/L) estación de verano, año 2019.	70
Figura N° 24: Relación entre la CC de Clorofila a (Concentración de Clorofila) (mg/L) y la CC de Nitrógeno total (Concentración de Nitrógeno) (mg/L), para estación de verano (2016).	73
Figura N° 25: Relación entre la CC de Clorofila a (mg/L) y la CC de Fósforo total (mg/L), para estación de verano (2016).	74
Figura N° 26: Relación entre la CC de Nitrógeno total Kjeldahl (mg/L) y la CC de Nitrógeno total (mg/L), para estación de verano (2016).	75
Figura N° 27: Relación entre la CC de Clorofila a (mg/L) y la CC de Fósforo total (mg/L), para estación de verano (2017).	78
Figura N° 28: Relación entre la CC de Nitrógeno total Kjeldahl (mg/L) y la CC de Nitrógeno total (mg/L), para estación de primavera (2018).	81
Figura N° 29: Modelo de Subcuencas a partir de puntos de muestreo de calidad de agua en cauces, cuenca del Lago Villarrica.	113
Figura N° 30: Usos de suelo y límites de subcuencas.	114
Figura N° 31: Diagramas de variables del ACP, donde se ven los tres grupos que dominan la hidrogeoquímica de la cuenca del Lago Villarrica.	144



## **DEDICATORIA**

Dedicada a mi madre, la persona más importante de mi vida. Sin el apoyo que me entregaste siempre, todo lo que soy y he logrado no sería posible. El camino ha sido largo y a ratos agotador; pero sin duda que la recompensa ha sido mayor, tal y como me enseñaste. Espero poder retribuirte todo algún día. Por el momento, espero llenarte de orgullo por haber terminado esta etapa.

## **AGRADECIMIENTOS**

En forma especial a mi abuelita, por ser quien desde muy pequeña me inculco lo importante que era estudiar y no desistir en el intento, me enseñó a leer con tan solo cuatro años, lo que motivo mi gusto por la lectura y el escribir. Por acompañarme siempre a los paseos de colegio y a cualquier lugar al que quisiese ir, por cobijarme años junto a su cama y cuidar mis sueños.

A mi segunda mamá Adriana y mi tía-madrina Francisca, por estar siempre, por cuidarme, alentarme, regalarme y quererme, les debo gran parte de lo que soy a ustedes.

A mi tata, quien será siempre mi papá, por cada consejo y su cariño de siempre.

A mis primas Constanza, Martina y Matilda, por alegrarme los días y sus reponedores abrazos.

A mis grandes amigas, desde el colegio, Belén, Paula y Victoria, por estar en cada momento, los buenos y por sobre todo los no tan buenos, por cada palabra de aliento, por cada apañe, abrazo y consuelo siempre que lo necesite, a cada una por sus audios diarios brindándome ánimo y diciendo que yo si era capaz, gracias.

A grandes amigas que conocí en la carrera, Andrea, Helen y Franchesca, por hacer bacanes todos estos años, por las risas y buenos momentos durante las ventanas y obviamente más de alguna clase, por apañar siempre a comer y beber cositas ricas para pasar la ansiedad, por ser las mejores compañeras también, compartir

sus conocimientos y mucho más. Hicieron de este camino, uno que repetiría solo para verlas a diario, más cuando la pandemia no nos dejó acompañarnos presencialmente durante el último tiempo; pero, aun así, nunca dejaron de estar presentes y significar un apoyo, mil gracias.

Por último, a cada uno de los profesores y auxiliares de la facultad que contribuyeron a mi crecimiento durante el paso por la universidad, por los enormes conocimientos que me aportaron, por su paciencia y buena disposición.



## RESUMEN

El fenómeno de la eutrofización que afecta a lagos o embalses, es resultado de un desequilibrio que se produce en los cuerpos de agua, debido a la descarga tanto de fuentes puntuales como difusas.

Este trabajo busca evaluar las principales fuentes de contaminación que realizan descarga de nutrientes en la cuenca del Lago Villarrica a través del cálculo de flujos de entrada con aquellos datos que se encuentren disponibles. Para las fuentes definidas como difusas se procedió a identificar aquellas que poseían una escasa data de información respecto a la carga de nutrientes que aportan al Lago, para proponer mejoras a implementar en cada una de ellas para así cumplir con establecer una base sólida de información. Esto se realizó a través de la recolección de datos de descarga de nutrientes desde las principales fuentes que descargan al Lago Villarrica, por previa solicitud a instituciones del Estado por medio de Ley de Transparencia y revisión bibliográfica exhaustiva.



## 1. INTRODUCCIÓN

El Lago Villarrica fue declarado como zona saturada por Decreto N°43 de 2018, específicamente por los parámetros de Calidad de Agua, Clorofila “a”, Transparencia y Fósforo Disuelto, los cuales, de acuerdo a los límites establecidos en la Norma Secundaria de Calidad Ambiental que rige sobre el Lago, se encontraban en una superación del 80%. El mismo año, se inició la elaboración del Plan de Descontaminación, el cual corresponde al primero de su tipo en la historia de nuestro país. Y que tiene por objetivo reducir la concentración de Fósforo Disuelto. Para su implementación se considera un plazo de 15 años, el cual se estima como un periodo de tiempo necesario para que las fuentes que son apuntadas como las principales responsables del estado de contaminación del Lago, se adapten a las regulaciones que les impondrá el Plan y terminen dando cumplimiento a las exigencias.

El monitoreo que se efectúa en las áreas de vigilancia establecidas en la Norma Secundaria de Calidad Ambiental que aplica sobre el Lago, es una forma de supervisar la condición del mismo. Pero no es capaz de identificar las fuentes específicas que contribuyen a que determinados parámetros de Calidad de Agua se encuentren en rangos de superación. Es por esto, que durante el proceso de elaboración del Plan de Descontaminación se ha trabajado en determinar cuáles son las fuentes que se ubican dentro del área de la cuenca del Lago Villarrica, que aportan con concentraciones de nutrientes al cuerpo de agua, con el objetivo de poder enfocar las medidas de descontaminación del Lago correctamente.

Variadas han sido las instituciones que han llevado a cabo estudios en la zona del Lago Villarrica, incluso antes de la promulgación de las NSCA que rigen sobre él, y varios más luego de que el mismo fuese declarado en estado de saturación, aquello con el fin de contribuir con información al Plan de Descontaminación, como el

estimar la contaminación de origen antrópico que afecta directa o indirectamente la calidad de las aguas del lago, también han dado a conocer propuestas de medidas de mitigación que podrían ser aplicables a las fuentes de contaminación identificadas. Aun así, algunos estudios han señalado no contar con toda la información necesaria para desarrollar del todo sus objetivos de investigación, ya sea porque determinadas fuentes que aportan nutrientes no registran datos de emisión o descargas en un periodo de tiempo acorde o en su defecto nunca han sido objeto de monitoreo o mediciones para formar parte de las modelaciones matemáticas u otro tipo de metodología a aplicar que arrojase estimaciones de flujos. Dado lo anterior, es que resulta necesario evaluar cómo se ha ido elaborado el Plan de Descontaminación para el Lago Villarrica, la información con la que cuenta el mismo para su proceso de elaboración y aquella que presenta deficiencias de algún tipo, así como también la relación entre los flujos aportantes de nutrientes que han podido ser estimados y las medidas de mitigación a instaurar.



## 2. MARCO TEÓRICO

### 2.1 Eutrofización en lagos

En las últimas décadas, los sistemas fluviales han estado sometidos a una fuerte presión antropogénica que ha provocado cambios en la calidad del agua y su biodiversidad. Las actividades humanas han aumentado los nutrientes en muchas aguas, deteriorando la calidad y limitando el uso para beber, recreación y producción de alimentos. (Almanza et al., 2019).

La afluencia de nitrógeno y fósforo puede causar un aumento en la proliferación de algas que resulta en la eutrofización de la masa de agua. Si bien las concentraciones de nitrógeno y fósforo controlan la biomasa que se puede alcanzar, las altas temperaturas pueden intensificar una floración. (Almanza et al., 2019). Según Longley et al. (2019), la eutrofización describe el estado trófico o la salud de una masa de agua en relación con el nivel de biomasa de algas. La eutrofización es uno de los problemas de calidad del agua más importantes y persistentes en los ecosistemas de agua dulce. (Zou et al., 2020). Las concentraciones más altas de nutrientes (eutrofización) han aumentado la biomasa de algas en los lagos en aproximadamente un 60% (Almanza et al., 2019).

Las algas son organismos bastante eficientes en la incorporación de nutrientes. Durante la floración de algas, las comunidades de algas y bacterias pueden producir una gran cantidad de materia orgánica disuelta (DOM) (Yao et al., 2020). El DOM que deriva de algas es rico en compuestos que contienen N, (por ejemplo, aminoácidos, amino azúcares) y exhibe una alta labilidad. Por otro lado, según Yao et al. (2020), las bacterias equilibran el consumo de DON con la absorción de DIN, y su degradación del DOM producido por algas deja componentes refractarios. Por tanto, el DOM derivado de las floraciones de algas experimenta una floración y un consumo estrechamente acoplado y desempeña un papel activo en el ciclo de nutrientes en las aguas ambientales. Además, el DON derivado de las algas puede suministrar cantidades sustanciales de N a las especies de algas. (Yao et al., 2020).

Ante el deterioro ambiental causado por el aumento de la biomasa de algas en lagos, es necesario el desarrollo de distintas acciones con el fin de prevenir y controlar su contaminación. Una alternativa es el manejo del cuerpo de agua de manera integral, que incluye tanto acciones de biomanipulación (in situ), como del control de la calidad de agua que recibe. (ex situ) (Luna-Pabello et al., 2014).

Varios lagos en la costa occidental de América del Sur en Chile (34-41°S) están ubicados en áreas que sufren cambios en el uso de la tierra de bosques nativos a bosques de plantaciones, junto con un aumento en la agricultura, la acuicultura y las áreas urbanas. Esto ha cambiado las condiciones acuáticas en varios lagos y algunos se han vuelto eutróficos como el lago Villarrica. (Almanza et al., 2019).

La condición trófica de un lago comprende desde la oligotrofia (condición deseable con baja productividad primaria y aguas claras) hasta la hipereutrofia. (elevada carga de nutrientes que puede llevar a la eutrofización) (Bruning, 2018). Según Smith et al. (1999), los criterios y valores de clasificación de la condición trófica para lagos y embalses, son los que se observan a continuación;

**Tabla N° 1:** Criterios y valores de clasificación de la condición trófica para lagos y embalses.

Condición trófica	Fósforo total (µg/l)	Nitrógeno total (µg/l)	Clorofila a (µg/l)	SD (m)
Oligotrofia	<10	<350	<3,5	>4
Mesotrofia	10-30	350-650	3,5-9	2-4
Eutrofia	30-100	650-1.200	9-25	1-2
Hipereutrofia	>100	>1.200	>25	>1

**Fuente:** Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems (1999).

## 2.2 Nutrientes (Fósforo y Nitrógeno) en lagos

La eutrofización suele ser causada por una descarga excesiva de compuestos de nitrógeno y fósforo, lo que conduce a la proliferación de algas y al deterioro de la calidad del agua. Como nutriente necesario para la producción primaria de ecosistemas acuáticos, el suministro de nitrógeno afecta significativamente el

crecimiento de algas en ecosistemas de agua dulce. La carga de nutrientes externos y la liberación y retención de nitrógeno en el sedimento son los principales factores que afectan el contenido de nitrógeno en el cuerpo de agua. (Chen et al., 2020).

Las características y la transformación del fósforo orgánico en el agua son vitales para el ciclo biogeoquímico del fósforo y el apoyo de las floraciones de fitoplancton y cianobacterias. El fósforo (P) es generalmente el nutriente que limita la producción primaria en los lagos de agua dulce, mientras que el P excesivo provoca una mayor producción primaria, lo que da como resultado una hipereutrofización y el consiguiente deterioro de la calidad del agua. Una vez que los lagos se vuelven eutróficos, es difícil revertir las circunstancias, incluso si las cargas externas se reducen o controlan. (Feng et al., 2020).

En las aguas del lago, hay dos formas diferentes de P: fósforo disuelto (DP) y fósforo particulado (PP) (Shi et al., 2020). El fósforo particulado (PP) representa el porcentaje más alto de fósforo total (TP) en la columna de agua de los lagos eutróficos poco profundos. Por ejemplo, se encontró que el PP representa 50% del contenido de TP en el lago Taihu. (Yang et al., 2020).

El DP se puede dividir en componentes inorgánicos (P reactivo soluble: SRP) y orgánicos (P orgánico disuelto: DOP). De estos, SRP es el sustrato de P más biodisponible para el fitoplancton y el bacterioplancton en las aguas del lago. PP es la fracción de P adherida a partículas y puede generarse a partir de partículas de algas vivas o muertas, células bacterianas y sedimentos resuspendidos. El plancton no puede utilizar de inmediato el PP; pero los cambios en una variedad de procesos físicos, químicos y biológicos pueden activar la biodisponibilidad de esta fracción de P. (Shi et al., 2020).

Según Feng et al. (2020), el fósforo disuelto (DP) se puede acumular directamente en el fitoplancton, siendo el ortofosfato inorgánico disuelto ( $\text{PO}_4^{3-}$ ; Ortho-P) la forma más biodisponible para sustentar la producción primaria. El fósforo particulado (PP), que representa una parte del P total en el agua del lago, podría ingresar al agua del lago y posteriormente depositarse en el fondo o liberar DP a los cuerpos de agua. El fósforo particulado sirve como fuente de P para mantener las



floraciones de fitoplancton. La descomposición de los restos de algas promueve los procesos cíclicos bioquímicos de P, lo que aumenta el riesgo de proliferación de algas.

Entre las múltiples formas de N que ingresan a las aguas del lago, el N inorgánico disuelto (DIN), que incluye nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) y amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), reciben mucha más atención que el N orgánico, debido a su conocida alta biodisponibilidad para las especies de algas. Sin embargo, el nitrógeno orgánico disuelto (DON), que aporta numerosos componentes biodisponibles que contienen N (p. Ej., Urea, aminoácidos, ácido nucleico y polipéptido) a las algas, históricamente se ha pasado por alto. El nitrógeno orgánico disuelto (DON) representa una fracción significativa de la reserva de nitrógeno (N) disuelto en los lagos eutróficos y hay componentes sustanciales de DON disponibles para el fitoplancton. Las concentraciones de DON son frecuentemente más altas que las de DIN incluso en cuencas altamente desarrolladas; por lo tanto, el DON a menudo domina el conjunto de nitrógeno total disuelto (TDN). Se sabe desde hace décadas que la fracción DON de TDN puede suministrar N para el crecimiento de algas. Durante la floración de algas, las comunidades de algas y bacterias pueden producir una gran cantidad de materia orgánica disuelta (DOM). DOM derivado de algas es rico en compuestos que contienen N (p. Ej., Aminoácidos, amino azúcares). Por lo tanto, el DON derivado de las algas de las floraciones de algas experimenta una producción y un consumo estrechamente acoplados y desempeña un papel activo en el ciclo de nutrientes en las aguas ambientales. Además, el DON derivado de las algas puede suministrar cantidades sustanciales de N a las especies de algas. Estudios previos también han demostrado que los sedimentos suspendidos irradiados contribuyen a un aumento de las cargas de DOM a las aguas ambientales. (Yao et al., 2020).

Un estudio desarrollado para el Lago Taihu, tercer lago de agua dulce más grande de China, lago grande, profundo y eutrófico, analizó los cambios en la concentración de DON durante los últimos 14 años. Según Yao et al. (2020), los análisis de los datos de nutrientes de 2005 a 2018 en el lago Taihu mostraron que las concentraciones de DON variaron de 0 a  $4.59 \text{ mg L}^{-1}$ , con una media de  $0.82 \pm$

0.60 mg L<sup>-1</sup> y exhibieron variaciones estacionales y espaciales significativas. El porcentaje de DON en TDN varió de 0 a 85%, con una media de 38 ± 17%, y se mantuvo relativamente estable estacionalmente. Aunque las concentraciones anual de la media de TN, TDN, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, y NO<sub>3</sub><sup>-</sup> disminuyeron linealmente durante los últimos 14 años, el porcentaje de DON en TDN mostró un aumento significativo, especialmente durante 2009-2018. Aunque los análisis de regresión por pasos múltiples mostraron que la concentración de DON estaba controlada principalmente por la alcalinidad, la temperatura del agua, la conductividad eléctrica y el pH, la variación estacional del DON se vio influenciada por las floraciones de algas. Se dedujo que la aparición, persistencia y desvanecimiento de las floraciones de algas son mecanismos importantes que regulan las concentraciones de DON en este lago. Primero, el aumento gradual de la temperatura de primavera a verano promueve la aparición de floraciones de cianobacterias, junto con el aumento del pH, la alcalinidad, Cl a y la disminución de las concentraciones de DON. Mientras, la degradación acelerada de las algas en invierno contribuyó al aumento de las concentraciones de DON, similar al período de degradación de algas al aire libre. (Yao et al., 2020).

Por otro lado, los parámetros físicos, químicos y biológicos del agua de lagos, controlados en forma importante por la concentración de nutrientes, varían estacionalmente durante el invierno y verano. Un estudio llevado a cabo en diez lagos distintos del centro-sur de Chile, demostró en base a sus hallazgos que las características físicas, químicas y biológicas de los lagos varían anual y estacionalmente. Según Pizarro et al. (2016), considerando todos los lagos, la temperatura media del agua y el PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> -P aumentaron más de un 20% de invierno a verano, mientras que la clorofila a fue de aprox. 50% más durante el invierno. Un análisis de conglomerados realizado por el mismo estudio, clasificó los lagos en dos grupos, con Panguipulli, Chapo y Villarrica formando un grupo distintivo de lagos que exhiben valores relativamente más altos de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> -N durante el invierno.

### **2.3 Efecto del cambio climático sobre lagos eutróficos**

Aunque los nutrientes (N y P) son determinantes clave de la eutrofización en los lagos, un aumento constante de la temperatura del agua también promueve la productividad primaria de las algas. (Pizarro et al., 2016).

El calentamiento de los lagos inducido por el cambio climático ha constituido un desafío particular para la restauración de los lagos eutróficos. Los lagos son centinelas del cambio climático. El calentamiento de las aguas superficiales es la respuesta más directa. Los estudios globales sobre las tendencias de las temperaturas del agua superficial de los lagos han revelado que muchos lagos de agua dulce se están calentando a tasas incluso superiores a las temperaturas del aire. Estas tendencias podrían acelerarse en el futuro. Bajo escenarios de cambio climático, se proyecta que las aguas superficiales en 635 lagos principales a nivel mundial se calentarán con el calentamiento más extremo hasta 5.5°C para 2080-2100. El calentamiento de los lagos podría afectar el funcionamiento general de los ecosistemas acuáticos al alterar los procesos físicos (p. Ej., Estratificación térmica, la duración de la capa de hielo), procesos biológicos (p. Ej., Crecimiento y respiración de los organismos acuáticos) y transformaciones bioquímicas de los nutrientes (p. ej., mineralización, desnitrificación). Estas alteraciones podrían crear un ambiente que sea particularmente beneficioso para ciertas especies de fitoplancton (por ejemplo, cianobacterias) y resultar en pérdidas de biodiversidad acuática. Comprender los impactos de la eutrofización y la temperatura del agua y sus interacciones sobre el crecimiento del fitoplancton es crucial para desarrollar medidas de mitigación. Las temperaturas del agua pueden influir directamente en la abundancia de fitoplancton y la estructura de su comunidad, ya que las diferentes especies tienen respuestas distintas en sus fisiologías al aumento de las temperaturas. (Yindong et al., 2021). Específicamente, el aumento de la temperatura del aire y del agua podría acelerar el ciclo de nutrientes en los lagos, lo que tiene importantes implicaciones para las concentraciones de nutrientes en el lago, la estequiometría de nutrientes de la columna de agua y la exportación de nutrientes aguas abajo. Los lagos pueden responder de manera diferente al

calentamiento en función de su estado trófico actual (Farrell et al., 2020). El calentamiento global, hasta cierto punto, podría promover la liberación de P biodisponible en los lagos y podría ralentizar la recuperación de los lagos eutróficos. (Feng et al., 2020).

Un estudio intentó simular los cambios a escala de ecosistema en las concentraciones de nitrógeno total (TN) y fósforo total (TP) de la columna de agua y proporciones TN:TP debido a posibles cambios incrementales en la temperatura del aire (de 0 a 6°C) en un lago con bajo y alto contenido de nutrientes. Los lagos objeto de estudio fueron dos lagos templados del norte, lago Mendota (Wisconsin, EE.UU.) y lago Sunapee (New Hampshire, EEUU). Mendota presenta un alto contenido de nutrientes, mientras Sunapee posee un estado de bajo nutrientes.

El calentamiento climático tuvo efectos a escala del ecosistema sobre el ciclo de nutrientes que resultaron en concentraciones epilimneticas alteradas de TN y TP. En ambos lagos, el TN superficial disminuyó entre los escenarios de la línea base (0°C) y +6°C. En el lago de altos nutrientes, la mediana verano de TN epilimnetico entre años fue un 19,2% inferior en el escenario 6°C que en el escenario de referencia. El lago de bajos nutrientes también exhibió una disminución del TN epilimnetico con el calentamiento climático; la mediana de TN interanual fue 30,4% menor en el escenario de +6°C que en el escenario de referencia. La disminución de las concentraciones de TN probablemente se debió a mayores tasas de desnitrificación con el calentamiento. La mediana de las tasas de desnitrificación de la columna de agua entre años aumentó un 45,0% y un 37,6% en los lagos con alto y bajo contenido de nutrientes, respectivamente, entre los escenarios de referencia y +6°C. En contraste con TN, ambos lagos exhibieron mayores concentraciones de TP epilimnético en el escenario de +6°C en comparación con el escenario de línea de base, aunque la magnitud del cambio difirió entre los lagos. En el lago con alto contenido de nutrientes, la mediana TP epilimnetica de verano entre años fue un 23,1% más alta en el escenario de +6°C que en el escenario de línea de base. En el lago bajo contenido de nutrientes, TP epilimnetica aumentó 8,9% entre la línea de base y el escenario +6°C. Estos cambios se atribuyeron al aumento de los flujos

de P de los sedimentos con temperaturas más cálidas; Los flujos medianos de sedimentos aumentaron un 33,5% y un 33,6% en los lagos con alto y bajo contenido de nutrientes, respectivamente, entre los escenarios de línea base y +6°C. Las diferencias específicas del lago en TN y TP en respuesta al calentamiento llevaron a diferencias en la estequiometría epilimnética de N: P en ambos lagos; pero el lago con bajo contenido de nutrientes fue más sensible a los bajos niveles de calentamiento. En el lago con alto contenido de nutrientes, la mediana del TN: TP molar epilimnético entre años fue 30,3% menor entre la línea de base y los escenarios de calentamiento de +6°C y las distribuciones de la mediana de verano TN: TP fueron significativamente más bajas que la línea de base con al menos +4°C de calentamiento. (Farell et al., 2020).

Los modelos de cambio climático indican que Chile experimentará un calentamiento, junto con una reducción de las precipitaciones y una incidencia más frecuente de eventos extremos (lluvias extensas y sequías). Esto, junto con los cambios en el uso del suelo, tales como la sustitución de bosques nativos por plantaciones de árboles en las regiones del centro-sur y sur de Chile (35-41° S) y las actividades que se generan dentro de los ecosistemas, tales como la acuicultura de peces (por ejemplo, en los lagos Rupanco, Puyehue y Llanquihue) puede aumentar las concentraciones de nutrientes en los cuerpos de agua (Almanza et al., 2019). Estos nutrientes pueden alimentar la formación de flores en los lagos oligotróficos, aumentar la distribución de formadores de floración y aumentar los eventos de floración que ya se registran en los lagos eutróficos.

Los lagos del centro-sur y sur de Chile, durante el verano se estratifican térmicamente. Lo cual determina que mientras los nutrientes en la capa superior de la columna de agua (epilimnion) son absorbidos por el fitoplancton, hay reciclaje en la capa más profunda (hipolimnion), por lo cual el gradiente de nutrientes aumenta con la profundidad.

## **2.4 Eutrofización y su relación con parámetros de calidad de agua en ecosistemas lacustres**

Según lo señalado por Longley et al. (2019), la eutrofización en las aguas superficiales se ha relacionado con varios indicadores biológicos y químicos, incluido el oxígeno disuelto (OD), la vegetación acuática, la turbidez, los nutrientes y la clorofila a (Chl- a). La clorofila a es el tercer parámetro más adecuado para evaluar el estado trófico de un recurso hídrico. La Clorofila a es un pigmento requerido para realizar fotosíntesis y, por lo tanto, es una medida indirecta de la biomasa fitoplanctónica en determinado volumen de agua o área definida (fitobentos). Particularmente, esta biomasa aumenta conforme empeora el estado trófico de un ecosistema, llegándose a situaciones extremas de eutroficación, donde se producen los florecimientos o blooms de fitoplancton que pueden o no ser tóxicos, según el tipo de microalga que predomine. La turbiedad y la transparencia indican la capacidad del agua de transmitir luz, necesaria para la fotosíntesis y el control de la temperatura. Esta capacidad puede ser disminuida por materiales en suspensión, coloidales u otras partículas muy finas, o por algas. (Ministerio del Medio Ambiente, 2017).

Las relaciones empíricas entre los nutrientes y la clorofila a (Chl a) y la profundidad de Secchi (SD) se utilizan ampliamente como base teórica para la gestión de la eutrofización de los lagos. Sin embargo, estas relaciones están influenciadas en gran medida por las condiciones hidromorfológicas y los procesos biogeoquímicos. Por lo tanto, es necesario establecer una comprensión específica del tipo de estas interacciones. (Zou et al., 2020).

Debido a que la concentración de clorofila- a (Chl a ) y la transparencia del agua son ampliamente consideradas como sustitutos de la biomasa de algas, los factores que influyen en ellos han recibido una gran atención por parte de los limnólogos. La reducción de Chl a es ampliamente considerada como un componente crucial para la restauración exitosa del lago. Mientras tanto, la transparencia del agua, a menudo representada por la profundidad de Secchi (SD), también se considera un indicador

esencial del riesgo relacionado con la eutrofización debido a su relación con la biomasa de algas. (Zou et al., 2020).

Las proporciones CHL-a:TP, CHL-a:TN y TN:TP se han propuesto como indicadores útiles para controlar la eutrofización en sistemas acuáticos. Si la relación CHL-a:TP es baja (cantidad relativamente pequeña de CHL-a por unidad de TP), la clorofila de las algas está limitada por otros factores (TN, temperatura del agua, luz o precipitación) en lugar de TP. Por otro lado, si la relación CHL-a: TN es alta (cantidad relativamente grande de CHL-a por unidad de TN), la clorofila de las algas está limitada por TN más que por otros factores. Los investigadores encontraron que TP tiene una relación lineal más distintiva con CHL-a en sistemas de agua que TN. (Mamun et al., 2020).

Un estudio del cual fue objeto el lago George, Florida, analizó las relaciones entre Chl-a y los nutrientes (TN, TP) presentes en el lago por medio de un análisis estadístico. Según Longley et. al. (2019) en base al análisis de regresión simple para la carga de Chl-a y TN y TP, se encontró que TN tiene una alta correlación con Chl-a, lo que indica que TN controla la eutrofización en el lago.

En Chile varios son los lagos que se encuentran en estado de eutrofia. Un estudio que consideró como objeto de estudio catorce lagos templados en el centro-sur de Chile, entre ellos el Lago Villarrica que ha demostrado presentar un nivel de eutrofia, tuvo como objetivo comprender como las cianobacterias pueden responder a los cambios ambientales actuales (eutrofización y cambio climático). Se llegó a la conclusión, según Almanza et al. (2019), que las cianobacterias se correlacionaron positiva y significativamente con temperatura, PH, conductividad, TN y T, y negativamente con Zeu. Lo anterior reafirma la relación existente entre la concentración de nutrientes con la alta riqueza de especies de bacterias y zooplancton, siendo estos últimos organismos, quienes dan lugar a los altos valores de Clorofila-a.

El año 2018, la Dirección General de Aguas estudió la relación existente entre la transparencia y clorofila "a" en lagos, mediante una regresión lineal, con el fin de determinar si tales variables presentaban una relación inversamente proporcional.



El estudio incluyó a 22 lagos de Chile, entre ellos el Lago Villarrica. Según la Dirección General de Aguas (2018), se percibe una relación significativa entre las variables en cuestión, presentando, además, un elevado coeficiente de determinación. Los resultados obtenidos son relevantes debido a que la profundidad del disco Secchi o transparencia suele mostrarse en función de la concentración de clorofila "a" y, por lo tanto, biomasa algal. Esto es en base a que los organismos fotosintéticos absorben la luz y, por lo tanto, afectan la penetración de la luz en la columna de agua. De esta manera, a medida que incrementa la presencia de estos organismos disminuye la transparencia. Así, esta relación inversa produce una curva hiperbólica o relación lineal inversa. ( $\log SD - \log Chla$ ) (Dirección General de Aguas, 2018).

## **2.5 Medidas implementadas por Naciones para resguardar la Calidad Ambiental de cuerpos de Agua Superficiales (Lagos)**

La eutrofización se ha convertido en el principal problema de calidad del agua para la mayoría de los ecosistemas de agua dulce del mundo (Bessa Da Silva et al., 2019). Se considera que las actividades antropogénicas extensivas son el factor más importante responsable de la rápida degradación de los ambientes lacustres, particularmente en las últimas décadas. (Dai et al., 2019).

En los últimos años, ha aumentado la conciencia que la restauración de los hábitats de agua dulce es esencial para mantener los servicios de los ecosistemas, especialmente el suministro de alimentos y agua potable. (Pander et al., 2013). Y como resultado de la toma de conciencia es que varias naciones alrededor del mundo han desarrollado algunas políticas medioambientales. Entre las políticas que destacan se encuentran la Directiva Marco Europea del Agua (2000) y la Estrategia Nacional de Gestión del Agua de Australia y Nueva Zelanda. (1992).

Uno de los instrumentos legales más importantes en vigor en la actualidad es la Directiva Marco Europea del Agua 2000/60 / EC (EU-WFD) (Bessa Da Silva et al, 2019). El propósito de la DMA es hacer cumplir una implementación a nivel europeo de un enfoque integral para proteger la sostenibilidad de los recursos hídricos



mediante la integración de sustancias químicas (concentraciones de contaminantes y nutrientes) y biológicas. Para el caso de aguas superficiales, que es donde se incluyen los lagos; cada estado miembro europeo debe examinar el estado de las aguas superficiales clasificando el estado ecológico de estas y luego llevar a cabo el desarrollo de planes de gestión de cuencas.

La Estrategia Nacional de Gestión de la Calidad del Agua de Australia y Nueva Zelanda, conservan su valor como una herramienta de mejores prácticas para la gestión de la calidad del agua. (Warne et al., 2014). La estrategia Nacional de Gestión de la Calidad del Agua de Australia y Nueva Zelanda (NWQMS) tiene documentos clave, los cuales son las Directrices de Australia y Nueva Zelanda para la calidad del agua dulce y marina y las Directrices australianas para el monitoreo y la presentación de informes de la calidad del agua, las cuales representan una forma de control de la calidad del agua al incorporar valores de referencia, que en caso de comprobarse que han sido superados se necesitara acudir a la toma de nuevas medidas que permitan asegurar la calidad del cuerpo de agua. Por lo anteriormente mencionado es que se establece que NWQMS tiene como propósito mediante la protección de la calidad de las aguas alcanzar el uso sostenible de los recursos hídricos, sin intervenir en el desarrollo económico de ambas naciones.

Para la gestión de agua dulce en Nueva Zelanda, La estrategia Nacional de Gestión de Calidad viene a ser un complemento para la Declaración Pública Nacional de agua dulce del año 2011, en donde son los Consejos Regionales los encargados de monitorear la calidad del agua de sus lagos con el fin de gestionar los impactos ambientales que repercuten en cada región, por otro lado, también son responsables de ejecutar las políticas y planes de dicha declaración.

## **2.6 Normas Secundarias de Calidad Ambiental (NSCA)**

Nuestro país también ha desarrollado normas para proteger la calidad de los cuerpos de agua. Entre ellas encontramos las Normas Secundarias de Calidad Ambiental (NSCA) establecidas en el artículo 32 de la Ley sobre Bases Generales del Medio Ambiente (Ley N° 19.300). Una Norma Secundaria de Calidad Ambiental (NSCA) se define como aquella que establece los valores de las concentraciones y períodos, máximos o mínimos permisibles de sustancias, elementos, energía o combinación de ellos, cuya presencia o carencia en el ambiente pueda constituir un riesgo para la protección o la conservación del medio ambiente, o la preservación de la naturaleza. Por otro lado, la normativa chilena también ha definido las normas de emisión, estas son aquellas que establecen la cantidad máxima permitida para una contaminante medida en el efluente de la fuente emisora.

Las NSCA relacionadas al recurso hídrico, según la Guía para la elaboración de NSCA en aguas continentales y marinas (2017), son instrumentos regulatorios cuyo objetivo es conservar o preservar los ecosistemas acuáticos a través del mantenimiento o mejoramiento de la calidad de las aguas continentales y marinas. También apoyan el control del impacto de contaminantes de fuentes puntuales y difusas en la calidad del agua y su impacto en los ecosistemas.

La cuenca del río Serrano, río Maipo y río Biobío, cuentan con NSCA. Mientras que, para el caso de los lagos, solo dos cuentan con la protección respectiva de sus aguas por medio de la dictación de una NSCA, los cuales son Lago Llanquihue y Lago Villarrica.

Las NSCA que regulan la presencia de contaminantes en el Lago Villarrica, tienen como objetivo proteger la calidad de las aguas del lago para prevenir un aumento de su estado trófico. Estas Normas Secundarias solo fijan límites para aquellos compuestos, elementos, entre otros, que podrían provocar daños a la naturaleza y que son medidos in situ en el cuerpo objeto de protección, por lo cual no establecen una cantidad permitida de un contaminante que pueda ser emitida por alguna fuente

específica y genere como consecuencia el aumento de estado trófico del lago, es decir las NSCA no van estrictamente de la mano de una Norma de Emisión.

## **2.7 Calidad de agua del Lago Villarrica**

El centro-sur de Chile se caracteriza por una serie de grandes lagos premontanos (los llamados lagos de la Patagonia Norte) que se originan en la Cordillera de los Andes. (Huovinen et al., 2019). Uno de estos lagos, es el Lago Villarrica.

Según Luna-Pabello et al. (2014), los cuerpos acuáticos naturales y artificiales son altamente propensos a recibir aguas contaminadas con o sin tratamiento previo, lo cual origina el detrimento en la calidad del agua.

De acuerdo a lo señalado por el Ministerio de Medio Ambiente (2020), el deterioro de la calidad de las aguas del Lago Villarrica, es principalmente debido al ingreso acelerado de nutrientes (nitrógeno y fosforo) desde su cuenca aportante. Esto ha generado un fuerte impacto sobre la calidad y cantidad de servicios ecosistémicos provistos en la cuenca. El exceso de nutrientes produce un proceso de eutrofización que, en el caso del Lago Villarrica se ha traducido en un aumento desmedido del crecimiento de microalgas. (*bloom o afloramientos algales*) (Ministerio de Medio Ambiente, 2020).

Respecto de las principales fuentes puntuales de nutrientes aportantes al Lago Villarrica, estas se componen principalmente de dos tipos, fuentes puntuales: pisciculturas, planta de tratamiento de Pucón y descarga directa de aguas servidas provenientes del área urbana de Curarrehue y desde fuentes difusas: escorrentías desde diferentes usos de suelo en la cuenca y fosas sépticas ubicadas en la ribera sur del lago (Seremi Región de La Araucanía & Centro de Gestión y Tecnologías del Agua, 2018). El aporte más relevante son los cauces que drenan hacia el lago. Entre estos se encuentran los ríos Trancura y Liucura, que forman el río Pucón, junto con otros cauces menores como el Molco, Huichatío y Lefún. El río Pucón es el principal aportante tanto en carga como arrastre de nutrientes provenientes tanto

de fuentes difusas: los usos de suelo del bosque, matorrales, pradera y uso agrícola. Como de fuentes puntuales: como las pisciculturas.

Respecto de los valores de fósforo inorgánico y fosforo total, el estero Molco, es el que mayores concentraciones presenta. Este fenómeno se replica para el resto de los parámetros relacionados con el nitrógeno. El exceso de nutrientes puede deberse a la presencia de dos plantas piscícolas en el cauce (P. Chehuilco y P. Molco). Respecto a la carga de fósforo y nitrógeno en ton/día, el río Trancura es el que más nutrientes aporta desde la cuenca del Lago Villarrica, esto se debe al mayor flujo de agua en el cauce. (Seremi Región de La Araucanía & Centro de Gestión & Tecnologías del Agua, 2019).

La mayoría de los ecosistemas lacustres suelen presentar como nutriente limitante, el fósforo, sin embargo, para los lagos de la Patagonia Norte, según Huovinen et al. (2019), la limitación de nitrógeno, se ha asociado con la alta capacidad de los suelos del bosque nativo circundante para retener nitrógeno inorgánico y con baja deposición de nitrógeno atmosférico.

En el Lago Villarrica también se observa una marcada variabilidad estacional respecto a los parámetros que representan la calidad del agua de los cuerpos lacustre. Por ejemplo, para el caso de la Clorofila "a", esta se muestra en un nivel de eutrofia para todas las áreas de vigilancia en la campaña estival de 2015 y además para la campaña de primavera del mismo año, lo cual resulta concordante con los máximos niveles de clorofila "a" durante este periodo. Se muestran los resultados de la aplicación del TSI para Clorofila "a". (Anexo N° 5. Tabla: Resultados de la aplicación del TSI de Carlson para Clorofila "a").

Una de las primeras medidas para frenar el acelerado aumento de nivel trófico del lago fue que el Estado dictase normas secundarias de calidad ambiental para regular la presencia de contaminantes en el cuerpo de agua.

El DS N°19/2013 del Ministerio del Medio Ambiente, publicado en el Diario Oficial con fecha 16 de octubre de 2013, aprueba la Norma Secundaria de Calidad Ambiental para la Protección de las Aguas Continentales Superficiales del lago

Villarrica (NSCA del lago Villarrica). El objetivo de las mismas es proteger la calidad de las aguas del lago, de modo de prevenir un aumento acelerado de su estado trófico, provocado por la actividad antrópica dentro de su cuenca hidrográfica (Biblioteca del Congreso Nacional de Chile, 2018). Se mostrarán los Niveles de Calidad por Área de Vigilancia en la cuenca del Lago Villarrica. (Anexo N° 1. Tabla: Niveles de Calidad por Área de Vigilancia en la cuenca del Lago Villarrica).

Culminando el análisis del periodo de fiscalización de la NSCA del Lago Villarrica (D.S. N°19/2013) por parte de la SMA en el periodo 2015-2016, se determinó que los valores máximos y promedio bianual para el parámetro de Clorofila “a” en la totalidad de las áreas de vigilancia monitoreadas de acuerdo al PMCCA de la Norma, se encontraron en niveles de saturación. Junto a lo anterior, la Transparencia registro niveles de saturación en su valor promedio bianual en el periodo 2015-2016 para el área de vigilancia Pelagial (centro del lago). Finalmente, el parámetro Fósforo Disuelto en el último periodo evaluado (2015-2016) registra un nivel de saturación de la norma en todas las estaciones, con excepción de Litoral Pucón y Litoral Norte, las cuales presentaron condiciones de latencia. Se observan los resultados del monitoreo de Clorofila “a”, Transparencia y Fósforo disuelto en las Áreas de Vigilancia durante el periodo 2015-2016. (Anexo N° 2. Tabla: Resultados del monitoreo de Clorofila “a” ( $\mu\text{g/l}$ ) en las Áreas de Vigilancia durante el periodo 2014-2016., Anexo N° 3. Tabla: Resultado del monitoreo de Transparencia (m) en las Áreas de Vigilancia durante el periodo 2014-2016., Anexo N°4. Tabla: Resultados del monitoreo de Fósforo disuelto en las Áreas de Vigilancia durante el periodo 2015-2016). Por tanto, de acuerdo con la definición de Zona Saturada establecida en la letra u del artículo 2° de la ley 19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente, considerando los criterios de superación indicados en la NSCA del Lago Villarrica (D.S. 19/2013) y lo señalado en el inciso final del artículo 43 de la Ley 19.300 antes señalada, corresponde declarar Zona Saturada la subcuenca del Lago Villarrica por la superación de los parámetros Transparencia, Clorofila “a” y Fósforo Disuelto (Ministerio del Medio Ambiente, 2018). Por tanto, el

Lago Villarrica fue declarado como zona saturada el 19 de octubre de 2017, aunque el decreto recién fue publicado en el Diario Oficial el 6 de agosto de 2018.

Por Resolución Exenta N° 1066, de 12 de noviembre de 2018, del Ministerio de Medio Ambiente, publicada en el Diario Oficial el 16 de noviembre de 2018, se dio inicio al proceso de elaboración del Plan de Descontaminación por Clorofila “a”, Transparencia y Fósforo Disuelto, para la cuenca del Lago Villarrica (Ministerio del Medio Ambiente, 2020). Se trata del primer plan de descontaminación elaborado para limpiar las aguas de un lago en el país. Este tiene por objetivo dar cumplimiento de las Normas Secundarias de Calidad Ambiental para la Protección de las Aguas Continentales Superficiales del Lago Villarrica, en un plazo de 15 años.

Varios han sido los estudios de calidad de agua que se han desarrollado en el lago Villarrica. Entre ellos destacan los llevados a cabo por la Universidad Austral de Chile (2009), Universidad Católica de Temuco (2012) y MMA en conjunto con la Universidad de la Frontera (2018), todos estos han dado a conocer resultados de inventarios medidos desde las distintas fuentes aportantes de nutrientes al lago, para distintos años base.

Al comparar los resultados de UACH (2009) con los obtenidos por MMA-UFRO (2018) es posible notar diferencias importantes, esto se debe a tres aspectos básicos, MMA-UFRO (2018) conto con más información de calidad por muestreos realizados en terreno, conto con información de descarga de pisciculturas reportadas por ellas mismas y, por último, la temporalidad, existen 10 años de diferencia entre ambos estudios, por lo que las condiciones hidrológicas, pudieron haber cambiado (Seremi Región de La Araucanía & Centro de Gestión y Tecnologías del Agua, 2019). Producto de la diferencia en los resultados de inventario de emisiones existente entre todos los estudios anteriormente mencionados, es que es necesario analizar si la procedencia de las emisiones que llegan al lago desde las distintas fuentes ha sido correctamente definida, en conjunto

analizar también si las medidas propuestas tanto por tales estudios y posteriormente incluidas en el Anteproyecto del Plan de Descontaminación del lago Villarrica, están destinadas a controlar las emisiones desde las principales fuentes aportantes y si fueron sistematizadas y ordenadas según su prioridad y relevancia en base a los parámetros de urgencia y plazo para cada una y, por tanto, serán realmente efectivas para mejorar la calidad del agua del lago. Para desarrollar dicho análisis es que se desarrollara este trabajo de investigación.



### 3. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

Partiendo de la premisa que la contaminación del Lago Villarrica proviene de diversas fuentes que aportan tanto Nitrógeno como Fósforo, diferenciándose estas entre fuentes puntuales y difusas, es que el Plan de Descontaminación contempla una serie de medidas que establecerían límites de emisión para fuentes puntuales, como lo son, por ejemplo, las pisciculturas, quienes han sido identificadas como la principal fuente aportante de nutrientes al Lago. Las medidas que han sido mencionadas en el Anteproyecto del Plan de Descontaminación tienen como objetivo principal disminuir el aporte de nutrientes desde las principales fuentes responsables de la contaminación del cuerpo de agua. Es por lo anterior, que surgen las siguientes preguntas de investigación:

¿Representa el inventario de emisiones dado a conocer en el Anteproyecto del Plan de Descontaminación del Lago Villarrica, una estimación cuantitativa cercana al cálculo de las emisiones obtenidas a partir de los datos experimentales de las distintas fuentes que aportan nutrientes al Lago? Y, por tanto, las medidas que se espera establecer en el Plan de Descontaminación ¿Serían realmente efectivas para reducir la carga de nutrientes, al estar apuntando correctamente a aquellas fuentes identificadas como las mayores responsables del estado de contaminación del Lago?



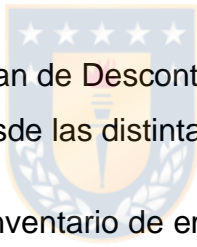
## **4. OBJETIVOS**

### **4.1 Objetivo General**

Analizar el Anteproyecto del Plan de Descontaminación del Lago Villarrica.

### **4.2 Objetivos específicos**

1. Calcular los flujos de entrada de nutrientes al Lago Villarrica con los datos disponibles.
2. Determinar el efecto de la variabilidad estacional en la Calidad del agua del Lago Villarrica.
3. Analizar las medidas del Plan de Descontaminación destinadas a reducir las emisiones de nutrientes desde las distintas fuentes contaminantes.
4. Proponer mejoras para el inventario de emisiones de fuentes que presenten una data de datos débiles.

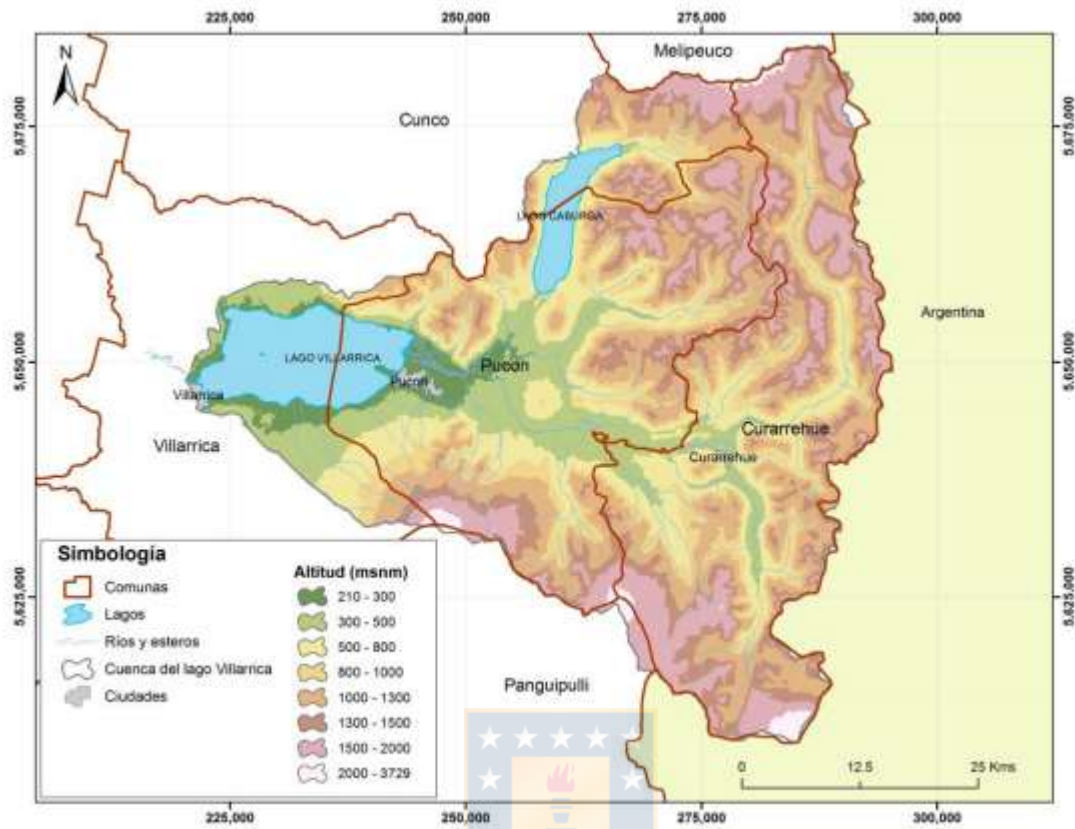


## 5. MATERIALES Y MÉTODOS

### 5.1 Área de estudio

El Lago Villarrica corresponde al grupo de los denominados “Lagos Araucanos”. Es el octavo más grande de Chile y de origen glacial.

El Lago Villarrica se encuentra en la cuenca del Río Toltén la cual se extiende desde la latitud 38°40' por el Norte hasta la latitud 39°40' por el Sur. Se ubica a unos 100 km al sureste de la ciudad de Temuco, IX región de la Araucanía. Su altitud es de 230 m.s.n.m. (metros sobre el nivel del mar) ocupando una superficie de 176km<sup>2</sup>. Su largo máximo es de 23km y su ancho máximo es de 11,2km. Su volumen promedio es de 21km<sup>3</sup>, su profundidad media es de 120 m y la profundidad máxima alcanza los 165 m. Su alimentación principal le llega a través de río Pucón de 78km de longitud que proviene del oriente. Además del Río Pucón, el Lago Villarrica recibe por su ribera sur numerosos otros cursos de agua de breve recorrido que se generan en la falda NW del volcán Villarrica, los cuales corresponden los Esteros Lefún, Huichatro, Molco, Loncotraro, Los Chilcos, Correntoso, Candelaria, Estero Carmelito o Zanjón Seco y río Claro. (Seremi Región de La Araucanía & Centro de Gestión & Tecnologías del Agua, 2018).



**Figura N° 1:** Cuenca del lago Villarrica, características geográficas, división comunal y red hídrica.

**Fuente:** Análisis general de impacto económico y social del Anteproyecto de Normas Secundarias de Calidad Ambiental para la protección de las aguas del Lago Villarrica (2011).

Esta cuenca posee clima de tipo templado lluvioso con influencia mediterránea, el cual se caracteriza por presentar precipitaciones durante todo el año alcanzando los 1.000 mm anuales, aunque en verano suele haber una leve disminución. Por otra parte, el promedio de temperaturas máximas es de 13°C y para las mínimas es de 6°C. Los tipos de clima específicos del área de la cuenca hidrográfica del Lago Villarrica son mediterráneo marino fresco, marino húmedo patagónico y polar andino tundra. La cuenca del lago Villarrica se caracteriza, desde el punto de vista hidrológico, por el desarrollo de un sistema lacustre de barreras morrénicas, que

corresponde a un conjunto de depresiones unidas con otras pequeñas cuencas, a través de ríos emisarios. (Ministerio de Medio Ambiente, 2020).

Según lo señalado por el Ministerio de Medio Ambiente (2011), 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. 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.

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. 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. (Ministerio de Medio Ambiente, 2011).

Para lograr los objetivos definidos anteriormente, se fijaron una serie de actividades que se detallan en la Tabla N° 2.

**Tabla 2:** Resumen de la metodología a seguir, según actividades por objetivo.

<b>Objetivo 1</b>	<b>Recopilación de datos de concentraciones de nutrientes y caudales de entrada en los principales afluentes al Lago Villarrica</b>
	<i>Elaborar una base de datos con los datos reunidos</i>
	<i>Cálculo de flujo de nutrientes</i>
<b>Objetivo 2</b>	<i>Recopilación de datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica</i>
	<i>Analizar la calidad de los datos recopilados</i>
	<i>Análisis estadístico de los parámetros de Calidad de Agua seleccionados</i>
	<i>Análisis comparativo de La Calidad de Agua del Lago</i>
	<i>Enumerar las principales fuentes responsables de la variabilidad estacional</i>
	<i>Definir los principales efectos de la variabilidad estacional en la Calidad del Agua del Lago Villarrica</i>
<b>Objetivo 3</b>	<i>Recopilar información sobre las medidas destinadas a reducir la emisión de nutrientes</i>
	<i>Comparar y analizar las medidas de reducción de nutrientes recopiladas</i>
<b>Objetivo 4</b>	<i>Seleccionar aquellas fuentes con una data débil</i>
	<i>Elaborar una propuesta de mejora de recolección de datos para fuentes con data débil</i>

**Fuente:** Elaboración propia.

A continuación, se describe como se llevó a cabo el cumplimiento de cada actividad involucrada en el desarrollo de la investigación.

## 5.2 Actividades para dar cumplimiento al objetivo 1

### 5.2.1 Recopilación de datos de concentraciones de nutrientes y caudales de entrada en los principales afluentes al Lago Villarrica

Datos de concentraciones de nutrientes y caudales de entrada fueron extraídos del documento, Informe final, Análisis y evaluación de medidas de reducción de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo) para incorporar al Plan de Descontaminación del Lago Villarrica (2019), elaborado por el Centro de Gestión y Tecnologías del Agua

de la Universidad de la Frontera en conjunto con la Seremi Región de la Araucanía- Ministerio del Medio Ambiente.

En el documento de referencia, los cauces aportantes que fueron seleccionados son todos aquellos ríos, esteros y tributarios que se encuentran en la ribera sur del Lago Villarrica, que tengan como afluente al Lago Villarrica y/o posean una fuente puntual. La ribera sur se estableció producto que los cauces que se encuentran en ella, se ven posiblemente afectados en gran mayoría por las fuentes puntuales ubicadas a lo largo de la cuenca del Lago Villarrica, como son pisciculturas, PTAS de Pucón y las aguas servidas de Curarrehue. Los cauces aportantes seleccionados fueron, los esteros Lefún (o Conquil), Molco, Loncotraro, Los chilcos, Correntoso y Río Claro. Para el caso del Río Trancura se consideraron todos los afluentes principales, como Río Turbio, Río Liucura, Río Cavisañi, Río Maichín, Río Panguí, Río Panguil y estero Llafenco y sus respectivos tributarios.

Los puntos de muestreo fueron divididos en dos tipos, tipo "M" que consideraron muestreos de un total de seis campañas distribuidas en un periodo de 6 meses. Mientras aquellas de tipo "B" se definen como muestras de las condiciones de borde, es decir aguas arriba desde el punto donde interviene alguna fuente puntual en los cauces estudiados. 20 muestras fueron recolectadas en situaciones tipo "B" aquellas ubicadas aproximadamente a 1 Km aguas arriba desde un punto de descarga de alguna piscicultura. Por otro lado, se consideraron 6 puntos "M", aquellos que descargan directamente al Lago Villarrica y uno aguas abajo de los 7 emisarios de Curarrehue, definido como M-6.

Para el desarrollo de este trabajo de investigación se consideraron solo aquellos puntos "M" que recibían aporte desde una fuente puntual, para realizar el cálculo de flujo de nutrientes aportado por cada cauce ubicado en la ribera sur del Lago y que sea afluente al mismo. Respecto a los puntos "B", se calcularon flujos de nutrientes, solo en aquellos de estos puntos que permitían contrastar una diferencia de flujos entre la carga que traía el cauce antes de la descarga de efluentes desde una fuente

puntual, así como después de la presencia de una de estas fuentes. Los parámetros que se consideraron para determinar flujos desde cauces afluentes fueron, Fósforo Disuelto, Fósforo Total, Nitrato, Nitrito, Nitrógeno Amoniacal, Nitrógeno Total Kjeldahl, Nitrógeno Disuelto, Nitrógeno Total y Clorofila a.

Para la determinación del flujo de nutrientes proveniente desde cada una de las pisciculturas que se encuentran establecidas en la cuenca del Lago Villarrica, se recurrió a solicitar información de las concentraciones de aquellos parámetros establecidos en el D.S. N° 90/2000, el cual aplica para estas fuentes fijas de contaminación, por medio de la Ley de Transparencia al servicio público descentralizado, Superintendencia del Medio Ambiente (SMA). Aquellos parámetros considerados para determinar el flujo de nutrientes aportado por cada una de las pisciculturas fueron, Nitrógeno Total, Fósforo, Nitrógeno Total Kjeldahl, Nitrógeno Amoniacal, Nitrito y Nitrato. Los caudales también se obtuvieron de la misma forma.

#### *5.2.2 Elaborar una base de datos con los datos reunidos*

Tras la recopilación de la información, se elaboró una base de datos que permitió ordenar de manera concisa estos en el software Microsoft Excel, para su posterior análisis.

#### *5.2.3 Cálculo de flujo de nutrientes*

##### *5.2.3.1 Cálculo de flujo de nutrientes para los cauces de la ribera sur afluentes del Lago Villarrica*

Con los datos de concentración de nutrientes que fueron tomados en cada punto de muestreo "M" ya contenidos en una base de datos en conjunto con los caudales de entrada al lago desde cada afluente, se procedió a calcular los flujos de nutrientes totales que llegan al Lago Villarrica a través de ellos.

Los flujos de nutrientes o carga actual ( $Ca$ ) para el periodo 2017-2018, fueron estimados para cada año del periodo con la información de las campañas de monitoreo de cada año ( $n$ : número de campañas), Según la metodología para calcular ( $Ca$ ) propuesta por la DGA (2017) esta se obtuvo, calculando una carga mensual promedio multiplicando el caudal de entrada ( $Q_{ei}$ ) por la concentración del nutriente de cada afluente ( $C_i$ ) para cada campaña, la que luego fue multiplicada por 12 meses. El resultado obtenido fue una aproximación al valor real, ya que para obtener este último, se debería haber monitoreado en forma continua tanto el caudal como la concentración de los nutrientes.

$$Ca = 12 * \frac{\sum_{i=1}^n n * Q_{ei} * C_i}{n}$$

Ec.1

Se considerará el caudal medido en forma puntual en cada campaña, como constante durante un mes (DGA, 2017).

#### *5.2.3.2 Cálculo de flujo de nutrientes emitido por las pisciculturas presentes en la cuenca del Lago Villarrica*

Con los datos de concentración de nutrientes junto con los de caudales medidos, para las emisiones de las pisciculturas operativas durante el periodo (2017-2018), obtenidos a través de la Superintendencia del Medio Ambiente (SMA), se calcularon los flujos de nutrientes que llegan al Lago Villarrica por medio de la emisión de estas fuentes fijas.

La metodología a aplicada para dicho cálculo, fue la propuesta por la Dirección General de Aguas (2017). La ya expuesta Ecuación 1.



### 5.3 Actividades para dar cumplimiento al objetivo 2

#### *5.3.1 Recopilación de datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica*

Se recopilaron datos de la Calidad de Agua del Lago Villarrica disponibles en la plataforma de Información Hidrometeorológica y de Calidad de Agua en línea, a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA), para el periodo 2016-2019. Los datos que se consideraron fueron aquellos recopilados por las estaciones Lago Villarrica en sector La Poza, Lago Villarrica en Litoral Pucón, Lago Villarrica en Litoral Norte, Lago Villarrica en Pelagial centro, lago Villarrica en Litoral Villarrica y Lago Villarrica en Pelagial Villarrica.

Los parámetros que se tomaron en consideración, fueron Transparencia, Fósforo Total, Nitrógeno Total Kjeldahl, Nitrógeno Total y Clorofila a.

#### *5.3.2 Analizar la calidad de los datos recopilados*

Previamente elaborada la base de datos, se analizó la calidad de los datos que fueron recopilados. Para garantizar la calidad de estos se identificó aquellos valores atípicos (Outliers). Según la Dirección General de Aguas (2019), la identificación de outliers o valores extremos corresponde a la detección de valores que presentan diferencias significativas con respecto a la totalidad de los datos. Estos valores extremos pueden deberse a un error del monitoreo o análisis (incluidos errores de tipeo o contaminación de la muestra), influencia antrópica (vertido de aguas residuales o accidente en proceso productivo) o variación natural. El criterio de identificación puede ser la determinación de valores fuera de algún rango definido o la aplicación de un test estadístico.

Existen procedimientos que han sido diseñados para la detectar los valores atípicos, por medio de la utilización de formulas

$$\text{Si } |x_k - \bar{x}| > \tau\sigma \Rightarrow x_k \text{ es outliers}$$

Donde  $x_k$ : valor a probar  
 $\bar{x}$ : media del conjunto de datos  
 $\tau$ : un intervalo  
 $\sigma$ : desviación típica del conjunto

Si los valores se encuentran entre los límites de control, se considera que no hay valores atípicos (DGA, 2017).

### *5.3.3 Análisis estadístico de los parámetros de Calidad de Agua seleccionados*

Esta actividad consistió en realizar un análisis estadístico básico de los datos previamente recopilados para los distintos parámetros seleccionados, mediante tal análisis se calculó el valor de la media, mediana, desviación estándar, varianza, tanto como el valor máximo y mínimo para cada parámetro estudiado, por estación del año. Como estación de verano o estival se definió desde el 21 de diciembre al 19 de marzo, otoño desde el 20 de marzo al 20 de junio, invierno desde el 21 de julio hasta el día 20 del mes de septiembre y por último la estación de primavera comprenderá desde el 21 de septiembre al 20 de diciembre.

### *5.3.4 Análisis comparativo de La Calidad de Agua del Lago*

Se realizó una comparación de los resultados obtenidos del análisis estadístico de los parámetros seleccionados, por medio de la aplicación de un test de media denominado test-t en el programa estadístico R, para concluir si efectivamente la Calidad de Agua del Lago Villarrica presentaba variabilidad respecto a la estación del año.

### *5.3.5 Enumerar las principales fuentes responsables de la variabilidad estacional*

Se enumeraron las fuentes de emisiones de nutrientes que resultan responsables de la variabilidad estacional que afecta la Calidad del Agua del Lago, según la información recopilada de los documentos, Informe Final Determinación de las concentraciones de nutrientes en los principales afluentes al Lago Villarrica, estimación de su carga y propuestas de medida para su reducción (2018) y Análisis y evaluación de medidas de reducción de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo) para incorporar al Plan de Descontaminación del Lago Villarrica (2019).

#### *5.3.6 Definir los principales efectos de la variabilidad estacional en la Calidad del Agua del Lago Villarrica*

Finalmente, para dar cumplimiento a este objetivo y luego de haber analizado por medio de la estadística como responden los parámetros de Calidad de Agua seleccionados a la variabilidad estacional, se definieron los principales efectos de esta sobre el cuerpo de agua.

#### 5.4 *Actividades para dar cumplimiento al objetivo 3*

##### *5.4.1 Recopilar información sobre las medidas destinadas a reducir la emisión de nutrientes*

Se recopilaron las medidas que han sido mencionadas en los siguientes documentos, Anteproyecto del Plan de Descontaminación por Clorofila “a”, Transparencia y Fósforo Disuelto, para la cuenca del Lago Villarrica (2020), Informe Final Determinación de las concentraciones de nutrientes en los principales afluentes al Lago Villarrica, estimación de su carga y propuestas de medida para su reducción (2018), Análisis y evaluación de medidas de reducción de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo) para incorporar al Plan de Descontaminación del Lago Villarrica (2019) y por último, Estudio de aporte de carga de nutrientes por fuentes

contaminantes y análisis de escenarios de descontaminación mediante un modelo de calidad de aguas en el Lago Villarrica. (2018).

#### *5.4.2 Analizar y comparar las medidas de reducción de nutrientes recopiladas*

Luego de recopiladas todas las medidas propuestas para reducir las emisiones de nutrientes desde las distintas fuentes al Lago Villarrica, se realizó un análisis de las mismas de acuerdo a su prioridad, tiempo a implementar y por último el costo asociado a cada una de ellas. El punto de prioridad fue evaluado de acuerdo a la reducción de emisiones de nutrientes que se puede alcanzar con la implementación de tal medida, por lo que cada una fue analizada de acuerdo a los flujos de emisión anteriormente calculados para determinar si se encontraban acordes a generar cambios significativos en las fuentes que generaron mayores flujos de emisión de nutrientes, por lo que la prioridad fue puntuada en, (1) Baja, (2) media y (3) alta. Respecto al tiempo de implementación, este punto evaluó las medidas según el tiempo que tomará cada una para implementarse, el tiempo será definido desde corto plazo hasta aquel superior a 5 años, definiendo (1) corto plazo o inferior a 5 años, (2) mediano plazo o 5 años y (3) largo plazo o superior a 5 años. Finalmente, para el costo, las medidas se evaluaron de acuerdo al costo en MM USD que represente su implementación, definiendo (1) Menor a 5,54 MM USD, (2) Igual a 5,54 MM USD y menor a 8,92 MM USD, (3) Igual a 8,92 MM USD y menor a 33,17 MM USD y (4) Igual a 33,17 MM USD o superior.

Finalmente, se compararon todas las medidas ya analizadas para ordenarlas en orden decreciente de acuerdo a la relación efectividad-costo.

## 5.5 Actividades para dar cumplimiento al objetivo 4

### *5.5.1 Seleccionar aquellas fuentes con una data débil*

Del documento Informe Final Determinación de las concentraciones de nutrientes en los principales afluentes al Lago Villarrica, estimación de su carga y propuestas de medida para su reducción (2018) y de aquel que lleva por nombre, Análisis y evaluación de medidas de reducción de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo) para incorporar al Plan de Descontaminación del Lago Villarrica (2019), se seleccionaron aquellas fuentes de emisiones de nutrientes que no contaban con una base de registros de larga data, porque resultó todo un desafío recopilar datos desde una determinada fuente de emisión, como suele ocurrir con las fuentes definidas como difusas, como lo es el aporte por escorrentías desde diferentes usos de suelo en la cuenca. La influencia del manejo del suelo y la vegetación asociados a los usos de suelo de las principales subcuencas del Lago Villarrica, han sido estimadas en los documentos de referencia, para determinar la producción de agua, sedimentos y nutrientes hacia el lago. La concentración de nutrientes aportados en la cuenca por cada uso de suelo se obtiene conociendo el índice de exportación (o coeficiente de exportación de nutrientes) lo cual da una relación aporte/superficie. Sin embargo, no considera el aporte de las fosas sépticas en la ribera sur del Lago, ya que los escenarios evaluados se centran en la forestación nativa y en la expansión agropecuaria y porque no existe suficiente información para cuantificar su aporte a la contaminación del Lago Villarrica. Por otro lado, al crecimiento poblacional registrado en las comunas de Villarrica y Pucón, se suma el interés de cubrir la demanda de lugares de estancia para la población flotante, lo que genera una presión sobre el cambio de uso de suelo, sin embargo, no se ha estimado la relación aporte/superficie para tal caso, ya que no se cuenta con un índice de exportación urbano.

### *5.5.2 Elaborar una propuesta de mejora de recolección de datos para fuentes con data débil*

Finalmente, obtenidas las fuentes que presentan datos débiles, se elaboró una propuesta de las posibles formas de medición que se podrían incorporar, técnicas o métodos, que permitan llegar a registrar datos de emisión de nutrientes desde estas fuentes y que, de tal manera, garantice una opción a largo plazo de continuar recopilando datos para obtener un registro de más larga e importante data. Para aquellos usos de suelo que aún no cuenten con un índice de exportación de nutrientes establecido, también se propondrá una forma de llegar a definirlos que permita establecer la relación aporte/superficie para cada uno de ellos.



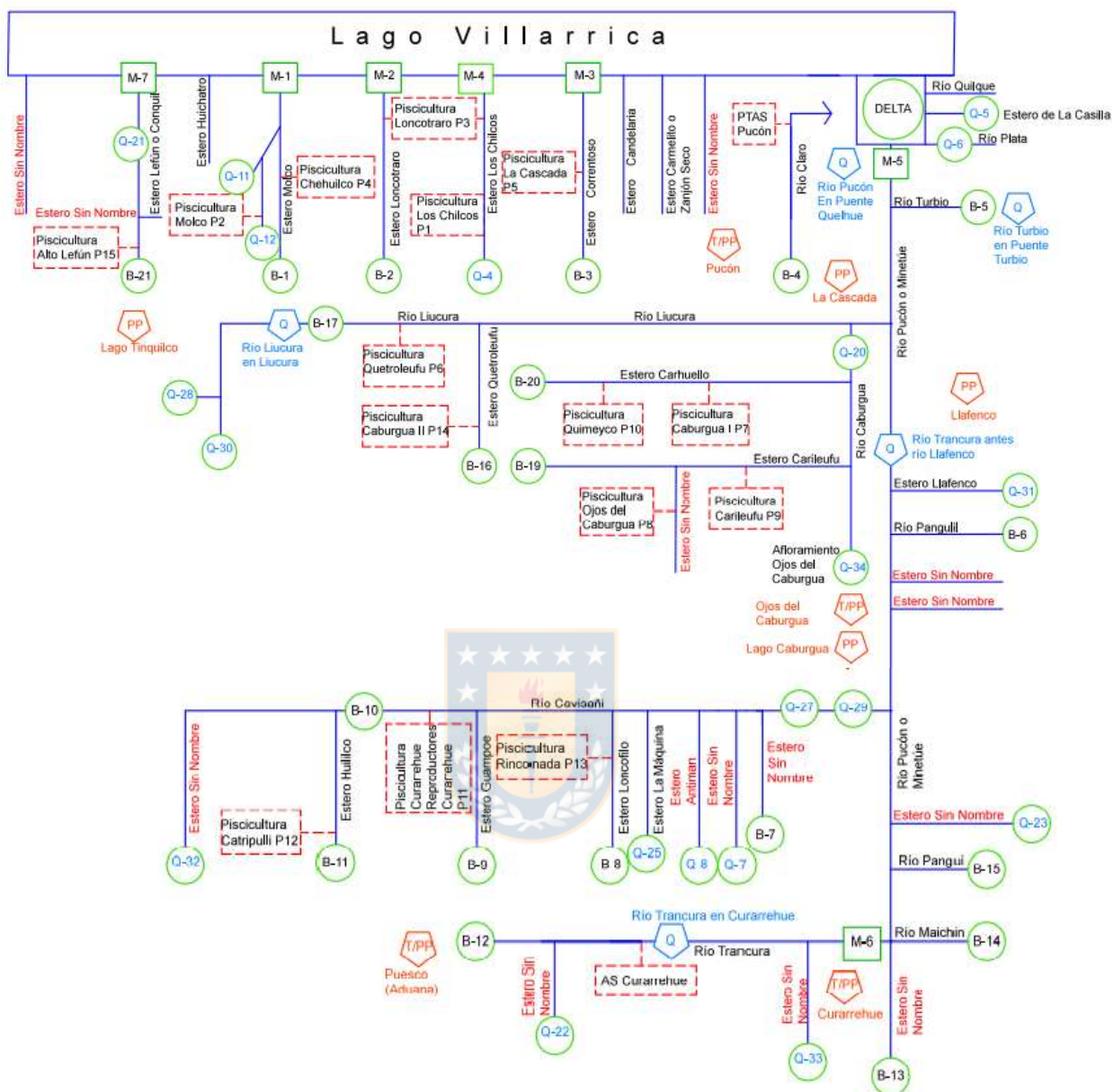
## 6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

**6.1 Resultados Objetivo Específico 1:** Calcular los flujos de entrada de nutrientes al Lago Villarrica con los datos disponibles y mejorar las estimaciones.

Para el desarrollo de este trabajo de investigación se tomaron en consideración todos aquellos ríos, esteros, como también tributarios que se ubican en la ribera sur del Lago Villarrica, que tengan como afluente este mismo cuerpo de agua y que se encuentren intervenidos por la descarga proveniente desde una fuente definida como puntual. Tales cauces abarcarán desde el Estero Lefún o Conquil hasta el Río Pucón o Minetúe.

La Figura N° 2 presenta todos los ríos, esteros y tributarios que tienen como afluente el Lago Villarrica, dentro del área del estudio.





**Figura N° 2:** Esquema topológico del área de estudio, indicando puntos de muestreo (M-n,B-n), ubicación de fuentes puntuales (P-n), puntos de aforo extras (Q-n), estaciones de caudal DGA (Q) y estaciones meteorológicas de temperatura y precipitación (T/PP).

**Fuente:** Determinación de las concentraciones de nutrientes en los principales afluentes al Lago Villarrica, estimación de su carga y propuesta de medidas para su reducción (2018).



La tabla N° 3 presenta los flujos calculados en (Ton/año) para cada nutriente en los puntos “M” y “B” de interés, para el periodo 2017-201



**Tabla N° 3:** Flujos calculados (Ton/año) para los principales afluentes al Lago Villarrica. (2017-2018).

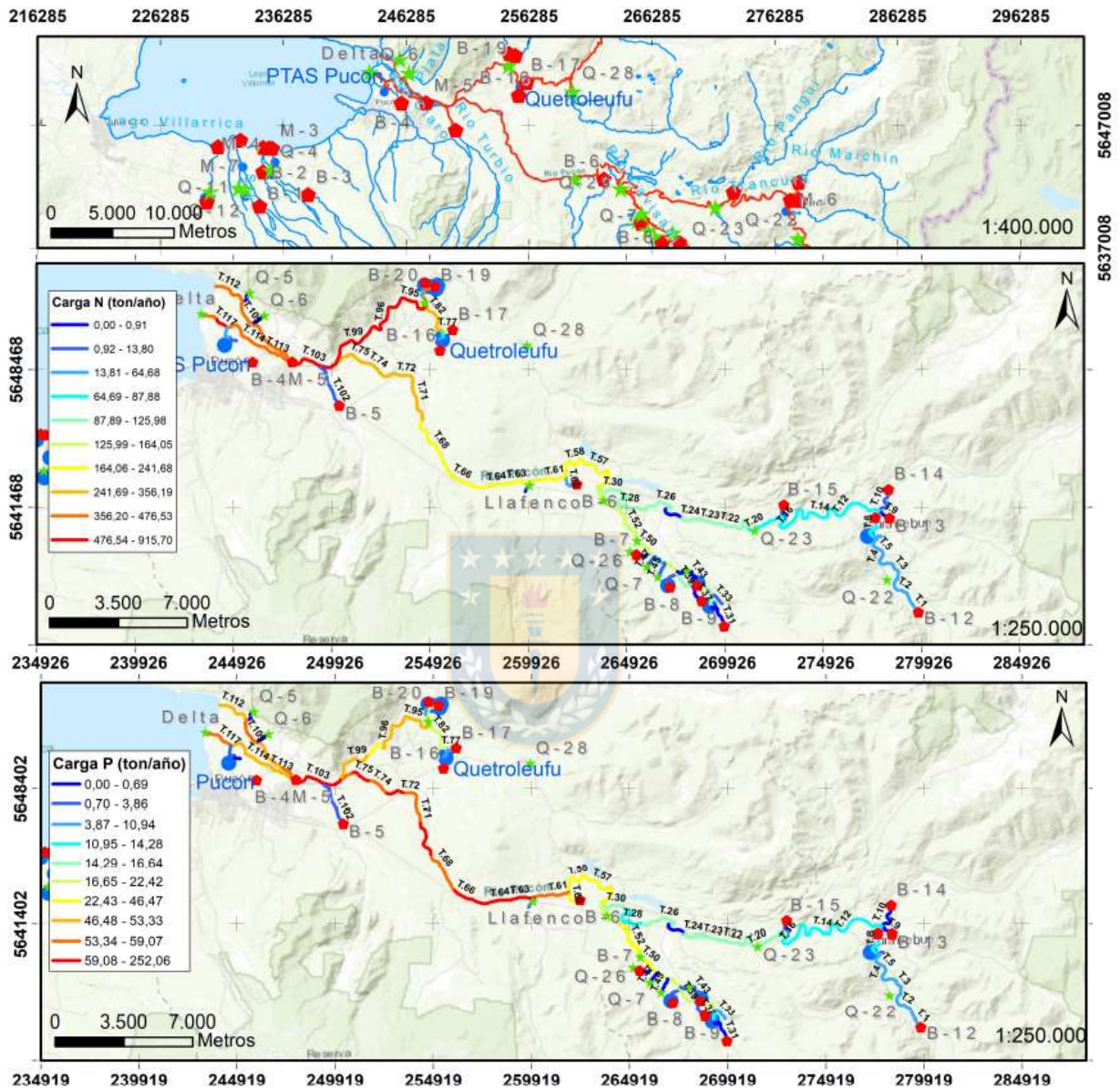
Año 2017	Fósforo Disuelto [P-PO4-3] (Ton/año)	Fósforo Total [PT] (Ton/año)	Nitrato [NO3] (Ton/año)	Nitrito [NO2] (Ton/año)	Nitrógeno Amoniacal [N-NH3] (Ton/año)	Nitrógeno Total Kjeldahl [NKT] (Ton/año)	Nitrógeno Disuelto [ND] (Ton/año)	Nitrógeno Total [NT] (Ton/año)	Clorofila a (Ton/año)
Punto									
<b>M-1</b>	7,172	9,29	152,2	12,642	6,711	6,7119	44,943	45,611	-
<b>M-2</b>	2,6717	3,456	61,397	2,713	3,633	3,633	18,319	14,34	-
<b>M-3</b>	2,299	3,308	62,119	4,704	4,424	4,424	19,881	20,208	-
<b>M-4</b>	1,836	8,2058	42,74	2,649	4,417	4,417	12,925	13,136	-
<b>M-5</b>	98,015	186,69	1062,614	31,116	289,384	289,384	420,067	424,734	-
<b>M-6</b>	5,529	12,033	172,2	3,796	44,395	44,395	72,925	79,875	-
<b>M-7</b>	0,822	1,298	22,103	0,187	1,015	1,015	5,625	5,647	-
<b>Año 2018</b>									
<b>Punto</b>									
<b>M-1</b>	5,3012	7,389	131,88	4,383	6,612	6,114	37,051	37,377	0,005
<b>M-2</b>	1,942	2,461	56,713	1,634	4,775	4,376	17,542	17,817	0,009
<b>M-3</b>	1,611	2,181	64,26	0,53	2,426	2,488	16,975	17,22	0,0316
<b>M-4</b>	3,244	4,411	76,746	0,287	5,663	5,194	22,74	22,982	0,027
<b>M-5</b>	128,796	185,06	1750,95	29,352	313,856	313,856	707,025	738,885	3,104
<b>M-6</b>	6,924	10,89	79,07	1,888	29,77	28,329	46,334	47,4	0,382
<b>M-7</b>	0,872	1,197	29,014	0,172	2,562	2,412	7,792	7,774	0,013
<b>Año 2017</b>									
<b>Punto</b>									
<b>B-1</b>	0,088	0,114	0,326	0,061	-	-	0,088	0,088	-
<b>B-2</b>	1,283	1,507	33,104	1,116	0,781	0,781	8,597	8,597	-
<b>B-3</b>	0,198	0,264	0,253	0,077	0,121	0,121	0,198	0,198	-
<b>B-4</b>	0,548	0,777	11,021	0,411	-	-	2,606	2,606	-
<b>B-5</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>B-6</b>	27,776	38,645	85,744	13,284	-	-	22,945	22,945	-
<b>B-7</b>	0,0160	0,0804	2,155	0,1125	-	-	0,5147	0,5147	-
<b>B-8</b>	0,1198	0,359	4,674	0,838	-	-	1,318	1,318	-
<b>B-9</b>	0,537	1,164	1,791	0,627	-	-	0,627	-	-

<b>B-10</b>	15,569	15,949	1,898	3,417	-	-	1,518	-	-
<b>B-11</b>	0,036	0,048	0,015	0,017	-	-	-	-	-
<b>B-12</b>	6,923	13,847	96,931	6,923	-	-	23,738	28,683	-
<b>B-13</b>	0,123	0,123	0,123	0,287	-	-	0,123	-	-
<b>B-14</b>	4,230	4,230	31,023	9,871	-	-	9,871	-	-
<b>B-15</b>	1,599	4,797	78,354	5,596	-	-	19,188	19,188	-
<b>B-16</b>	5,052	5,277	85,783	0,898	-	-	19,649	19,649	-
<b>B-17</b>	13,666	27,332	780,930	21,475	-	-	183,518	183,518	-
<b>B-19</b>	0,025	0,033	0,920	0,014	-	-	0,212	0,212	-
<b>B-20</b>	3,661	5,069	26,756	1,971	-	-	6,759	6,759	-
<b>B-21</b>	0,050	0,054	1,708	0,006	-	-	0,387	0,387	-
<b>Año 2018</b>									
<b>Punto</b>									
<b>B-1</b>	0,148	0,281	7,431	0,046	0,718	0,686	2,349	2,466	0,008
<b>B-2</b>	0,761	1,462	48,066	0,24	2,403	2,142	12,998	13,118	12,21
<b>B-3</b>	0,227	0,246	3,324	0,018	1,059	0,939	1,659	1,778	0,214
<b>B-4</b>	0,685	0,840	29,837	0,186	1,931	1,806	8,658	34,198	44,538
<b>B-5</b>	1,147	1,899	39,619	0,404	6,749	6,682	15,591	15,793	0,0120
<b>B-6</b>	43,686	34,517	198,47	1,618	122,428	107,327	147,238	151,013	0,124
<b>B-7</b>	0,0542	0,0542	2,122	0,027	0,793	0,739	1,200	1,308	0,0002
<b>B-8</b>	0,288	0,272	22,306	0,288	6,397	5,936	10,836	11,931	0,013
<b>B-9</b>	2,730	2,293	39,314	0,327	5,897	5,678	14,633	15,944	0,025
<b>B-10</b>	13,842	15,640	133,395	0,898	15,281	14,741	44,944	47,820	-
<b>B-11</b>	1,422	2,157	9,612	0,122	1,618	1,495	3,776	4,806	0,002
<b>B-12</b>	23,532	86,748	173,959	2,307	60,447	55,833	93,670	101,514	-
<b>B-13</b>	0,056	0,130	10,227	0,131	1,426	1,369	3,696	3,997	0,006
<b>B-14</b>	5,403	6,386	184,213	3,438	45,684	44,211	85,474	92,843	0,314
<b>B-15</b>	1,064	3,902	75,115	0,975	19,022	18,778	35,606	38,777	0,329
<b>B-16</b>	3,830	5,091	47,425	0,193	5,722	5,479	16,099	17,214	-
<b>B-17</b>	33,263	44,667	1518,705	12,354	138,755	131,152	474,239	476,139	3,288
<b>B-19</b>	0,210	0,335	10,054	0,132	0,538	0,523	2,818	2,942	0,00010
<b>B-20</b>	2,076	3,209	38,697	0,471	8,211	7,739	16,422	18,121	-
<b>B-21</b>	0,167	0,185	5,740	0,011	0,170	0,163	1,458	1,475	0,00007

**Fuente:** Elaboración propia en base a los datos de parámetros físico-químicos muestreados por MMA-UFRO (2019).

Respecto a los flujos calculados anteriormente, es posible observar que los flujos para el punto M-5 son mayores durante el año 2018 para la gran parte de los nutrientes analizados, con excepción del Fósforo Total y Nitrito. Se observarán las figuras que grafican los flujos calculados (Ton/año) para los puntos M en el periodo (2017-2018). (Anexo 6. Figura: Flujos calculados para Fósforo disuelto (Ton/año) para puntos M durante el periodo 2017-2018., Anexo 7. Figura: Flujos calculados para Fósforo total (Ton/año) para puntos M durante el periodo 2017-2018., Anexo 8. Figura: Flujos calculados para Nitrato (Ton/año) para puntos M durante el periodo 2017-2018., Anexo 9. Figura: Flujos calculados para Nitrógeno Total Kjeldahl (Ton/año) para puntos M durante el periodo 2017-2018., Anexo 10. Figura: Flujos calculados para Nitrógeno Amoniacal (Ton/año) para puntos M durante el periodo 2017-2018., Anexo 11. Figura: Flujos calculados para Nitrito (Ton/año) para puntos M durante el periodo 2017-2018., Anexo 12. Figura: Flujos calculados para Nitrógeno Total (Ton/año) para puntos M durante el periodo 2017-2018., Anexo 13. Figura: Flujos calculados para Nitrógeno disuelto (Ton/año) para puntos M durante el periodo 2017-2018., Anexo 14. Figura: Flujos calculados para Clorofila (Ton/año) para puntos M durante el año 2018). Esto podría tener una explicación razonable en el hecho de que tal punto de muestreo se encuentra en el río Trancura, río que se destaca por ser el que aporta mayor cantidad de nutrientes desde la cuenca del Lago Villarrica, debido al mayor flujo de agua en su cauce. El río Trancura (T.76) es el que transporta la mayor carga de Nitrógeno y Fósforo total hacia el Lago Villarrica. El Nitrógeno total vendría desde el río Liucura (T.100), mientras el Fósforo total sería principalmente aportado por el Trancura, el cual recibe influencia importante desde las fuentes difusas, la cuenca del río Trancura es mayor frente a la del río Liucura, factor que influiría en forma directa en la cantidad de Fósforo aportado por la misma. El río Turbio (T.102) también es un aportante al punto M-5, aunque su aporte no es significativo frente a los dos ríos ya señalados. La Seremi Región de La Araucanía & Centro de Gestión & Tecnologías del Agua (2018), por medio del software EPA-WAPS7 estimo el aporte de Nitrógeno y Fósforo desde esteros y ríos aportantes al Lago Villarrica.

La distribución de los tramos para el río Trancura en sector Pucón se presenta a continuación.



**Figura N° 3:** Esquema de la distribución de tramos para el río Trancura sector Pucón.

**Fuente:** Informe final Determinación de las concentraciones de nutrientes en los principales afluentes al Lago Villarrica, estimación de su carga y propuesta de medidas para su reducción (2018).

La Seremi Región de La Araucanía & Centro de Gestión & Tecnologías del Agua (2018), mencionan que es posible observar que los valores de Fósforo total son subestimados por el modelo, esto puede deberse al hecho que para el desarrollo del modelo se han considerado las condiciones de borde como puntos de entrada para el aporte de Fósforo y Nitrógeno propios de la cuenca. El problema viene por el hecho de que, para el caso del modelo desarrollado para el Río Trancura, el área existente entre el borde lago y los puntos establecidos como condición de borde es muy grande, de esta manera, el suelo (con sus distintos usos) puede estar aportando de forma significativa, lo cual no es recogido por el modelo. Por lo anterior, es que se cree posible que los valores de Fósforo total como de Nitrito, podrían ser también mayores para el año 2018, tal como se observa para todos los demás nutrientes, ya que el suelo de la cuenca del Lago Villarrica se encuentra expuesto a la aplicación de fertilizantes fosfatados y nitrogenados, aunque en mayor cantidad a los fosfatados, producto que al ser una zona de suelos volcánicos posee una alta capacidad para absorber el Fósforo. En la comuna de Pucón son 16 los predios en donde se aplican fertilizantes, también se impone como la comuna con mayor aplicación de fertilizantes fosfatados, por sobre Villarrica y Curarrehue. Por tanto, el uso de suelos, principalmente aquellos asociados a la aplicación de fertilizantes podrían estar aportando en forma significativa con Fósforo al río Trancura, en conjunto con Nitrito, que tiene un origen ligado a la excesiva utilización de fertilizantes nitrogenados y en la aplicación de residuos orgánicos para las explotaciones ganaderas intensivas.

El río Liucura cuenta con tres cauces tributarios de importancia, los cuales son el río Carhuello, río Carileufu y río Liucura. Al río Liucura realizan aporte las siguientes pisciculturas: Caburgua I, Quimeyco, Carileufu, Caburgua II, Ojos del Caburgua y Quetroleufu. Las cargas en los tramos del río Liucura mostraron que tanto la emisión como el transporte de Fósforo total es compartida por las pisciculturas presentes, aunque el aporte de Fósforo desde la piscicultura Caburgua II no es significativo para el Liucura. Por otra parte, el Nitrógeno total provendría principalmente desde

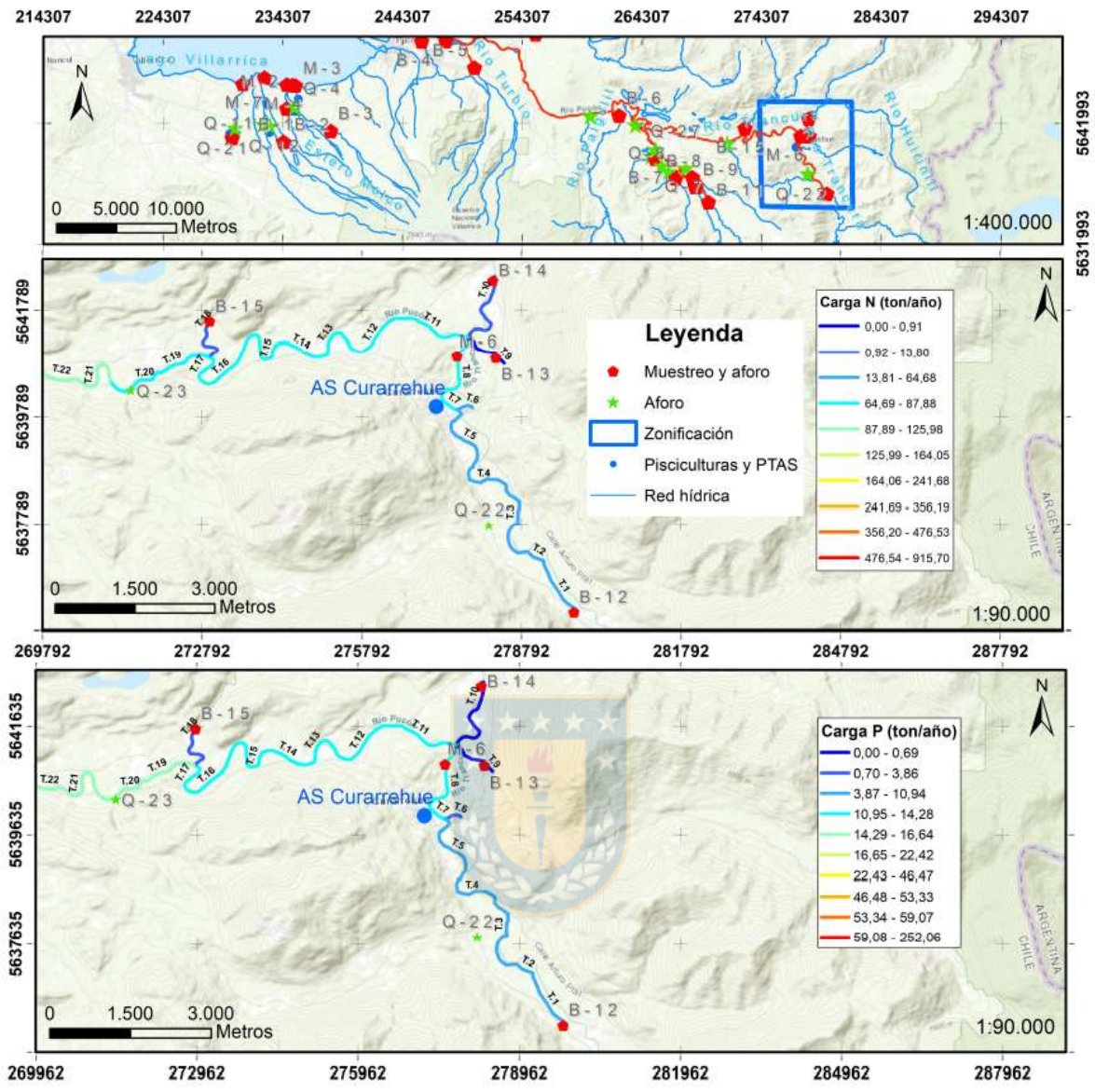
los tramos que reciben descargas desde las pisciculturas Carileufu y Ojos del Caburgua.

El río Trancura tendría dos aportes importantes, el primero el río Trancura en sector Curarrehue y el segundo, correspondería al río Cavisañi en sector Catripulli. El aporte de Fósforo y Nitrógeno sería aportado principalmente por el Cavisañi.

Respecto a las principales fuentes puntuales en cada tributario a T.76. Utilizando como referencia el tramo T.30 para el río Trancura, aguas arriba el esquema topológico presentado en la Figura N°4 muestra que existen al menos 7 tributarios representados por B-12, Q-22, Q-33, B-13, B-14, B-15 y Q-23. A pesar de esto, el mayor aporte corresponde a la descarga de las aguas servidas de Curarrehue, la cual se encuentra en el tramo T.7. Al comparar el flujo másico de T.30 con el de T.7 la relación queda en evidencia (Seremi Región de La Araucanía & Centro de Gestión & Tecnologías del Agua, 2018). Observar figura N° 4 y figura N° 5.



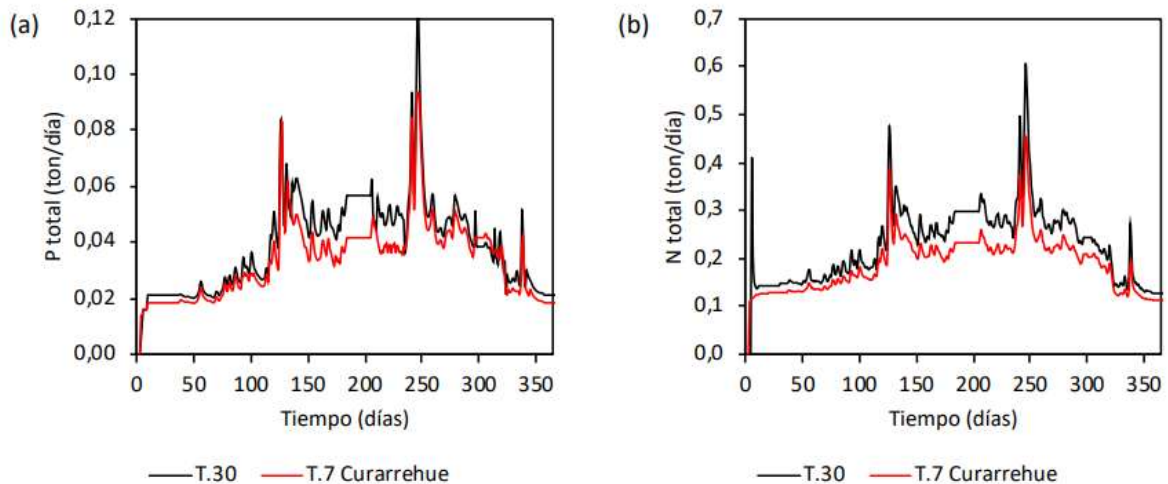




**Figura N° 4:** Esquema de distribución de tramos para el Río Trancura.

**Fuente:** Informe final Determinación de las concentraciones de nutrientes en los principales afluentes al Lago Villarrica, estimación de su carga y propuesta de medidas para su reducción (2018).





**Figura N° 5:** Modelación de transporte de nutrientes en Curarrehue. (a) Fósforo Total y (b) nitrógeno total en ton/día.

**Fuente:** Informe final Determinación de las concentraciones de nutrientes en los principales afluentes al Lago Villarrica, estimación de su carga y propuesta de medidas para su reducción (2018).

El río Cavisañi posee tres descargas de fuentes puntuales, estas son las pisciculturas Catripulli, Curarrehue y Rinconada, esta última se encuentra sin uso por lo cual no existe información sobre descargas, mientras la piscicultura Curarrehue solo da a conocer un reporte cada mes. Catripulli y Curarrehue aportan en forma compartida al Cavisañi.

Cuando descarga al Lago Villarrica, el río Trancura se transforma en un delta. La Seremi Región de La Araucanía & Centro de Gestión & Tecnologías del Agua (2018), menciona que para su estudio, asumió que el río se divide en dos brazos con proporciones de caudal iguales (50% cada uno). Un brazo del río va por el lado del cerro Chuquilcura, mientras el otro brazo va por el lado de Pucón. El brazo que va por el lado de Pucón recibe descargas provenientes de la PTAS Pucón a cargo de las empresas Aguas Araucanía. Sin embargo, el aporte dado a conocer por PTAS Pucón parece no ser significativo frente a la a la carga de Fósforo y Nitrógeno que trae ya el río Trancura.

De acuerdo a todo lo anteriormente señalado, se puede concluir que la diferencia de flujos de nutrientes para el punto M-5 entre el año 2017 y el 2018, podría deberse en gran parte al aporte de aguas servidas desde Curarrehue. Como es de conocimiento general Pucón y sus alrededores son destinos bastante recurridos durante la época estival, por lo que el número de personas que residen en la comuna de Curarrehue durante tal época se ve incrementado año tras año, lo que se suma a la población que llega a residir a sus segundas viviendas durante el mismo periodo, esto podría ser el hecho desencadenante para que el flujo del punto M-5 aumente significativamente.

En el caso de las pisciculturas, éstas se agrupan en tres zonas de la cuenca: en la ribera sur del lago Villarrica en torno a los esteros Loncotraro, Correntoso y Molco, en el río Caburga cerca de la zona de confluencia con el río Liucura y en el estero Cavisañi, el cual recibe aportes de distintos esteros donde hay pisciculturas (Ministerio del Medio Ambiente & Departamento de Geología FCFM Universidad de Chile, 2019).



**Tabla N° 4:** Identificación de pisciculturas operativas en la cuenca del Lago Villarrica, periodo (2017-2018).

ID	Nombre Piscicultura	Fecha de inscripción	Comuna
P1	La Cascada	19-06-1989	Pucón
P2	Los Chilcos	17-06-1991	Pucón
P3	Los Chilcos	08-09-1991	Villarrica
P4	Loncotraro	18-01-1995	Villarrica
P5	Caburgua I	26-07-1996	Pucón
P6	Ojos del Caburgua	08-01-1996	Pucón
P7	Catipulli	19-12-1997	Curarrehue
P8	Chesque Alto	08-12-1998	Villarrica
P9	Quetroleufu	21-08-1999	Pucón
P10	Las Vertientes	09-01-2000	Pucón
P11	Quimeyco	09-12-2000	Pucón
P12	Molco	26-07-2001	Villarrica
P13	Caburgua II	18-11-2002	Pucón
P14	Huincacara	06-10-2003	Villarrica
P15	Chehuilco	12-11-2003	Villarrica
P16	Curarrehue	17-01-2008	Curarrehue
P17	Catipulli	14-04-2008	Curarrehue
P18	Alto Lefún	29-09-2008	Villarrica
P19	Los Ríos	2012	Villarrica

**Fuente:** Información proporcionada mediante Ley de la Transparencia por el Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura, abril 2020.





**Figura N° 6:** Mapa de fuentes de contaminación puntuales aportantes al Lago Villarrica.

**Fuente:** Estudio de aporte de carga de nutrientes por fuentes contaminantes y análisis de escenarios de descontaminación mediante un modelo de Calidad de Aguas en el Lago Villarrica (2018).



**Tabla N° 5:** Flujos calculados (Ton/año) desde pisciculturas afluentes al Lago Villarrica (2017).

Año 2017							
Nombre Piscicultura	Punto	Nitrógeno Total (Ton/año)	Fósforo (Ton/año)	Nitrógeno Total Kjeldahl (Ton/año)	Nitrógeno Amoniacal (Ton/año)	Nitrito (Ton/año)	Nitrato (Ton/año)
Loncostraro	Punto 1 Estero Loncostraro Villarrica	34,626	-	-	-	-	-
	Punto 2 Estero Los Chilcos, Villarrica	10,699	-	-	-	-	-
Las Vertientes	Punto 1 Río Allipen	-	39,936	194,00	-	-	-
Quimeyco	Punto 1 Río Carhuello	55,899	21,508	-	-	-	-
Huincara	Punto 1 Estero Voipir	-	19,809	37,211	-	-	-
Chesque Alto	Punto 1 Estero Nalcahue	-	5,314	7,348	-	-	-
Chehuilco	Punto 1 Estero Molco	-	3,127	5,523	-	-	-
Quetroleufu	Punto 1 Río Quetroleufu	-	4,684	35,708	-	-	-
Caburgua	Punto 1 Río Carhuello	-	2,151	8,416	-	-	-
Molco	Punto 1 Estero Chehuilco	40,800	7,954	34,911	-	-	-
Los Chilcos	Descarga 1 Orilla Oeste Estero Los Chilcos	22,288	1,993	-	-	-	-
	Descarga 2 Orilla Oeste Estero Los Chilcos	-	2,784	-	-	-	-
La Cascada	Punto 1 Descarga Estero Atravesado	6,192	-	-	-	0,415	-
Catripulli	Punto 1	-	12,671	-	-	-	-
	Punto 2	-	-	73,680	-	-	-

**Fuente:** Elaboración propia en base a los datos de parámetros físico-químicos y caudales informados por la SMA mediante Ley de la Transparencia (2021).

**Tabla N° 6:** Flujos calculados (Ton/año) desde pisciculturas afluentes al Lago Villarrica (2018)

Año 2018							
Nombre Piscicultura	Punto	Nitrógeno Total (Ton/año)	Fósforo (Ton/año)	Nitrógeno Total Kjeldahl (Ton/año)	Nitrógeno Amoniacal (Ton/año)	Nitrito (Ton/año)	Nitrato (Ton/año)
Loncostraro	Punto 1 Estero Loncostraro Villarrica	32,488	-	51,320	33,047	1,166	7,775
	Punto 2 Estero Los Chilcos, Villarrica	13,802	-	-	6,821	0,206	30,110
Las Vertientes	Punto 1 Río Allipen	-	32,322	167,476	-	-	-
Quimeyco	Punto 1 Río Carhuello	55,786	11,192	-	20,478	0,614	9,829
Huincara	Punto 1 Estero Voipir	-	15,510	54,273	-	-	-
Chesque Alto	Punto 1 Estero Nalcahue	-	4,642	10,620	-	-	-
Chehuilco	Punto 1 Estero Molco	-	7,361	23,544	-	-	-
Quetroleufu	Punto 1 Río Quetroleufu	-	3,648	25,425	-	-	-
Caburgua	Punto 1 Río Carhuello	-	6,441	36,209	-	-	-
Molco	Punto 1 Estero Chehuilco	33,359	5,393	-	-	-	-
Los Chilcos	Descarga 1 Orilla Oeste Estero Los Chilcos	6,235	0,946	-	-	-	-
	Descarga 2 Orilla Oeste Estero Los Chilcos	-	0,983	-	-	-	-
La Cascada	Punto 1 Descarga Estero Atravesado	2,714	-	-	-	0,082	0,492
Catripulli	Punto 1	-	5,807	-	-	-	-
	Punto 2	-	-	68,952	-	-	-

**Fuente:** Elaboración propia en base a los datos de parámetros físico-químicos y caudales informados por la SMA mediante Ley de la Transparencia (2021).

Los flujos desde pisciculturas afluentes al Lago Villarrica, solo se calcularon para aquellas que registraban datos en la información que proporcionó la SMA mediante Ley de Transparencia.

Para el caso del Lago Villarrica, las pisciculturas, principales fuentes puntuales aportantes de nutrientes hacia el cuerpo de agua, utilizan grandes volúmenes de recurso hídrico, el cual circula en forma permanente en el sistema, lo cual genera altas tasas de disolución, lo que resulta en el cumplimiento de la mayor parte de los parámetros que se encuentran contenidos en la norma de emisión (D.S. 90 de 2000 del MINSEGPRES). El D.S. 90 de 2000 del MINSEGPRES establece un máximo permitido de contaminantes en la descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua lacustre, para el caso del Nitrógeno total, la determinación del mismo corresponderá a la suma total de las concentraciones de Nitrógeno total Kjeldahl, nitrito y nitrato. De acuerdo a los datos presentados en las tablas N° 5 y N° 6, es posible observar que muchas pisciculturas no cuentan con información de flujos calculados para nutrientes como el Nitrógeno total Kjeldahl, nitrato y nitrito y, por tanto, tampoco nitrógeno total, por la razón que muchas pisciculturas no informaron valores de concentraciones de los mismos nutrientes a la Superintendencia de Medio Ambiente.

El nitrógeno se cuantifica como un solo elemento, aunque durante su ciclo biogeoquímico pasa por diversas especies químicas. El nitrógeno total consiste en medir cada una de sus formas para sumarlo, por lo que es importante analizar la relación entre sus distintas formas para entender que es lo que ocurre en un determinado sistema.

Para los flujos calculados para pisciculturas en el año 2017 es posible observar que la piscicultura Molco muestra una relación de acuerdo a lo esperado entre el Nitrógeno total y el Nitrógeno total Kjeldahl, gran parte del Nitrógeno que se encontró presente tal año en los residuos de la piscicultura, fue como Nitrógeno orgánico en sus diversas formas (proteínas, ácidos nucleicos en diversos estados

de degradación, urea, aminas, entre otros) y por las formas de Nitrógeno correspondientes al Nitrato, Nitrito y Amonio. El Nitrógeno total Kjeldahl también se utiliza para determinar proteínas en alimentos. Por tanto, respecto al flujo calculado para Nitrógeno total Kjeldahl en la piscicultura Molco, se puede asociar principalmente al impacto que genera la acuicultura por medio del alimento que no es consumido y la materia fecal producida por los peces, residuo que se caracteriza por un alto contenido de Nitrógeno y Fósforo. Parte del flujo de Nitrógeno total Kjeldahl se puede atribuir a las concentraciones de Nitrito y Nitrato que se desconocen. El Nitrito es generado por medio del proceso denominado nitrificación que es la oxidación biológica del Nitrógeno amoniacal, este proceso es llevado a cabo por un grupo de bacterias de metabolismo lento y es oxidado en forma rápida a nitrato por acción microbológica, por esto último es que quizá no se cuenta con un valor de concentración para este nutriente. Los valores con los cuales se realizó el cálculo de flujos para todos los nutrientes son recopilados durante un monitoreo que se realiza solo una vez al mes de acuerdo a los datos obtenidos por medio de Ley de transparencia desde la Superintendencia Del Medio Ambiente. Por tanto, la carencia de datos para el Nitrito podría deberse a que en el día en que se ejecutó el monitoreo, el Nitrito ya se había oxidado o porque los valores se encontraban muy por debajo de lo detectable por los instrumentos de medición. El Nitrito es una especie de toxicidad aguda por lo que sería fundamental aumentar su monitoreo. Por otra parte, el Nitrato que es la forma más oxidada del Nitrógeno, es mucho menos toxico que el Nitrito, por lo que se puede acumular o descargar a los ecosistemas sin causarles alteración, tampoco representa un riesgo para la salud de las personas. Puede ser asimilado por plantas y algas y por tanto reingresar a la cadena trófica, una segunda opción es que sea transformado nuevamente a gas nitrógeno que vuelve a la atmosfera. Esta forma reducida de Nitrógeno al igual que el Nitrito, puede ser oxidada afectando la disponibilidad de Oxígeno disuelto, este es importante para el crecimiento y sobrevivencia de gran mayoría de los organismos acuáticos, la insuficiencia del mismo podría causar muerte de especies jóvenes y adultas, reducción en el crecimiento, entre otras. Por lo que se



recomienda que tal nutriente sea monitoreado en forma continua para garantizar la supervivencia de la diversidad acuática del sistema lacustre.

Para los flujos calculados del año 2018, se puede observar que en el punto 1 de la piscicultura Loncotraro, el flujo de Nitrógeno total Kjeldahl supera al del Nitrógeno total, aquello podría estar indicando que hubo algún problema con la medición de tal parámetro de calidad de agua durante el monitoreo, ya que el Nitrógeno total se compone de la suma del Nitrógeno amoniacal más el Nitrógeno orgánico en sus distintas formas, por lo que el Nitrógeno total Kjeldahl que es quien refleja la suma del Nitrógeno orgánico no podría ser más alto que el Nitrógeno total. El Nitrógeno Amoniacal se encuentra presente en forma natural en los cuerpos de aguas y es resultado de la degradación de compuestos orgánicos e inorgánicos que se encuentran en el suelo y el agua. El flujo calculado para Nitrógeno Amoniacal es algo mayor también al del Nitrógeno total, hecho que pudiese deberse a la misma razón que se expresó anteriormente. Para la misma piscicultura; pero esta vez para el punto 2 Estero Los Chilcos, Villarrica, se aprecia que el valor de flujo del Nitrato es inconsecuente frente al del Nitrógeno total.

Para el mismo año de análisis; pero para el caso de la piscicultura Quimeyco, el valor de flujo de Nitrógeno total frente al resto de las formas de Nitrógeno se mantiene en concordancia.

El Nitrógeno como ya es de conocimiento tiene gran importancia sobre las plantas ya que favorece la formación de proteínas fundamentales para la existencia de los vegetales. En base a lo anterior es que el aporte de Nitrógeno por parte de las pisciculturas, favorece la vegetación en forma de algas en el Lago Villarrica, especialmente en las zonas en donde estas fuentes puntuales de contaminación predominan, esto se puede comprobar por medio de los valores de Clorofila a, que de acuerdo a la fiscalización por parte de la Superintendencia Del Medio Ambiente en el periodo 2015-2016, supero tanto el máximo como promedio bianual para tal parámetro en todas las áreas de vigilancia, aunque la zona sur del Lago donde

existe la mayor presencia de pisciculturas se caracterizó por presentar uno de los valores más altos para ambos criterios.

Es posible observar una relación constante entre los flujos de Fósforo total y Nitrógeno total Kjeldahl para aquellas pisciculturas que presentan datos para ambos parámetros de calidad durante los dos años comprendidos en el periodo de estudio. Los valores de flujos para todos los casos, fueron mayores para el Nitrógeno total Kjeldahl respecto a los del Fósforo total, lo que podría explicarse en que por medio de las heces de los peces se libera Fósforo disuelto, que incluye al Ortofosfato como forma soluble, el cual comprende solo el 20% del Fósforo de ingesta. Los peces también excretan compuestos solubles por medio de las branquias y riñones, entre ellos lípidos y proteínas, estas últimas cuando se degradan liberan amoníaco ( $\text{NH}_3$  y  $\text{NH}_4$ ) que representa entre el 80 a 90% del Nitrógeno soluble que es excretado, el porcentaje restante se excreta en forma de urea. Como se señaló previamente, las proteínas en diversos estados de degradación y la urea corresponden a formas de Nitrógeno orgánico, el cual es determinado por el Nitrógeno total Kjeldahl. Por tanto, los flujos calculados serían consecuentes con lo que ocurre en el sistema. El Fósforo resultante de las heces es menor frente al aporte de proteínas que excretan los peces por medio de las branquias y riñones en conjunto con la urea que resulta de la degradación de las mismas proteínas, ya que los peces realizan la acción de respirar un número mayor de veces, por lo que si el agua entra por la boca del pez, pasa por las branquias y luego es expulsada, repitiéndose este proceso una y otra vez, las proteínas que se liberan serían un aporte de gran proporción al medio, más la suma de proteínas excretadas por parte del riñón que igualmente acompañan a las heces. Mayor cantidad de proteínas excretadas, conlleva un mayor flujo de Nitrógeno total Kjeldahl.

A continuación, se presenta la tabla N° 7, la cual da a conocer un resumen de los flujos que fueron calculados con anterioridad.

**Tabla N° 7:** Flujos totales calculados para NT y PT (Ton/año)

<b>Fuente</b>	<b>Flujo calculado PT (Ton/año)</b>	<b>Flujo calculado NT (Ton/año)</b>
<b>Cauces aportantes al Lago</b>	<b>2017:</b> 325,4412	<b>2017:</b> 898,2137
	<b>2018:</b> 425,9032	<b>2018:</b> 1942,652
	<b>Total:</b> 751,3444	<b>Total:</b> 2840,8657
<b>Descarga pisciculturas al Lago</b>	<b>2017:</b> 121,958	<b>2017:</b> 170,504
	<b>2018:</b> 94,245	<b>2018:</b> 144,384
	<b>Total:</b> 216,203	<b>Total:</b> 314,888

**Fuente:** Elaboración propia en base a los datos de parámetros físico-químicos muestreados por MMA-UFRO (2019) y datos entregados por la SMA por medio de Ley de Transparencia (2021).

De acuerdo a la información de la tabla anterior, los flujos de nutrientes aportados por los cauces afluentes al Lago Villarrica, son mayores que los flujos de nutrientes descargados por las pisciculturas al mismo cuerpo de agua, durante el periodo 2017-2018. Los cauces aportantes, como ya se mencionó, son todos aquellos ríos, esteros y tributarios, que se encuentran en la ribera sur, que son afluentes al Lago y cuentan con la presencia de alguna fuente puntual en algún punto del área que comprenden. Resultaba esperable que el aporte en flujos desde los cauces fuese bastante superior al de las pisciculturas, ya que los puntos en donde el Ministerio del Medio Ambiente en conjunto con la Universidad de la Frontera, recopilaron datos, consideró el aporte desde fuentes puntuales y difusas que estaban contribuyendo con flujos a cada uno de los cauces, entre tales fuentes, las mismas pisciculturas que se distribuyen dentro de la cuenca.

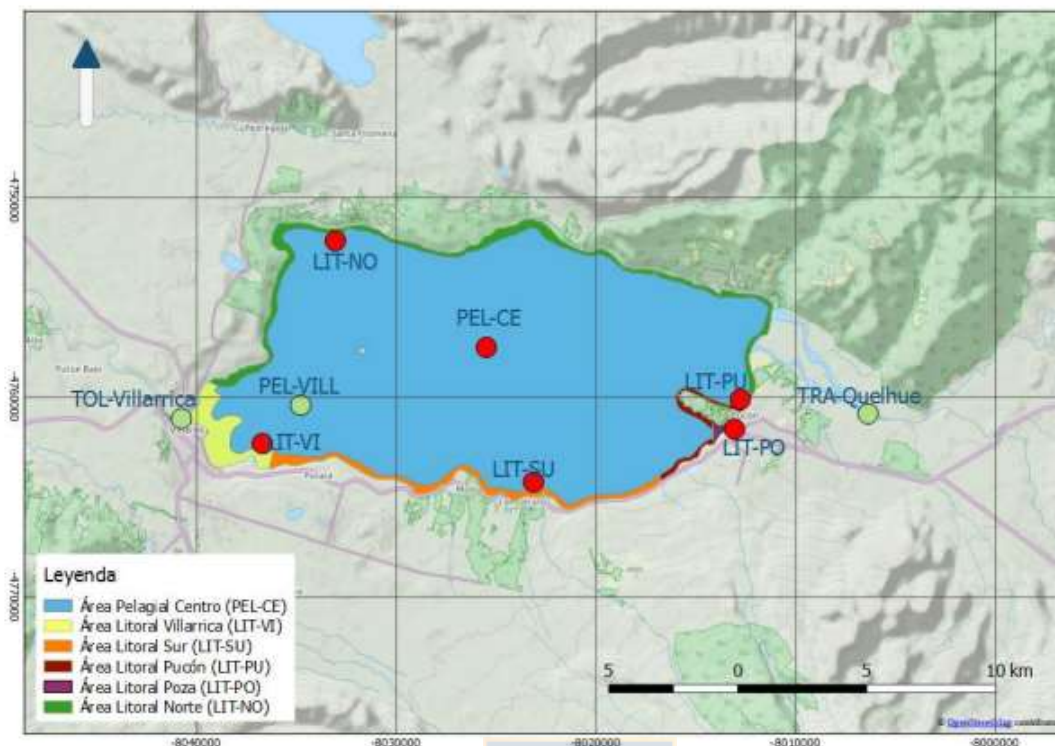
Desde las pisciculturas, el Anteproyecto del Plan de Descontaminación por Clorofila “a”, Transparencia y Fósforo disuelto para la cuenca del Lago Villarrica, estimo un aporte de Fósforo total de 115,55 (Ton/año) y uno de Nitrógeno total de 720,00 (Ton/año), durante el año 2017. Al compararlos, con los flujos aportados por las pisciculturas que fueron calculados durante la realización de este trabajo para el mismo año, es posible notar que el flujo de Fósforo total es solo un poco mayor que el informado por el Anteproyecto, aunque para el caso del Nitrógeno total, el valor del flujo fue cuatro veces menor que el estimado por el Anteproyecto, lo cual podría tener explicación en que hubo varias pisciculturas que no fueron consideradas al

momento de realizar los cálculos de flujos, producto de que no contaban con datos de emisiones registrados en la información que fue proporcionada mediante Ley de Transparencia por la SMA, por ende se cree que al haber contado con tales datos de emisión desde las pisciculturas faltantes, el flujo podría ser más cercano al que dio a conocer el Anteproyecto.

**6.2 Resultados Objetivo Especifico 2:** Determinar el efecto de la variabilidad estacional en la Calidad del agua del Lago Villarrica.

Para detectar si la Calidad del agua del Lago Villarrica se ve alterada producto de la variabilidad estacional se recurrió a realizar un análisis de tipo estadístico, para este se tomó en consideración todas aquellas áreas de vigilancia que se mencionan en la Norma Secundaria de Calidad Ambiental del Lago (D.S. N°19/2013), las cuales se encuentran a cargo de la Red de Medición Oficial, puesto que son aquellas áreas donde se han establecido estaciones para monitorear los distintos parámetros de calidad de agua para efectos del cumplimiento y fiscalización del mismo Decreto. Además, se consideró un área del Lago a cargo de la Red de Observación (Red no oficial), Pelagial-Villarrica, ya que cuenta con la presencia de una estación de medición a cargo de la DGA y por encontrarse dentro del cuerpo de agua objeto de estudio.

La delimitación y ubicación de las áreas de vigilancia que fueron seleccionadas se diagraman en la figura a continuación:



**Figura N° 7:** Áreas de vigilancia de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental del Lago Villarrica y ubicación de puntos de monitoreo Red Oficial (puntos en rojo) y puntos de monitoreo de la Red de Observación (puntos en color verde).

**Fuente:** Segundo Informe de Calidad “Normas Secundarias de Calidad Ambiental para la protección de las Aguas Superficiales de la cuenca del Lago Villarrica” (2018).

Los datos que se pudieron recopilar para el desarrollo del análisis estadístico solo abarcaron las estaciones de verano y primavera para los periodos anuales analizados. Sin embargo, varios parámetros de calidad de agua no registraron datos para tales estaciones del año. Como resultado de lo anteriormente señalado, es que determinados parámetros no pudieron ser analizados a través de la estadística.

A continuación, se muestran los resultados del análisis estadístico para los parámetros de calidad de agua durante el periodo 2016-2019.

**Tabla N° 8:** Resultados de análisis estadístico para parámetros de Calidad de Agua, año 2016.

Año 2016 parámetro	Estación del año	Media	Desviación estándar	Moda	Mediana	Varianza	Valor máximo	Valor mínimo
Transparencia (m)	Verano	10,233	0,258	10	10	0,066	10,5	10
	Primavera	7,090	0,436	7,5	7	0,190	7,5	6,5
Nitrógeno Kjeldahl (mg/L)	Verano	0,004	0,0008	0,005	0,005	7,573E-07	0,007	0,003
	Primavera	-	-	-	-	-	-	-
Clorofila a (µg/L)	Verano	2,103	0,700	N/D	2,184	0,490	3,546	1,032
	Primavera	1,677	0,327	N/D	1,665	0,107	2,11	0,922
Nitrógeno Total (mg/L)	Verano	0,010	0,0004	0,01	0,01	1,904E-07	0,01	0,01
	Primavera	-	-	-	-	-	-	-
Fósforo Total (mg/L)	Verano	0,008	0,002	0,006	0,006	6,194E-06	0,012	0,006
	Primavera	-	-	-	-	-	-	-

**Fuente:** Elaboración propia en base a los datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica recopilados desde la plataforma de Información Hidrometeorológica y de Calidad de Agua en línea, a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA) (2021).

**Tabla N° 9:** Resultados de análisis estadístico para parámetros de Calidad de Agua, año 2017.

Año 2017 parámetro	Estación del año	Media	Desviación estándar	Moda	Mediana	Varianza	Valor máximo	Valor mínimo
Transparencia (m)	Verano	7,208	0,257	7	7	0,066	7,5	7
	Primavera	-	-	-	-	-	-	-
Clorofila a (µg/L)	Verano	2,367	0,984	N/D	2,340	0,968	4,316	1,201
	Primavera	-	-	-	-	-	-	-
Fósforo Total (mg/L)	Verano	0,008	0,001	0,007	0,008	1,428E-06	0,011	0,007
	Primavera	-	-	-	-	-	-	-

**Fuente:** Elaboración propia en base a los datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica recopilados desde la plataforma de Información Hidrometeorológica y de Calidad de Agua en línea, a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA) (2021).

**Tabla N° 10:** Resultados de análisis estadístico para parámetros de Calidad de Agua, año 2018.

Año 2018 parámetro	Estación del año	Media	Desviación estándar	Moda	Mediana	Varianza	Valor máximo	Valor mínimo
Transparencia (m)	Verano	9,611	1,105	8,5	9,25	1,222	11,5	8,5
	Primavera	4,227	0,254	4	4	0,064	4,4	4
Nitrógeno Kjeldahl (mg/L)	Verano	-	-	-	-	-	-	-
	Primavera	0,114	0,010	0,12	0,12	0,0001	0,13	0,1
Nitrógeno Total (mg/L)	Verano	-	-	-	-	-	-	-
	Primavera	0,143	0,025	0,12	0,14	0,0006	0,2	0,11
Fósforo Total (mg/L)	Verano	0,006	0,001	0,006	0,006	2,666E-06	0,007	0,004
	Primavera	0,012	0,001	0,011	0,012	0,000001	0,014	0,011

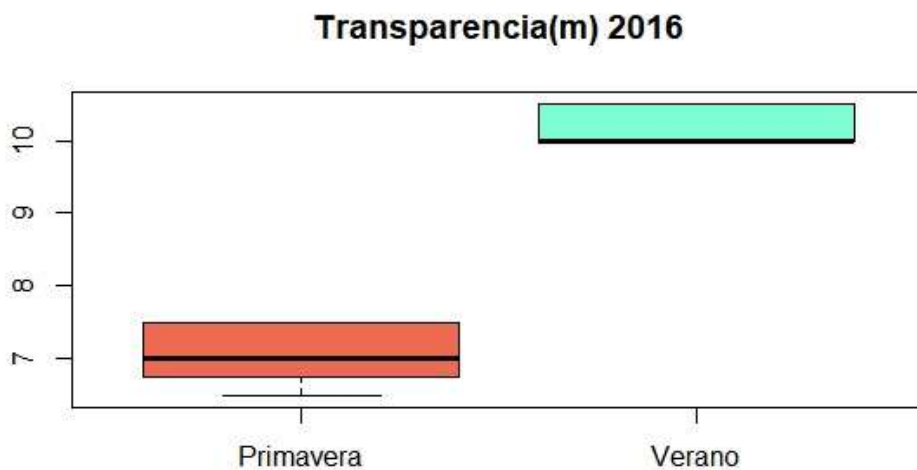
**Fuente:** Elaboración propia en base a los datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica recopilados desde la plataforma de Información Hidrometeorológica y de Calidad de Agua en línea, a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA) (2021).

**Tabla N° 11:** Resultados de análisis estadístico para parámetros de Calidad de Agua, año 2019.

Año 2019 parámetro	Estación del año	Media	Desviación estándar	Moda	Mediana	Varianza	Valor máximo	Valor mínimo
Transparencia (m)	Verano	7,294	0,538	7	7	0,289	8,5	6,5
	Primavera	9,954	1,503	9	9	2,259	12	8,5
Nitrógeno Kjeldahl (mg/L)	Verano	0,1	4,204E-17	0,1	0,1	1,768E-33	0,1	0,1
	Primavera	-	-	-	-	-	-	-
Nitrógeno Total (mg/L)	Verano	0,1	1,449E-17	0,1	0,1	2,101E-34	0,1	0,1
	Primavera	-	-	-	-	-	-	-
Fósforo Total (mg/L)	Verano	0,013	0,002	0,014	0,014	7,957E-06	0,019	0,009
	Primavera	0,007	0,001	0,006	0,008	2,117E-06	0,01	0,006

**Fuente:** Elaboración propia en base a los datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica recopilados desde la plataforma de Información Hidrometeorológica y de Calidad de Agua en línea, a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA) (2021).

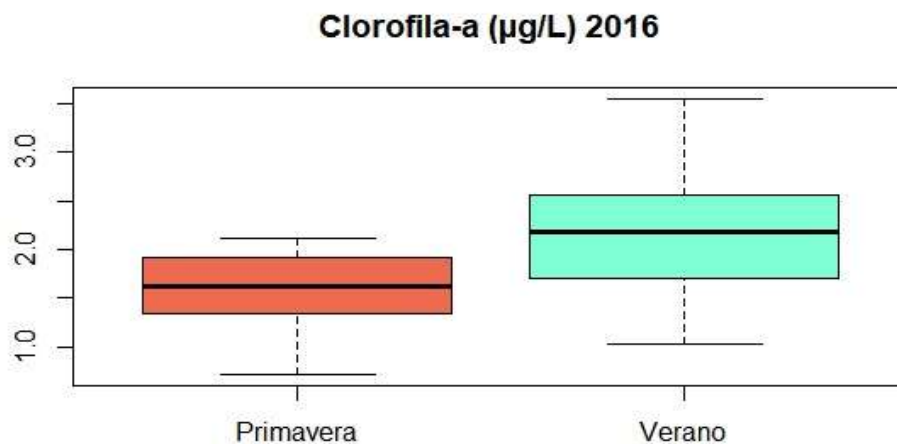
A continuación, se presentan las gráficas en Box-plot para los parámetros de Calidad de Agua que se evaluaron por medio del análisis estadístico, periodo (2016-2019).



**Figura N° 8:** Box-plot para Transparencia (m) estación de verano-primavera, año 2016.

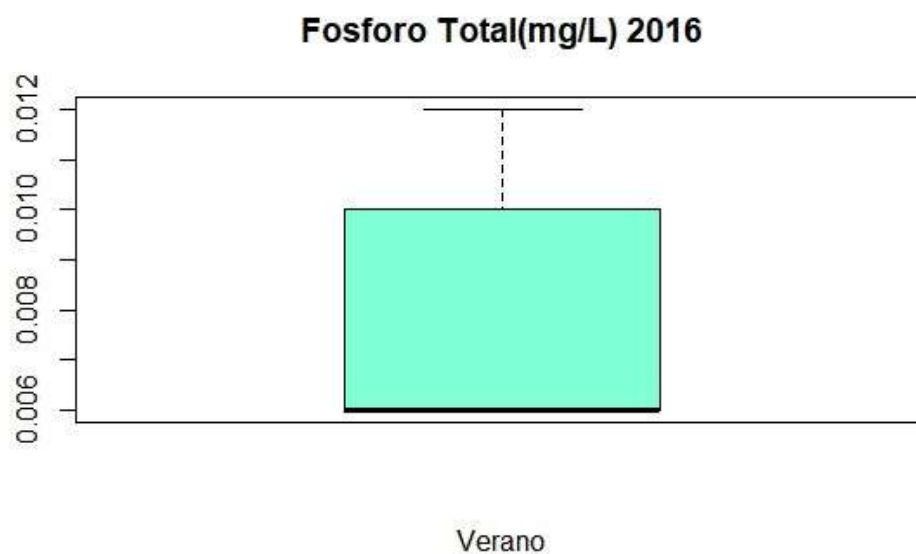
**Fuente:** Elaboración propia con el programa estadístico R en base a los datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica recopilados desde la plataforma de Información Hidrometeorológica y de Calidad de Agua en línea, a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA) (2021).





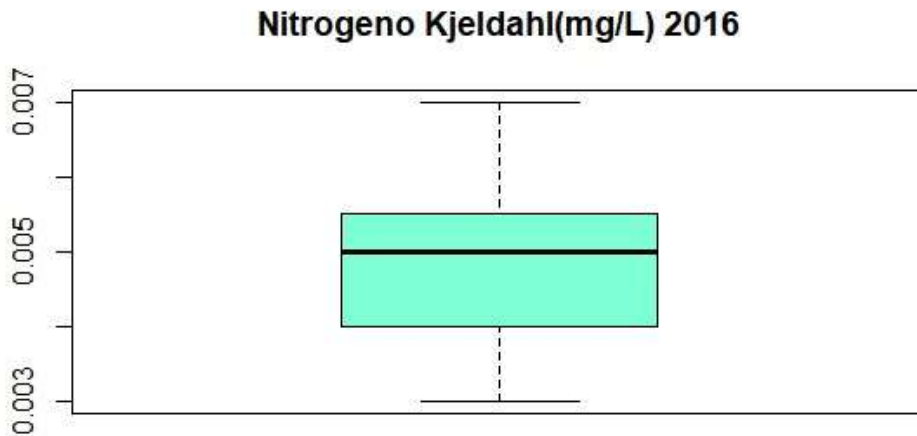
**Figura N° 9:** Box-plot para Clorofila a (µg/L) estación de verano-primavera, año 2016.

Fuente: Elaboración propia con el programa estadístico R en base a los datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica recopilados desde la plataforma de Información Hidrometeorológica y de Calidad de Agua en línea, a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA) (2021).



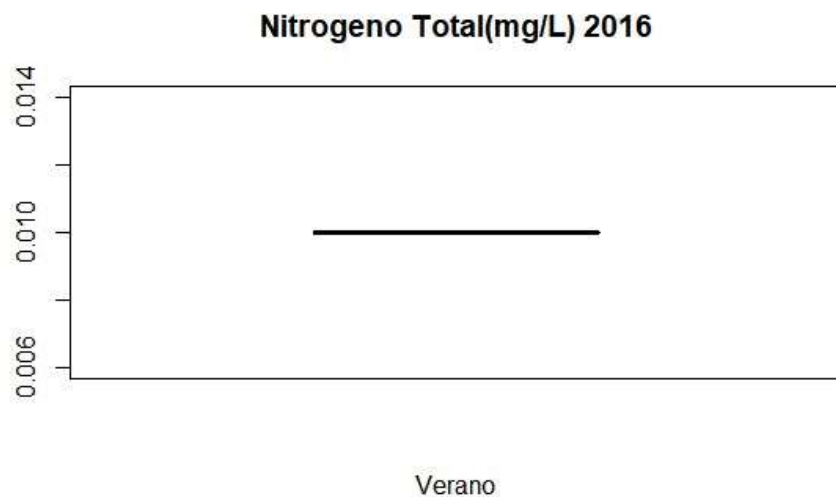
**Figura N° 10:** Box-plot para Fósforo Total (mg/L) estación de verano, año 2016.

**Fuente:** Elaboración propia con el programa estadístico R en base a los datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica recopilados desde la plataforma de Información Hidrometeorológica y de Calidad de Agua en línea, a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA) (2021).



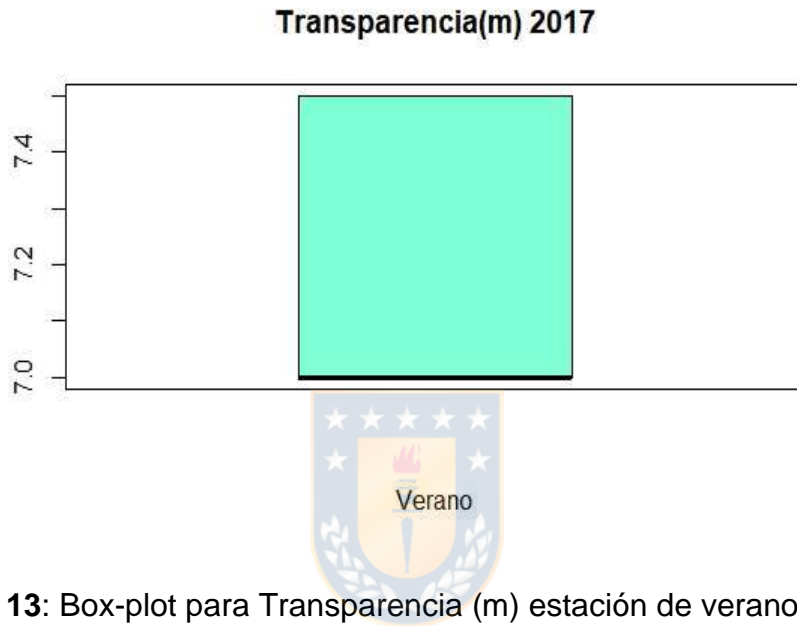
**Figura N° 11:** Box-plot para Nitrógeno Kjeldahl (mg/L) estación de verano, año 2016.

**Fuente:** Elaboración propia con el programa estadístico R en base a los datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica recopilados desde la plataforma de Información Hidrometeorológica y de Calidad de Agua en línea, a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA) (2021).



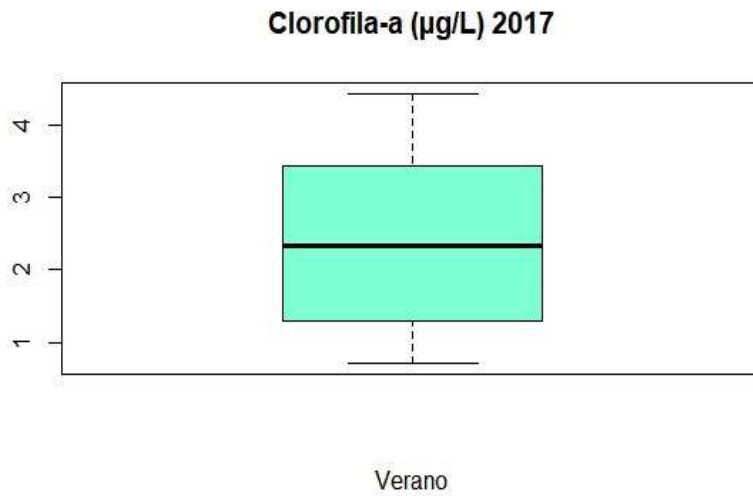
**Figura N° 12:** Box-plot para Nitrógeno Total (mg/L) estación de verano, año 2016.

**Fuente:** Elaboración propia con el programa estadístico R en base a los datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica recopilados desde la plataforma de Información Hidrometeorológica y de Calidad de Agua en línea, a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA) (2021).



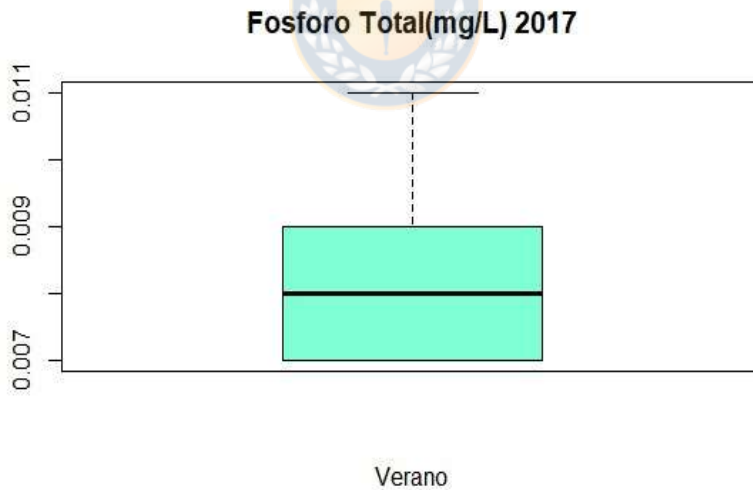
**Figura N° 13:** Box-plot para Transparencia (m) estación de verano, año 2017.

**Fuente:** Elaboración propia con el programa estadístico R en base a los datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica recopilados desde la plataforma de Información Hidrometeorológica y de Calidad de Agua en línea, a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA) (2021).



**Figura N° 14:** Box-plot para Clorofila ( $\mu\text{g/L}$ ) estación de verano, año 2017.

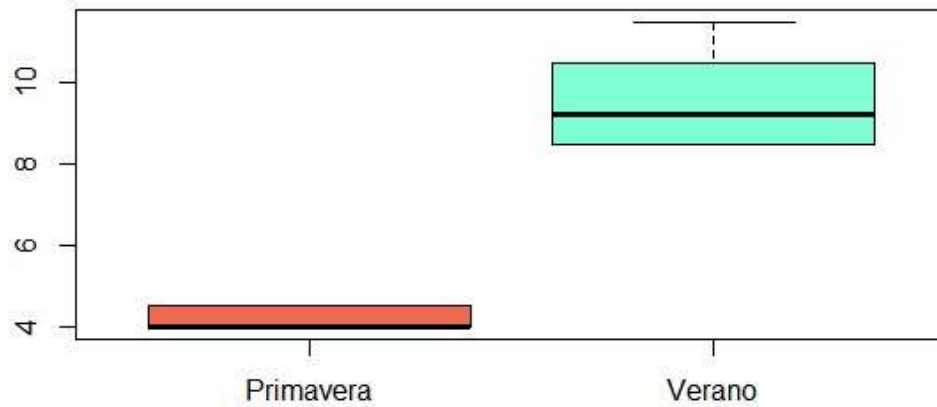
**Fuente:** Elaboración propia con el programa estadístico R en base a los datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica recopilados desde la plataforma de Información Hidrometeorológica y de Calidad de Agua en línea, a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA) (2021).



**Figura N° 15:** Box-plot para Fósforo Total (mg/L) estación de verano, año 2017.

**Fuente:** Elaboración propia con el programa estadístico R en base a los datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica recopilados desde la plataforma de Información Hidrometeorológica y de Calidad de Agua en línea, a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA) (2021).

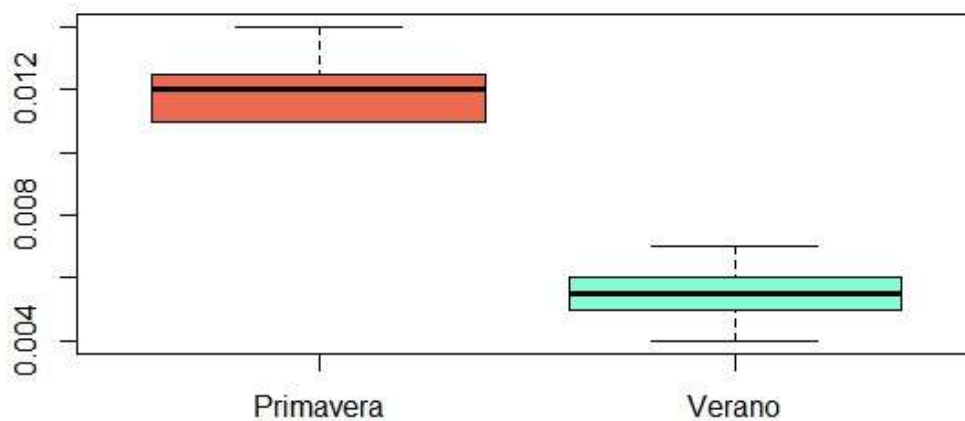
### Transparencia(m) 2018



**Figura N° 16:** Box-plot para Transparencia (m) estación de verano-primavera, año 2018.

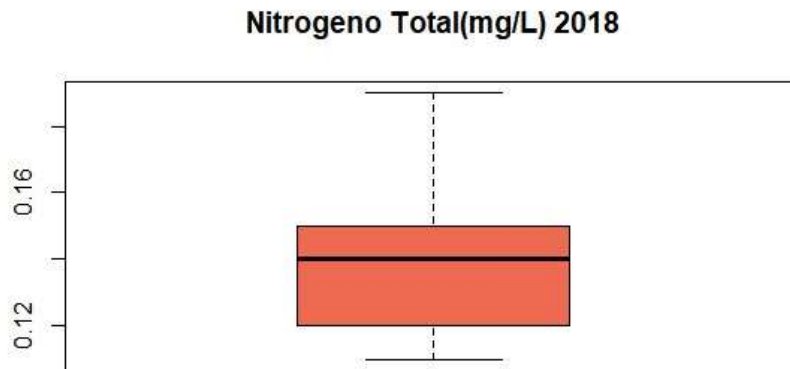
**Fuente:** Elaboración propia con el programa estadístico R en base a los datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica recopilados desde la plataforma de Información Hidrometeorológica y de Calidad de Agua en línea, a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA) (2021).

### Fosforo Total(mg/L) 2018



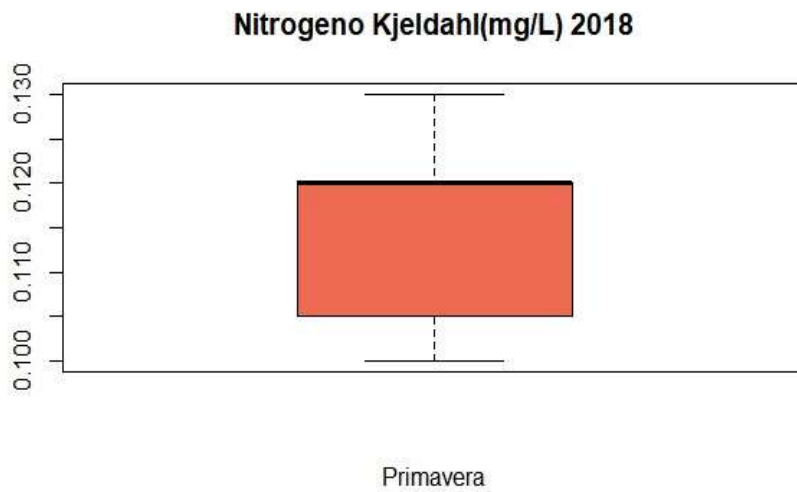
**Figura N° 17:** Box-plot para Fósforo Total (mg/L) estación de verano-primavera, año 2018.

**Fuente:** Elaboración propia con el programa estadístico R en base a los datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica recopilados desde la plataforma de Información Hidrometeorológica y de Calidad de Agua en línea, a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA) (2021).



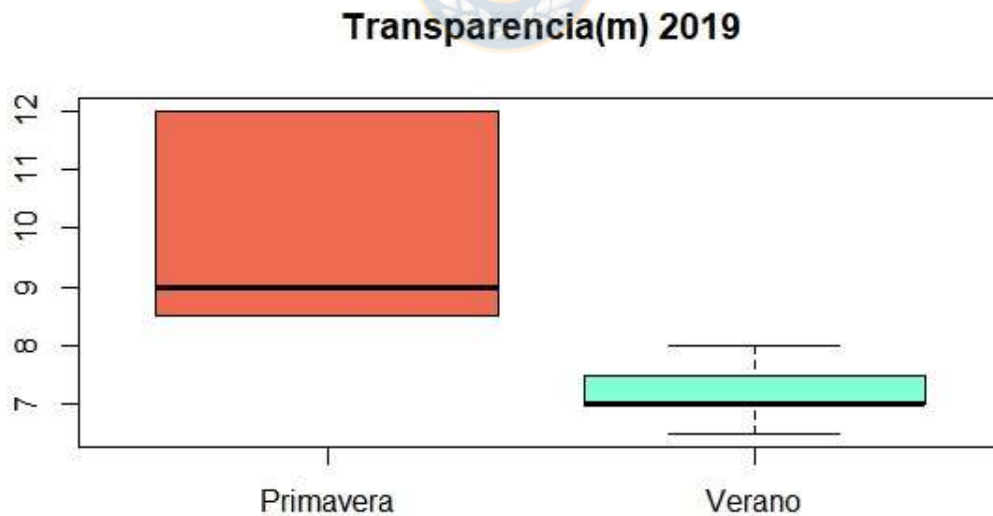
**Figura N° 18:** Box-plot para Nitrógeno Total (mg/L) estación de primavera, año 2018.

**Fuente:** Elaboración propia con el programa estadístico R en base a los datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica recopilados desde la plataforma de Información Hidrometeorológica y de Calidad de Agua en línea, a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA) (2021).



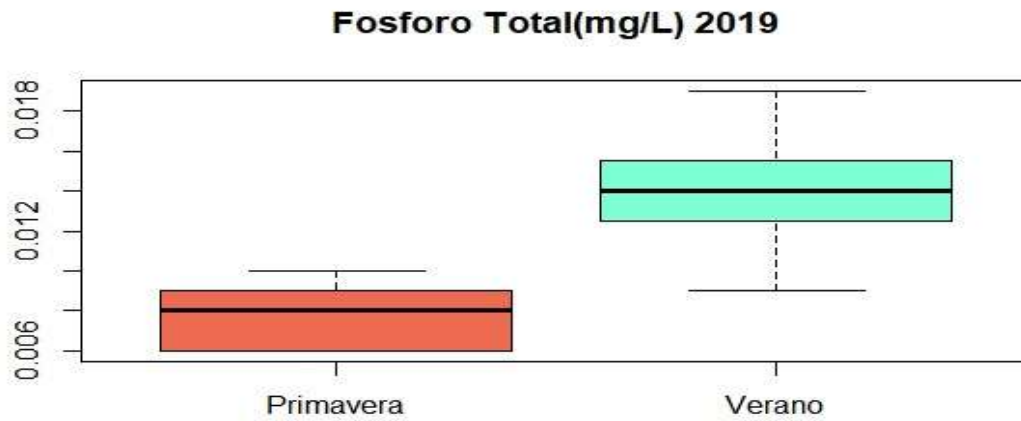
**Figura N° 19:** Box-plot para Nitrógeno Total Kjeldahl (mg/L) estación de primavera, año 2018.

**Fuente:** Elaboración propia con el programa estadístico R en base a los datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica recopilados desde la plataforma de Información Hidrometeorológica y de Calidad de Agua en línea, a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA) (2021).



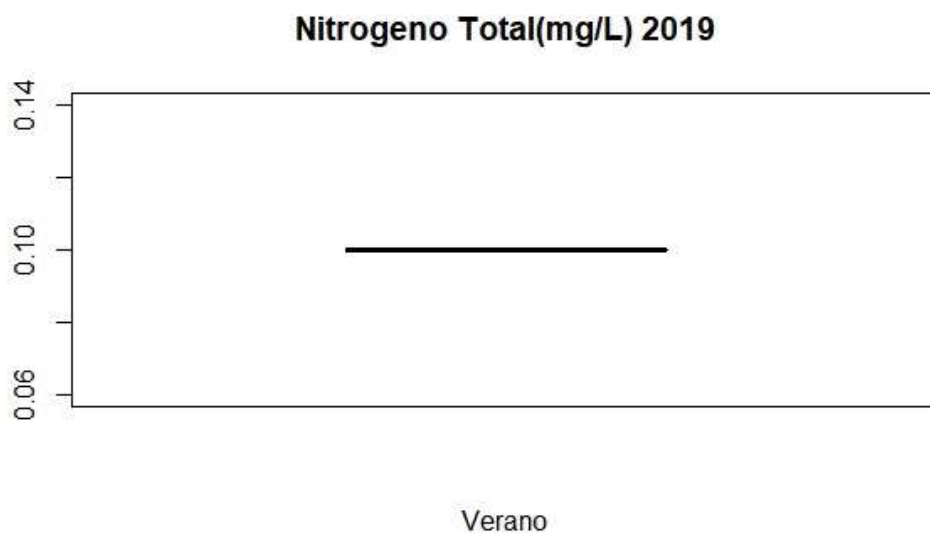
**Figura N° 20:** Box-plot para Transparencia (m) estación de verano-primavera, año 2019.

**Fuente:** Elaboración propia con el programa estadístico R en base a los datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica recopilados desde la plataforma de Información Hidrometeorológica y de Calidad de Agua en línea, a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA) (2021).



**Figura N° 21:** Box-plot para Fósforo Total (mg/L) estación de verano-primavera, año 2019.

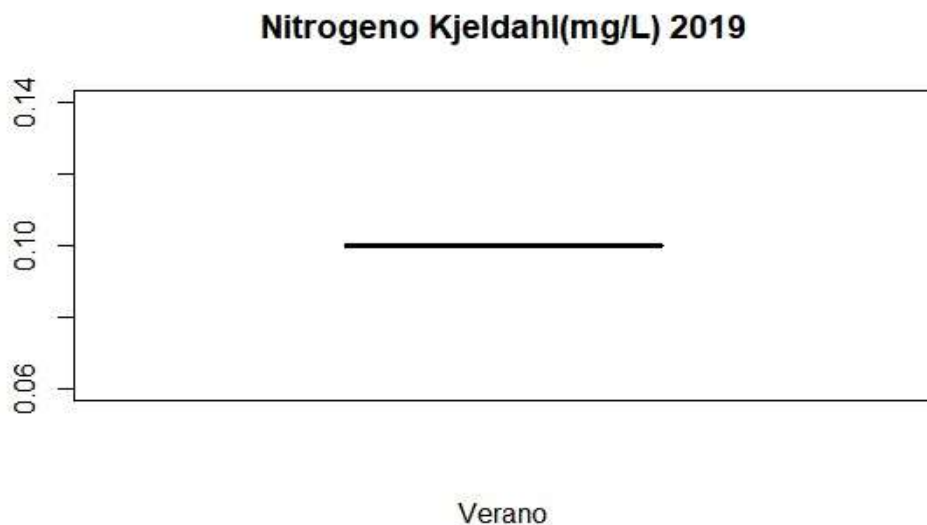
**Fuente:** Elaboración propia con el programa estadístico R en base a los datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica recopilados desde la plataforma de Información Hidrometeorológica y de Calidad de Agua en línea, a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA) (2021).



**Figura N° 22:** Box-plot para Nitrógeno Total (mg/L) estación de verano, año 2019.



**Fuente:** Elaboración propia con el programa estadístico R en base a los datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica recopilados desde la plataforma de Información Hidrometeorológica y de Calidad de Agua en línea, a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA) (2021).



**Figura N° 23:** Box-plot para Nitrógeno Total Kjeldahl (mg/L) estación de verano, año 2019.

**Fuente:** Elaboración propia con el programa estadístico R en base a los datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica recopilados desde la plataforma de Información Hidrometeorológica y de Calidad de Agua en línea, a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA) (2021).

Al analizar los resultados obtenidos por medio del análisis estadístico para cada año estudiado, se concluye lo siguiente;

Año 2016:

La transparencia, parámetro de calidad de agua, que se mide mediante la profundidad del disco de Secchi. Según Ordóñez et al. (2010), dicha profundidad es aquella en la que, al bajar el disco con una cuerda por el lado más sombreado de la barca, esta desaparece.

Al comparar los resultados obtenidos en la estación de verano y primavera para este parámetro, se observa que en este registro un valor máximo mayor en la estación de verano respecto de la de primavera, lo cual explica que la medida de tendencia central, media, sea también mayor durante la época estival. El test de medias aplicado test-t en el programa estadístico R arrojó un valor de  $p\text{-value} = 1,168e-12$  el cual indica que las medias entre las estaciones de verano y primavera para el parámetro transparencia difieren en forma significativa. Mientras, los resultados de desviación estándar, la cual es una medida de dispersión de los datos con respecto a la media, demuestran que durante el verano las mediciones de transparencia presentaron una menor dispersión respecto al valor de la media del total de datos registrados, lo que contrasta con la estación de primavera, donde la dispersión de los datos es un poco mayor. Los bajos valores de desviación estándar obtenidos tanto para el verano como la primavera junto con los valores mínimos registrados para ambas estaciones, permiten corroborar que durante este año los valores de transparencia que fueron recopilados para el análisis cumplen con el criterio mínimo establecido en la Norma Secundaria de Calidad Ambiental.

Respecto a la variabilidad estacional que podría haber reflejado el parámetro Nitrógeno Total Kjeldahl, el análisis estadístico no es concluyente, ya que no fue posible recopilar datos de este parámetro para la estación de primavera del año 2016. Aun así, al analizar los resultados obtenidos para la estación de verano, se puede concluir que los valores registrados presentan una mínima dispersión respecto a media del total de datos, lo cual se relaciona directamente con el bajo valor de rango que se obtendría al restar el valor máximo y mínimo registrado, lo que indica que los valores que han sido medidos para este parámetro durante el verano difieren muy poco entre ellos, es decir la suma total del Nitrógeno orgánico en sus diversas formas (proteínas, ácidos nucleicos en diversos estados de degradación, urea, aminos, entre otras), y el ion Amonio presentes en las muestras de agua analizadas durante el año 2016, no presentaron importantes variaciones.

La clorofila "a" durante la estación de verano presentó un valor máximo bastante mayor al valor máximo registrado durante la estación de primavera, esto indica que

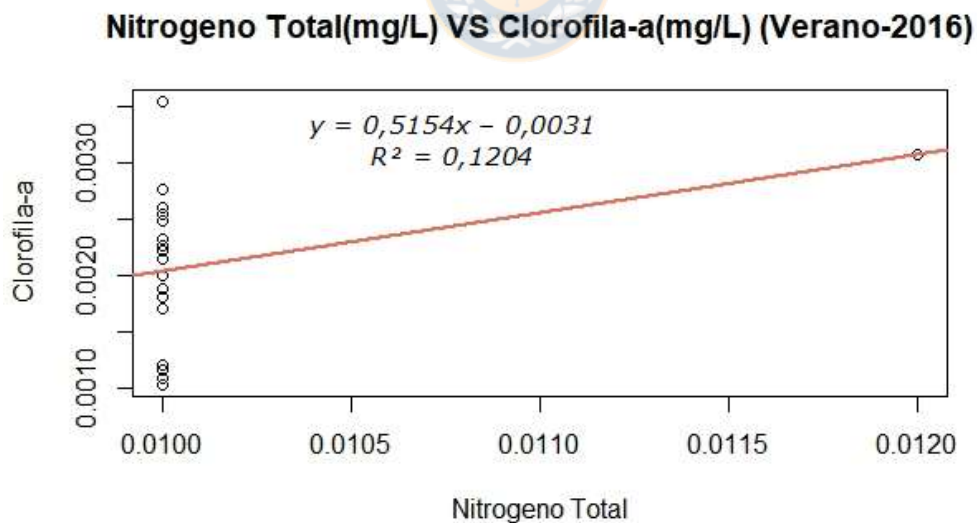
fue durante el verano donde el Lago Villarrica presentó una mayor biomasa algal. Como se señaló anteriormente, la transparencia o profundidad de Secchi puede verse disminuida por la presencia de algas, la cual va de la mano de la clorofila “a”, sin embargo, es posible observar que esto no se ve reflejado durante este año, puesto que el valor máximo de transparencia para el año 2016 se registró durante el verano, misma estación en la cual la clorofila “a” registro su máximo valor también, cuando según lo que indica la bibliografía, si en dicha estación la transparencia presentó valores más altos, la clorofila “a” en la misma fecha debió haber presentado menores valores, ya que a mayor concentración de clorofila “a”, mayor presencia de algas y, por tanto, la transparencia del agua tiende a disminuir. Aun así, puede que el valor máximo registrado durante el verano se debiese a alguna situación puntual, ya que, al observar el valor obtenido para la desviación estándar, se observa que este es mayor para verano que primavera, con lo que se puede inferir que los datos se encontraron más dispersos durante esa estación del año, por lo cual el valor máximo registrado pudo deberse a una situación excepcional en el cuerpo de agua. Al analizar las medias obtenidas en verano y primavera para este parámetro, el valor obtenido para  $p\text{-value} = 0,01068$  indica que estas son significativamente distintas. También es importante destacar que durante ambas estaciones el criterio máximo establecido para este parámetro en la Norma Secundaria de Calidad Ambiental del Lago, no se vio. superado, lo que se comprueba al observar el valor máximo registrado para cada una de las estaciones, los cuales son bastante menores al valor definido para tal criterio.

Para el Nitrógeno total no fue posible realizar un análisis estadístico para la estación de primavera a causa de un nulo registro de datos para determinada fecha. Mientras para la estación de verano, es posible concluir por medio del resultado obtenido para el valor máximo, que las áreas de vigilancia cumplen con el criterio máximo establecido en la NSCA del Lago Villarrica, ya que el máximo valor obtenido se encuentra muy por debajo del valor definido en dicho criterio. Esto se puede a la vez corroborar con el extremado bajo valor que se obtuvo para la desviación

estándar, lo que indica que los valores se encuentran muy poco dispersos de la media del conjunto de datos.

El análisis estadístico para el Fósforo total solo se pudo realizar para la estación de verano, ya que para primavera no hubo disponibilidad de datos. La media obtenida para el conjunto de datos de verano indica que las concentraciones registradas para este parámetro en las áreas de vigilancia de la NSCA durante la fecha no excedieron el criterio de límite máximo. La desviación estándar obtenida al encontrarse bastante cercana al valor cero, indica que los datos se encuentran muy poco dispersos de la media, es decir se alejan muy poco del valor de ésta, esto se corrobora también con el valor máximo y mínimo que fueron determinados, los cuales se acercan bastante al valor de la media.

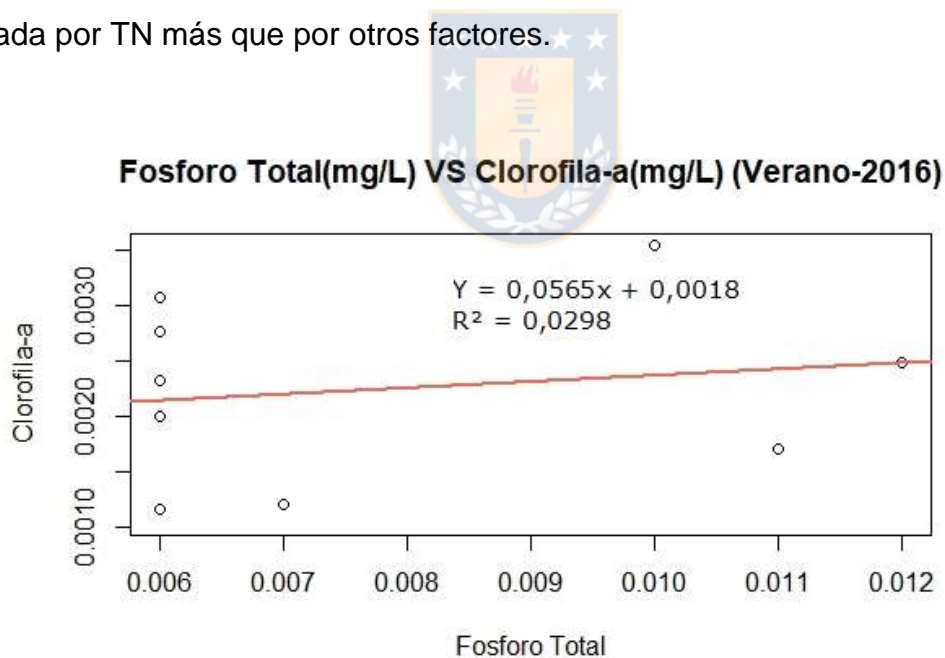
Por último, al graficar la relación existente entre la concentración de la Clorofila “a” y la concentración del Nitrógeno total, se obtuvo el siguiente grafico de dispersión;



**Figura N° 24:** Relación entre la CC de Clorofila a (Concentración de Clorofila) (mg/L) y la CC de Nitrógeno total (Concentración de Nitrógeno) (mg/L), para estación de verano (2016).

**Fuente:** Elaboración propia en programa estadístico R en base a los datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica recopilados desde la plataforma de Información Hidrometeorológica y de Calidad de Agua en línea, a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA) (2021).

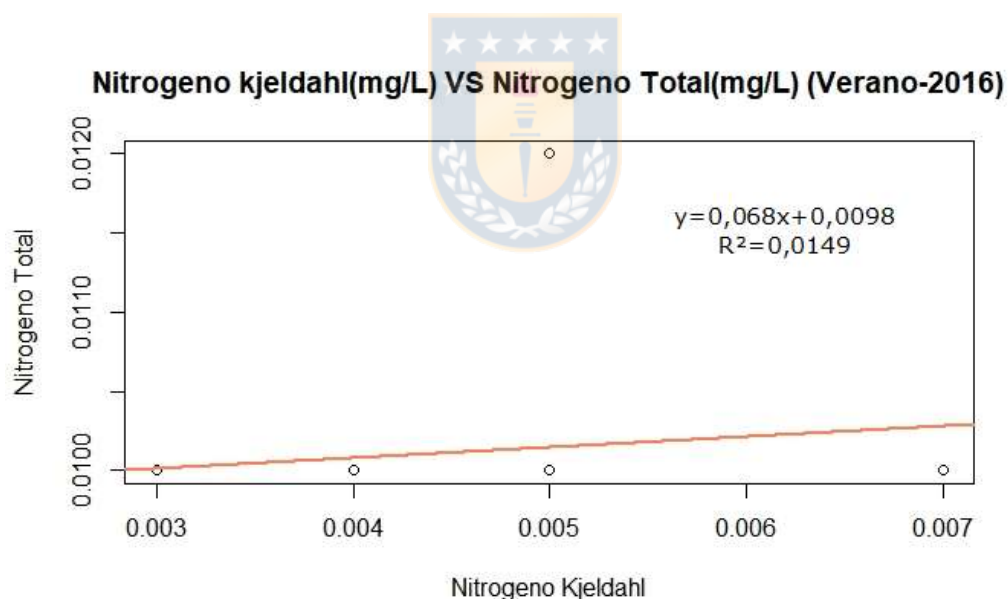
A partir de la información de la figura N° 24, se observa que el valor de R cuadrado se encuentra muy por debajo de 1, lo cual indica que los puntos no se comportan como una recta, lo cual también puede explicarse como el que los puntos no se encuentren perfectamente alineados a la recta que generó el programa estadístico R, la cual está determinada por la ecuación que se observa al interior del gráfico. Respecto a la información que proporciona la ecuación, se puede señalar que el 51% de la Clorofila “a” medida en el Lago Villarrica durante el verano se encuentra limitada por la concentración de Nitrógeno total presente en el cuerpo de agua, es decir hay una cantidad relativamente importante de Clorofila “a” por unidad de Nitrógeno total. Tal como señala Mamun et. al. (2020), la clorofila de las algas está limitada por TN más que por otros factores.



**Figura N° 25:** Relación entre la CC de Clorofila a (mg/L) y la CC de Fósforo total (mg/L), para estación de verano (2016).

**Fuente:** Elaboración propia en programa estadístico R en base a los datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica recopilados desde la plataforma de Información Hidrometeorológica y de Calidad de Agua en línea, a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA) (2021).

Al analizar la información proporcionada por la figura N° 25, específicamente la ecuación que ha sido determinada por el programa estadístico R se puede concluir que la relación entre ambos parámetros es baja, ya que solo un 5% de la clorofila “a” que se registró durante la estación de verano del año 2016, se encontró limitada por la concentración de Fósforo total. Al tomar en consideración la información de la ecuación de la recta presentada en esta figura como la de la figura N° 24, se puede concluir que durante el verano quien tuvo mayor incidencia frente a la concentración de Clorofila “a” fue el Nitrógeno total, antes que cualquier otro factor.



**Figura N° 26:** Relación entre la CC de Nitrógeno total Kjeldahl (mg/L) y la CC de Nitrógeno total (mg/L), para estación de verano (2016).

**Fuente:** Elaboración propia en base a los datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica recopilados desde la plataforma de Información Hidrometeorológica y de Calidad de Agua en línea, a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA) (2021).

De acuerdo con la ecuación obtenida a partir de la figura N° 26, la cual representa la relación existente entre la concentración del Nitrógeno total Kjeldahl y la concentración del Nitrógeno total durante el verano del año 2016, es correcto señalar que tan solo el 6,8% del Nitrógeno total, corresponde a Nitrógeno total Kjeldahl, dicho de otra forma, un 6,8% del Nitrógeno total se encuentra representado por la suma del Nitrógeno orgánico en sus diversas formas (proteínas y ácidos nucleicos en distintos estados de degradación, urea, aminos) y el ion Amonio.

Las correlaciones se encargan de cuantificar cuan relacionadas se encuentran dos variables, mientras la regresión lineal genera una ecuación, la cual, fundamentándose en la relación existente entre ambas variables, permite que se pueda predecir el valor de una a partir de la otra. El valor del coeficiente de correlación o coeficiente de determinación  $R^2$  se reconoce como la cantidad de varianza de Y explicada por la variable X y mide la fuerza y el sentido de la relación lineal entre dos variables cuantitativas. Para este caso  $R^2$  es cercano a cero, lo cual indica que no se considera ninguna variabilidad de la variable dependiente y que existe una predicción de regresión de Y por X. Es decir, no hay asociación lineal entre las variables. Aquello se observa en la distribución de los puntos de dispersión en donde estos no adquieren una distribución lineal.

De acuerdo a la información aportada por la bibliografía, se esperaba que ambas variables, es decir, el Nitrógeno total y el Nitrógeno total Kjeldahl, tuvieran una correlación lineal perfecta, ya que como se indicó el Nitrógeno total Kjeldahl corresponde a diversas formas de Nitrógeno que son contabilizadas dentro del valor de Nitrógeno total. Sin embargo, al comparar esta relación con el resto, se observa que ambas variables se relacionan con algo más de cercanía, esto se ejemplifica con la cercanía de los marcadores entre sí, los cuales representan la unión entre ambas variables. El Nitrógeno total Kjeldahl podría ser aportado por varias fuentes al Lago, entre ellas se encuentran las microalgas o cianobacterias (algas verdes azules) que se encuentran presentes en el Lago Villarrica, poseen en su estructura proteínas, entre ellas las que forman parte de los Gránulos de glicoproteínas, otra

fueron los restos de alimentos que se administran en las actividades salmoacuícolas y posteriormente las heces de los peces, así como también la excreción desde branquias de los peces. Otro aporte corresponde a aplicación de fertilizantes Nitrogenados, entre ellos, la urea que es el fertilizante Nitrogenado más utilizado en el mundo, junto con el Sulfato de Amonio.

### Año 2017:

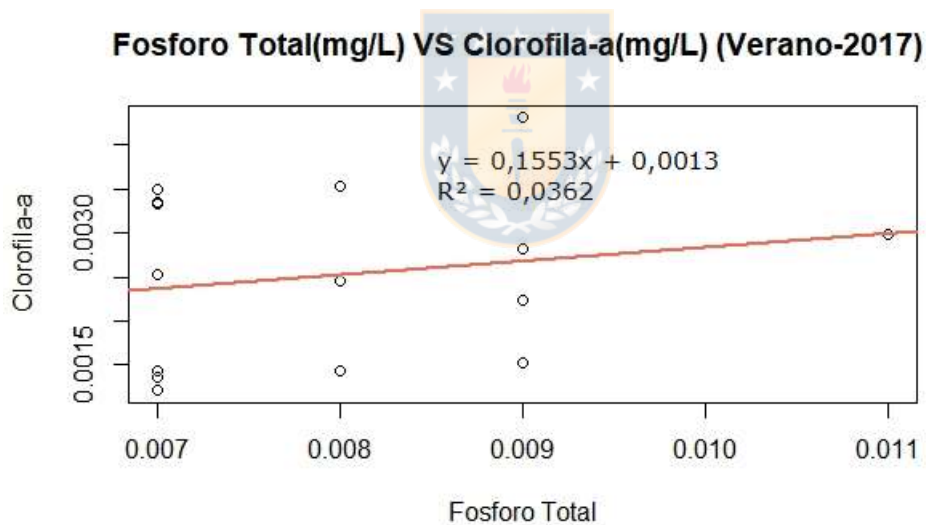
Para este periodo, solo pudo analizarse la transparencia para la estación de verano, ya que para la de primavera no existió disponibilidad de datos registrados. Para el verano se observa que este parámetro registra un valor mínimo que está por sobre el criterio mínimo establecido por la NSCA del Lago para todas las áreas de vigilancia. En relación con el valor de la desviación estándar se puede decir que los datos con los cuales se trabajó se encuentran muy poco dispersos respecto al valor obtenido en la media, lo que permite concluir de la mano con el valor mínimo determinado, que no existen registros menores al valor 7, por lo cual se respalda lo anteriormente señalado de que ninguna área de vigilancia debió encontrarse por bajo el criterio mínimo durante este año considerando los datos de verano.

Los datos de clorofila "a" solo pudieron analizarse para la estación de verano, para la de primavera resultó imposible la recopilación de datos. Para el verano, por medio del análisis estadístico se obtuvo que el valor máximo del conjunto de datos se encuentra muy por debajo del criterio máximo establecido para este parámetro en la NSCA del Lago para cada una de las áreas de vigilancia. El valor de la desviación estándar confirma que los datos no se alejan demasiado de la media, por lo cual también es otra forma de asegurar que los valores de clorofila no excedieron el criterio máximo. Por otro lado, respecto a la relación entre el parámetro de la transparencia y la clorofila "a" para esta estación del año, es posible apreciar que como la clorofila "a" no excedió los límites establecidos en ninguna de las áreas de vigilancia, los valores de transparencia se mantuvieron acorde a esto, superando el criterio mínimo establecido, en conclusión, se puede señalar que la biomasa algal



del Lago durante el verano se mantuvo en rangos por decir normales, al no significar que los parámetros que van de la mano con la misma, mostraran valores que pudiesen resultar preocupantes.

Para el caso del Fósforo total, este parámetro también pudo ser solo analizado para la estación de verano, en esta se observa que el valor máximo registrado en el conjunto de datos está bajo el criterio máximo establecido en la NSCA del Lago Villarrica para todas las áreas de vigilancia establecidas. La desviación estándar que se encuentra bastante cerca del valor 0, indica que los datos se encuentran casi nada dispersos en relación con el valor de la media, lo que garantiza que no existe superación de los límites máximos establecidos y que la mayoría de los datos registrados con los cuales se trabajó en el análisis estadístico se encuentran bastante cercanos al valor de 0,008 (mg/L) de concentración de Fósforo total.

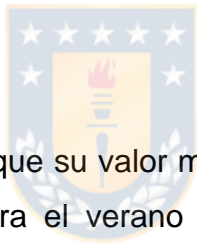


**Figura N° 27:** Relación entre la CC de Clorofila a (mg/L) y la CC de Fósforo total (mg/L), para estación de verano (2017).

**Fuente:** Elaboración propia en base a los datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica recopilados desde la plataforma de Información Hidrometeorológica y de Calidad de Agua en línea, a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA) (2021).

De acuerdo con la figura N° 27, se observa que el valor de R cuadrado se encuentra por debajo del valor 1, lo que señala que los puntos graficados no se comportan como una recta propiamente tal, por lo cual no se observan perfectamente alineados a la recta generada por el programa estadístico R, la cual se encuentra determinada por la ecuación que se observa en el gráfico. Respecto a la información que proporciona la ecuación de la recta, se puede decir que un 15% de la Clorofila “a” medida en el Lago durante el verano de este año se encuentra asociada a la concentración de Fósforo total presente en el cuerpo de agua. Finalmente, la relación entre ambos parámetros puede definirse como baja, ya que existe una pequeña cantidad de Clorofila “a” por unidad de Fósforo total, lo que indica que la biomasa algal se encontraría limitada por un factor distinto, que para este caso resulta desconocido producto de la poca disponibilidad de datos con la que se trabajó.

#### Año 2018:



Para la transparencia se aprecia que su valor máximo es mayor en la estación de verano que la de primavera. Para el verano la desviación estándar es mayor respecto a la primavera, lo que refleja que los datos están más dispersos en relación con el valor de la media, esto se comprueba al prestar atención al valor máximo y mínimo durante esta época del año, los cuales presentan una importante diferencia entre sí, y donde el valor máximo es aquel que se aleja más del valor de la media. En cambio, para la primavera, la desviación estándar es bastante menor, lo cual explica que los datos se encuentran más cercanos al valor de la media, lo que se hace notar con el valor obtenido como máximo y mínimo, en conjunto con el valor de la moda, los cuales son muy cercanos al valor 4,277 que corresponde a la media. Por medio del test de medias aplicado test-t en el programa estadístico R se obtuvo un valor de p- value = 4,616e-14 el cual indica que las medias entre las estaciones de verano y primavera para la transparencia difieren en forma significativa. En conclusión, podemos decir que este parámetro de calidad de agua presenta mejores

registros para la estación de verano, ya que es en esta época del año donde la transparencia alcanza mayores valores en metros.

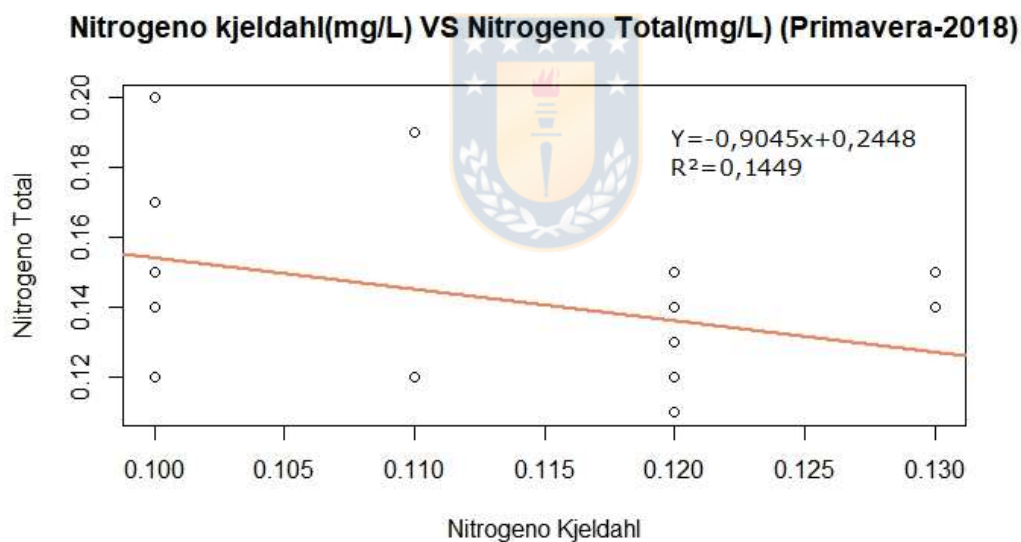
El Nitrógeno Total Kjeldahl registró datos solo para la estación de primavera, en base al resultado del análisis estadístico de los mismos, se puede concluir que los valores de concentración de este parámetro fueron bastante similares durante este periodo, esto se puede comprobar mediante el valor máximo, que es muy cercano al valor mínimo detectado y también mediante el valor de la desviación estándar, el cual indica que el conjunto de datos recopilados se acerca bastante al valor de la media, es decir, se encuentran poco dispersos en relación a la misma, por lo cual no varían mucho entre sí mismos.

Respecto al Nitrógeno total, el análisis estadístico solo pudo efectuarse para la estación de primavera, ya que solo durante esta existió registro de datos. De acuerdo con los resultados obtenidos se puede señalar que ninguna de las áreas de vigilancia vio excedido el criterio máximo definido en la Norma Secundaria de Calidad durante esta fecha, ya que el valor máximo obtenido se encuentra dentro del criterio máximo establecido para el área de vigilancia que tiene como criterio máximo la más baja concentración de Nitrógeno total, lo cual permite inferir que para el resto de las áreas de vigilancia para las cuales se ha estipulado un mayor nivel de concentración para determinado criterio, este no tuvo razón para verse superado. La desviación estándar obtenida demuestra que los datos con los cuales se trabajó se encuentran bastante cercanos al valor de la media, lo que se puede corroborar al mirar el valor máximo, mínimo, así como también el valor de la moda y mediana.

Para el parámetro Fósforo total se registraron datos para la estación de verano como la de primavera, por lo cual se puede realizar una comparación como tal entre ambas. De acuerdo con los resultados del análisis estadístico aplicado, se observa que se registraron valores más altos de concentración de Fósforo total durante el verano, ya que es en esta estación del año donde el valor máximo identificado es

mayor al compararse con el valor máximo obtenido para la estación de primavera. Por otra parte, el valor de la desviación estándar es el mismo para verano y primavera, lo cual indica para ambos periodos, que los datos de concentraciones se encuentran muy poco dispersos en relación con el valor obtenido para la media del conjunto de datos, lo que se puede validar por medio de la poca diferencia que existe entre el valor máximo y mínimo con el de la media. También es importante mencionar, que, de acuerdo con los valores máximos obtenidos para ambos periodos, ninguna de las áreas de vigilancia mencionadas en el D.S. N° 19/2013 vio superado el criterio máximo establecido para este parámetro.

Al analizar las medias obtenidas para el Fósforo total en las estaciones de verano y primavera, el valor obtenido de p-value = 2,973e-07 indica que ambas medias son significativamente distintas entre sí.



**Figura N° 28:** Relación entre la CC de Nitrógeno total Kjeldahl (mg/L) y la CC de Nitrógeno total (mg/L), para estación de primavera (2018).

**Fuente:** Elaboración propia en base a los datos de Calidad de Agua del Lago Villarrica recopilados desde la plataforma de Información Hidrometeorológica y de Calidad de Agua en línea, a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA) (2021).

Al observar la información entregada por la figura N° 28, se tiene que los puntos que han sido graficados no se comportan como una recta, por lo que se encuentran bastante dispersos en relación con la recta que fue generada por R. De acuerdo con la ecuación de la recta obtenida, se puede decir que, durante la estación de primavera del año 2018, un 90% del Nitrógeno total registrado, corresponde a Nitrógeno total Kjeldahl, siendo este último la suma total del Nitrógeno orgánico y el ion Amonio.

### Año 2019:

La transparencia, registró datos para las estaciones de primavera y verano durante este año, respecto a su análisis, se puede señalar que sus valores fueron mayores durante la estación de primavera al observar los valores máximos y mínimos. La moda también lo confirma, al indicar que el valor que más se repitió fue el de 9 metros. Por tanto, este parámetro de Calidad de Agua registro mejores condiciones durante la primavera. Respecto al test de media aplicado, se obtuvo que las medias durante las estaciones de verano y primavera diferían en forma significativa ya que el valor p-value =  $1,573e-08$ .

El Nitrógeno Kjeldahl solo pudo ser analizado para la estación de verano, de acuerdo a este parámetro se puede observar que durante esta estación no existió variabilidad entre los datos que fueron registrados, tanto el valor máximo como mínimo de concentración de 0,1 (mg/L), al igual que la media, moda y mediana. La desviación estándar entregó un valor bastante pequeño, el cual comprueba que los datos analizados se encuentran bastante cercanos o en su defecto son idénticos al valor que registro la media.

El análisis estadístico del Nitrógeno total solo se pudo efectuar para la estación de verano, donde sus resultados demostraron exactamente lo mismo que para el caso del Nitrógeno Kjeldahl. El valor máximo de la concentración de Nitrógeno total fue de 0,1 (mg/L), valor que se encuentra por debajo de los criterios de promedio anual

y máximo establecidos para todas las áreas de vigilancia de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental que rige en el Lago Villarrica.

El Fósforo total registro datos para las estaciones de primavera y verano de este año, por lo que es posible analizar por medio de una comparación a ambas estaciones. Los resultados del análisis estadístico, muestran que los valores de concentración (mg/L) de Fósforo total más altos se registraron durante el verano, fue en esta estación donde se registró el mayor valor máximo al compararse con el de la primavera. El valor de la desviación estándar del verano es bajo lo que indica que los datos varían muy poco respecto a la media del conjunto, mientras para la estación de primavera fue más bajo aun, puesto que los datos variaron mucho menos, lo que consta al observar el valor mínimo y máximo del conjunto de datos para tal periodo. Respecto a los criterios establecidos para este parámetro de Calidad de agua en la NSCA que rigen como sobre el Lago, se observa que el valor máximo arrojado por el análisis estadístico para la estación de verano estaría excediendo el criterio de máximo establecido para el área Pelagial del Lago; pero no así para el resto de las áreas de vigilancias de la Norma. El test de medias aplicado test-t en el programa estadístico R entrego un valor de  $p$  - value = 2,024e-09 el cual indica que las medias entre las estaciones de verano y primavera para el parámetro Fósforo total difieren en forma significativa.

Luego de realizada la comparación de los resultados del análisis estadístico para las estaciones de verano y primavera durante el periodo 2016-2019, no es posible determinar que la calidad de las aguas del Lago Villarrica se vea afectada por la variabilidad estacional durante todos los años de estudio. Esto se explica como resultado de la poca disponibilidad de data que pudo ser analizada, lo cual no permitió establecer una completa temporalidad estacional que pudiese dar a conocer el comportamiento de los parámetros de calidad durante las distintas estaciones del año. Varios parámetros de calidad presentaron datos ya sea para la estación de verano; pero no para la de la primavera o viceversa, lo cual dificultó que

se pudiese establecer alguna diferencia importante en la concentración de estos respecto a la estación.

Según la información recopilada de los documentos Informe Final Determinación de las concentraciones de nutrientes en los principales afluentes al Lago Villarrica, estimación de su carga y propuestas de medida para su reducción (2018) y Análisis y evaluación de medidas de reducción de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo) para incorporar al Plan de Descontaminación del Lago Villarrica (2019), la calidad de las aguas del Lago Villarrica podría verse afectada por la variabilidad estacional. Siendo las fosas sépticas la principal fuente de emisión que contribuye a generar diferencias en la calidad del agua durante las estaciones del año. Las emisiones de nutrientes provenientes desde fosas sépticas según el documento mencionado se encontrarían estrechamente relacionadas con la población residente del sector como también con aquella población veraneante que permanece en la zona solo durante la época estival.

En el documento Informe Final Determinación de las concentraciones de nutrientes en los principales afluentes al Lago Villarrica, estimación de su carga y propuestas de medida para su reducción (2018), la Seremi Región de La Araucanía & Centro de Gestión & Tecnologías del Agua de la Universidad de la Frontera, estudió el aporte de nutrientes que llegan al Lago Villarrica desde las fosas sépticas ubicadas en la ribera sur, a través de una metodología aplicada que se basó en 2 escenarios. El escenario 1 se basó en la metodología descrita por un estudio desarrollado por la Universidad Austral de Chile en el año 2009. El estudio realizado por UACH (2009) se refiere a las casas de verano como cargas artificiales difusas que aportan nutrientes al cuerpo de agua en estudio. Para sus cálculos considera las construcciones de la ribera sur del Lago Villarrica (Ruta S-199 Villarrica- Pucón) y contabilizó todas las construcciones desde el lago hasta 100m hacia la carretera, ya que supuso que las distancias mayores a éstas, los nutrientes serían captados por la vegetación existente (Seremi Región de La Araucanía & Centro de Gestión & Tecnologías del Agua, 2018).

La Seremi Región de La Araucanía & Centro de Gestión & Tecnologías del Agua de la Universidad de la Frontera llevo a cabo la identificación y georreferenciación de viviendas en la ribera sur, como resultado obtuvo un total de 706 habitaciones, entre las que se incluye habitaciones presentes en casas, departamentos y hoteles. Del total de 706 habitaciones, 71 corresponderían a habitaciones de uso permanente.

La metodología aplicada se basó en dos escenarios, en el primero se aplicaron los supuestos propuestos por la Universidad Austral de Chile (2009), los cuales son:

1. Del número total de casas, el 10% son ocupadas de manera permanente.
2. Habitan 6 personas por vivienda, ya sea en invierno o verano.
3. El tiempo de permanencia de los habitantes temporales, es decir, sólo por época estival es de 60 días.
4. Se dejaron fuera de los cálculos aquellos condominios y hoteles que cuenten con plantas de tratamiento de aguas servidas (PTAS) y plantas elevadoras de aguas servidas (PEAS).
- 5.

Datos utilizados	Unidades
Coefficiente de retención del suelo: 0,2	-
Aporte diario de una persona de N: 20	N/persona/día
Aporte diario de una persona de P: 4,1	P/persona/día

(Seremi Región de La Araucanía & Centro de Gestión & Tecnologías del Agua, 2018).

Al evaluar los resultados obtenidos para el escenario 1, se obtuvo que el aporte de Nitrógeno total y Fósforo total aportado por las habitaciones que se relacionan con la temporada de veraneo es bastante similar al aporte a las habitaciones definidas como de uso permanente. Lo anterior se puede explicar por medio de la equivalencia que existe entre el número de personas que está presente en la zona durante la época estival (60 días) con el bajo número de personas que habita en forma permanente en la zona (365 días).

La Tabla N° 12, da a conocer las emisiones de Nitrógeno total y Fósforo total bajo el escenario 1.



**Tabla N° 12: Cálculo emisiones de Nitrógeno total y Fósforo total para fosas sépticas bajo el escenario 1.**

	N°	Personas por habitación	Total personas	Tiempo (días)	PT (Ton/año)	NT (Ton/año)	%
Habitaciones de veraneo	635	6	3810	60	0,750	3,658	59,5
Habitaciones permanentes	71	6	426	365	0,510	2,488	40,5
<b>Total</b>	706	6	4236	-	1,260	6,145	

**Fuente:** Informe final Determinación de las concentraciones de nutrientes en los principales afluentes al Lago Villarrica, estimación de su carga y propuesta de medidas para su reducción (2018).

Para el escenario 2, los supuestos fueron determinados luego de la realización de encuestas en terreno y conversaciones tanto con propietarios, administrados y cuidadores de las propiedades. Los supuestos para el escenario 2 fueron los siguientes;

1. La cantidad de casas permanentes y de veraneo se estimó mediante entrevistas en las salidas a terreno, información disponible en las páginas web de las inmobiliarias y hoteles y permisos de edificación intercomunales.
2. Habitan 5 personas, en promedio, por vivienda. Este valor es muy cercano al utilizado para estimar la cantidad de personas que serán abastecidas por un programa de agua potable rural (APR) cuando estos son diseñados, en estos casos el número de arranques se multiplica por 4,5 personas por vivienda.
3. El tiempo de permanencia de los habitantes temporales es de 60 días.
4. Se dejaron fuera de los cálculos aquellos condominios y hoteles que cuentan con plantas de tratamiento de aguas servidas (PTAS) y plantas elevadoras de aguas servidas (PEAS).
- 5.

Datos utilizados	Unidades
Coeficiente de retención del suelo: 0,2	-
Aporte diario de una persona de N: 20	N/persona/día
Aporte diario de una persona de P: 4,1	P/persona/día

(Seremi Región de La Araucanía & Centro de Gestión & Tecnologías del Agua, 2018)

**Tabla N° 13:** Cálculo emisiones de Nitrógeno total y Fósforo total para fosas sépticas bajo el escenario 2.

	Tipo	N°	Personas	Total	Tiempo (días)	PT (Ton/año)	NT (Ton/año)	%
<b>Habitaciones de verano</b>	Casa	335	5	1675	60	0,330	1,608	19,9
	Condominios	143	5	715		0,141	0,686	8,5
	Hoteles	31	a	99		0,019	0,095	1,2
						0,490	2,389	29,5
<b>Habitaciones permanentes</b>	Casa	191	5	955	365	1,143	5,577	68,9
	Condominios	6	b	22		0,026	0,128	1,6
						1,170	5,706	70,5
<b>Total</b>		706		3466		1,659	8,095	

a Se estimó la cantidad de ocupantes según la capacidad de la habitación establecida por el hotel en su página web.  
b Se estimó la cantidad de personas que ocupan el departamento o casa de manera permanente según lo conversado con los administradores y conserjes de cada condominio.

**Fuente:** Informe final Determinación de las concentraciones de nutrientes en los principales afluentes al Lago Villarrica, estimación de su carga y propuesta de medidas para su reducción (2018).

De los resultados de cálculo de emisiones de Nitrógeno total y Fósforo total para el escenario 2, registrados en la tabla N° 13, se obtiene que son las casas quienes aportan más N y P en comparación al resto de las construcciones estudiadas, tanto en época estival (19,9%) como en caso de uso permanente (68,9%).

Otro aspecto a destacar es la diferencia que existe entre el escenario 1 y 2 respecto a la distribución de aporte según uso de las habitaciones, el escenario 1 plantea una distribución casi equivalente entre las dos modalidades verano y permanente, 59,5% y 40,5% respectivamente, mientras que el escenario 2 asigna mayor responsabilidad a las habitaciones de uso permanente con un 70,5% (Seremi Región de La Araucanía & Centro de Gestión & Tecnologías del Agua, 2018).

De acuerdo con lo anteriormente presentado, se puede concluir, que solo a partir del cálculo de emisiones de nutrientes bajo los supuestos del escenario 1, es posible observar un grado de variabilidad estacional generado por la fuente difusa, fosas sépticas.

Luego de analizar el documento que lleva por título, Análisis y evaluación de medidas de reducción de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo) para incorporar al Plan de Descontaminación del Lago Villarrica (2019), es posible reconocer que las actividades turísticas como las piscinas termales constituye una fuente de tipo puntual que podría contribuir a generar marcadas diferencias en la calidad del agua entre las estaciones del año, ya que como actividad turística propiamente tal, suele desarrollarse a mayor escala durante los meses de verano.

Los datos obtenidos en relación con el aporte de nutrientes desde centros termales no cuentan con una temporalidad suficiente que permita construir una base de datos consistente y que permita apreciar alguna diferencia existente en el aporte de nutrientes entre las distintas estaciones del año. Sin embargo, se consideró necesario dar a conocer el aporte estimado de nutrientes desde estos centros, que fue registrado en el documento mencionado con anterioridad.

Las cargas provenientes desde centros termales fueron calculadas asumiendo que todas ellas eran constantes en el tiempo, tanto en flujo como en la concentración de nutrientes, por lo que su aporte anual correspondería tan solo a un supuesto y no tendría relación con la realidad de cada caso. A continuación, se muestra la tabla N° 14, la cual es un resumen de la estimación de aporte de nutrientes proveniente desde 11 centros termales que fueron visitados en la comuna de Pucón;

**Tabla N° 14:** Estimación de las cargas provenientes desde centros termales de la comuna de Pucón.

ID	Nombre Río/estero receptor	Nombre terma	P-disuelto (ton/año)	P-disuelto (%)	NT (ton/año)	NT (%)
1	R. Liucura	Termas Pucón Indómito	0,096	4,9%	1,147	23,5%
2		Termas Peumayen	0,001	0,1%	0,054	1,1%
3		Termas Quimey-Co	0,003	0,1%	0,003	0,1%
4		Hotel y Termas Huife	1,818	92,3%	3,423	70,2%
5		Terma Los Pozones	0,005	0,2%	0,014	0,3%
6		Termas Liucura	0,003	0,2%	0,003	0,1%
7	R. Pucón o Minetúe	Termas de Minetúe	0,001	0,027%	0,000	0,002%
8		Termas Trancura	0,004	0,2%	0,036	0,7%
9		Termas Montevivo	0,009	0,5%	0,185	3,8%
10		Termas de San Luis	0,029	1,5%	0,012	0,3%
11	R. Pangulil	Termas de Palguín	0,001	0,1%	0,001	0,0%
<b>Total</b>			1,969	100%	4.879	100%

**Fuente:** Informe final Análisis y evaluación de medidas de reducción de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo) para incorporar al Plan de Descontaminación del Lago Villarrica (2019).

Este análisis permite hacer una aproximación gruesa del posible aporte, en carga, de cada centro termal, esto debido a que sólo fue posible realizar una única visita en cada terma. Por lo anterior, el aporte anual se calculó suponiendo que el caudal de emisión en cada terma era constante, que la limpieza de las piscinas/pozones se realizaba 2 veces por semana y que las concentraciones de fósforo y nitrógeno eran homogéneas y constantes durante todos los días del año. Con estas suposiciones, las cargas que llegarían al Lago Villarrica provenientes de los centros termales sería 1.97 ton/año de Fósforo disuelto (P-disuelto) y 4.88 ton/año de Nitrógeno Total (NT). No fue posible obtener el aporte anual de Fósforo Total, debido a que los análisis contratados por la Municipalidad de Pucón no incluían el parámetro Fósforo Total % (Seremi Región de La Araucanía & Centro de Gestión & Tecnologías del Agua, 2019).

A pesar que por medio del análisis estadístico que consideró las concentraciones de parámetros de calidad de agua que habían sido medidas por la DGA en el periodo 2016-2019, no se pudo determinar con claridad la existencia de algún grado de cambio en la calidad de las aguas del Lago como resultado de la variabilidad

estacional, es que, a continuación, se darán a conocer los efectos en el cuerpo de agua, generados por el cambio en aporte de nutrientes emitidos desde aquellas fuentes que fueron atribuibles inicialmente en los documentos utilizados como referencia, como las responsables de afectar la calidad del agua del Lago por el cambio de aporte de nutrientes generado por las mismas durante la estación de verano frente al resto de las estaciones del año.

El Nitrógeno y el Fósforo son los principales nutrientes que influyen en el estado trófico del Lago Villarrica, ya que son los elementos fundamentales para el crecimiento de los denominados organismos fotosintéticos.

Durante las estaciones de primavera y verano, el Lago Villarrica no presenta mezcla completa, sino que se encuentra estratificado debido a la variación de temperatura en la columna vertical. Por lo cual, es durante estos meses que el Lago registra mayor productividad primaria. Según Almanza et al. (2019), mientras que los nutrientes en la capa superior de la columna de agua (epilimnion) son absorbidos por el fitoplancton, hay reciclaje en la capa más profunda (hipolimnion). El Lago Villarrica es considerado un lago profundo, su hipolimnion es cuatro veces mayor que su epilimnion. En las distintas estaciones del año, los lagos presentan comportamientos de mezcla diferentes. Cabe destacar que el congelamiento de lagos en invierno ocurre solo en el hemisferio norte, mientras que los lagos en el invierno chileno siguen el mismo comportamiento que en primavera y otoño (Bruning,2018).

El aumento del aporte de nutrientes desde distintas fuentes durante la época estival, produce un exceso de nutrientes en el Lago, lo que resulta en un aumento desmedido de crecimiento de microalgas o también denominados blooms o afloramientos algales, lo cual reduce en forma importante el oxígeno presente en el agua, reduce los niveles de transparencia y produce un aumento de toxinas que genera mortandad de peces y macroinvertebrados, también podría contribuir a afectar la salud humana ya sea por la ingesta de agua o el contacto de los ojos con la misma.

Los blooms algales se relacionan con periodos de altas temperatura, alta irradiación solar, ingreso de nutrientes generados por derretimientos nivales y glaciales de primavera, aumento de PH y una baja turbulencia. La temperatura del agua favorece también al desarrollo de la floración de las cianobacterias y juega un papel fundamental en la asimilación de nutrientes esenciales.

El nitrógeno para las floraciones algales no es un nutriente limitante, ya que son varias las especies de cianobacterias que pueden llevar a cabo la fijación del nitrógeno atmosférico. Por tanto, las cianobacterias son capaces de producir un aumento algal durante periodos en que el nitrógeno disponible en el agua es menor; pero para tal proceso, requieren contar con una importante cantidad de luz proveniente del sol, por lo cual sus efectos debiesen ser más potentes durante la estación de verano.

El viento Puelche es una característica meteorológica que hace al Lago Villarrica vulnerable a la eutrofización. Sáez (2019), menciona que se trata de un viento que desciende de cordillera a mar por la ladera de la montaña y en su descenso provoca pérdida de humedad en el ambiente y aumento de temperaturas. Todo el año está presente hasta la zona central; pero durante el verano se desplaza hacia zonas más australes. Esto por el desplazamiento de las altas presiones hacia el sur (citado en CHV Noticias, 2019). Lo que hace este tipo de viento es generar la mezcla de aguas en la columna vertical, lo que repercute en el aumento de la productividad primaria en periodos del año en que aquella ya es alta. Los eventos de mezcla que pueden producirse en verano por efecto del viento Puelche, favorecen los eventos de proliferación de algas, como resultado del ascenso de del fósforo que está en el fondo del lago a la superficie.

En conclusión, el aumento de nutrientes que ingresa al Lago durante los meses de verano, según lo señalado por el Ministerio de Medio Ambiente (2020), ha generado un fuerte impacto sobre la calidad y cantidad de los servicios ecosistémicos provistos en la cuenca, principalmente aquellos relacionados con las oportunidades de recreación y turismo que entrega el lago. Las proliferaciones algales tienen una

gran relevancia cuando afectan a lagos que representan puntos turísticos, como es el caso del Lago Villarrica, el cual es un destino turístico importante en la región. Sernatur (2018), menciona que solo Villarrica y Pucón, ciudades aledañas al lago, concentran el 40% de las ventas de hoteles y restaurantes y el 56% de los prestadores de servicios turísticos de la región de La Araucanía (citado en Ministerio del Medio Ambiente & Departamento de Geología FCFM Universidad de Chile 2019). La eutrofización en agua dulce trae consigo efectos como disminución de los valores de las propiedades que se encuentran frente a los cuerpos de agua que se ven afectados, reducción del valor recreacional del agua, pérdidas económicas para la industria del turismo, entre otros.

**6.3 Resultados Objetivo Especifico 3:** Analizar las medidas del Plan de Descontaminación destinadas a reducir las emisiones de nutrientes desde las distintas fuentes contaminantes.

El Plan de Descontaminación, en adelante Plan, que va a regir en la zona declarada saturada por clorofila "a", transparencia y fósforo disuelto en la cuenca del Lago Villarrica, tiene como meta recuperar los niveles de los parámetros físico-químicos regulados por la NSCA para la protección de las aguas continentales superficiales del Lago Villarrica, los que se pretenden alcanzar a través de la incorporación de medidas de control de emisiones para nutrientes. Las principales medidas de reducción de emisiones de nutrientes identificadas en el Plan, son las siguientes; (I) norma de emisión por carga para pisciculturas, (II) implementación de una planta de tratamiento de aguas servidas para la comuna de Curarrehue, (III) instalación de alcantarillado/conexión para las viviendas ubicadas en la ribera sur del Lago Villarrica, (IV) reforestación con especies nativas en zanjas riparianas (ribera de causes), (V) conexión a alcantarillado para aquellas viviendas ubicadas en áreas concesionadas, (VI) soluciones sanitarias para conjuntos de viviendas rurales y (VII) norma de emisión de fósforo para plantas de tratamiento de aguas servidas. (Ministerio del Medio Ambiente, 2020).

Las medidas ya mencionadas, se centran en la reducción de emisiones de Fósforo, ya que es este el nutriente naturalmente limitante para la producción primaria.

Según el Ministerio del Medio Ambiente (2020), la reducción de emisiones debido a la implementación del Plan es progresiva, alcanzando valores bajo la carga crítica para el séptimo año desde la entrada en vigencia del plan. Estas reducciones se verán reflejadas en las concentraciones ambientales del Lago Villarrica, dependiendo del tiempo de respuesta del lago, por lo que se espera que incluso se sigan generando reducciones en concentración después de 15 años desde la entrada en vigencia del Plan.

Cada una de las fuentes de emisión para las cuales se identificaron las medidas anteriormente enumeradas, se contextualizan a continuación;

Las pisciculturas presentes en la cuenca del Lago Villarrica, son la única actividad productiva de la cuenca que cuentan con proyectos regidos al Decreto Supremo N° 90. El sistema de producción más utilizado por estas, corresponde al de cultivo en tierra con flujo abierto. Este sistema consiste en instalaciones en las cuales el agua proveniente de cursos 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. 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 (N) y Fósforo (P). Las pisciculturas de flujo abierto utilizan grandes volúmenes de agua que circulan permanentemente por el sistema, generando altas tasas de dilución, lo que resulta en el cumplimiento de la mayor parte de los parámetros contenidos en la norma de emisión (D.S. 90 de 2000 del MINSEGPRES). Sin embargo, esta regulación sólo se basa en la concentración de los compuestos; pero no en su carga total. Esta última es la que podría generar problemas de enriquecimiento orgánico y efectos acumulativos lejos de la fuente emisora, debido a los altos volúmenes de agua vertidos vía emisarios a cuerpos de agua receptores



superficiales. (Seremi Región de La Araucanía & Centro de Gestión & Tecnologías del Agua, 2018).

La localidad de Curarrehue no cuenta con un sistema de tratamiento de aguas residuales domiciliarias, por lo que la descarga de estos residuos se realiza en forma directa a las aguas del río Trancura por medio de 7 emisarios. Por lo anterior, es que la medida a implementar para esta fuente de emisión es una Planta de Tratamiento de Aguas Servidas (PTAS) que permita tratar las aguas que provienen desde la población urbana de Curarrehue. La implementación de esta PTAS debe considerar el cumplimiento de una norma de emisión de 2 mg/l para Fósforo Total. La medida deberá estar en funcionamiento al tercer año desde la promulgación del PDAV. (Departamento de Economía Ambiental & Ministerio de Medio Ambiente, 2020).

Las viviendas que se encuentran ubicadas en la ribera sur del Lago Villarrica no cuentan con un sistema de tratamiento especializado que permita reducir el aporte tanto de Nitrógeno como de Fósforo. Es por esto, que la construcción de un sistema de alcantarillado en esta zona contribuiría a eliminar el aporte de nutrientes que sin él iría directamente al Lago, ya que el aporte proveniente desde esta fuente, por medio del alcantarillado iría a la Planta de Tratamiento de Aguas Servidas de Villarrica, la cual no descarga directamente al Lago, sino aguas abajo en el río Toltén.

La vegetación ripariana cumple un importante rol en el equilibrio ecológico en un sistema hídrico, pues actúa como filtros en riberas de ríos, permitiendo disminuir la carga por arrastre (escorrentía) proveniente de los suelos cercanos (Bruning,2018). Se propone la reforestación como una medida que permita controlar la emisión por procesos de precipitación y escorrentía con especies nativas.

Para las aguas residuales domiciliarias sin saneamiento en área concesionada se dan a conocer dos medidas para evaluar, la primera consiste en la ampliación y

mejoramiento de la Planta de Tratamiento de Aguas Servidas del centro urbano de Villarrica, para que se cumpla con la Norma de Emisión de 2 mg/l para Fósforo Total. La segunda medida, consiste en una conexión de alcantarillado para todas aquellas viviendas que no se encuentran conectadas al sistema de alcantarillado dentro de la zona concesionada de las ciudades de Pucón y Villarrica.

Respecto a las aguas residuales domiciliarias sin saneamiento en zona rural, la medida consiste en la implementación de soluciones sanitarias para viviendas ubicadas en zonas rurales que actualmente emiten nutrientes a cuerpos de agua. Tales soluciones sanitarias serán informadas en forma anual, durante los 15 años de duración del Plan.

La Norma de Emisión de Fósforo Total para las Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas se mencionó anteriormente para aquellas medidas relacionadas con la construcción o mejoramiento de una PTAS. Según lo señalado por el Ministerio de Medio Ambiente (2020), las plantas de tratamiento de aguas servidas nuevas y existentes, así como sus modificaciones, que traten las aguas servidas domiciliarias de los clientes ubicados dentro de la zona saturada, deberán cumplir con un límite máximo de fósforo total cuya concentración promedio diaria sea menor o igual a 2 mg/L.

A continuación, se presenta la tabla N° 15, la cual será utilizada para evaluar el punto de prioridad asociado a cada una de las medidas mencionadas con anterioridad;

**Tabla N 15:** Reducción por fuente de emisión.

Fuente de Emisión	Reducción de Fósforo total (Ton/año)	Reducción relativa al Inventario de Emisiones (%)
Pisciculturas	95,45	83%
Empresas de Servicios Sanitarios	0,00	0%
Alcantarillado Curarrehue	4,39	90%
Coberturas de suelos naturales de la cuenca	0,00	0%
Coberturas de suelos Antrópicos de la cuenca	4,79	14%
Aguas residuales domiciliarias sin saneamiento en área concesionada	2,14	82%
Aguas residuales domiciliarias sin saneamiento en borde lago	1,22	100%
Aguas residuales domiciliarias sin saneamiento en zona rural	1,22	28%
<b>Total</b>	<b>109,21</b>	<b>36%</b>

**Fuente:** Anteproyecto Plan de Descontaminación por Clorofila “a”, Transparencia y Fósforo disuelto para la Cuenca del Lago Villarrica (2020).

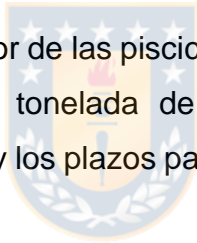
Las medidas recopiladas serán analizadas de acuerdo a tres criterios, prioridad, tiempo de implementación y por último costo. El criterio de prioridad se relacionará con la capacidad de reducción de nutrientes que significa la ejecución de una determinada medida, la prioridad máxima con la que se pueda evaluar una medida corresponde al valor (3). El tiempo de implementación es aquel periodo de tiempo necesario para poner en marcha la medida en su totalidad y el costo se asociará a el valor en MM USD que representa la medida en su desarrollo total, lo que incluye ya sea la construcción de algún tipo de infraestructura específica, así como también considera el salario de cada persona contratada que sea necesaria para tanto la puesta en marcha como operación de la medida, el costo máximo que pueda representar el desarrollo de una medida será definido por el valor (4).

A continuación, se presenta la evaluación de cada una de las medidas ya mencionadas en base a los tres criterios definidos;

Actualmente, la mayoría de las pisciculturas trabajan con sistemas de flujo abierto y utilizan filtros rotatorios como sistema de remoción de nutrientes. Las pisciculturas de recirculación serían la alternativa más conveniente, 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 (Ministerio del Medio Ambiente, 2011). se establece que la carga aportada por estas fuentes de contaminación puede reducirse entre un 5% y un 40%, basándose en un cambio de tecnología a sistemas de recirculación (Bruning,2018). Tecnologías con buenos índices de remoción de nutrientes, como aquellas que sean factibles de implementarse en nuevos proyectos que tengan la intención de instalarse en la cuenca del Lago Villarrica, permitirían a las pisciculturas cumplir con la Norma de Emisión para el sector, la cual es una de las medidas a implementar para recuperar la calidad del agua del Lago.

La Norma de Emisión para el sector de las pisciculturas, se describe como límite de emisión para Fósforo Total por tonelada de biomasa producida. La tabla a continuación, presenta los límites y los plazos para la implementación de la medida;



**Tabla N° 16:** Norma de Emisión por carga para Pisciculturas en la cuenca del Lago Villarrica.

Capacidad de producción (ton biomasa/año)	Límite de Emisión (kg PT/año)	Entra en vigencia pisciculturas nuevas	Entra en vigencia pisciculturas existentes
≤ 8	80	A partir de la publicación en el Diario Oficial	A partir de 4 años desde la publicación en el Diario Oficial
> 8 y ≤ 151	560	A partir de la publicación en el Diario Oficial	A partir de 3 años desde la publicación en el Diario Oficial
> 151 y ≤ 301	1.000	A partir de la publicación en el Diario Oficial	A partir de 3 años desde la publicación en el Diario Oficial
> 301 y ≤ 500	1.700	A partir de la publicación en el Diario Oficial	A partir de 2 años desde la publicación en el Diario Oficial
> 500	2.100	A partir de la publicación en el Diario Oficial	A partir de 2 años desde la publicación en el Diario Oficial

**Fuente:** Anteproyecto Plan de Descontaminación por Clorofila “a”, Transparencia y Fósforo disuelto para la Cuenca del Lago Villarrica (2020).

En un plazo de 6 meses contado desde la publicación del presente decreto, las pisciculturas existentes deberán presentar a la SEREMI del Medio Ambiente un plan de adecuación para dar cumplimiento a los límites de emisión aplicables, cuyo cumplimiento será fiscalizado por la SMA. El referido plan podrá ser objeto de observaciones y/o ajustes por parte de la SEREMI. Dichos planes deberán ser aprobados o rechazados en un plazo de 4 meses desde su presentación, mediante resolución de la SEREMI del Medio Ambiente. No presentar el plan de adecuación constituirá un incumplimiento a la norma de emisión, que podrá ser sancionado por la SMA. (Ministerio del Medio Ambiente, 2020).

En la tabla N° 15, es posible observar que la Norma de emisión para el sector de la piscicultura permitiría reducir el aporte de Fósforo total en 95.45 Ton/año, lo cual significa una reducción relativa respecto al inventario de emisiones del año 2017, de un 83%. Es por esto que la medida se calificó con la puntuación máxima en prioridad (3).

El tiempo de implementación para esta medida se estimó en uno de corto plazo o menor a 5 años (1), ya que como se indicó anteriormente en la Tabla N° 17, el periodo de tiempo para que aquellas pisciculturas existentes cumplan con el límite de emisión que garantiza la menor emisión en kilogramos al año de Fósforo total, es recién 4 años después que el Plan de Descontaminación del Lago sea publicado en el Diario Oficial.

El costo de la implementación de esta medida, de acuerdo a la información entregada por el documento Anteproyecto Plan de Descontaminación por Clorofila “a”, Transparencia y Fósforo disuelto para la Cuenca del Lago Villarrica, corresponde a un total de 48,01 MM USD, por lo que su costo se calificó con. (4).

La construcción de una Planta de Tratamiento de Aguas Servidas en Curarrehue es una medida que se encuentra considerada en el Plan de desarrollo comunal de Curarrehue; pero que aún no ha sido aprobada. Según lo señalado por el Ministerio de Medio Ambiente (2011), la alternativa que se baraja es una planta de tratamiento de tipo secundario. La implementación de esta medida podría disminuir en forma importante la carga de nutrientes que ingresa al Lago Villarrica.

En la tabla N° 15, se observa que construcción de una PTAS en Curarrehue permitiría reducir el aporte de Fósforo total en 4,39 Ton/año, lo cual significa una reducción relativa respecto al inventario de emisiones del año 2017, de un 90%. Es por esto que la medida fue calificada con la puntuación máxima en prioridad.

Una vez analizados los estudios y el diseño de ingeniería para la construcción del sistema de recolección y tratamiento de aguas servidas, la Subdirección de Servicios Sanitarios Rurales del Ministerio de Obras Públicas, el Gobierno Regional o la SUBDERE, procurarán ofrecer alternativas de financiamiento a la Municipalidad de Curarrehue para la construcción de las obras requeridas, lo que debe incluir las necesidades de terrenos, servidumbres, suministro de energía, así como la capacitación del personal de operación y mantenimiento del operador y de la o las alternativas tecnológicas seleccionadas para cada área o configuración territorial. (Ministerio del Medio Ambiente,). El financiamiento solicitado considerará que el sistema de tratamiento de aguas servidas deberá estar operativo en un plazo de 4

años contado desde la publicación del Plan de Descontaminación del Lago Villarrica en el Diario Oficial.

Por lo anteriormente ya mencionado, al tiempo de implementación se le otorgó un valor de (1).

Para la instalación de una Planta de Tratamiento de Aguas Servidas en Curarrehue, se supondrá una tecnología SBR (Secuencial Batch Reactor), que tiene un costo de inversión aproximado de 130.000 dólares y un costo de operación y mantención de 123.000 dólares al año. Estos precios podrían aumentar si se desea cubrir la capacidad en toda época del año, ya que el número de habitantes aumenta significativamente durante el verano (Bruning,2018).

El costo de acuerdo a la información entregada por el documento Anteproyecto Plan de Descontaminación por Clorofila “a”, Transparencia y Fósforo disuelto para la Cuenca del Lago Villarrica, corresponde a un total de 2,12 MM USD, valor menor a 5,54 MM USD por lo que su costo se calificó con (1).

La instalación de alcantarillado/conexión para las viviendas que se encuentran en la ribera sur del Lago corresponde a una medida bastante efectiva para la disminuir los nutrientes que llegan al Lago Villarrica. Al observar la tabla N° 15 es posible notar que, por medio de la implementación de esta medida, la emisión de Fósforo total se puede reducir en 1,22 Ton/año, lo que, en porcentaje, corresponde al 100% de la emisión que el año 2017 fue emitida desde esta fuente. Por esto, esta medida se califica en prioridad con un (3). En determinada zona hacen falta estudios topográficos, así como también conocimiento de los tipos de sistema de tratamiento que posee cada una de las residencias presentes en la zona.

Dado que las construcciones ubicadas en la zona litoral, específicamente entre Pucón y Villarrica, utilizan pozos sépticos, 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. (Ministerio del Medio Ambiente, 2011).

Es por lo anteriormente mencionado que se considera un tiempo de implementación de mediano plazo o 5 años. (2).

Por último, de acuerdo a los datos de costo de medidas obtenidos del Anteproyecto Plan de Descontaminación por Clorofila “a”, Transparencia y Fósforo disuelto para la Cuenca del Lago Villarrica, esta medida tendría un costo total de 33,17 MM USD, por lo que se le asigna un (3).

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, 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. (Ministerio de Medio Ambiente, 2011).

Un programa de restauración se basa en plantar tanto árboles, arbustos y pastos, de tipo nativo, este también incluye el reforzar orillas y restringir el acceso del ganado, lo que permite que exista una remoción adicional de nutrientes estimada entre un 20-40%.

La tabla N° 15, muestra que la implementación de la medida restauración de la vegetación ripariana permitiría una reducción de 4,79 Ton/año de Fósforo total lo cual significa una reducción respecto al inventario de emisiones del año 2017, de solo un 14% para este nutriente. Es por esto que la prioridad de esta medida fue calificada con (1).



El tiempo de implementación de esta medida se definió con un (1), ya que a pesar de no ser una medida que se aplique en forma habitual en nuestro país, existe un sustento legal que permite la implementación de la misma, el cual es el Reglamento de suelos, aguas y humedales de la Ley sobre recuperación del bosque nativo y fomento forestal, el que establece la denominada zona de protección de exclusión de intervención que se encuentra en un rango de 5 a 10 metros, dependiendo del área del cauce. La reforestación con especies nativas en zanjas riparianas es una iniciativa que no requiere de grandes indumentarias ni instalaciones, por lo cual el periodo requerido para su puesta en marcha es menor frente al resto de las medidas consideradas.

El costo de inversión de la restauración de vegetación ripariana se calculó a partir de costos establecidos por CONAF para reforestación considerando franjas ribereñas de 5 km, igual a 2.000 USD/km, de los 454 km de ríos de la cuenca del lago Villarrica, el 31% tiene riberas con predominancia de praderas (de donde proviene la contaminación por escorrentía de fertilizantes y otros) y se considerará recubrimiento del 10% de estos ríos. Además, se toma el supuesto que los costos de operación corresponden al 5% de los costos de inversión, debido a que es necesario mantener las nuevas zonas ribereñas; pero esto no requiere grandes financiamientos. Este valor podría estar subvalorado en caso de que se necesite cubrir un área mayor para lograr la retención esperada. (Departamento de Economía Ambiental & Ministerio de Medio Ambiente, 2020).

De acuerdo a los datos de costo de medidas obtenidos del Anteproyecto Plan de Descontaminación por Clorofila "a", Transparencia y Fósforo disuelto para la Cuenca del Lago Villarrica, esta medida en específico tendría un costo de 8,92 MM USD, por lo que se calificó con (3).

A continuación, la tabla N° 17 da a conocer los costos por medida;

**Tabla N° 17:** Costos por medida, en valor presente en millones de dólares.

Medida Evaluada	Costos MM USD	Aporte Porcentual
Norma de Emisión sector Pisciculturas	48,01	46,1%
Construcción alcantarillado Ribera Sur	33,17	31,8%
Construcción PTAS Curarrehue	2,12	2,0%
Ampliación PTAS Villarrica	3,46	3,3%
Conexión alcantarillado Zona Concesionada	2,28	2,2%
Soluciones sanitarias domiciliarias rurales	5,54	5,3%
Reforestación	8,92	8,6%
Aumento de monitoreos	0,65	0,6%
<b>Total</b>	<b>104,15</b>	<b>100,0%</b>

**Fuente:** Anteproyecto Plan de Descontaminación por Clorofila “a”, Transparencia y Fósforo disuelto para la Cuenca del Lago Villarrica (2020).

La medida que consta de conexión a alcantarillado para aquellas viviendas ubicadas en áreas concesionadas, según lo que se aprecia en la tabla N° 15, permitiría una reducción de Fósforo total de 2,14 Ton/año, lo que corresponde al 82% de la emisión de este nutriente generada por viviendas ubicadas en el área concesionada que no cuentan con conexión a alcantarillado, de acuerdo a la información entregada por el inventario de emisiones del año 2017, por el alto porcentaje de reducción que significa esta medida, es que fue valorizada con una prioridad máxima para llevarse a cabo. (3).

En un plazo de un año desde la publicación del Plan de Descontaminación Ambiental del Lago Villarrica en el Diario Oficial, organismos del estado como son la SUBDERE y el Gobierno Regional, son quienes estarán a cargo de entregar el financiamiento necesario a los municipios de Villarrica y Pucón, para que sean ellos quienes se encarguen de implementar programas de tipo anual, que permitan la conexión de viviendas, sobre todo aquellas que no enfrenten una red de alcantarillado, que se encuentren dentro del área de concesión de servicios sanitarios. Dentro del primer año de entrada en vigencia del PDAV, será la SISS quien publicará el decreto de concesión sanitaria que contenga el área definida de concesión. En un plazo máximo de dos años, luego de publicado el decreto de

concesión, los sistemas de distribución y recolección que hayan sido construidos, deberán encontrarse conectados al sistema de tratamiento de aguas servidas que corresponda. Considerando los plazos dados a conocer para cada actividad que dará lugar a la implementación de esta medida, el tiempo de implementación se estimó en uno de corto plazo o menor a 5 años. (2).

De acuerdo a los datos de costo de medidas obtenidos del Anteproyecto Plan de Descontaminación por Clorofila “a”, Transparencia y Fósforo disuelto para la Cuenca del Lago Villarrica, el costo de esta medida sería de 2,28 MM USD, por lo que a este punto de evaluación se le asignó un (1).

La medida soluciones sanitarias para conjuntos de viviendas rurales se centra en el desarrollo de un programa, el cual entregara soluciones sanitarias rurales a un total de 1.350 viviendas que se encuentran dentro de la zona rural de la zona saturada. El programa será dado a conocer en forma anual durante el periodo de duración del Plan de Descontaminación del Lago Villarrica. Sera la Superintendencia de Medio Ambiente quien se encargará de fiscalizar la descarga de aguas servidas en zonas rurales provenientes desde aquellas fuentes de emisión sometidas al Decreto Supremo N°46/2002, del Ministerio Secretaria General de la Presidencia, el que establece la Norma de Emisión de residuos líquidos a aguas de tipo subterráneas, o aquella que la reemplace. Según la información presentada por la tabla N° 15, la ejecución de esta medida permitiría una reducción de Fósforo total de 1,22 Ton/año, flujo que respecto al inventario de emisiones del año 2017, representa un 28% de reducción para la emisión del mismo nutriente. Es por esto que tal medida fue valorizada con un (1) en el criterio de prioridad.

El tiempo que tomara la implementación de esta medida en su totalidad, fue asignado con un (3), ya que todos los años del total que dura la ejecución del Plan de Descontaminación, el programa que incluye las soluciones sanitarias ira actualizándose.

De acuerdo a los datos de costo de medidas obtenidos del Anteproyecto Plan de Descontaminación por Clorofila “a”, Transparencia y Fósforo disuelto para la

Cuenca del Lago Villarrica, el costo de esta medida comprendería un total de 5,54MM USD, por lo que a este criterio se le asignó un (2).

La tabla N° 18 resume el análisis multicriterio para cada una de las medidas descritas con anterioridad;

**Tabla N° 18:** Análisis de medidas de reducción de nutrientes de acuerdo a los tres criterios de evaluación, prioridad, tiempo de implementación y costo.

Medida	Prioridad	Tiempo de implementación	Costo
I	3	1	4
II	3	1	1
III	3	2	3
IV	1	1	3
V	3	1	1
VI	1	3	2

**I:** Norma de Emisión sector pisciculturas. **II:** Construcción PTAS Curarrehue. **III:** Construcción alcantarillado Ribera Sur. **IV:** Reforestación. **V:** Construcción alcantarillado zona concesionada. **VI:** Soluciones sanitarias domiciliarias rurales

**Fuente:** Elaboración propia de acuerdo a información obtenida del Anteproyecto del Plan de Descontaminación por Clorofila a, transparencia y fósforo disuelto para la cuenca del Lago Villarrica (2020) y Análisis general de impacto económico y social del anteproyecto de Normas Secundarias de Calidad Ambiental para la protección de las aguas del Lago Villarrica (2011).

Luego del análisis en forma independiente llevado a cabo para cada una de las medidas, es posible realizar una comparación entre las mismas para estimar el orden correcto en el cual debiesen implementarse de acuerdo a la relación existente entre los criterios costo anualizado y reducción de nutrientes con la implementación de la medida al año.

La tabla N° 19 que se presenta a continuación, extraída del documento, Análisis general del impacto económico y social del Anteproyecto del Plan de Descontaminación Ambiental del Lago Villarrica (2020), da a conocer la relación costo-efectividad para todas las medidas anteriormente ya mencionadas.

**Tabla N° 19:** Costos-efectividad de las medidas implementadas basadas en la reducción de la Emisión.

Medidas evaluadas	Costo Anualizado [MM USD/año]	Reducción Plena Implementación [ $\mu\text{g}/\text{l}/\text{año}$ ]	Costo-Efectividad [MM USD/( $\mu\text{g}/\text{l}$ )]
Construcción alcantarillado Ribera Sur	4,21	0,092	45,94
Soluciones sanitarias domiciliarias rurales	0,63	0,050	12,70
Reforestación	1,17	0,185	6,32
Conexión alcantarillado Zona Concesionada	0,26	0,109	2,39
Norma de Emisión sector Pisciculturas	5,48	4,860	1,13
Construcción PTAS Curarrehue	0,24	0,230	1,05
Ampliación PTAS Villarrica	0,46	0,000	0,00
Aumento de monitoreos	0,07	0,000	0,00
<b>Total</b>	<b>8,30</b>	<b>5,43</b>	<b>1,53</b>

**Fuente:** Análisis general del impacto económico y social del Anteproyecto del Plan de Descontaminación Ambiental del Lago Villarrica (2020).

De acuerdo a la información que se registra en la tabla anterior, el orden decreciente en el cual debiesen implementarse las medidas es el siguiente, 1. Construcción alcantarillado Ribera sur, 2. Soluciones sanitarias domiciliarias rurales, 3. Reforestación, 4. Conexión alcantarillado zona concesionada, 5. Norma de Emisión pisciculturas, 6. Construcción PTAS Curarrehue.

**6.4 Resultados Objetivo Especifico 4:** Proponer mejoras para el inventario de emisiones de fuentes que presenten una data de datos débiles.

Las fuentes que fueron reconocidas como aquellas que poseen una data de información débil fueron el aporte de nutrientes desde los distintos usos de suelo, que son bastante heterogéneos. En segundo lugar, destaca el flujo aportado desde las fosas sépticas, aporte en donde no se identifica una importante variabilidad al comparar el aumento de personas que llega a la zona de la Ribera sur durante la época estival y aquel número de personas que reside en forma permanente en el

lugar. Por último, se reconoció el aporte desde las aguas subterráneas, el cual es el que con menos información consta, debido a la escasa cantidad de estudios del cual ha sido objetivo de investigación.

Las fuentes difusas que aportan con nutrientes al Lago Villarrica, son el aporte por escorrentías desde los diferentes usos de suelo en la cuenca y las fosas sépticas ubicadas en la ribera sur. Para estudios realizados en forma previa ha resultado todo un desafío cuantificar el aporte de nutrientes desde estas fuente por múltiples factores, entre ellos, el hecho de no contar con una data de información de flujos o concentraciones de nutrientes sostenible en el tiempo que hiciese posible incorporar estas fuentes a un modelo matemático o el hecho de no monitorearlas en forma continua para observar cambios en el aporte de estas que pudiesen estar contribuyendo a peores escenarios en la contaminación del lago durante ciertos periodos del año. Las fuentes ya mencionadas, serán analizadas ampliamente para dar a conocer la información relevante que se encuentra disponible para cada una de ellas y en su defecto identificar de cual carecen para ser definidas como una fuente de data débil, por último, se sugerirán métodos que puedan resultar útiles al momento de querer complementar la información para cada una de ellas.

En la cuenca del Lago Villarrica el uso de suelo destinado para distintos fines, aportara carga de nutrientes al lago, debido a la lixiviación que se genera con la lluvia y el riego (escorrentía). Según los principales usos de suelo que aportan contaminantes al lago son: plantación forestal, praderas y matorrales y uso agrícola.

Gran parte de la cuenca de drenaje de la cuenca al Lago Villarrica se encuentra formada por suelo natural, correspondiente en gran parte a bosque nativo. En cambio, el suelo de tipo artificial consta de cuatro tipos:

1. Plantación forestal: Este uso se caracteriza por la plantación de especies exóticas destinadas para un uso forestal. La especie exótica que prevalece en la cuenca es el Eucalipto.

2.Urbano: Uso destinado para el asentamiento de ciudades, presenta baja o nula presencia de plantación.

3.Pradera-matorrales: Suelos para uso agropecuario, posee malezas y pastos dispuestos para consumo ganadero.

4.Agrícola: Suelo destinado para la plantación de cultivos. La zona se caracteriza por plantaciones de manzanas, berries y cereales.

Para lograr cuantificar los aportes que se originan desde fuentes difusas, son los coeficientes de exportación de nutrientes quienes juegan un rol fundamental al momento de realizar una estimación que permita representar la cantidad que es exportada para cada área de origen en la cuenca hidrográfica en relación a los determinados usos de suelo. Vicente y Cruz- Pizarro (2003), mencionan que este procedimiento se basa en el supuesto que, en condiciones hidrológicas medias en una cuenca a lo largo del ciclo anual, una determinada actividad del uso del terreno exportará una carga relativamente constante de nutrientes por unidad de superficie a las aguas receptoras que drenan en dicho terreno. (citado en Edáfica, suelos y Medio Ambiente, 2020).

Los coeficientes de exportación para un uso de suelo definido debiesen considerar microcuencas con un uso de suelo en específico o por lo menos uno que sea preponderante. En caso de no considerarse lo anterior, el cuantificar la exportación de nutrientes en una cuenca desde los distintos usos de suelo que se efectúan en la misma, no sería posible.

Seremi Región de La Araucanía & Centro de Gestión & Tecnologías del Agua (2018), para estimar el aporte difuso en la cuenca del Lago Villarrica utilizó como metodología la modelación a través del Software N-SPECT. Cabe mencionar que la superficie correspondiente a la cobertura de usos de suelo a considerar fue la más actual en formato raster, la que corresponde a “Land Cover Chile 2014”. La cantidad de nutrientes (ton/año, ton/año/ha y %) según cobertura de uso de suelo en N-SPECT, se observan en la tabla a continuación:

**Tabla N° 20:** Cantidad de nutrientes (ton/año, ton/año/ha y %) según coberturas de uso de suelo en N-SPECT.





Uso de suelo	LAND COVER CHILE (2014)		UFRO (2018-2019)					
	Superficie (ha)	Superficie (%)	NT (ton/año)	NT (ton/año/ha)	NT (%)	PT (ton/año)	PT (ton/año/ha)	PT (%)
<b>Agua</b>	23202	8.08%	-	-	-	-	-	-
<b>Bosque nativo</b>	44858	15.62%	37067	0.83	4.2%	12347	0.28	4.2%
<b>Matorral</b>	36883	12.84%	203514	5.52	23.2%	70636	1.92	24.0%
<b>Nieve</b>	1127	0.39%	123	0.11	0.0%	64	0.06	0.0%
<b>Plantaciones exóticas</b>	4890	1.70%	7596	1.55	0.9%	42363	8.66	14.4%
<b>Pradera (pastizal)</b>	36401	12.67%	329703	9.06	37.5%	66643	1.83	22.6%
<b>Suelo desnudo</b>	12000	4.18%	22660	1.89	2.6%	9516	0.79	3.2%
<b>Renoval</b>	126950	44.19%	274375	2.16	31.2%	91634	0.72	31.1%
<b>Agrícola</b>	598	0.21%	320	0.54	0.0%	91	0.15	0.0%
<b>Urbano</b>	350	0.12%	2755	7.86	0.3%	996	2.84	0.3%
<b>Total</b>	287259	100.00%	878112	29.51	100%	294289	17.25	100%

**Fuente:** Informe final Análisis y evaluación de medidas de reducción de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo) para incorporar al Plan de Descontaminación del Lago Villarrica (2019).

De acuerdo a estudios llevados a cabo por distintas instituciones, gran parte de los nutrientes que llegan al Lago Villarrica provendrían del arrastre de nutrientes desde la escorrentía proveniente desde praderas agrícolas sobre fertilizadas. Sin embargo, es importante recalcar que las principales limitaciones para los estudios ha sido obtener coeficientes de exportación donde se exhiben usos de suelo heterogéneos para una cuenca. Por otro lado, la obtención de coeficientes de exportación verídicos también resulta limitada por la influencia de actividades antrópicas, las restricciones de tiempo y el presupuesto disponible para llevar a cabo monitoreo de calidad de agua que permitan contar con un registro extenso y variable.

Edáfica, suelos y medio ambiente (2020), determino los coeficientes de exportación (en unidades de concentración) de nutrientes (P y N) asociados a los diferentes usos de suelo que se desarrollan a lo largo de la cuenca del Lago (ingreso de todos los afluentes que drenan al lago), como apoyo al proyecto definitivo del Plan de Descontaminación de la cuenca del Lago Villarrica. Se indica la metodología aplicada para la obtención de coeficientes de exportación de nutrientes P y N. (Anexo N° 6. Metodología aplicada por Edáfica, suelos y medio ambiente (2020), para la obtención de coeficientes de exportación de nutrientes N y P asociados a los diferentes usos de suelo que se desarrollan a lo largo de la cuenca del Lago Villarrica).

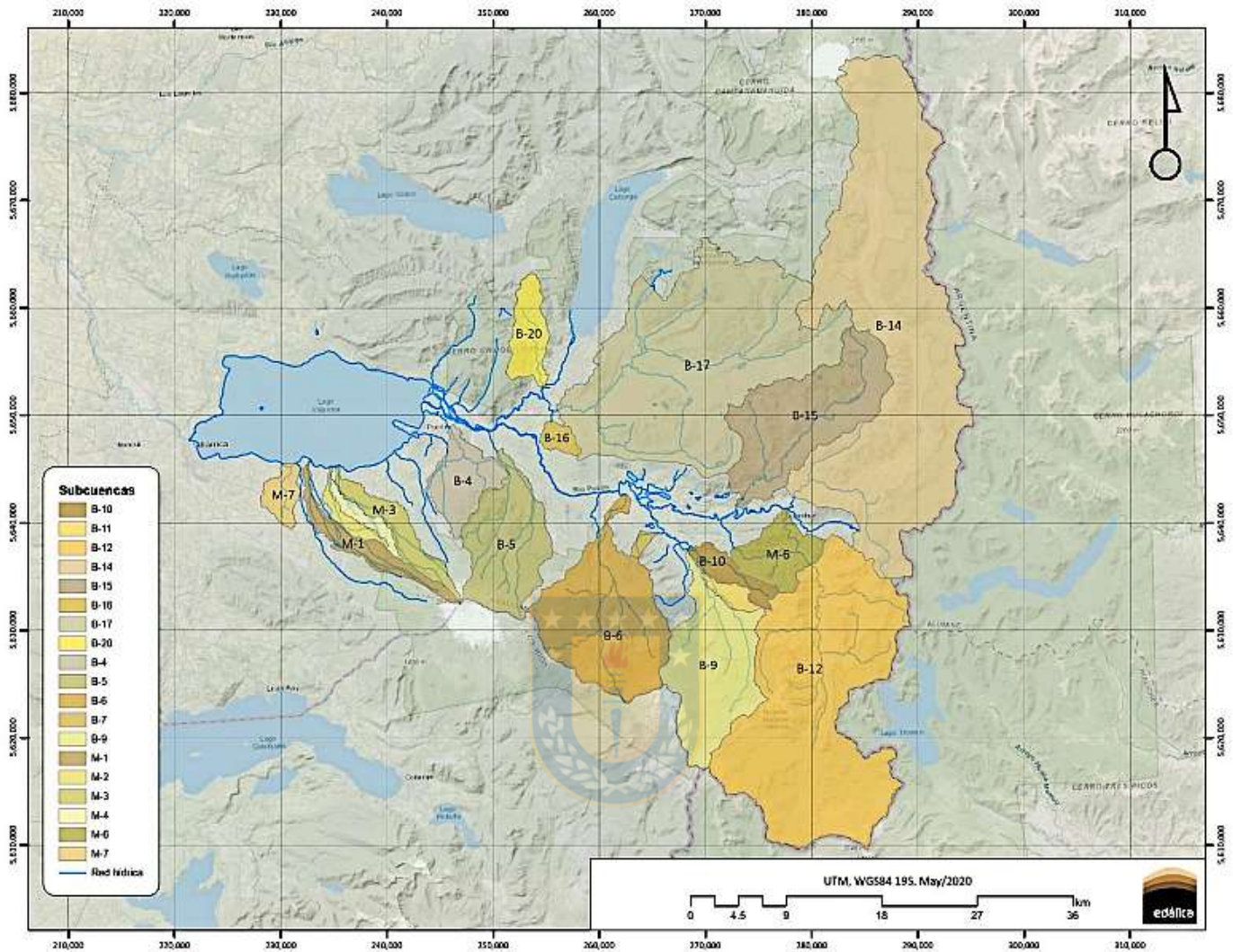
Los aportes promedio se calcularon para los nutrientes N y P, en un total de tres fechas. No se tomó en consideración la variación mensual de los caudales, tampoco la presencia o el aporte desde fuentes puntuales.

Los resultados del aporte de nitrógeno total y fósforo total por unidad de superficie para las tres fechas de muestreo, se presentan en la tabla N° 21;

**Tabla N° 21:** Cálculo de aportes de NT y PT por Subcuenca (kg/ha/año).

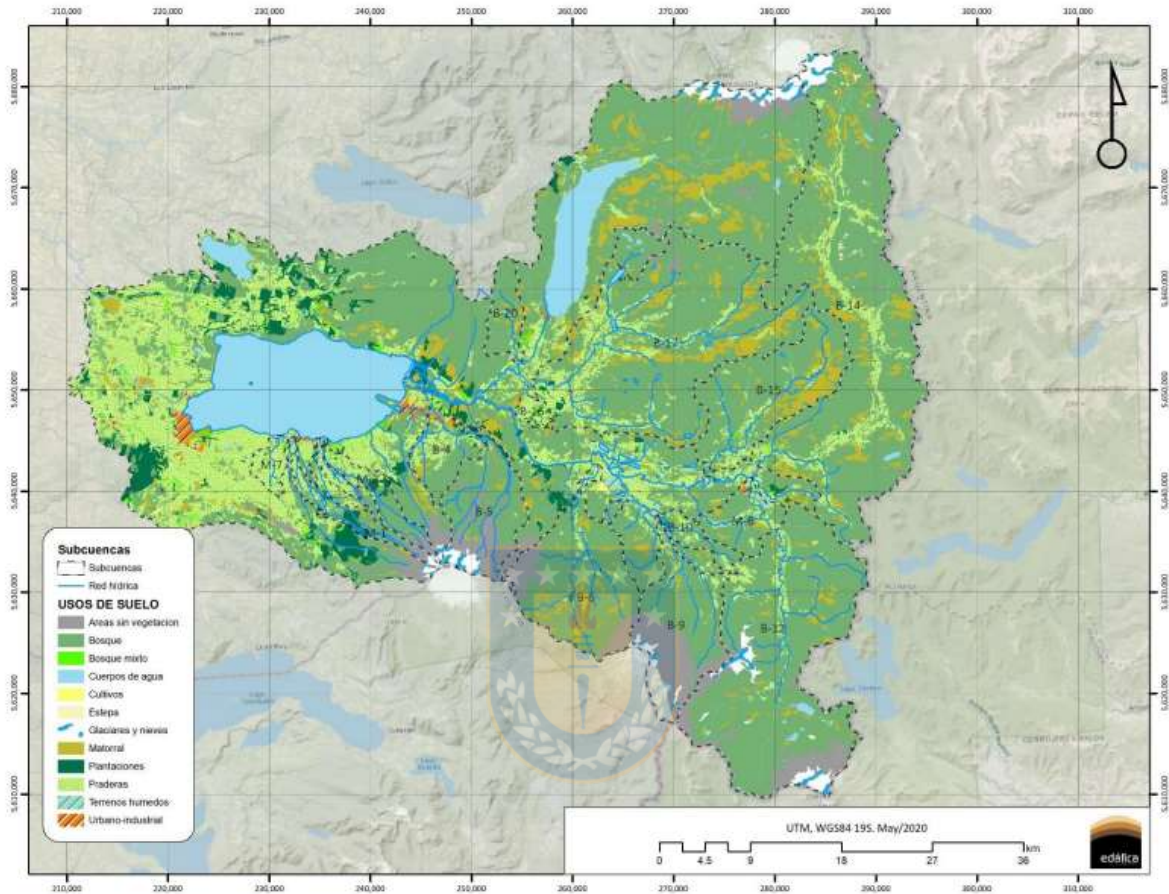
SUBCUENCA	APORTE PT (kg/ha/año) (Sep /2017)	APORTE PT (kg/ha/año) (Jul /2018)	APORTE PT (kg/ha/año) (Nov /2018)	APORTE NT (kg/ha/año) (Sep /2017)	APORTE NT (kg/ha/año) (Jul /2018)	APORTE NT (kg/ha/año) (Nov /2018)	APORTE PT Promedio (kg/ha/año)	APORTE NT Promedio (kg/ha/año)
B-10	9,0	10,3	7,4	2,1	35,6	19,4	8,9	19,0
B-11	0,1	1,2	4,7	0,0	6,4	3,2	2,0	3,2
B-12	0,4	0,2	5,1	0,9	3,0	3,4	1,9	2,4
B-14	0,1	0,1	0,2	0,3	3,3	1,3	0,1	1,6
B-15	0,4	0,1	0,7	1,5	1,6	2,0	0,4	1,7
B-16	6,7	2,2	11,2	24,8	10,3	25,9	6,7	20,4
B-17	0,8	1,2	1,5	5,6	15,6	13,3	1,2	11,5
B-20	1,8	0,6	1,8	2,4	7,2	5,4	1,4	5,0
B-4	0,2	0,2	0,2	0,7	3,4	1,3	0,2	1,8
B-5	0,3	0,2	0,3	0,4	2,1	1,7	0,3	1,4
B-6	2,9	1,6	3,8	1,7	4,7	20,5	2,8	9,0
B-7	0,3	0,1	0,2	1,7	4,9	3,6	0,2	3,4
B-9	0,1	0,3	0,2	0,1	2,3	1,1	0,2	1,2
M-1	6,4	3,4	2,9	39,4	23,5	13,9	4,2	25,6
M-2	3,1	4,0	2,9	18,6	33,2	26,0	3,3	26,0
M-3	0,9	0,9	1,0	4,8	13,4	7,1	1,0	8,5
M-4	12,5	4,4	8,3	2,1	28,4	43,6	8,4	24,7
M-6	2,1	2,8	3,6	3,5	29,7	14,0	2,8	15,7
M-7	1,4	0,9	2,1	5,0	9,7	11,4	1,5	8,7

**Fuente:** Coeficientes exportación de nutrientes según usos de suelo en la cuenca del Lago Villarrica como apoyo al proyecto definitivo del Plan de Descontaminación de la cuenca del Lago Villarrica (2020).



**Figura N° 29:** Modelo de Subcuencas a partir de puntos de muestreo de calidad de agua en cauces, cuenca del Lago Villarrica.

**Fuente:** Coeficientes exportación de nutrientes según usos de suelo en la cuenca del Lago Villarrica como apoyo al proyecto definitivo del Plan de Descontaminación de la cuenca del Lago Villarrica (2020).



**Figura N° 30:** Usos de suelo y límites de subcuencas.

**Fuente:** Coeficientes exportación de nutrientes según usos de suelo en la cuenca del Lago Villarrica como apoyo al proyecto definitivo del Plan de Descontaminación de la cuenca del Lago Villarrica (2020).

Para el cálculo de los coeficientes de exportación según usos de suelos, se tomaron los valores de concentración, de curva número para suelos tipo A y de precipitaciones utilizados por UFRO-MMA (2020) y la cobertura de usos de suelo



de Edáfica – MMA (2018), utilizando operaciones vectoriales en ambiente SIG. (Edáfica, suelos y medio ambiente, 2020).

Los coeficientes de exportación se presentan en la siguiente tabla, de acuerdo a los usos/coberturas;

**Tabla N° 22:** Coeficientes de exportación de NT y PT según uso/cobertura.  
(Modelación a partir de datos UFRO-MMA 2020)

Uso/Coberturas	COEF.EXPORTACION NT (kg/ha/año)	COEF.EXPORTACION PT (kg/ha/año)
Urbano-industrial	1,8	1,5
Terrenos húmedos	0,0	0,0
Praderas	3,6	0,5
Plantaciones	1,2	0,3
Matorral	2,4	0,2
Glaciares y nieves	0,0	0,0
Estepa	4,1	0,6
Cultivos	5,2	0,4
Cuerpos de agua	0,0	0,0
Bosque mixto	0,8	0,4
Bosque	0,8	0,3
Áreas sin vegetación	19,7	1,7

**Fuente:** Elaborada a partir de los datos obtenidos desde Coeficientes exportación de nutrientes según usos de suelo en la cuenca del Lago Villarrica como apoyo al proyecto definitivo del Plan de Descontaminación de la cuenca del Lago Villarrica. (2020).

Se observan los valores de los coeficientes de exportación por subcuenca, calculados a partir de los valores de concentración de NT y PT informados por UFRO-MMA (2020). (Anexo N° 7. Tabla: Coeficientes de exportación de NT y PT según subcuenca. (Modelación a partir de los datos de concentración de UFRO-MMA 2020)).

En el documento coeficientes exportación de nutrientes según usos de suelo en la cuenca del Lago Villarrica como apoyo al proyecto definitivo del Plan de Descontaminación de la cuenca del Lago Villarrica, elaborado por Edáfica, suelos y medio ambiente (2020), se cuantificaron los coeficientes de exportación para N y P,

mediante simulación dinámica, utilizando el modelo EPRO. Para poder llevar a cabo la simulación, Edáfica desarrolló un muestreo en las siguientes categorías de usos de suelo, plantaciones forestales, bosque nativo y praderas. Con el fin de evidenciar diferencias respecto a los valores aportados de NT y PT, se muestrearon subcuencas con bajos valores de aportes y otras con altos valores de aportes, para el primer escenario se muestreo B-9 y B-14, mientras para el segundo, M-4 y B-10. Con los 3 usos de suelo y 4 subcuencas, la combinatoria de los mismos, resulta en 12 puntos de muestreos, además fueron incluidos dos sectores de humedales con el objetivo de verificar lo señalado por la literatura que actuarían como importantes retenedores de nutrientes en la cuenca, dando un total de 14 puntos de muestreo. Se describe el modelo EPRO y los ajustes programados al mismo, que dieron lugar al modelo EPRO ajustado. (Anexo N° 8. Tabla: Descripción del modelo EPRO y EPRO ajustado, usados para cuantificar los coeficientes de exportación para N y P, mediante simulación dinámica por Edáfica, suelos y medio ambiente. (2020)).

Finalmente, se calcularon los coeficientes de exportación para cuatro usos de suelo en función del valor promedio de la pendiente obtenida para cada una de las 19 microcuencas pertenecientes al Lago Villarrica. Los valores obtenidos por medio de EPRO para cada microcuenca, fueron el resultado del promedio de simulaciones usando datos climáticos diarios que son entregados por el generador climático del mismo modelo, para un periodo de 20 años. Para todas las microcuencas se obtuvieron resultados de coeficientes de exportación de Nitrógeno y Fósforo, diferenciados entre un año normal, lluvioso y seco.

Un resumen para el análisis de resultados se presenta en el cuadro a continuación;

**Tabla N° 23:** Escurrimiento superficial promedio y coeficientes de exportación promedio de Nitrógeno (CExpN) y Fósforo (CExpP) en unidades de kg/ha/año y mg/l, por tipo de uso de suelo y tipo de año de precipitaciones, calculado por simulación EPROaj

Uso suelo (n)	Tipo de año	Esc. Sup. (mm/año)	CExpN (kg/ha/año)	CExpP (kg/ha/año)	CExpN (mg/l)	CExpP (mg/l)
Bosque mixto	Lluvioso	2365,326	5,215	0,204	0,221	0,009
	Normal	2034,239	4,862	0,185	0,240	0,009
	Seco	1742,153	4,655	0,133	0,268	0,008
<b>Promedio anual Bosque mixto</b>		2091,702	4,944	0,182	0,239	0,009
Bosque nativo	Lluvioso	2575,265	4,335	0,091	0,169	0,003
	Normal	2058,240	4,051	0,074	0,198	0,003
	Seco	1609,593	3,835	0,069	0,241	0,004
<b>Promedio anual Bosque nativo</b>		2027,051	4,043	0,076	0,205	0,004
Plantación	Lluvioso	2667,728	8,385	0,626	0,315	0,023
	Normal	2155,651	8,079	0,497	0,376	0,023
	Seco	1704,694	7,632	0,482	0,453	0,028
<b>Promedio anual Plantación</b>		2122,780	8,006	0,518	0,387	0,024
Pradera	Lluvioso	2704,125	8,314	0,978	0,308	0,035
	Normal	2180,082	7,885	0,769	0,363	0,035
	Seco	1733,018	7,616	0,739	0,444	0,042
<b>Promedio anual Pradera</b>		2150,771	7,890	0,802	0,376	0,037
<b>Promedio anual microcuencas área de estudio</b>		2098,076	6,221	0,394	0,302	0,018

**Fuente:** Coeficientes exportación de nutrientes según usos de suelo en la cuenca del Lago Villarrica como apoyo al proyecto definitivo del Plan de Descontaminación de la cuenca del Lago Villarrica (2020).

A pesar que los coeficientes de exportación han sido descritos en la literatura, la variación tanto en espacio como en tiempo del clima y prácticas de manejo (suelos, pendientes, riego, precipitación, escorrentía, entre otras), hace necesario que las estimaciones de estos coeficientes sean específicas para un sitio y periodo, para así obtener una proyección puntual de contaminantes de Nitrógeno y Fósforo y, por lo tanto, las medidas de mitigación de contaminación de cursos y cuerpos de agua, resulten certeras. Aun así, se procederá a dar a conocer valores de coeficientes de



exportación de nutrientes recopilados desde la literatura, considerando solo estudios desarrollados para cuencas de nuestro país, con el fin de realizar una comparación frente a los coeficientes de exportación que han sido estimados para los distintos usos de suelo identificados en la cuenca del Lago Villarrica y, por tanto, concluir si estos últimos contribuyen o no a fortalecer la data de nutrientes exportados por los usos de suelos que corresponde a una fuente difusa propiamente tal, al acercarse a los valores de la literatura o al contrario en caso de que difieran en forma importante de esta.

Méndez (2018), determinó los coeficientes de exportación de nutrientes para los diferentes usos de suelo en la cuenca del lago Lanalhue, al seleccionar microcuencas que fuesen representativas de los mismos. Se indica la metodología aplicada para la obtención de coeficientes de exportación de nutrientes para los diferentes usos de suelo en la cuenca del lago Lanalhue. (Anexo N° 9. Metodología aplicada para la obtención de coeficientes de exportación de nutrientes para los diferentes usos de suelo en la cuenca del lago Lanalhue, por Méndez. (2018)).

Los coeficientes de exportación obtenidos por Méndez (2018), por medio del modelo de regresión lineal múltiple, los calculados mediante carga promedio normalizada y por último los obtenidos a través de la diferencia entre cargas de nutrientes antes y después de eventos de tormenta o método de diferencias entre condición basal y de tormenta se presentan a continuación;

**Tabla N° 24:** Coeficientes de exportación de nutrientes calculados en modelo de regresión lineal múltiple.

Uso de suelo	Coeficiente de Nitrógeno total (kg/ha/estación de invierno)	Coeficiente de Fósforo total (kg/ha/estación de invierno)
Monocultivo forestal	1,80	0,022
Agropecuario	2,68	0,884
Bosque Nativo	2,05	0,413

**Fuente:** Determinación de los coeficientes de exportación de nutrientes en la cuenca del Lago Lanalhue, Región del BíoBío, Chile (2018).

**Tabla N° 25:** Coeficientes de exportación de nutrientes calculados mediante carga promedio normalizada.

Uso de suelo	Coeficiente de Nitrógeno total (kg/ha/estación de invierno)	Coeficiente de Fósforo total (kg/ha/estación de invierno)
Monocultivo forestal	0,299	0,022
Agropecuario	3,8	0,35
Bosque Nativo	0,055	0,036

**Fuente:** Determinación de los coeficientes de exportación de nutrientes en la cuenca del Lago Lanalhue, Región del BíoBío, Chile (2018).

**Tabla N° 26:** Coeficientes de exportación de nutrientes calculados mediante diferencia entre condición basal y de tormenta.

Uso de suelo	Coeficiente de Nitrógeno total (kg/ha/estación de invierno)	Coeficiente de Fósforo total (kg/ha/estación de invierno)
Monocultivo forestal	0,12	0,023
Agropecuario	6,06	0,39
Bosque Nativo	0,048	0,066

**Fuente:** Determinación de los coeficientes de exportación de nutrientes en la cuenca del Lago Lanalhue, Región del BíoBío, Chile (2018).

En el estudio realizado por Oyarzún, Campos y Huber (1997), se postuló que la exportación de los nutrientes del bosque nativo mantendrían el estado oligotrófico de los lagos araucanos. Por lo tanto, los objetivos de este estudio fueron evaluar el

impacto del uso del suelo sobre las concentraciones y transporte de nitrógeno y fósforo, en seis microcuencas localizadas dentro de la cuenca del lago Rupanco. (Oyarzún et al.,1997).

Se indica la metodología aplicada para la obtención de la exportación anual de fósforo y nitrógeno en microcuencas del lago Rupanco. (Anexo N° 10. Metodología aplicada para la obtención de la exportación anual de fósforo y nitrógeno en microcuencas del lago Rupanco, por Oyarzún, Campos y Huber (1997)).

Se presentan las microcuencas consideradas en el estudio, sus respectivas áreas y porcentajes de uso de suelo y los valores de concentración promedio anual (Anexo N° 11. Tabla: Uso del suelo de las microcuencas en estudio., Anexo N° 12. Tabla: Concentración promedio anual de fósforo y nitrógeno ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) en microcuencas del Lago Rupanco (1994-1995).



La exportación de nutrientes en microcuencas del Lago Rupanco se presenta en la tabla a continuación;

**Tabla N° 27:** Exportación anual (particulado + solución) de fósforo y nitrógeno ( $\text{mg m}^{-2} \text{año}^{-1}$ ) en microcuencas del lago Rupanco (1994-1995).

Microcuencas	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	N <sub>org</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N <sub>total</sub>	PO <sub>4</sub> -P	P <sub>total</sub>
A. Bosque	3,5	478,1	275,5	78,9	678,2	16,3	64,8
B. Bosque	2,6	385,4	357,1	72,1	673,1	14,3	104,5
C. Matorral-pradera	4,1	580,3	284,4	64,0	804,8	12,6	66,0
D. Pradera	2,5	1 089,1	403,0	58,2	1 436,3	12,3	117,9
E. Pradera	3,0	1 253,1	391,9	64,1	1 583,9	19,3	118,5
F. Pradera-agricultura	2,9	922,6	270,6	61,5	1 134,6	12,9	93,5

**Fuente:** Exportación de nutrientes en microcuencas con distinto uso de suelo en el sur de Chile (Lago Rupanco, X Región) (1997).

Cárdenas (2007), tuvo como objetivo general evaluar los cambios producidos en los flujos y capacidad de retención de nitrógeno y fósforo en cuencas donde existe recambio de bosque nativo por plantaciones forestales. Para lograr lo anterior

estudió 6 cuencas costeras de la provincia de Valdivia. (Comuna de Corral). Se indica la metodología aplicada para la obtención de la exportación promedio de fósforo y nitrógeno en 6 cuencas costeras de la provincia de Valdivia. (Anexo N° 13. Metodología aplicada para la obtención de la exportación promedio de fósforo y nitrógeno en 6 cuencas costeras de la provincia de Valdivia, por Cárdenas (2007)). Las proporciones de uso de suelo para cada una de las cuencas del estudio se observa en la tabla N° 28;

**Tabla N° 28:** Proporción de uso de suelo en las cuencas en estudio.

Uso de suelo	C. San Juan	C. Joaquines 2	C. La Plata	C. Los Guindos	C. Las Minas	C. Joaquines
<b>BNT</b>	0,92	0,07	0,18	0,70	0,68	0,47
<b>MTR</b>	0,06	0,14	0,18	0,06	0,13	0,13
<b>PRA</b>	0,02	0	0	0	0,05	0,05
<b>PLT</b>	0	0,76	0,63	0,22	0,14	0,33
<b>SVE</b>	0	0,04	0	0,02	0	0,02
<b>Total general</b>	1	1	1	1	1	1

**Fuente:** Cambios en la exportación y retención de nitrógeno y fósforo causado por la conversión de bosque nativo a plantaciones forestales en microcuencas de la cordillera de la costa en el sur de Chile (2007).

**Donde** BNT: Bosque nativo; MTR: Matorral; PARA: Pradera; PLT: Plantaciones forestales; SVE: Áreas sin vegetación.

**Tabla N° 29:** Exportación promedio (Kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) de nitrógeno y fósforo para el periodo de estudio.

<b>Cuenca</b>	<b>N Total</b>	<b>P Total</b>
<b>C. San Juan</b>	1,65	1,29
<b>C. Las Minas</b>	2,47	0,79
<b>C. Los Guindos</b>	1,02	0,48
<b>C. Joaquines</b>	1,74	0,78
<b>C. La Plata</b>	1,88	0,63
<b>C. Joaquines 2</b>	1,56	0,88

**Fuente:** Adaptada desde Cambios en la exportación y retención de nitrógeno y fósforo causado por la conversión de bosque nativo a plantaciones forestales en microcuencas de la cordillera de la costa en el sur de Chile (2007).



**Tabla N° 30:** Comparación de coeficientes de exportación de nitrógeno total y fósforo total obtenidos en la literatura.

Uso de suelo	Fuente	Método	NT Literatura (kg/ha/año)	PT Literatura (kg/ha/año)
<b>Monocultivo forestal</b>	Cárdenas, 2007	La concentración media mensual, se consideró como un valor diario de exportación para luego ser ponderado por el caudal medio mensual.	1,56	0,88
	Méndez, 2018	Regresión lineal	1,80	0,022
		Carga promedio normalizada	0,299	0,022
		Diferencia en condición basal	0,12	0,023
	Edáfica, suelo y medio ambiente, 2020	Modelación con EPROaj (Para año lluvioso, normal y seco, respectivamente)	8,385	0,626
			8,079	0,497
			7,632	0,482
<b>Bosque Nativo</b>	Oyarzún et. al. 2007	Dividiendo el nitrógeno exportado ( $\text{mg mes}^{-1}$ ) por el área de la cuenca respectiva ( $\text{m}^2$ ).	6,7	0,0648
	Méndez, 2018	Regresión lineal	2,05	0,413
		Carga promedio normalizada	0,055	0,036
		Diferencia en condición basal	0,048	0,066
	MMA-UFRO (2018-2019)	Modelación con N-SPECT	0,83	0,28
	Edáfica, suelo y medio ambiente, 2020	Modelación con EPROaj (Para año lluvioso, normal y seco, respectivamente)	4,335	0,091
			4,051	0,074
			3,835	0,069
	<b>Agropecuario</b>	Oyarzún et. al. 2007	Dividiendo el nitrógeno exportado ( $\text{mg mes}^{-1}$ ) por el área de la cuenca respectiva ( $\text{m}^2$ ).	11,34
Méndez, 2018		Regresión lineal	2,68	0,884
		Carga promedio normalizada	3,8	0,35
		Diferencia en condición basal	6,06	0,39

**Fuente:** Elaboración propia en base a revisión bibliográfica.

Al analizar la tabla comparativa de los coeficientes de exportación de nutrientes estimados para el Lago Villarrica por parte de MMA-UFRO (2018-2019) y los de Edáfica, suelos y medio ambiente (2020), se observa que para el uso de suelo

bosque nativo, los valores obtenidos tras la modelación con N-SPECT se alejan bastante de los estimados por de Edáfica, suelos y medio ambiente (2020) para los distintos escenarios de año evaluados por esta última, tanto para nitrógeno total como fósforo total. Los grandes valores estimados por parte de MMA-UFRO (2018-2019) podrían deberse principalmente a las variables de entradas incluidas en el Software N-SPECT, denominadas capas, entre las que se incluye Land Cover, que es aquella en donde se clasifica el material físico existente sobre la superficie del suelo; modelo digital de elevación que es una representación en tres dimensiones de las elevaciones de las cuales consta el terreno; suelo, basado en un catastro; precipitación considerada en forma anual y por último el factor de erosividad de la descarga pluvial (Factor-R), el cual representa los efectos erosivos que tienen las tormentas, representado por medio de un promedio anual. Luego, de contar con las cinco capas, se procede a generar otras nuevas al aplicar la fórmula general de pérdida de suelo USLE/RUSLE y en conjunto con el levantamiento de los coeficientes de aportes de la cobertura para los distintos contaminantes se inicia la modelación, dando lugar posteriormente a la evaluación y calibración del modelo generado y una vez comprobado que este calibrado se determina el aporte desde las fuentes difusas. Es importante mencionar que los coeficientes de aporte desde la cobertura se obtienen a partir de los datos de capas que se ingresan al Software, es decir, dependen directamente de las cinco capas ya mencionadas, sin embargo, los datos de capas de entrada no se conocen en su totalidad, no se especifican, salvo para el caso de material físico existente sobre la superficie del suelo, donde se utilizó la cobertura de usos de suelo más actualizada en formato raster, la que corresponde a "Land Cover 2014", que entrega detalle de las coberturas de uso de suelo en la cuenca del Lago Villarrica en unidad de hectáreas (ha) y porcentaje (%). Otra opción a sugerir de porque los valores de MMA-UFRO (2018-2019) se alejan de los estimados por Edáfica, suelos y medio ambiente (2020), es que el levantamiento de los coeficientes de aportes de la cobertura para diversos contaminantes provendría de estudios realizados en forma previa, lo cual para el caso específico de superficie considerada para la cobertura de bosque nativo sería evidentemente mayor, estudios como los desarrollados por UACH (2009) y UCT

(2012) consideraron en el detalle de las coberturas de usos de suelo en la cuenca del Lago Villarrica, superficies para el bosque nativo de 93258 (ha) y 107503 (ha), respectivamente, superficies en hectáreas que se encuentran muy por sobre la superficie para bosque nativo estimada por Land Cover Chile (2014) que corresponde a 44858 (ha), por lo anteriormente mencionado, es que se plantea que exista algún tipo de incongruencia entre los datos de entrada que se dispusieron para dar lugar a la modelación.

Edáfica, suelos y medio ambiente (2020), estimó coeficientes de exportación de nutrientes por medio de simulación dinámica utilizando el modelo EPRO, al cual se le realizó algunos ajustes programados que dieron lugar al modelo EPRO ajustado. El coeficiente de exportación tanto para nitrógeno como fósforo proporcionado por este modelo para el uso de suelo bosque nativo son mucho menores que los determinados por MMA-UFRO (2018-2019), también los valores para años tanto lluvioso, normal y seco, son bastante semejantes entre sí, lo que indicaría que dentro del periodo de modelación, no existirían importantes diferencias entre un tipo de año u otro, dicho de otra forma, los datos de entrada ingresados a EPRO ajustado, como los datos climáticos (temperaturas máximas y mínimas, radiación solar y precipitación) no pueden haber diferido mucho durante el periodo que fue considerado para levantamiento de información de variables de entradas. Igualmente, se puede inferir que los valores de precipitación que se ingresaron para la modelación no fueron altamente significativos para generar un mayor escurrimiento superficial o lixiviación de nutrientes que pudiese repercutir en una mayor exportación de nutrientes frente a una condición de año seco o normal. Edáfica, suelos y medio ambiente (2020), también obtuvo coeficientes de exportación de nutrientes a partir de la modelación con datos proporcionados por UFRO-MMA (2020), aunque según lo que se puede observar, estos valores difieren de la modelación con EPRO ajustado desarrollada por Edáfica, lo que puede ser resultado directo del método empleado para la obtención de los datos entre ambos autores.



Al analizar los coeficientes de exportación para el uso de suelo bosque nativo, se observa que los coeficientes estimados por Oyarzún (2007) para la cuenca del Lago Rupanco no varían mucho de los estimados por parte de Edáfica, suelo y medio ambiente (2020). De acuerdo con Dillon y Kichner (1995), por medio de su extensa revisión bibliográfica sobre la exportación de fósforo en microcuencas, señalan la importancia del sustrato geológico sobre la exportación de este nutriente y encontraron mayores diferencias entre microcuencas con sustrato geológico distinto que con uso del suelo diferente (citado en Oyarzún, 1997). El área en donde se ubica la cuenca del Lago Rupanco, presenta rocas volcánicas como sustrato geológico en las cuencas de montaña y sedimentos glaciales y fluvioglaciales en aquellas zonas planas. En general, el suelo en determinado estudio es un derivado de cenizas volcánicas. En lo que respecta a la zona en donde se encuentra la cuenca del Lago Villarrica, está formada casi en forma exclusiva por rocas ígneas tanto intrusivas como también volcánicas, predominando en forma importante estas últimas en los alrededores del Lago Villarrica. Por otro lado, para la cuenca estudiada por Méndez (2018) que es la del Lago Lanalhue, se encuentra situada en un área conformada por rocas cristalinas y metamórficas. En conclusión, la diferencia entre los valores de P-total estimados por Méndez (2018) respecto a los obtenidos por Oyarzún (2007) y por Edáfica, suelo y medio ambiente (2020), podrían ser explicados por el hecho que las cuencas que fueron objeto de investigación de estos últimos poseen un sustrato geológico de materiales volcánicos.

Es posible notar que el uso de suelo bosque nativo, por medio de sus ciclos de descomposición natural aportó con nutrientes. El transporte de fósforo en bosques es predominantemente a través del flujo subsuperficial, el flujo superficial es muy raro de apreciar en bosques. Yarbrow et al. (1984), menciona que las menores cantidades de nutrientes exportados en los cauces que drenan cuencas con bosques han sido atribuidas principalmente a: (a) mayores tiempos de residencia del escurrimiento subsuperficial en el suelo, lo que permite la denitrificación bajo condiciones saturadas, (b) la carencia de escurrimiento superficial continuo,

particularmente en la estación de crecimiento y (c) la localización de áreas fertilizadas lejos de los cauces de agua. (citado en Oyarzún,1997).

Al comparar los valores de coeficientes de exportación obtenidos en específico para la cuenca del Lago Villarrica frente a los valores recopilados desde la literatura que corresponden a estudios realizados para cuencas del sur de Chile, se observa que los coeficientes de exportación de nitrógeno estimados por Cárdenas (2007) y Méndez (2018) se encuentran muy por debajo de los estimados por Edáfica (2020) para el uso de suelo monocultivo forestal, esto tendría directa relación con la cobertura total destinada para este uso de suelo en las cuencas estudiadas y el año en que se realizó tal estimación. El monocultivo forestal es una actividad económica que ha ido en aumento durante los últimos años en nuestro país, por lo que un coeficiente de exportación obtenido en el año 2007 presentara una gran diferencia con uno definido en circunstancias más recientes, es importante agregar que la cuenca del Lago Villarrica ha sido un territorio altamente sacrificado para desarrollar el monocultivo, lo que trae consigo de la mano, la aplicación de fertilizantes, uso de maquinaria mayor, entre otros, que repercuten en el aumento de nutrientes que puedan ser arrastrados por la superficie que da lugar a este uso de suelo. Méndez (2018), determino coeficientes de exportación para los principales usos de suelo la cuenca del lago Lanalhue, a pesar de que este estudio presenta una mínima diferencia temporal con el Edáfica (2020), los coeficientes de exportación también presentaron diferencia, los estimados por Edáfica (2020) fueron mayores que los de Méndez (2018), lo cual podría explicarse con la precipitación que cae en el sector de la cuenca del Lago Villarrica respecto de la caída en las inmediaciones de la cuenca del Lago Lanalhue, el factor precipitación sumado a la explotación forestal a la cual se encuentra sometida una cuenca que genera un aumento de los sedimentos en suspensión, termina favoreciendo el escurrimiento superficial. Lo anterior refleja la importancia que tiene la erosión de los suelos sobre el transporte de nutrientes.

El uso de suelo agropecuario generó una estimación de coeficientes de exportación de nutrientes mayor para la cuenca del Lago Rupanco a cargo de Oyarzún (2007), lo cual para el caso del fósforo total, reflejaría la influencia de la fertilización en las praderas ganaderas de la cuenca del Lago Rupanco.

De acuerdo a lo que señala Méndez (2018), para medir la exportación de nutrientes en la cuenca se consideró los valores obtenidos por la metodología del promedio de cargas normalizada por el área en la estación de invierno, debido a que los valores de regresión lineal múltiple requieren de un mayor número de muestreos para ser validados y la metodología de diferencias antes y después de eventos de precipitación solo se presenta como una propuesta para estimar coeficientes de exportación de nutrientes. Por lo tanto, al considerar solo los coeficientes de exportación obtenidos por el método del promedio de cargas normalizadas, se tiene para el caso de P-total que el coeficiente de exportación es mayor para el uso de suelo agropecuario, al que le sigue el uso de suelo monocultivo forestal y por último el uso de bosque nativo. Las mayores cargas de nutrientes asociadas al uso agropecuario podrían relacionarse con la aplicación de fertilizantes, las deposiciones de animales, las bajas densidades de drenaje y por último las pendientes medias que generan un escurrimiento más lento en las microcuencas representativas de usos de suelo más homogéneo de la cuenca del Lago Lanalhue. también es posible observar que los resultados obtenidos para la exportación de fósforo total para los usos de bosque nativo y monocultivo forestal difieren muy poco entre sí, la principal causa de aquello podría ser que el bosque corresponde en su mayoría a renoval, por lo que el estado joven del mismo resulta determinante al retener nutrientes. Krause et al. (2008), señala que las microcuencas de monocultivo forestal presentan vegetación de ribera, las zonas ribereñas proporcionan funciones de regulación natural para la cantidad de agua, así como problemas de calidad del agua, representan zonas de amortiguamiento entre el medio ambiente terrestre y acuático y, por lo tanto, tienen un impacto importante en el balance hídrico y la dinámica de las aguas subterráneas, así como en la contaminación de nutrientes dentro de la llanura aluvial. (Citado en Méndez, 2018).

Para el caso particular de las microcuencas analizadas para lograr obtener los coeficientes de exportación en la cuenca del Lago Lanalhue, tenían la presencia de vegetación de ribera en sus cauces, lo que, para el caso del monocultivo forestal, actuaría como buffer para impedir que gran parte de los nutrientes lleguen a los cuerpos de agua.

Las principales dificultades que han debido de enfrentar aquellos estudios que han intentado obtener coeficientes de exportación, ha sido la obtención de los mismos para los usos de suelo que reciben una influencia variada de actividades que son desarrolladas por el ser humano.

La utilización de coeficientes de exportación de nutrientes, obtenidos de literatura pueden subestimar o sobreestimar la carga real de nutrientes en los cuerpos lacustres, por lo tanto, se recomienda realizar estudios propios. (Méndez, 2018).

Una propuesta de proceso para obtener coeficientes de exportación de nutrientes para los diferentes usos de suelo desarrollados en la cuenca del Lago Villarrica, es por medio de un análisis de regresión lineal. Para la aplicación de esta técnica estadística se requieren datos que deben ser calculados previamente y que, por lo tanto, requieren a la vez de la ejecución de actividades previas, las cuales se describen ampliamente a continuación.

Primero se deben caracterizar los diferentes usos de suelo presentes en la cuenca, para luego seleccionar microcuencas que sean representativas de los distintos usos de suelo.

Según lo que señala Oyarzun et al. (1997), las microcuencas seleccionadas deben presentar usos de suelo relativamente homogéneos para lograr coeficientes de exportación representativos. (citado en Méndez, 2018). Shrestha et al. (2008), menciona que la proporción de los principales usos del suelo sobre cada sitio de monitoreo se puede determinar mediante la superposición del mapa de uso del

suelo en la red de drenaje generada utilizando herramientas de análisis espacial. (citado en Méndez, 2018).

Para la toma de muestras, se deben establecer los denominados puntos de muestreos.

De acuerdo a lo que señala Méndez (2018), los puntos de muestreo deben ser seleccionados de acuerdo a las microcuencas representativas de los usos de suelo.

Los puntos de muestreo se establecen en base a los siguientes criterios:

Alto porcentaje de la categoría de uso.

Baja influencia de fuentes puntuales para efectos de obtención de muestras.

Cercanía a la red vial por efectos de obtención de muestras.

Punto de cierre de las microcuencas. (Méndez, 2018).

Se considera excluir como sitios de muestreo, aquellos sitios que se vean directamente afectados por la presencia de fuentes puntuales.

Determinar los coeficientes de exportación de nutrientes para diferentes usos de suelo requiere de la toma de muestras de agua durante periodos en los cuales la calidad de la misma pueda evidenciar variaciones.

Los puntos de medición de caudal deben situarse en el cauce principal de cada microcuenca.

El análisis de regresión lineal es una técnica estadística utilizada para estudiar la relación entre variables, puede usarse para explorar y cuantificar la relación entre una variable dependiente o criterio (Y) y una o más variables llamadas independientes o predictoras ( $X_1$ ,  $X_2$ ,  $X_n$ ). Los coeficientes resultantes de los modelos de regresión múltiple definen la exportación optimizada en todos los sitios para cada categoría de uso de suelo en el período de tiempo evaluado. Todos los modelos de regresión múltiple se desarrollarán usando un cero interceptado forzado, por lo tanto, dando una carga de cero cuando todas las variables independientes son iguales a cero. (Méndez, 2018). La variable que se define como

dependiente corresponde a la carga anualizada de nutrientes en cada sitio por hectárea, mientras la variable independiente es la fracción del área de drenaje sobre cada sitio representado por cada uso del suelo.

El Nitrógeno total y Fósforo total exportados por cada microcuenca se obtendrían al conjugar la descarga promedio de agua para cada uno de los periodos a analizar con la concentración de Nitrógeno y Fósforo previamente promediada. Luego, el valor calculado se normaliza por el área de la cuenca respectiva. (kg/ha/estación del periodo de estudio).

La cuantificación de nutrientes en relación a los usos de suelo en estudio, se encuentra determinada por la relación entre los coeficientes de exportación de nutrientes (kg/ha/ estación del periodo de estudio) con las superficies en unidad de hectáreas que abarca cada uso de suelo previamente seleccionado. Por lo que se termina por obtener un valor de exportación en kg/estación del periodo de estudio para los nutrientes Nitrógeno total y Fósforo total.

Las microcuencas a seleccionar deben contar con un porcentaje igual o superior al 70% de cada tipo de uso de suelo reconocido en la cuenca del lago. La delimitación de las microcuencas a seleccionar puede llevarse a cabo por medio de la utilización de sistemas de información geográfica en combinación con modelos de elevación digital y verificación en terreno de la red hídrica presente. Es fundamental también el caracterizar cada una de las microcuencas para tener conocimiento de su comportamiento. Una forma de lograr una acorde caracterización es a través del cálculo de parámetros morfométricos para cada microcuenca. Existen factores que son determinantes al momento de comprender relaciones que puedan experimentarse en las microcuencas. Estadísticamente se ha demostrado que el factor "área" es el más importante en las relaciones entre escorrentía y las características de una cuenca. Esto se puede afirmar por el alto valor de los coeficientes de correlación cuando se grafica escorrentía respecto al área. Pero hay otros parámetros que también tienen su influencia en la escorrentía como la

pendiente del canal, la pendiente de la cuenca, la vegetación y la densidad de drenaje. (Reyes et al., 2010).

Los parámetros físico-químicos a medir en el punto denominado de cierre en cada microcuenca y cuyos valores hacen referencia a distintos factores son: temperatura, PH, conductividad, Nitrógeno total, Fósforo total y caudal. Toro et al. (2002) menciona que la composición química del agua de un río va a venir determinada por varios factores concretos la composición y cantidad de precipitación caída en la cuenca, geología de la cuenca y la solubilidad de las rocas o materiales, los suelos, vegetación terrestre, procesos de evaporación, biológicos y finalmente la contaminación o vertidos de origen humano. (citado en Méndez, 2018).

La estimación de carga de nutrientes que es exportada por cada microcuenca objeto de estudio, se propone obtener por medio de la expresión general de la carga contaminante, que resulta de acuerdo a lo que menciona Méndez (2010), multiplicando la concentración medida en el punto con el caudal respectivo calculado.

En un evento de precipitación, una parte de lo que llega a la superficie es retenido o interceptado por la vegetación existente. Donde los factores que se deben tener en consideración son los siguientes; características de la precipitación (intensidad, volumen de la precipitación y lluvia antecedente), condiciones climáticas, tipo y densidad de vegetación y período del año. Para esto es necesario contar con métodos que permitan inferir comportamientos de las escorrentías a partir de otras variables. (Méndez, 2018). El número de curva, según lo que señala Pizarro (2006), permite estimar escorrentías directas o precipitaciones efectivas a partir de información de precipitaciones. (citado en Méndez, 2018). La metodología del número de curva considera como variables en su determinación: La precipitación para un periodo de tiempo, el complejo suelo-cobertura y la condición de humedad antecedente. (Méndez, 2018). Según lo que señala el Servicio Geológico Colombiano (2017), la curva Número (CN) igual a 1 indica que toda la lluvia infiltra

y un CN=100 representa el escurrimiento total de la precipitación. Esto se lleva a las condiciones de cálculo de la Curva Número, los altos implican escorrentías elevadas (=infiltraciones bajas; = laderas degradadas) en cambio, números de curva bajos aseguran altas tasas de infiltración, baja escorrentía superficial y escasa erosión hídrica. (citado en Méndez, 2018).

Se recomienda calcular los coeficientes de exportación de nutrientes con un nivel de confianza igual al 95%. Los modelos obtenidos a partir de la regresión lineal múltiple para cada uno de los nutrientes a analizar, entrega un coeficiente de correlación múltiple y un valor denominado R cuadrado, este último da a conocer la variabilidad de Y, las cargas de nutrientes son el reflejo de las variables predictoras, que para este análisis correspondería a la relación existente entre la carga de nutrientes y la fracción de uso de suelo. La significancia entregada por el test de ANOVA demuestra si existe o no una relación significativa entre las variables, cuando la relación es existente la probabilidad es igual a cero. ( $p=0,0001$ ).

Se puede inferir que para la utilización de coeficientes de exportación por el método de regresión lineal múltiple es posible estimar los coeficientes de exportación de nutrientes, ya que tiene la ventaja de considerar el aporte de cada uso de suelo presentes en las microcuencas en estudio; pero el modelo se limita a la cantidad de información relacionada con la cantidad de microcuencas en estudio, número de muestreos y un periodo de estudio más amplio para obtener diferentes condiciones. (Méndez, 2018). De acuerdo a lo que menciona Shrestha et al. (2008), las descargas de ríos deben ser muestreadas frecuentemente en intervalos de días y continuamente. (citado en Méndez, 2018). Se requieren de 30 o más sitios de muestreo para proveer un adecuado nivel de análisis de regresión para estimar coeficientes de exportación de nutrientes, sin embargo, se debe usar el máximo número de sitios posibles. (Mcfarland, 2001).

Otro tipo de metodología a aplicar para obtener los denominados coeficientes de exportación de nutrientes, es por medio de la diferencia entre cargas de nutrientes



antes y después de eventos de tormenta. Para la obtención de coeficientes de exportación a través de la diferencia de carga de nutrientes, se debe calcular la concentración media de todas las muestras de nutrientes que son analizadas durante el periodo de muestreo establecido por el flujo promedio, dividido por el área total de la microcuenca para eventos sin la presencia de precipitación y para aquellos con precipitación por microcuenca (kg/ha/estación del año en que se registró el evento de precipitación). La diferencia entre estas dos condiciones que representa el arrastre de nutrientes, lo cual está condicionado a la cantidad e intensidad de precipitación, intercepción y condiciones del suelo. La pérdida de nutrientes dependerá de la cantidad de suelo erosionado y la concentración inicial de nutrientes. (Méndez, 2018). Los muestreos que se realicen en condiciones de lluvia con el fin de determinar las variaciones presentes y junto con ello, la repercusión en la intensidad de la precipitación en el arrastre de nutrientes. Los promedios diarios de precipitación registrados para ciudades de nuestro país se obtienen directamente desde la base de datos de la Dirección General de Aguas para la estación respectiva. Por otra parte, el caudal base se estimaría con el promedio de aquellas mediciones que fueron realizadas en los escenarios sin precipitación y el caudal de flujo o de tormenta en los eventos donde sí se registró la ocurrencia de precipitaciones, para obtener una diferencia que pueda permitir pronosticar la capacidad de infiltración y el grado de intercepción de cada microcuenca.

La estimación de carga de nutrientes se realiza del mismo modo que en lo explicado anteriormente para la obtención de coeficientes de exportación por medio de la regresión lineal múltiple. Sin embargo, para el método de carga promedio normalizada y la consideración de eventos pre y post precipitaciones, las cargas de nutrientes deben ser normalizadas.

Luego que las cargas ya han sido normalizadas, deben promediarse para cada condición, con o sin precipitación para obtener los coeficientes para cada microcuenca y uso de suelo con las diferencias que puedan presentarse entre

ambas condiciones relacionados con las cargas de nutrientes que puedan haber sido observadas previamente.

En este sentido el cálculo de coeficientes de exportación asociado a la carga promedio normalizada y a eventos pre y post precipitaciones consigue un enfoque representativo de la escorrentía superficial del lugar y el arrastre de nutrientes, lo cual puede dar una aproximación más exacta de los procesos hidrológicos y el movimiento de nutrientes en las microcuencas estudiadas para el período de estudio estimado; pero se tiene la limitación asociada a los porcentajes de uso de suelo inferiores que suponen microcuencas homogéneas a un uso en específico al considerar microcuencas con un porcentaje representativo. (Méndez, 2018).

La ribera sur del Lago Villarrica, camino Villarrica-Pucón, se caracteriza por ser una zona que no cuenta con conexión a alcantarillado, ni hacia la planta de tratamiento de Villarrica ni a la de Pucón. El único tratamiento de aguas residuales domiciliarias con el que cuentan tales viviendas, son las fosas sépticas.

La zona en los últimos años ha registrado un notorio crecimiento poblacional por lo que los nutrientes que provienen de esta fuente difusa y que llegan al lago podrían estar experimentado un aumento.

Las fosas sépticas son equipos de polietileno que realizan tratamiento fisicoquímico de las aguas residuales y se instalan por vivienda, enterradas a una profundidad establecida. El agua residual ingresa al equipo, donde sedimentan los compuestos sólidos de mayor densidad y tamaño y luego es filtrada para salir de la fosa con una carga menor de contaminantes. Cabe destacar que pueden existir viviendas con sistemas de aguas residuales más rústicos, como letrinas o pozos absorbentes, en los que el proceso de remoción de contaminantes no es tan eficiente. (Bruning, 2018).

El trabajo de Bruning (2018), tuvo como objetivo determinar la carga que aportan las salidas de las fosas sépticas al interactuar con el suelo. La ecuación a utilizar fue la siguiente;

$$FS = \alpha \cdot (1 - RS) \cdot hab \cdot t_{res}$$

Donde, alfa representa el aporte diario por persona, el coeficiente de retención del suelo RS, el número de habitantes hab y por último el tiempo de residencia en un año en estos domicilios.

Los principales supuestos tomados para la obtención de la carga aportante a partir de esta fuente son:

- Los aportes diarios de nitrógeno y fósforo por persona son obtenidos de la Tabla 1 del decreto 90 de descargas de residuos líquidos en aguas superficiales.
- Se estiman 4 habitantes por vivienda.
- La población flotante no es significativamente diferente a la población permanente, por lo que se considera un tiempo de residencia de 365 días al año (Bruning,2018).

El aporte diario de Fósforo y Nitrógeno Total fueron obtenidos de la tabla 1 del DS 90, tomando como supuesto que las fosas sépticas cumplen con la reglamentación de descargas. La retención del suelo se obtuvo del estudio que propuso esta formulación, realizado por la Universidad Austral de Chile. Y el número de habitantes se obtuvo a partir de un conteo de casas realizado por la Universidad de la Frontera y por la consultora del MMA, Claudia Espinoza (Bruning,2018).

La tabla N° 31 da a conocer los datos utilizados para calcular el aporte proveniente desde fosas sépticas.

**Tabla N° 31:** Datos utilizados para cálculo de aporte proveniente desde fosas sépticas.

Dato	Valor	Unidad
Alfa Fósforo Total	1,6	g/pers*día
Alfa Nitrógeno Total	10,4	g/pers*día
RS	0,2	-
Número de casas	647	casas

**Fuente:** Adaptada desde Estudio de aporte de nutrientes por fuentes contaminantes y análisis de escenarios de contaminación mediante un modelo de calidad de aguas en el Lago Villarrica (2018).

Los resultados para flujos máxicos de Fósforo y Nitrógeno Total descargados desde las fosas sépticas, se observan en la tabla N° 32, mientras el caudal y concentración de Fósforo y Nitrógeno Total descargados desde las fosas sépticas se presenta en la tabla N° 33.

**Tabla N° 32:** Flujos masicos de Fósforo y Nitrógeno Total descargados desde las fosas sépticas.

Parámetro	Valor	Unidad
Flujo máxico de Fósforo Total	9,5	mg/s
Flujo máxico de Nitrógeno Total	61,5	mg/s

**Fuente:** Estudio de aporte de nutrientes por fuentes contaminantes y análisis de escenarios de contaminación mediante un modelo de calidad de aguas en el Lago Villarrica (2018).

**Tabla N° 33:** Caudal y concentración de Fósforo y Nitrógeno Total descargados desde las fosas sépticas.

Parámetro	Valor	Unidad
Caudal	5,1	L/s
Concentración Fósforo Total	7,5	mg/L
Concentración Nitrógeno Total	48,9	mg/L

**Fuente:** Estudio de aporte de nutrientes por fuentes contaminantes y análisis de escenarios de contaminación mediante un modelo de calidad de aguas en el Lago Villarrica (2018).

Los resultados anteriores se obtuvieron considerando un uso de agua de 170 L/d por persona.

Como se expuso anteriormente para el desarrollo del segundo objetivo, la Seremi Región de La Araucanía & Centro de Gestión & Tecnologías del Agua de la Universidad de la Frontera (2018), estimó el aporte de nutrientes emitido desde las fosas sépticas ubicadas en la ribera sur, por medio de una metodología que se basó en 2 escenarios. Las emisiones de Fósforo Total y Nitrógeno Total para fosas sépticas obtenidas en cada escenario se observan en las tablas N° 12 y N° 13.

De acuerdo a las emisiones desde fosas sépticas ya presentadas, es importante recalcar que Bruning (2018), no consideró una población flotante que fuera significativamente diferente a la población que reside en forma permanente en el sector. Ciudades de menor tamaño como Pucón, son aquellas que presentan mayor riesgo de sufrir alteraciones como resultado de la masa humana que llega a asentarse durante la época estival.

Según El Plan Maestro de Desarrollo Territorial Sustentable Pucón (2019), El crecimiento urbano de Pucón, proceso iniciado a fines del siglo XIX, en las últimas décadas ha vivido un brusco incremento de la expansión de la ciudad, superando ampliamente el límite urbano tanto hacia el interior, siguiendo el Camino Internacional y la ruta hacia el lago Caburgua, como a lo largo del borde sur del lago hacia la ciudad de Villarrica, provocado que ambas ciudades tiendan a convertirse en una conurbación de 84.000 habitantes.

El Decreto Ley N° 3.516, el cual establece normas para la división de predios rurales, ha conllevado la expansión urbana sobre terrenos rurales. Tal expansión ha traído como consecuencia externalidades ambientales de índole negativa, entre ellas pérdidas de hábitats naturales, contaminación de cuerpos de agua, entre otras, por lo cual, ha surgido la necesidad de planificar y tomar acciones que permitan a la ciudad desarrollarse de forma sostenible, siendo capaz a la vez de gestionar las presiones ambientales que vayan de la mano con el desarrollo urbano.

Pucón es la comuna con mayor crecimiento demográfico de la región (periodo Intercensal 2002 y 2017), muy superior al nacional y de la región. Con una tasa de crecimiento anual de 2,18%, la población de Pucón crece al doble de la del resto de Chile (1,04%), superando a la capital regional – Temuco – (0,92%) y el promedio regional (0,66%) (Municipalidad de Pucón, Pontificia Universidad Católica de Chile, Centro UC Desarrollo Local, Fundación Sustenta Pucón, 2019). De la mano del crecimiento poblacional ha ido el crecimiento del parque habitacional de Pucón, aunque este no ha sido el único factor desencadenante, como se señaló en forma previa, la población flotante también ha significado la construcción de segundas viviendas.

Luis Bresciani (2020), menciona que en Pucón la cantidad de territorio depredado por parcelas de agrado de segunda vivienda es ocho veces el tamaño de la ciudad. Allí no llega el camión de basura, no tienen alcantarillado, ni agua potable. Descargan en letrinas y contaminan las napas y los ríos. El río Trancura en Pucón tiene algunos niveles de contaminación producto de eso. (citado en Monasterio, 2019).

Al ser una importante ciudad turística, la ciudad experimenta variaciones significativas de población de acuerdo con la estación del año. La población flotante anual estimada de Pucón el año 2017 fue de 2,9 millones de personas, lo que equivale a 104 veces la población permanente de la comuna. Esto la posiciona como la segunda ciudad con mayor proporción de población flotante del país respecto a su población residente, sólo superada por el balneario costero de Cartagena, lo que refuerza su condición de principal balneario lacustre de Chile. (Sernatur, 2018, como se citó en Municipalidad de Pucón, Pontificia Universidad Católica de Chile, Centro UC Desarrollo Local, Fundación Sustenta Pucón, 2019). Los municipios implementan planes para administrar la ciudad los 365 días del año, sin embargo, durante los meses estivales la ciudad se convierte en otra al recibir una cantidad importante de visitantes y es ahí en donde se evidencia una falta de preparación de la ciudad, ya que comienzan a colapsar algunas capacidades de la

misma, como es el control de la ciudad o manejo de desechos. Las autoridades de cada ciudad, debieran acatarse a los planes y normas para delimitar los espacios, por lo que el promover el desarrollo inmobiliario en zonas que no se encuentran preparadas para aquello, en lugar de dar paso al desarrollo, terminaría significando sobrepasar el límite de lo que soporta la ciudad, tal como ocurre en la ribera sur del Lago Villarrica, camino Villarrica-Pucón, donde la entrada masiva de turistas en época estival, podría ser una causa directa de la contaminación que afecta al Lago Villarrica, ya que al coexistir mayor número de personas en el sector, los flujos máxicos de Fósforo Total y Nitrógeno Total emitidos desde las fosas sépticas se verían incrementados.

Con lo mencionado, se puede corroborar que el supuesto considerado por Bruning (2018), de que la población flotante no es significativa frente a aquella que es permanente, representa una condición a suponer bastante alejada de la realidad, ya que en el año 2017 la población flotante represento 104 veces la población permanente de la comuna, al año en que se hizo el estudio que corresponde al 2018, la población flotante que debe haber llegado al sector debiese haber sido aun mayor por la principal razón de que la ciudad año tras año se posiciona como destino turístico.

Por otra parte, las emisiones de Nitrógeno Total y Fósforo Total para fosas sépticas bajo el escenario 1, entregadas por la Seremi Región de La Araucanía & Centro de Gestión & Tecnologías del Agua (2018), refleja que estas no demuestran diferencias significativas respecto al aporte desde las habitaciones ocupadas durante la temporada de verano y aquellas de uso permanente. A la vez, identificaron 706 habitaciones en total, en el sector ribera sur del Lago Villarrica, para cuantificar el aporte desde las fosas sépticas. Respecto al número de habitaciones que consideró tal estudio para estimar el aporte de nutrientes desde las fosas sépticas al Lago, se cree que este debiera ser por lejos mayor y también considerar un sector más amplio que solo el camino Villarrica-Pucón o ribera sur. Pablo Astete, alcalde de la comuna de Villarrica, señala, claramente nosotros no tenemos el desarrollo inmobiliario a

nivel del borde del lago que tiene Pucón. De todas maneras, tenemos detectadas en nuestra comuna fuentes de contaminación difusas asociadas a 3.900 viviendas sin conexión con alcantarillado y, además sabemos que los canales urbanos de Villarrica hacen aportes permanentes de nutrientes a la cuenca del lago. (citado en González, 2019).

La Contraloría General de la República, efectuó una auditoria en la Municipalidad de Villarrica, durante el periodo que comprende desde el 1 de enero de 2017 hasta el 31 de diciembre de 2018, esta tuvo por objetivo comprobar si las construcciones levantadas con el propósito de ser habitables presentes en el borde costero del Lago Villarrica, correspondiente a tal comuna, contaban con sus respectivos permisos de edificación y en caso de comprobarse que contaran con los mismos, verificar si se ajustaban a las disposiciones contenidas en la Ley General de Urbanismo y Construcciones. Como principales resultados de la auditoria, se obtuvo que un total de 131 construcciones que se encontraban ubicadas en el borde costero del Lago Villarrica constan con permiso de edificación y se encuentran actualmente ejecutadas, aun así, tales no disponen de la recepción definitiva municipal. Se comprobó que 19 construcciones, con permiso de edificación y sin recepción definitiva municipal, no poseen el correspondiente proyecto aprobado por la Secretaría Regional Ministerial de Salud de La Araucanía, sin que la Dirección de Obras Municipales haya adoptado medidas tendientes a su regularización en el marco de sus funciones definidas en las letras a), N° 3, y g) del artículo 24 de la citada ley N° 18.695, por cuanto la situación descrita no permite asegurar que todas las viviendas anotadas en dicha área poseen una adecuada solución de evacuación de aguas servidas. (Contraloría General de la República & Contraloría Regional de la Araucanía, 2020). Por último, al analizar la conectividad a la red pública de alcantarillado de las viviendas urbanas que se encuentran al interior del territorio que es abarcado operacionalmente por la empresa Aguas Araucanía en la comuna de Villarrica, la auditoria arrojó que un total de 457 usuarios que se encuentran en el área no presentan conexión a la red, por lo que un 4,2% de clientes del total que



informó la firma entregaba sus servicios, en realidad no se encontrarían conectados a la red pública de alcantarillado a pesar de enfrentar dicha matriz.

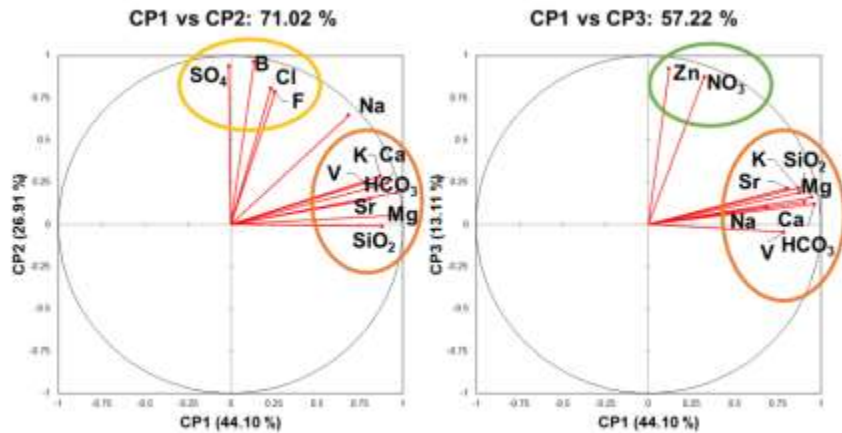
Una de las alternativas a desarrollar para poder obtener mejores estimaciones de los flujos máxicos de nutrientes que son aportados por las fosas sépticas al Lago Villarrica, sería que el sector a considerar como aportante de nutrientes por no contar con un sistema de tratamiento de aguas servidas, fuese ampliado. Como se justificó anteriormente, en las comunas de Villarrica y Pucón se contabilizan un número importante de construcciones habitables, entre ellas segundas viviendas, que carecen de un sistema de tratamiento de aguas servidas o conexión a una red de alcantarillado, por lo que en su defecto terminan optando por la instalación de sistemas bastante más precarios como lo son las fosas sépticas. El número de habitaciones que consideró el trabajo desarrollado por la Seremi Región de La Araucanía & Centro de Gestión & Tecnologías del Agua (2018), se considera que no representa realmente el aporte que podría estar llegando al Lago desde las fosas, si no que estaría subestimando el mismo al solo considerar las construcciones con fosas en el camino Villarrica-Pucón y no las fosas sépticas en funcionamiento en el territorio total de cada comuna.

Para poder medir los aportes de las fosas sépticas, otra buena opción sería realizar la perforación de pozos que se encuentren cercanos al Lago Villarrica, de tal forma se podrían monitorear las variaciones de los niveles de las aguas subterráneas y de las concentraciones de nutrientes presentes en las mismas. La obtención de tales datos permitiría determinar tanto las zonas como también los periodos en los cuales se produce mayor aporte por medio de la vía subterránea.

Se sabe que las aguas adquieren su composición a partir de las características geológicas y edafológicas de las zonas con las que están en contacto y, en su composición química pueden reflejar los cambios que ocurren en los suelos, en las rocas y por intervención antrópica (Ministerio del Medio Ambiente & Departamento de Geología FCFM Universidad de Chile, 2019). El estudio desarrollado por

Ministerio del Medio Ambiente & Departamento de Geología FCFM Universidad de Chile (2019), tuvo por objetivo determinar los aportes relativos que entran al Lago Villarrica por medio de la geoquímica e isotopía de las aguas, para aquello analizaron en conjunto las aguas superficiales y subterráneas para poder estimar la evolución química de un compuesto en el medio a analizar.

El análisis de Componentes Principales (ACP) para las muestras del año 2018, demostró que la química del agua de la cuenca del Lago Villarrica se encontraba determinada por la interacción con la litología presente en el sector. El primer componente (CP1) se encontró saturado por  $\text{HCO}_3$ , Mg, Ca,  $\text{SiO}_2$ , K, Sr y V representa los procesos de interacción con las rocas. Las aguas subterráneas son aquellas que presentan valores positivos para CP1, lo que demuestra que los procesos de interacción agua-rocas tendrían una mayor importancia en este tipo de aguas. El segundo componente (CP2) formado por  $\text{SO}_4$ , B, Cl y F, relacionado con la actividad volcánica o ya sea los procesos antrópicos. Para el CP2 destacaron dos muestras con valor positivo que fueron elevadas, una en el estero Cavisañi y otra que corresponde a la ribera oeste. Por último, el tercer componente muestra la relación que existe entre el  $\text{NO}_3$  y el Zn, donde ambos fueron atribuidos a la actividad agrícola. Aquellos valores más altos de CP3 se registraron en dos muestras de agua subterránea, muestras de agua superficial mostraron valores positivos inferior a 1, lo que significa que el proceso que aporta tanto  $\text{NO}_3$  como el Zn estaría afectando más a las aguas subterráneas por sobre las superficiales. La ribera oeste presento alto valores de CP2 y CP3. A continuación, la figura N° 19 muestra los diagramas de variables del ACP.



**Figura N° 31:** Diagramas de variables del ACP, donde se ven los tres grupos que dominan la hidrogeoquímica de la cuenca del Lago Villarrica.

**Fuente:** Informe final Análisis y trazado hidrogeoquímico- isotópico de la contaminación del agua, como insumo para la elaboración de un Plan de Descontaminación en el Lago Villarrica & Departamento de Geología FCFM Universidad de Chile (2019).

Los procesos en los cuales se transfiere el nitrógeno terminan dejando una huella. Este estudio estimó el origen del nitrógeno medido en las muestras a partir de los valores de  $\delta^{15}\text{N}$ , este representa la composición del isótopo estable  $^{15}\text{N}$ . Además, se pueden utilizar valores de  $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3$  para identificar correctamente la fuente. Es decir, el uso de isótopos de nitrógeno se utiliza como trazador. Este estudio obtuvo los siguientes valores medidos, 6,3 %  $\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3$  y 3,3 %  $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3$ , solo para una muestra de agua, no fue posible que se obtuvieran más mediciones debido a la baja salinidad de las aguas y a la escasa cantidad de nitrato de las mismas. Los valores medidos sugieren que la nitrificación del amonio ( $\text{NH}_4$ ) sea la fuente del nitrógeno, este podría provenir desde los fertilizantes, fosas sépticas o la descarga de aguas servidas.

Para las muestras de suelo se obtuvieron valores de las muestras de las ribera norte y oeste (S01-S03) y para la ribera sur. (S04).

**Tabla N° 34:** Valores de  $\delta^{15}\text{N-N}_{\text{total}}$  para las muestras de suelo tomadas en enero 2019. Las muestras S01 y S02 corresponden a la ribera norte, S03 a la ribera oeste y S04 a la ribera sur.

Muestra	Código de muestra	$\delta^{15}\text{N}$ (%)
Fundo Don Enrique	S01	0,9
Fundo Villaalegre	S02	3,3
Fundo Caleuche	S03	3,5
Fundo La Cascada	S04	10,5

**Fuente:** Informe final Análisis y trazado hidrogeoquímico- isotópico de la contaminación del agua, como insumo para la elaboración de un Plan de Descontaminación en el Lago Villarrica & Departamento de Geología FCFM Universidad de Chile (2019).

Las muestras S01-S03 indicaron una influencia mayor de nitrógeno inorgánico, mientras que la muestra S04 presentó un valor que abarca el campo de nitrógeno que deriva desde fertilizantes orgánicos, como el estiércol o las fosas sépticas. Este trabajo concluyó en base a los datos que, en esta zona las cantidades de nitrógeno y fósforo se encuentran vinculadas al uso de fertilizantes.

En los lodos acuícolas se midieron concentraciones significativas de amonio ( $\text{NH}_4$ ). Según el Ministerio de Medio Ambiente & Departamento de Geología FCFM Universidad de Chile (2019), los valores de  $\delta^{15}\text{N-NH}_4$  medidos se encuentran en el rango de 0,9 a 13,7.

Por medio de los tratamientos estadísticos multivariante, el Ministerio de Medio Ambiente & Departamento de Geología FCFM Universidad de Chile (2019), encontró una relación entre las variables  $\text{NO}_3^-$  y Zn con procesos antrópicos (fertilización de suelos). La mayor incidencia de estas variables se encontró en la muestra n° 25 de agua subterránea de la ribera oeste. Ambos elementos, tanto el zinc como el nitrato pueden encontrarse en fertilizantes, específicamente en zinc puede encontrarse en el fertilizante superfosfato triple, este es el que utiliza el INDAP para estimar el uso de fertilizantes que se da en la cuenca. El Ministerio de Medio Ambiente & Departamento de Geología FCFM Universidad de Chile (2019),

mencionan las evidencias que sustentan la hipótesis de aportes de nutrientes vía fertilizantes, principalmente desde la ribera oeste y norte, son las siguientes:

Los mayores valores de nitrato y fosfato se han encontrado en aguas subterráneas. Además, estos son las mayores concentraciones medidas en agua, comparados a otros estudios que sólo consideraron las aguas superficiales. Los pocos datos disponibles de las propiedades acuíferas de la cuenca indican valores de transmisividad relevantes para los flujos subterráneos y, la similitud fisicoquímica de algunas muestras de agua superficial y subterránea revelan la correlación entre ellas. Esto podría leerse en clave de la influencia de las aguas superficiales en los acuíferos; pero tal relación no se conoce al detalle por la exigua cantidad de información existente a la fecha. Lo que sí es destacable es el hecho que estas concentraciones altas fueron medidas en zonas donde no hay pisciculturas cercanas y el uso del suelo es agrícola, entre otros.

En las dos campañas, realizadas en años distintos se han medido en esta zona (la ribera oeste) los mayores valores de nitrato y fosfato.

Los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  indican que los suelos de la ribera norte y oeste tienen una marca isotópica similar a la del nitrógeno inorgánico. Esto indica la presencia y uso de fertilizantes, ya que es muy baja la presencia natural de nitrógeno inorgánico en el área de estudio.

De manera general, el flujo de las aguas subterráneas es hacia el lago en las cercanías de éste. Esto significa que los contaminantes que se desplazan en las aguas subterráneas potencialmente llegan al lago. Tal es el caso de los nutrientes generados en las fosas sépticas (ribera sur) o por fertilizantes (ribera oeste y ribera norte). Esta posibilidad está avalada por los valores de transmisividad medidos en la ribera sur que llegan hasta 3850 m<sup>2</sup> /día. Esto tiene implicancias directas en el transporte de estos nutrientes a través de los flujos advectivos relacionados al agua subterránea. (Ministerio de Medio Ambiente & Departamento de Geología FCFM Universidad de Chile, 2019).

El tamaño muestral que se abarcó en este estudio no permitió analizar en forma detallada la relación entre los valores de fosfato como de nitrato medidos en las aguas subterráneas y superficiales con los predios fertilizados o suelos de praderas. Sin embargo, los valores máximos de fosfato y nitrato se registraron al oeste de la zona de estudio, mientras la concentración media fue más alta para las aguas subterráneas que las superficiales.

Los datos piezométricos disponibles muestran de manera general que en la cuenca hay un flujo de agua subterránea hacia el lago y, que el acuífero es heterogéneo con zonas de alta transmisividad. Esto significa que existen flujos relativamente rápidos que pueden aportar al lago los nutrientes aplicados en superficie, que llegan a las aguas subterráneas durante los eventos de recarga. (Ministerio de Medio Ambiente & Departamento de Geología FCFM Universidad de Chile, 2019).

Este estudio realizó una estimación de los potenciales flujos subterráneos que llegan al Lago Villarrica. Para el caso en que se asumió que los aportes de nutrientes subterráneos se asocian a los producidos por fertilizantes en conjunto con las fosas sépticas y considerando que estas últimas se encuentran concentradas en la ribera sur del Lago, el aporte de cada una al total de las aguas subterráneas, representa un 67% y un 33%, respectivamente.

Es importante destacar que las estimaciones anteriores han sido solo generales, ya que con la información actual no resulta sencillo definir mediante qué mecanismos entran los nutrientes provenientes desde fertilizantes o fosas sépticas al Lago Villarrica. Por otra parte, los nutrientes que se encuentran en los fertilizantes también podrían ser un aporte a las aguas superficiales al ser arrastrados por las aguas lluvias por medio de la escorrentía.

En el informe técnico para declarar el Lago Villarrica como zona saturada, se dio a conocer una actualización del inventario de emisiones de las fuentes que han sido detectadas en la cuenca del Lago Villarrica, también estimó los diferentes aportes de cada una de las actividades que se desarrollan en el área de estudio. Bruning

(2018), también estimó el aporte de cada fuente. Aunque es importante recalcar que tales estimaciones se realizaron en base a los datos de concentraciones de nutrientes en aguas de tipo superficial sin considerar en ningún momento un aporte a partir de las aguas subterráneas.

Los resultados obtenidos en esta sección tienen un carácter general. Futuros análisis y monitoreo en la cuenca deberían considerar el funcionamiento del lago y la heterogeneidad del sistema superficial y subterráneo para realizar cálculos y estimaciones de los aportes de nutrientes. Una de las alternativas a implementar que se sugiere es poner en marcha un sistema de monitoreo de las aguas subterránea, el cual permita analizar el comportamiento que presentan los nutrientes en profundidad y conocer los cambios que experimentan en vertical. Tal como se recomendó para mejorar la data de información de las fosas sépticas, para este caso también se estima que una de las mejores opciones para monitorear los niveles de las aguas subterráneas, sería ejecutar la perforación de pozos en las cercanías del Lago Villarrica, estos permitirían conocer las concentraciones de nutrientes en determinadas aguas y a la vez realizar una estimación de las propiedades hidrogeológicas que se dan en sus alrededores.

Otra alternativa para mejorar la disponibilidad de datos de flujos aportados por las aguas subterráneas, sería elaborar algún modelo de aguas subterráneas de acuerdo a lo que señala la Guía para el uso de modelos de aguas subterráneas en el SEIA. Las aguas subterráneas, según la Guía para el uso de modelos de aguas subterráneas en el SEIA (2012), con frecuencia son el sostén de valiosos ecosistemas naturales, como vegas, bofedales, humedales y lagunas, especialmente en la zona norte del país. Sin embargo, el recurso es vulnerable, muy difícil y costoso de remediar en caso de ser sobreexplotado o contaminado, de ahí la importancia de resguardar su uso sostenible. El uso de la modelación permite cuantificar los efectos que tiene una actividad sobre un acuífero y los ecosistemas que se encuentran interconectados al mismo. Por lo que tal Guía se elaboró como resultado de la necesidad de que el protocolo asociado al uso de modelos en

nuestro país, presente criterios claros y la información mínima que se requiera para la evaluación, que sea concordante con el objetivo de avanzar hacia el mejoramiento de la evaluación ambiental.





## 7. CONCLUSIÓN

La eutrofización y los altos niveles de trofía que presentan determinadas áreas del Lago Villarrica se asocia con contaminantes, como el Nitrógeno y el Fósforo. Las principales fuentes de contaminación que aportan con tales nutrientes a este cuerpo de agua son, las pisciculturas cuyas descargas son vertidas hacia la cuenca, la descarga de aguas residuales desde la comuna de Curarrehue, la PTAS de Pucón, las fosas sépticas con las que cuentan los domicilios que se ubican en la ribera sur del lago y, por último, la contaminación proveniente desde los suelos de uso agrícola y ganadero y, la aplicación de fertilizantes artificiales en estos.

De acuerdo a los flujos calculados en la realización de este trabajo, se determinó que las pisciculturas contribuyeron con un aporte en flujos descargados PT y NT, al Lago Villarrica durante el periodo 2017-2018 de 216,203 (Ton/año) y 314,888 (Ton/año), respectivamente. El flujo aportado por los cauces que son afluentes al Lago, durante el periodo 2017-2018, correspondió a 751,3444 (Ton/año) de PT y 2840,8657 (Ton/año) de NT. El río Trancura se reconoció como aquel cauce que aporta mayor cantidad de nutrientes desde la cuenca del Lago Villarrica, producto del mayor flujo de agua que presenta su cauce y a la descarga desde las aguas servidas de la comuna de Curarrehue que recibe.

Para las fosas sépticas que se ubican en la ribera sur del Lago, no fue posible estimar por cuenta propia el aporte de las mismas en flujo, para el periodo 2017-2018, ya que datos relevantes como el número de casas que se encontraban en el área y el número de personas que residían en promedio en aquellas para el año 2018, no fueron posible de conseguir ni muchos menos de contabilizar, siendo los datos entregados por el Censo 2017, la información más reciente. Por tanto, de acuerdo a la información entregada por el estudio de Bruning (2018), aunque las fosas sépticas de la ribera sur descarguen caudales menores, la alta concentración

de nutrientes que presenta, la posiciona como una fuente de importancia para la contaminación que afecta al Lago.

Los recursos que fueron destinados a controlar el estado de contaminación del Lago, entre los que se consideran la dictación de Normas Secundarias de Calidad Ambiental, demostraron no ser utilizados de la forma más eficiente, ya que no fueron capaces de impedir que el estado de este cuerpo de agua empeorase, haciendo necesaria la elaboración de un Plan de Descontaminación.

Se estudiaron seis medidas que se mencionan en el Anteproyecto del Plan de Descontaminación del Lago Villarrica, las cuales fueron, Norma de Emisión sector pisciculturas, construcción PTAS Curarrehue, construcción alcantarillado ribera sur, reforestación, construcción alcantarillado zona concesionada y soluciones sanitarias domiciliarias rurales. Las medidas fueron comparadas mediante un análisis multicriterio, basado en la prioridad de la medida, tiempo de implementación y costo de la misma, luego, se concluyó que la medida que lograría una reducción importante en la emisión de Fósforo total, que requeriría de un tiempo menor a 5 años para su implementación como tal y cuyo costo asociado a su implementación es bajo, es la construcción de una PTAS en la comuna de Curarrehue. Es importante mencionar que en ningún caso el resto de las medidas mencionadas son despreciables frente a la PTAS en la comuna de Curarrehue, ya que todas contribuyen en forma importante a la recuperación del Lago Villarrica.

Respondiendo a la pregunta de investigación planteada en este trabajo, de acuerdo al cálculo de flujos que fueron realizados, solo podemos comparar el aporte desde las pisciculturas afluentes al Lago Villarrica, durante el año 2017 con el aporte estimado para esta misma fuente durante el mismo año por el Anteproyecto del Plan de Descontaminación del Lago. El aporte de Fósforo total calculado fue solo un poco mayor que el estimado por el Anteproyecto, en cambio el aporte de Nitrógeno total fue cuatro veces menor que el estimado por el Anteproyecto, como se mencionó anteriormente esta diferencia se puede atribuir al hecho que al momento de realizar

el cálculo de flujo aportado por las pisciculturas afluentes al lago, hay muchas que no registraron dato de emisión para este parámetro de la calidad, en la información proporcionada mediante Ley de Transparencia por la SMA, por tanto, no fue posible incorporarlas al cálculo. El Anteproyecto estimó un flujo de Fósforo total aportado por las pisciculturas que se consideró como una estimación bastante confiable, ya que fue muy similar al flujo calculado en el desarrollo de este informe para esta fuente puntual. De acuerdo al cálculo de flujo de Fósforo total aportado por las pisciculturas, la medida analizada Norma de Emisión por carga para el sector de las pisciculturas se considera una medida bastante efectiva para reducir la carga de Fósforo total aportada por esta fuente.

El flujo aportado por los cauces afluentes al Lago que fue calculado, no pudo ser comparado, ya que en el Anteproyecto del Plan de Descontaminación del Lago Villarrica no fue estimada la carga aportada por medio de los cauces al Lago.

Dentro de las deficiencias reconocidas en el Anteproyecto del Plan de Descontaminación del Lago Villarrica, se encuentra el no considerar a las aguas subterráneas como una fuente de contaminación. Las aguas subterráneas han sido reconocidas como una fuente importante en el aporte de nutrientes durante la revisión de bibliografía, sin embargo, el Anteproyecto del Plan de Descontaminación, no las menciona, ni estima el aporte de ellas al Lago. Es por lo anterior, que las aguas subterráneas se han identificado como una fuente que presenta una data de información bastante débil, por lo que se recomienda como alternativa para mejorar los registros y que sea posible el incorporarlas a estudios posteriores, la perforación de pozos a los alrededores del Lago, mediante los cuales se pueda monitorear el estado de estas aguas y los cambios que experimentan en vertical.

La principal dificultad de la metodología que se pretendía desarrollar para dar cumplimiento a los objetivos y dar a conocer que es lo que ocurre en el sistema que lo lleva a la condición en que se encuentra actualmente, radicó en la falta de

información con la que cuentan entidades del estado acerca de las emisiones desde determinadas fuentes o ya sea monitoreo en las áreas de vigilancia establecidas en la NSCA que rige sobre el Lago Villarrica. El lograr determinar si la condición del Lago presentaba alguna variabilidad respecto a la estación del año, producto del aumento de población que llega al sector durante la época estival, la estratificación térmica que afecta al Lago durante el verano o el fenómeno del viento de tipo Puelche, no fue posible, ya que los registros de datos de los parámetros de Calidad de Agua que se monitorean en el Lago, son bastante incompletos, estos no contaban con datos para todos los meses del año. La Superintendencia del Medio Ambiente, solo contaba con datos validados para dos días de cada uno de los meses que comprenden las estaciones de verano-primavera, razón por la cual, no se pudo establecer si la Calidad de Agua del Lago Villarrica empeora durante los meses estivales respecto al resto del año.

El objetivo de desarrollo sostenible al cual se asocia el desarrollo de este trabajo es el número 12: producción y consumo responsables, esto ya que actividades económicas que se desarrollan en la cuenca, como son las pisciculturas, monocultivo forestal y el turismo generan una importante huella ecológica producto de los sistemas de producción que utilizan para desarrollarse. Entre las medidas a implementar para lograr recuperar los niveles de los parámetros físico-químicos establecidos en la NSCA propuestas por el Anteproyecto del Plan de Descontaminación del Lago Villarrica, está el fijar una Norma de Emisión por carga para pisciculturas presentes en la cuenca del Lago, esto se relaciona directamente con el objetivo de desarrollo sostenible número 12, ya que busca una gestión eficiente en la forma en que se eliminan los desechos tóxicos y los contaminantes, es, por tanto, una medida que insta en específico a la industria salmoacuícola a reducir los desechos.

Aun con todas las carencias de información que ha sido posible identificar durante el análisis de este Plan de Descontaminación, se espera que el desarrollo del mismo, que requiere del trabajo en conjunto con ramas como la ingeniería, ecología,

economía, política, entre otras, sea tan solo el comienzo en la elaboración y ejecución de Planes de Descontaminación de aguas en nuestro país.



## 8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Almanza, V., Pedreros, P., Laughinghouse, HD, Felez, J., Parra, O., Azocar, M. y Urrutia, R. 2019. Asociación entre estado trófico, uso de cuencas hidrográficas y floraciones de cianobacterias en el sur Chile central. *Limnologica* 75, 30-41.

Bessa da Silva, M., Goncalves, F., Pereira, R. 2019. Lagos eutróficos pocos profundos portugueses: evaluación según la Directiva marco del agua y posibles medidas de restauración fisicoquímica. *Euro-Mediterr J Environ Integr* 4, 3.

Bruning, B (2018). Estudio de aporte de carga de nutrientes por fuentes contaminantes y análisis de escenarios de descontaminación mediante un modelo de calidad de aguas en el Lago Villarrica. Repositorio académico de la Universidad de Chile.

Contraloría General de la República., Contraloría Regional de la Araucanía. 2020. Informe final Municipalidad de Villarrica Informe N°55.

Chen, QY, Wang, Q., Li, ZD, Zhang, MW y Sun, MZ. Características de liberación de nitrógeno inorgánico en diferentes capas de agua y su impacto en el agua suprayacente del río Liaohe, China. *Ecotoxicología*, 12.

Chen, X., Liu, X., Peng, W., Dong, F., Huang, Z., Wang, R. 2018. Non-Point Source Nitrogen and Phosphorus Assessment and Management Plan with an Improved Method in Data-Poor Regions. *Water* 10, 17.

CHV Noticias. 2019. Viento Puelche: El desconocido fenómeno que ayuda a la propagación de incendios forestales.

Dai, Y., Feng, L., Hou, X., Choi, C., Liu, J., Cai, X., Shi, L., Zhang, L., Gibson, L. 2019. Policy-driven changes in enclosure fisheries of large lakes in the Yangtze Plain: Evidence from satellite imagery. *Science of The Total Environment* 688, 1286-1297.

Dirección General de Aguas (DGA). 2017. Análisis y Reformulación Red de Monitoreo de Lagos Región de los Ríos. ed. Ministerio de Obras Públicas, 418.

Dirección General de Aguas. 2018. Análisis de la relación entre la concentración de clorofila “a” y la transparencia de los lagos monitoreados por la red de calidad de la DGA, y elaboración de un ranking de lagos basado en el estado trófico otorgado por estos parámetros.

Dirección General de Aguas. 2019. Mapa Hidroquímico de Chile.

Departamento de Economía Ambiental, Ministerio del Medio Ambiente. (2020). Análisis general del impacto económico y social del anteproyecto de Plan de Descontaminación Ambiental del Lago Villarrica.

Farrell, K., Ward, N., Krinos, A., Hanson, P., Daneshmand, V., Figueiredo, R., Carey, C. 2020. Ecosystem-scale nutrient cycling responses to increasing air temperatures vary with lake trophic state. *Ecological Modelling*, 430.

Feng, WY, Yang, F., Zhang, C., Liu, J., Song, FH, Chen, HY, Zhu, YR, Liu, SS y Giesy, JP. 2020. Caracterización de la composición y biotransformación de fósforo orgánico disuelto, particulado y de algas en lagos eutróficos. *Contaminación ambiental* 265, 11.

González, S. 2007. Contaminación difusa de las aguas. *INIA Tierra Adentro* 21.

Gonzalez, C. 2019. El Plan que saldrá al rescate del lago Villarrica. *País Circular*.

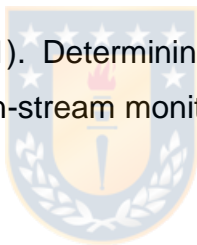
Huovinen, P., Ramírez, J., Caputo, L., Gómez, I. 2019. Mapping of spatial and temporal variation of water characteristics through satellite remote sensing in Lake Panguipulli, Chile. *Science of The Total Environment* 679, 196-208.

Liu, R., Yang, Z., Shen, Z., Yu, S. L., Ding, X., Wu, X., & Liu, F. 2009. Estimación de la contaminación de fuentes difusas en la parte superior del río Yangtze utilizando el modelo de coeficiente exportación, la teledetección y el sistema de información geográfica. *Journal of Hydraulic Engineering-Asce* 135, 698-704.

Longley, KR, Huang, WR, Clark, C. y Johnson, E. 2019. Efectos de la carga de nutrientes del río St. Jones sobre la calidad del agua y la eutrofización en Lago George, Florida. *Limnologica* 77, 13.

Luna-Pabello, V., Aburto-Castañeda, S. 2014. Sistema de humedales artificiales para el control de la eutrofización del lago del Bosque de San Juan de Aragón. *TIP* 17, 32-55.

Mcfarland, A & Hauck, M. (2001). Determining nutrient export coefficients and source loading uncertainty using in-stream monitoring data. *Journal of the American water resources association* 31.



Mamun, M., Kwon, S., Kim, JE y An, KG .2020. Evaluación de las relaciones entre la clorofila y los nutrientes de las algas y las relaciones N: P junto con el estado trófico y el régimen de luz en 60 reservorios de Corea. *Ciencia del medio ambiente total* 741, 13.

Ministerio del Medio Ambiente. 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.

Ministerio del Medio Ambiente., Servicio de Evaluación Ambiental., Dirección General de Aguas. 2012. Guía para el uso de modelos de Aguas Subterráneas en el SEIA.



Ministerio del Medio Ambiente. 2017. Guía para la Elaboración de Normas Secundarias de Calidad Ambiental en Aguas Continentales y Marinas.

Ministerio del Medio Ambiente. 2018. Segundo Informe de Calidad “Normas Secundarias de Calidad Ambiental para la protección de las Aguas Superficiales de la cuenca del Lago Villarrica”.

Ministerio del Medio Ambiente., Departamento de Geología, FCFM Universidad de Chile. 2019. Informe final Análisis y trazado hidrogeoquímico-isotópico de la contaminación del agua, como insumo para la elaboración de un Plan de Descontaminación en el Lago Villarrica.

Ministerio del Medio Ambiente. 2020. Aprueba Anteproyecto del Plan de Descontaminación por Clorofila “a”, Transparencia y Fósforo disuelto, para la cuenca del Lago Villarrica.

Monasterio, F. 2019. El costo urbano de los destinos turísticos en temporada estival. Pauta, calidad de vida.

Municipalidad de Pucón., Pontificia Universidad Católica de Chile., Centro UC Desarrollo local., Fundación Sustenta Pucón. 2019. Informe etapa 1, Análisis Territorial Integrado, Plan Maestro de Desarrollo Territorial Sustentable Pucón.

Ordóñez, J. 2010. Limnología del embalse de Sau. Relaciones de zooplancton, la clorofila y los sólidos en suspensión con el clima lumínico del agua.

Oyarzun, C. E., Campos, H., & Huber, A. 1997. Exportación de nutrientes en microcuencas con distinto uso del suelo en el sur de Chile (Lago Rupanco, X Región). Revista Chilena de Historia Natural 70, 507–519.

Pander, J., Geist, J. 2013. Ecological indicators for stream restoration success. *Ecological Indicators* 30, 106-118.

Pizarro, J., Vergara, P., Cerda, S., Briones, D. 2016. Cooling and eutrophication of southern Chilean lakes. *Science of The Total Environment* 541, 683-691.

Reyes, A., Ulises, F., Carvajal, Y. 2010. Guía básica para la caracterización morfométrica de cuencas hidrográficas.

Seremi Región de La Araucanía., Centro de Gestión y Tecnologías del Agua. 2018. Informe Final Determinación de las concentraciones de nutrientes en los principales afluentes al Lago Villarrica, estimación de su carga y propuestas de medida para su reducción.

Seremi Región de La Araucanía., Centro de Gestión y Tecnologías del Agua. 2019. Análisis y evaluación de medidas de reducción de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo) para incorporar al Plan de Descontaminación del Lago Villarrica.

Shi, K., Zhang, YL., Zhang, YB., Qin, BQ., Zhu, GW. 2020. Comprensión de la tendencia a largo plazo del fósforo particulado en un lago dominado por cianobacterias utilizando observaciones MODIS-Aqua. *Ciencia del medio ambiente total* 737, 8.

Smith, V.H., Tilman, G.D., Nekola, J.C. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100, 179-196.

Warne, MSJ., Batley, GE., Braga, O. 2014. Revisión a la derivación de las pautas de Australia y Nueva Zelanda para sustancias tóxicas en aguas dulces y marinas. *Environ Sci Pollut Res* 21, 51-60.

Yang, P., Yang, Chunhui., Yin, Hongbin. 2020. Dynamics of phosphorus composition in suspended particulate matter from a turbid eutrophic shallow lake (Lake Chaohu, China): Implications for phosphorus cycling and management. *Science of The Total Environment* 741.

Yao, X., Zhang, Y., Zhang, L., Zhu, G., Qin, B., Zhou, Y., Xue, J. 2020. Emerging role of dissolved organic nitrogen in supporting algal bloom persistence in Lake Taihu, China: Emphasis on internal transformations. *Science of The Total Environment* 736.

Yindong, T., Xiwen, X., Miao, Q., Jingjing, S., Yiyan, Z., Wei, Z., Mengzhu, W., Xuejun, W., Yang, Z. 2021. Lake warming intensifies the seasonal pattern of internal nutrient cycling in the eutrophic lake and potential impacts on algal blooms. *Water Research* 188.

Zou, W., Zhu, GW, Cai, YJ, Vilmi, A., Xu, H., Zhu, MY, Gong, ZJ, Zhang, YL y Qin, BQ 2020. Relaciones entre nutriente, clorofila a y profundidad de Secchi en lagos de la ecorregión de las Llanuras Orientales de China: implicaciones para la gestión de la eutrofización. *Revista de Gestión Ambiental* 260, 9.

## 9. ANEXOS

**Anexo N° 1.** Tabla: Niveles de Calidad por Área de Vigilancia en la cuenca del Lago Villarrica

Parámetros	Unidad	Criterio	Área de Vigilancia					
			PEL (Centro)	LIT-Poza	LIT-Pucón	LIT-Norte	LIT-Villarrica	LIT-Sur
Trofia deseada			Oligotrófico	Oligomesotrófico	Oligomesotrófico	Oligomesotrófico	Oligomesotrófico	Oligomesotrófico
Transparencia (Secchi)	m	Promedio anual	≥ 9	≥ 7	≥ 7	≥ 7	≥ 7	≥ 7
		Mínimo	≥ 5	≥ 4	≥ 4	≥ 4	≥ 4	≥ 4
Fósforo Disuelto (P)	mg/L	Promedio anual	≤ 0,010	≤ 0,015	≤ 0,015	≤ 0,015	≤ 0,015	≤ 0,015
		Máximo	≤ 0,015	≤ 0,025	≤ 0,025	≤ 0,025	≤ 0,025	≤ 0,025
Fósforo Total (P)	mg/L	Promedio anual	≤ 0,010	≤ 0,015	≤ 0,015	≤ 0,015	≤ 0,015	≤ 0,015
		Máximo	≤ 0,015	≤ 0,025	≤ 0,025	≤ 0,025	≤ 0,025	≤ 0,025
Saturación de Oxígeno	%	Mínimo	≥ 80	≥ 70	≥ 70	≥ 70	≥ 70	≥ 70
Nitrógeno Disuelto (N) *	mg/L	Promedio anual	≤ 0,10	≤ 0,15	≤ 0,15	≤ 0,15	≤ 0,15	≤ 0,15
		Máximo	≤ 0,015	≤ 0,030	≤ 0,030	≤ 0,030	≤ 0,030	≤ 0,030
Nitrógeno Total (N)	mg/L	Promedio anual	≤ 0,15	≤ 0,15	≤ 0,15	≤ 0,15	≤ 0,15	≤ 0,15
		Máximo	≤ 0,20	≤ 0,30	≤ 0,30	≤ 0,30	≤ 0,30	≤ 0,30
Clorofila "a"	µg/L	Promedio anual	≤ 3	≤ 5	≤ 5	≤ 5	≤ 5	≤ 5
		Máximo	≤ 6	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10

(\*) Nitrógeno Disuelto será la suma de N-Nitrato, N-Nitrato y N-amoniaco.

**Fuente:** Informe Técnico de antecedentes para declarar a la cuenca del Lago Villarrica zona Saturada por Clorofila "a", Transparencia y Fósforo disuelto (2017).

**Anexo N° 2.** Tabla: Resultado del monitoreo de Clorofila “a” ( $\mu\text{g/l}$ ) en las Áreas de Vigilancia durante el periodo 2014-2016.

			Promedio Ponderado Clorofila "a" ( $\mu\text{g/l}$ )						
Criterio de Superacion	Periodo	Fecha campaña	PEL-CE	LIT-PU	LIT-NO	LIT-VI	LIT-SU	LIT-PO	
	P2	P1	04-02-2014	2,1	5,6	2,9	4,1	2,6	3,1
		06-10-2014	0,6	1,6	1,2	1,1	1,4	2,3	
		27-01-2015	8,2	14,8	14,9	17,3	14,4	13,2	
		19-10-2015	9,9	8,5	8,2	17,9	14,8	10,7	
		01-03-2016	2,3	2,8	2,0	2,0	2,1	2,2	
		18-10-2016	1,5	1,5	1,5	1,8	1,8	1,9	
C1*		Promedio (14-15)	5,2	7,6	6,8	10,1	8,3	7,3	
		Promedio (15-16)	5,5	6,9	6,6	9,8	8,3	7,0	
		Norma Promedio	$\leq 3$	$\leq 5$	$\leq 5$	$\leq 5$	$\leq 5$	$\leq 5$	
C2**		Max/min (14-15)	9,9	14,8	14,9	17,9	14,8	13,2	
		Max/min (15-16)	9,9	14,8	14,9	17,9	14,8	13,2	
		Norma Min/Max	$\leq 6$	$\leq 10$	$\leq 10$	$\leq 10$	$\leq 10$	$\leq 10$	

(\*) C1: Superacion de la Norma Promedio considerando el promedio de cuatro campañas en un periodo de dos años.

(\*\*) C2: Superacion del valor máximo normativo considerando el máximo valor de cuatro campañas en un periodo de dos años.

 Nivel de saturación    Valor Norma

**Fuente:** Informe Técnico de antecedentes para declarar a la cuenca del Lago Villarrica zona Saturada por Clorofila “a”, Transparencia y Fósforo disuelto (2017).

**Anexo N° 3.** Tabla: Resultado del monitoreo de Transparencia (m) en las Áreas de Vigilancia durante el periodo 2014-2016.

			Promedio Ponderado Transparencia (m)						
Criterio de Superación	Periodo	Fecha campaña	PEL-CE	LIT-PU	LIT-NO	LIT-VIL	LIT-SU	LIT-PO	
	P2	P1	04-02-2014	5,4	4,5	7,0	5,6	7,0	5,0
		06-10-2014	11,4	9,0	8,5	9,6	9,0	7,0	
		27-01-2015	9,4	10,5	10,5	8,1	8,0	10,5	
		19-10-2015	6,4	6,0	7,5	6,9	6,0	5,5	
		01-03-2016	9,9	11,5	10,0	10,6	12,3	9,5	
		18-10-2016	7,4	6,5	8,5	7,1	5,5	5,5	
C1*		Promedio (14-15)	8,2	7,5	8,4	7,6	7,5	7,0	
		Promedio (15-16)	8,3	8,6	9,1	8,2	8,0	7,8	
		Norma Promedio	$\geq 9$	$\geq 7$	$\geq 7$	$\geq 7$	$\geq 7$	$\geq 7$	
C2**		Max/min (14-15)	5,4	4,5	7	5,6	6	5	
		Max/min (15-16)	6,4	6	7,5	6,9	5,5	5,5	
		Norma Min/Max	$\geq 5$	$\geq 4$	$\geq 4$	$\geq 4$	$\geq 4$	$\geq 4$	

\* C1: Superacion de la Norma Promedio considerando el promedio de cuatro campañas en un periodo de dos años.

\*\*C2: Superacion del valor mínimo normativo considerando el máximo valor de cuatro campañas en un periodo de dos años.

 Valor norma    Nivel de saturación    Nivel de latencia

**Fuente:** Informe Técnico de antecedentes para declarar a la cuenca del Lago Villarrica zona Saturada por Clorofila “a”, Transparencia y Fósforo disuelto (2017).

**Anexo N° 4.** Tabla: Resultado del monitoreo de Fósforo disuelto en las Áreas de Vigilancia durante el periodo 2014-2016.

Criterio de Superación	Fecha campaña	PEL-CE	LIT-PU	LIT-NO	LIT-VI	LIT-SU	LIT-PO
	27-01-2015	0,009	0,011	0,008	0,008	0,008	0,010
	19-10-2015	0,021	0,020	0,022	0,035	0,027	0,030
	01-03-2016	0,004	0,004	0,003	0,004	0,003	0,004
	18-10-2016	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003
C1*	Promedio (15-16)	0,009	0,010	0,009	0,013	0,010	0,012
	Norma Promedio	≤0,010	≤0,015	≤0,015	≤0,015	≤0,015	≤0,015
C2**	Max/min (15-16)	0,021	0,020	0,022	0,035	0,027	0,030
	Norma Min/Max	≤0,015	≤0,025	≤0,025	≤0,025	≤0,025	≤0,025

\* C1: Superación de la Norma Promedio considerando el promedio de cuatro campañas en un periodo de dos años.





\*\*C2: Superación del valor máximo normativo considerando el máximo valor de cuatro campañas en un periodo de dos años.

	Valor norma		Nivel de saturación		Nivel de latencia
---	-------------	---	---------------------	---	-------------------

**Fuente:** Segundo informe de Calidad “Normas Secundarias de Calidad Ambiental para la protección de las Aguas Superficiales de la cuenca del Lago Villarrica” (2018).

**Anexo N° 5.** Tabla: Resultados de la aplicación del TSI de Carlson para Clorofila “a” en las Áreas de Vigilancia durante el periodo 2014-2016.

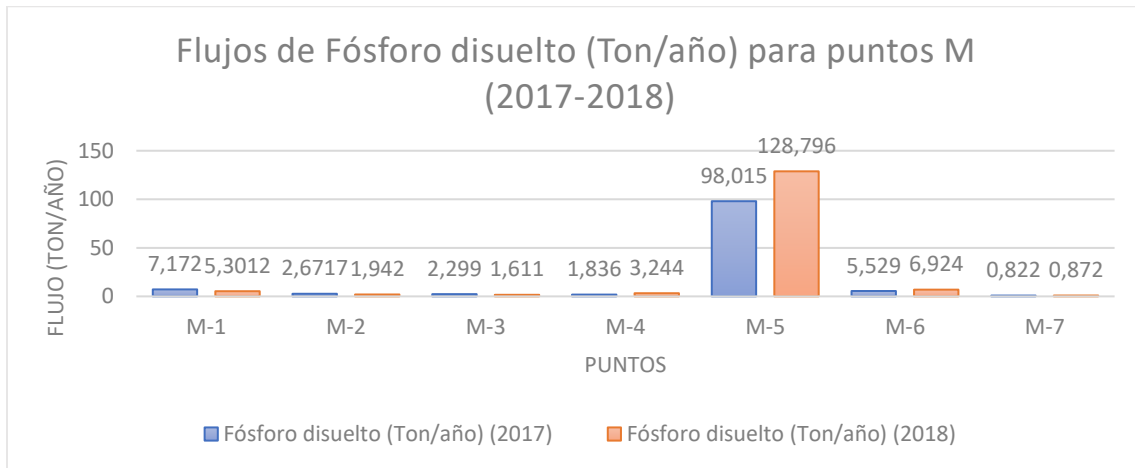
Fecha campaña	Índice de Trofía TSI Carlson (Clorofila "a")					
	PEL-CE	LIT-PU	LIT-NO	LIT-VILL	LIT-SUR	LIT-PO
27-01-2015	51,2	57,0	57,1	58,7	56,8	55,9
01-10-2015	53,1	51,6	51,2	58,9	57,0	53,9
01-03-2016	38,9	40,7	37,4	37,4	37,9	38,3
18-10-2016	34,6	34,6	34,6	36,4	36,4	36,9

			
Eutrofia	Mesotrofia	Oligo-Mesotrofia	Oligotrofia

**Fuente:** Segundo informe de Calidad “Normas Secundarias de Calidad Ambiental para la protección de las Aguas Superficiales de la cuenca del Lago Villarrica” (2018).

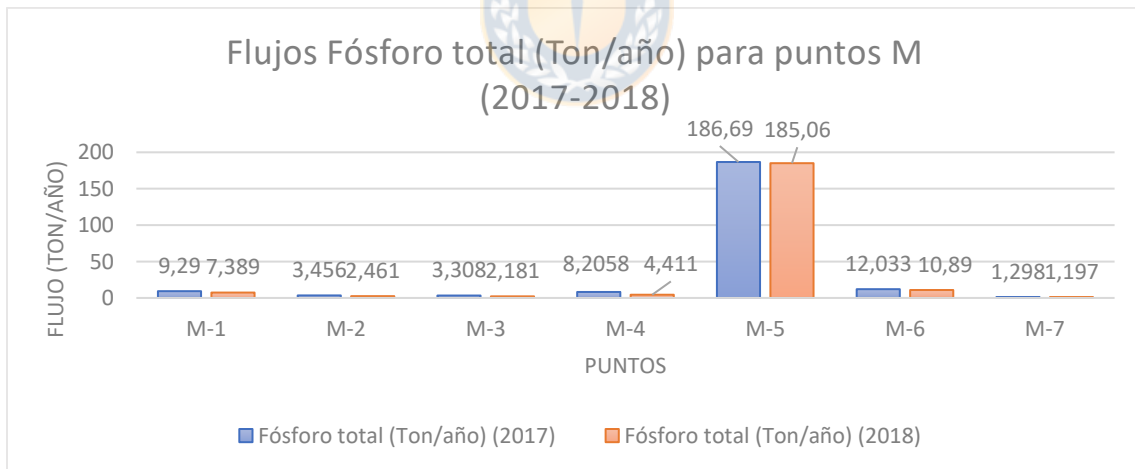


**Anexo N° 6.** Figura: Flujos calculados para Fósforo disuelto (Ton/año) para puntos M durante el periodo 2017-2018.



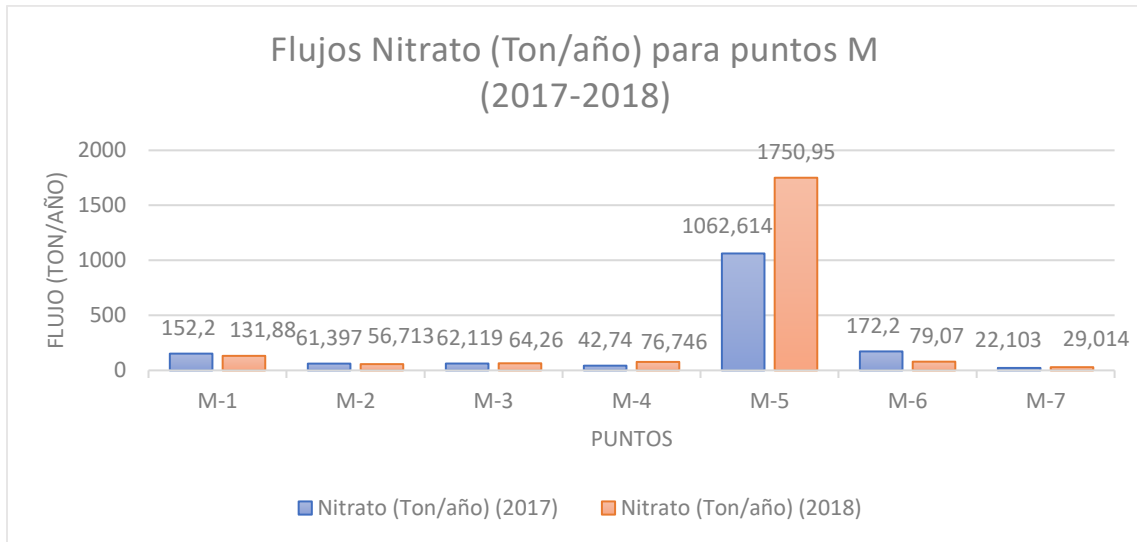
**Fuente:** Elaboración propia en base a los datos de parámetros físico-químicos muestreados por MMA-UFRO (2019).

**Anexo N° 7.** Figura: Flujos calculados para Fósforo total (Ton/año) para puntos M durante el periodo 2017-2018.



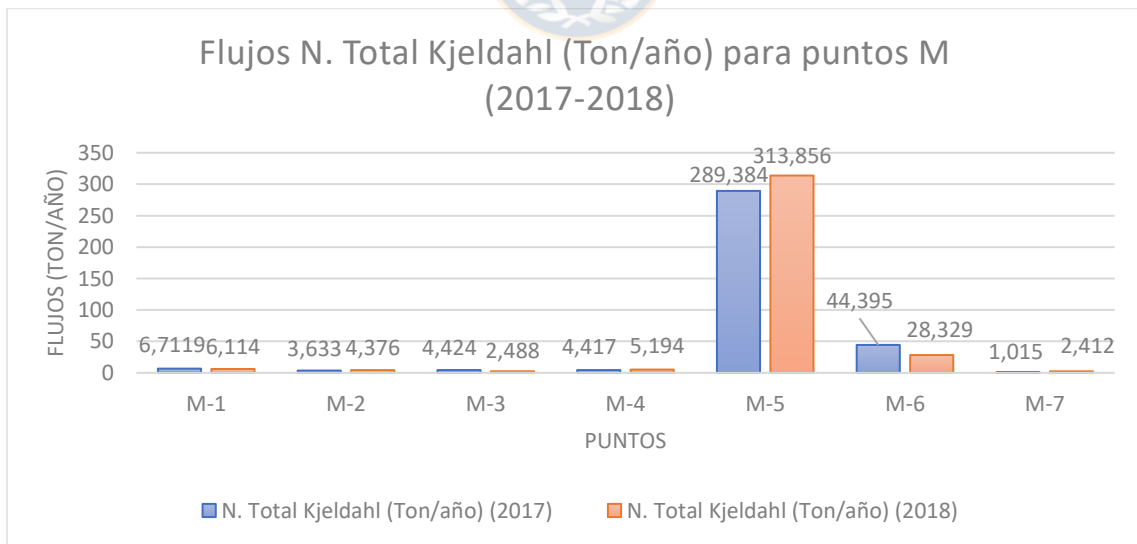
**Fuente:** Elaboración propia en base a los datos de parámetros físico-químicos muestreados por MMA-UFRO (2019).

**Anexo N° 8.** Figura: Flujos calculados para Nitrato (Ton/año) para puntos M durante el periodo 2017-2018.



**Fuente:** Elaboración propia en base a los datos de parámetros físico-químicos muestreados por MMA-UFRO (2019).

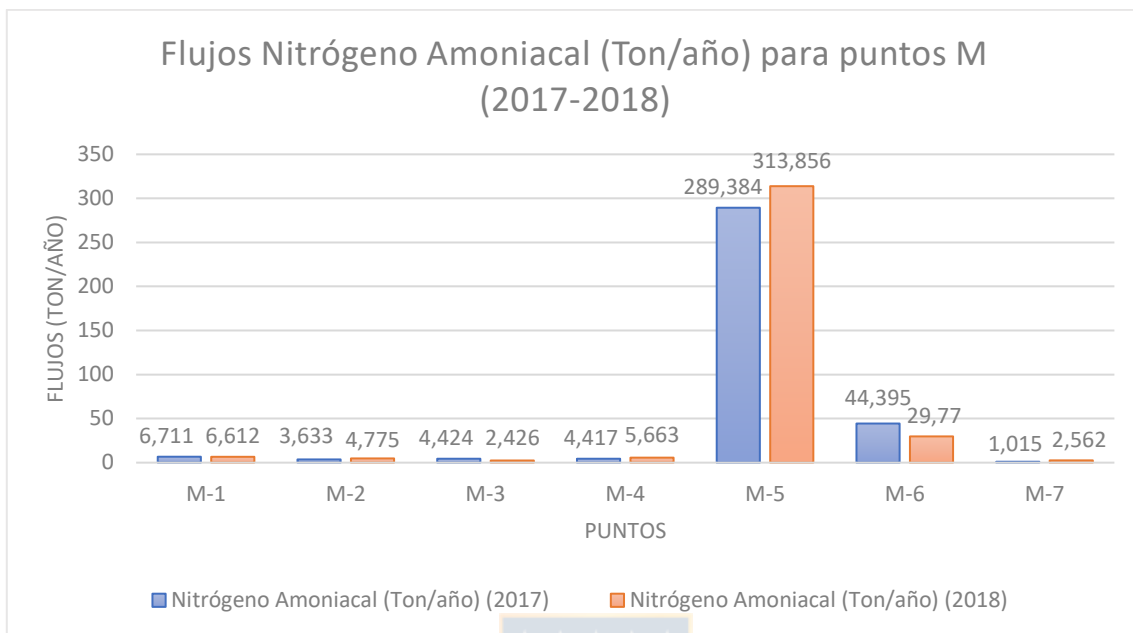
**Anexo N° 9.** Figura: Flujos calculados para Nitrógeno Total Kjeldahl (Ton/año) para puntos M durante el periodo 2017-2018.



**Fuente:** Elaboración propia en base a los datos de parámetros físico-químicos muestreados por MMA-UFRO (2019).



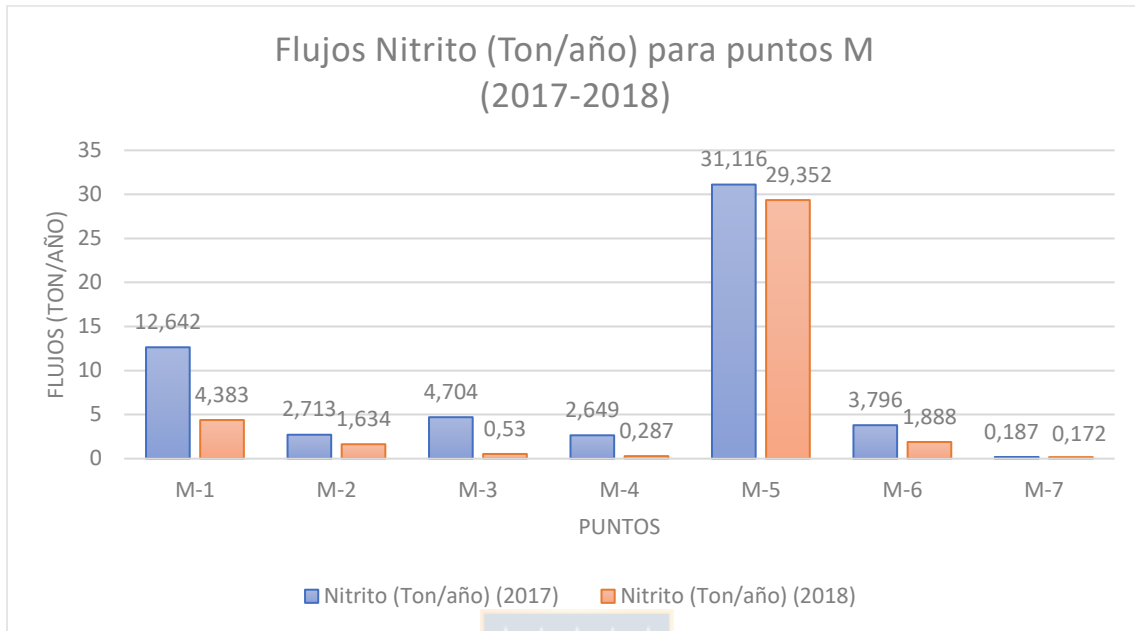
**Anexo N° 10.** Figura: Flujos calculados para Nitrógeno Amoniacal (Ton/año) para puntos M durante el periodo 2017-2018.



**Fuente:** Elaboración propia en base a los datos de parámetros físico-químicos muestreados por MMA-UFRO (2019).

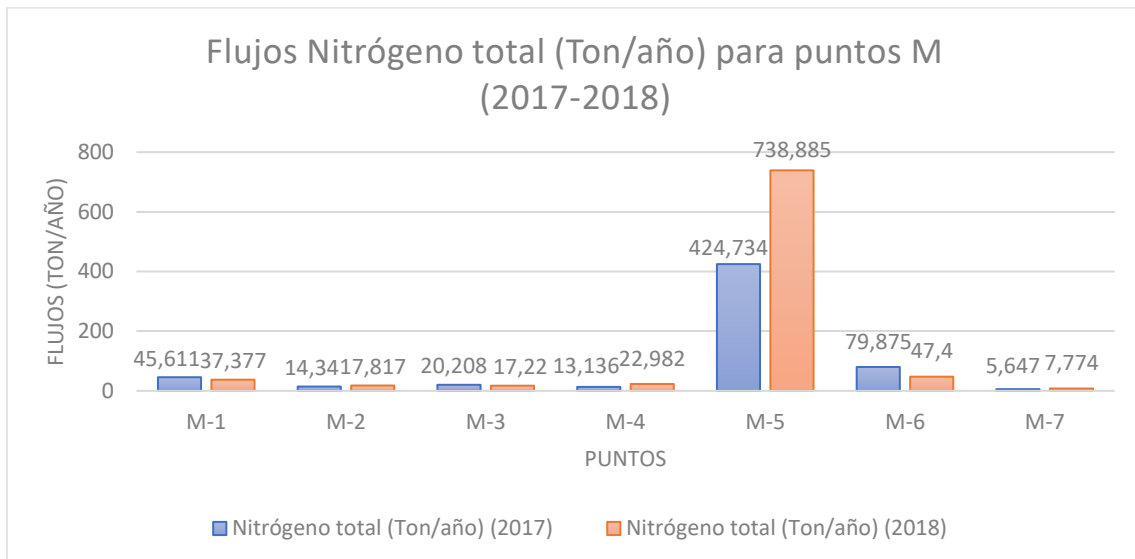


**Anexo N° 11.** Figura: Flujos calculados para Nitrito (Ton/año) para puntos M durante el periodo 2017-2018.



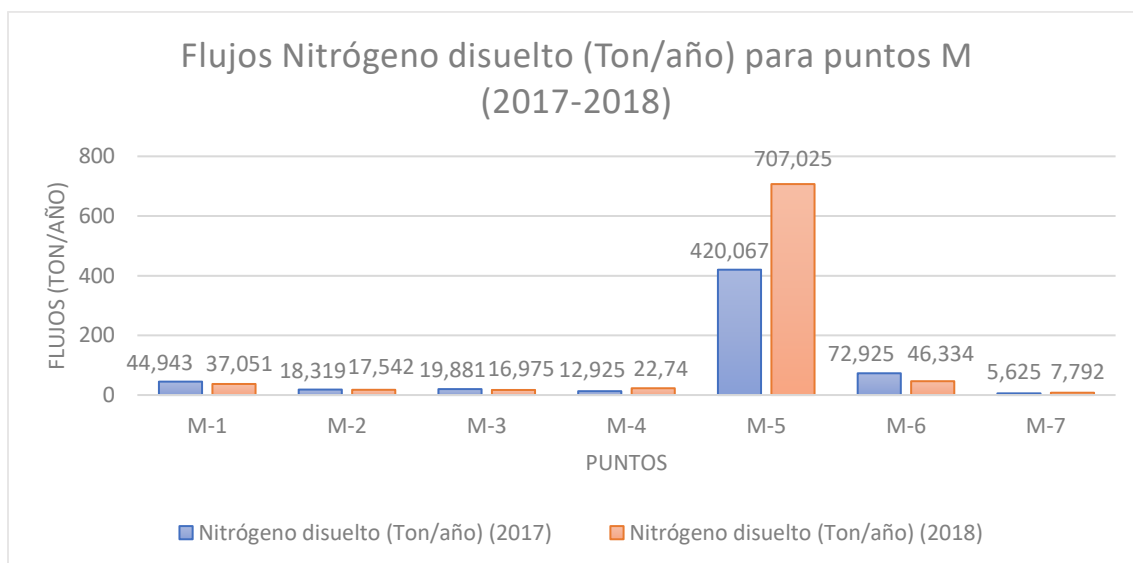
**Fuente:** Elaboración propia en base a los datos de parámetros físico-químicos muestreados por MMA-UFRO (2019).

**Anexo N° 12.** Figura: Flujos calculados para Nitrógeno Total (Ton/año) para puntos M durante el periodo 2017-2018.



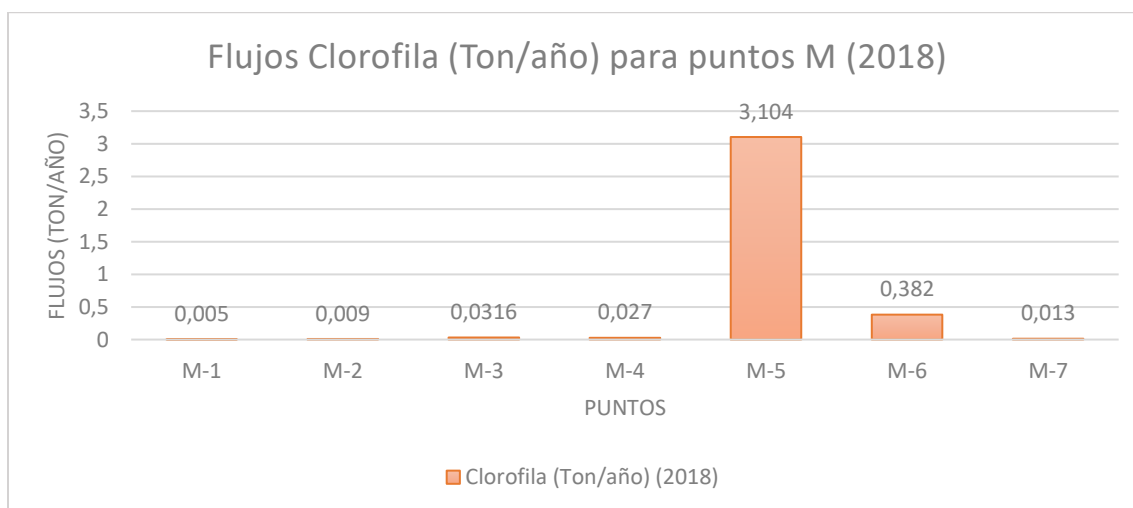
**Fuente:** Elaboración propia en base a los datos de parámetros físico-químicos muestreados por MMA-UFRO (2019).

**Anexo N° 13.** Figura: Flujos calculados para Nitrógeno disuelto (Ton/año) para puntos M durante el periodo 2017-2018.



**Fuente:** Elaboración propia en base a los datos de parámetros físico-químicos muestreados por MMA-UFRO (2019).

**Anexo N° 14.** Figura: Flujos calculados para Clorofila (Ton/año) para puntos M durante el año 2018.



**Fuente:** Elaboración propia en base a los datos de parámetros físico-químicos muestreados por MMA-UFRO (2019).

**Anexo N° 15.** Metodología aplicada por Edáfica, suelos y medio ambiente (2020), para la obtención de coeficientes de exportación de nutrientes N y P asociados a los diferentes usos de suelo que se desarrollan a lo largo de la cuenca del Lago Villarrica.

A partir de los resultados de muestreos de cauces, asociados a punto de descarga de cuencas hidrográficas, realizados por MMA-UFRO (2020). Edáfica, suelos y medio ambiente (2020), considerando la ubicación de cada sitio de monitoreo, procedió a determinar la sección de cuenca aportante, por medio del modelo digital de elevación Alos Palsar con un tamaño máximo de microcuenca de 100 hectáreas y una resolución de píxel de 12,5 m.

Según lo señalado por Edáfica, suelos y medio ambiente et. al. (2020) se procedió a calcular el aporte de nitrógeno total y fósforo total por unidad de superficie considerando el tamaño de la subcuenca aportante, cuyo objeto es, comparar en términos de unidades de coeficiente de exportación en kg/ha/año tres fechas de muestreo, sep/2017, jul/2018 y nov/2018 tomando los resultados de caudal y calidad de aguas informados por UFRO-MMA (2020). El aporte considero el siguiente cálculo:

$$\text{Aporte (kg/ha/año)} = \text{Caudal (m}^3\text{/s)} \times \text{NT o PT (mg/l)} \times \text{tiempo (año)} / \text{superficie (ha)}$$

(Edáfica, suelos y medio ambiente, 2020).

Los aportes promedio se calcularon para los nutrientes N y P, para todas las fechas indicadas. No se tomó en consideración la variación mensual de los caudales, tampoco la presencia o el aporte desde fuentes puntuales.

**Anexo N° 16.** Tabla: Coeficientes de exportación de NT y PT según subcuenca (Modelación a partir de los datos de concentración de UFRO-MMA 2020).

Subcuenca	COEF.EXPORTACION NT (kg/ha/año)	COEF.EXPORTACION PT (kg/ha/año)
B-9	5,24	0,37
B-5	6,20	0,43
B-14	2,44	0,61
B-15	2,00	0,43
B-4	2,08	0,61
B-12	3,06	0,31
B-11	2,60	0,43
B-7	2,39	0,33
B-20	1,98	0,32
M-3	3,05	0,38
M-7	2,01	0,40
B-6	3,25	0,40
B-17	2,05	0,41
M-6	2,06	0,38
B-10	1,82	0,40
B-16	1,99	0,39
M-4	2,74	0,37
M-1	2,65	0,46
M-2	1,96	0,37

**Fuente:** Elaborada a partir de los datos obtenidos desde Coeficientes exportación de nutrientes según usos de suelo en la cuenca del Lago Villarrica como apoyo al proyecto definitivo del Plan de Descontaminación de la cuenca del Lago Villarrica (2020).

**Anexo N° 17.** Descripción del modelo EPRO y EPRO ajustado, usados para cuantificar los coeficientes de exportación para N y P, mediante simulación dinámica por Edáfica, suelos y medio ambiente (2020)).

EPRO, modelo de Erosión y Producción de cultivos, se encarga de simular el rendimiento y el desarrollo de una serie de cultivos, centrándose en la disponibilidad hídrica, como en la de los mismos nutrientes (Nitrógeno y Fósforo). También, permite simular el efecto que conlleva el proceso erosivo sobre la producción agrícola a una resolución de escala diaria. Para que este modelo pueda ser aplicado, se requieren determinados datos de entrada, los que permitirán finalmente simular la erosión y la productividad local, entre ellos, datos climáticos (temperaturas máximas y mínimas, radiación solar y precipitación), de suelo y por último de cultivos. Como productos, se puede obtener la biomasa acumulada, el rendimiento,

el índice de área foliar, los factores de estrés que afectan el crecimiento, las variaciones del Nitrógeno y Fósforo disponible en el suelo, el contenido de agua en el perfil, el escurrimiento superficial, la percolación de agua, la lixiviación de nutrientes, la erosión y la profundidad del suelo. (Edáfica, suelos y medio ambiente, 2020).

EPRO, calcula el balance de N y P en los distintos ecosistemas. Sin embargo, para el desarrollo del documento elaborado por Edáfica (2020), el modelo original sufrió algunos ajustes programados, lo que dio lugar al modelo EPRO ajustado. El cual se encuentra compuesto por un total de 4 submodelos, los que se mencionan a continuación, i. Balance hídrico ii. Unidad Uso de Suelo iii. Erosión iv. Balances de nitrógeno y fósforo.

Los parámetros de salida del modelo son: a) Cantidad de Nitrógeno exportado (producción de biomasa vegetal, lixiviación, volatilización y transportado por arrastre de sedimentos). Esto es calculado mediante cálculo de formación de biomasa vegetal y funciones de transporte, utilizando coeficientes de exportación en función de la productividad vegetal(crecimiento), suelo, pendiente, precipitación, erosión. b) Cantidad de Fósforo exportado (producción vegetal transporte por arrastre de sedimentos y una mínima cantidad por solubilización). Esto es calculado mediante cálculo de formación de biomasa vegetal y funciones de transporte, utilizando coeficientes de exportación en función de la productividad (crecimiento) vegetal, suelo, pendiente, precipitación, erosión. (Edáfica, suelos y medio ambiente, 2020).

Las variables de entrada para el modelo, que permita caracterizar a cada uso de suelo, son los valores de N y P que se encuentra disponible, la densidad aparente de los 4 tipos de uso de suelo sobre los cuales se realizó muestreo. Mientras, aquellos valores de retención de agua se obtuvieron desde la sección Análisis de Propiedades Físicas de Suelos Comuna de Curarrehue.

El modelo EPRO también integra un sub-modelo estocástico, el cual se encarga de entregar datos climáticos en escala diaria, tales como temperatura máxima y mínima

del aire, precipitación y radiación solar. Por lo que EPRO puede simular procesos de crecimiento vegetal, escurrimiento superficial, mineralización, erosión y lixiviación, todos a tiempo diario. La simulación de cada uno de los procesos ya mencionados resulta esencial para la cuantificación de los coeficientes de exportación de Nitrógeno y Fósforo.

Finalmente, se calcularon los coeficientes de exportación para cuatro usos de suelo en función del valor promedio de la pendiente obtenida para cada una de las 19 microcuencas pertenecientes al Lago Villarrica.

**Anexo N° 18.** Metodología aplicada por Méndez (2018), para la obtención de coeficientes de exportación de nutrientes para los diferentes usos de suelo en la cuenca del lago Lanalhue.

Donde para cada microcuenca seleccionada se supuso un porcentaje de representatividad para el uso de suelo ya sea igual o superior al 70%, deben presentar usos de suelo mayoritariamente homogéneos para lograr acercarse a coeficientes de exportación representativos. Los nutrientes exportados se ponderaron a la estación de invierno que coincide con el periodo del estudio, asociado a un total de 92 días.

**Anexo N° 19.** Metodología aplicada por Oyarzún, Campos y Huber (1997), para la obtención de la exportación anual de fósforo y nitrógeno en microcuencas del lago Rupanco.

La metodología aplicada consistió en medir el área de cada una de las microcuencas por medio de la utilización de cartas I.G.M. posteriormente digitalizadas. Los caudales de los cauces de agua fueron medidos por medio de limnógrafos digitales instalados en el cauce principal de cada una de las microcuencas. Mientras, las muestras de agua para su análisis químico fueron tomadas en forma mensual desde abril 1994 hasta marzo 1995. Realizándose los análisis de nutrientes en un tiempo de 36 horas desde el muestreo.

Para la exportación de nutrientes los valores mensuales tanto de nitrógeno como fósforo exportados por cada microcuenca se obtuvieron combinando la descarga total de agua mensual con la concentración de nitrógeno y fósforo medido en el punto medio del periodo mensual. La exportación mensual de nitrógeno y fósforo para cada microcuenca fue entonces obtenida dividiendo el nitrógeno y fósforo exportado ( $\text{mg mes}^{-1}$ ) por el área de la cuenca respectiva ( $\text{m}^2$ ). Entonces, estos resultados fueron sumados para el período de doce meses, para obtener el transporte anual ( $\text{mg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ). Un análisis de varianza y la prueba LSD de comparaciones múltiples fueron usados para determinar diferencias significativas en las cargas exportadas por las microcuencas con distinto uso del suelo. (Oyarzún et al, 1997).

**Anexo N° 20.** Tabla: Uso del suelo de las microcuencas en estudio.

Microcuencas	Area ( $\text{km}^2$ )	% del área de la cuenca				
		Bosque	Pradera	Agrícola	Matorral	Lagos
A. Frutillar	8,29	98,4	0,0	0,0	1,6	0,0
B. Taique	1,58	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
C. Negro	12,07	0,0	54,8	2,0	27,5	15,7
D. Encanto 1	9,11	17,0	72,5	6,9	3,6	0,0
E. Trafún	5,57	31,0	67,5	1,5	0,0	0,0
F. Encanto 2	17,50	23,3	56,2	18,5	1,8	0,0

**Fuente:** Exportación de nutrientes en microcuencas con distinto uso de suelo en el sur de Chile (Lago Rupanco, X Región) (1997).

**Anexo N° 21.** Tabla: Concentración promedio anual de fósforo y nitrógeno ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) en microcuencas del Lago Rupanco (1994-1995).



Microcuencas	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	N <sub>org</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N <sub>total</sub>	PO <sub>4</sub> -P	P <sub>total</sub>
A. Bosque	0,7	131,1	54,4	13,6	131,1	3,1	12,3
B. Bosque	0,4	87,4	109,9	15,5	183,1	2,5	23,7
C. Matorral-pradera	1,0	123,4	70,2	14,6	180,0	2,9	15,1
D. Pradera	0,8	254,0	93,7	14,9	333,5	3,0	29,2
E. Pradera	0,6	235,3	72,5	13,1	303,6	4,1	25,6
F. Pradera-agricultura	0,9	253,7	77,7	17,1	314,7	4,1	28,7

**Fuente:** Exportación de nutrientes en microcuencas con distinto uso de suelo en el sur de Chile (Lago Rupanco, X Región) (1997).

**Anexo N° 22.** Metodología aplicada por Cárdenas (2007), para la obtención de la exportación promedio de fósforo y nitrógeno en 6 cuencas costeras de la provincia de Valdivia.

La exportación de nutrientes se calculó luego de determinados los valores de concentración media mensual para cada una de las cuencas, a partir del análisis ponderado de una muestra por cada cuenca al mes. Cada valor medio que se obtuvo se consideró como un valor diario de exportación, posteriormente fue ponderado por el caudal medio mensual que exporta cada cuenca para obtener un valor de exportación para nutrientes (kg\*ha<sup>-1</sup>).

Se utilizó un análisis de correlaciones bivariadas, específicamente el coeficiente de correlación de Pearson, para fijar la relación existente entre retención total de nitrógeno y fósforo y las proporciones de bosque nativo o ya sea plantaciones presentes en las cuencas objeto de estudio.