

I N S T I T U T O D E F O M E N T O P E S Q U E R O



INFORME FINAL

Convenio de Desempeño 2022

Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados
para actividades de acuicultura en la zona sur de Chile
(Décima Etapa)



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

INFORME FINAL

Convenio de Desempeño 2022

Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados
para actividades de acuicultura en la zona sur de
Chile (Décima Etapa)

SUBSECRETARIA DE ECONOMÍA y EMT / AGOSTO DE 2023

REQUERENTE

**SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y
EMPRESAS DE MENOR TAMAÑO**

Subsecretaría de Economía

Javiera Petersen Muga

EJECUTOR

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO, IFOP

Director Ejecutivo

Gonzalo Ernesto Pereira Puchy

Jefe División Investigación en Acuicultura

F. Leonardo Guzmán Méndez

JEFE PROYECTO

Nicole Pesse Lastra

AUTORES

Nicole Pesse Lastra

Claudia Pérez Sáez

Carolina Rösner Oyarzo

Rodrigo Vera Sepúlveda

Pablo Reche García

COLABORADORES

Paola Hinojosa Carrasco

Rodrigo Jaramillo Teubert

Stefan Woelfl

Jorge Nimptsch Mass



ÍNDICE GENERAL

	Página
ÍNDICE GENERAL	3
INDICE FIGURAS	5
INDICE TABLAS	12
RESUMEN EJECUTIVO	14
1. ANTECEDENTES	18
2. OBJETIVOS	23
3. METODOLOGÍA	24
3.1. Objetivo específico 1	24
3.1.1. Selección de puntos y época de muestreo	24
3.1.2. Evaluación de variables limnológicas - fisicoquímicas y biológicas	25
3.2. Objetivo específico 2	41
3.2.1. Modelo hidrodinámico	41
3.2.2. Modelo atmosférico	42
3.2.3. Información satelital	43
3.2.4. Perfiles de temperatura <i>in situ</i>	43
3.2.5. Estaciones meteorológicas	43
3.2.6. Índices estadísticos de verificación del modelo hidrodinámico y atmosférico	44
3.2.7. Modelo biofísico de bacterias fecales	44
3.3. Objetivo específico 3	45
3.3.1. Identificación de los usos de suelo de la cuenca del lago Puyehue	46
3.3.2. Marco conceptual de los servicios ecosistémicos	47
3.3.3. Clasificación de los servicios ecosistémicos	48
4. RESULTADOS	51
4.1. Objetivo específico 1	51
4.1.1. Ranco	51
4.1.2. Puyehue	55
4.1.3. Rupanco	59
4.1.4. Llanquihue	63
4.1.5. Chapo	68
4.1.6. Huillinco Cucao	72
4.1.7. Tarahuin	76
4.1.8. Natri	80
4.1.9. Yelcho	85
4.1.10. Riesco	89
4.1.11. Serie de tiempo lago Llanquihue	93
4.1.12. Monitoreo continuo en lago Llanquihue	101
4.1.13. Variables físico químicas de la columna de agua a través del tiempo	104
4.1.14. Estado trófico de los lagos en estudio	108
4.1.15. Balance hidrológico de lagos Araucanos, Chilotas y Patagónicos	115
4.1.16. Balance de nutrientes de lagos Araucanos, Chilotas y Patagónicos	115
4.1.17. Capacidad de carga de fósforo y nitrógeno total en los lagos Araucanos y Patagónicos	120
4.2. Objetivo específico 2	121
4.2.1. Ciclo anual, estratificación y mezcla de la temperatura del lago Llanquihue	121
4.2.2. Temperatura del aire y viento en el lago Llanquihue	123
4.2.3. Implementación de salidas de modelo hidrodinámico en la plataforma CHONOS	124
4.2.4. Patrones de circulación en el lago Llanquihue	125
4.2.5. Implementación de un modelo biofísico de dispersión de partículas	126
4.3. Objetivo específico 3	133



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

4.3.1. Delimitación, usos y servicios ecosistémicos entregados por la cuenca del lago Puyehue.....	133
4.3.2. Modelo conceptual de la cuenca del Puyehue.....	146
5. DISCUSIÓN	152
6. BIBLIOGRAFÍA.....	173



INDICE FIGURAS

Figura 1. Estaciones de muestreo en los lagos Araucanos (rojo), Chilotas (verde) y Patagónicos (azul y negro) en estudio.....	24
Figura 2. Modelo conceptual nutriente color (Williamson <i>et al.</i> 1999, Webster <i>et al.</i> 2008).....	31
Figura 3. Esquema del sistema de anclaje permanente en la columna de agua de la estación C2 del lago Llanquihue	40
Figura 4. Mapa del lago Llanquihue, en colores la batimetría y la grilla de elementos triangulares que indica la resolución del modelo en cada sector, además, se encuentran en puntos grises lugares con observaciones meteorológicas y acuáticas usadas para la evaluación del modelo.	41
Figura 5. Dominios establecidos para la simulación de WRF, con resolución espacial de 9 y 3km para el dominio 1, 2 respectivamente.....	42
Figura 6. Identificación de los usos de suelos y cobertura vegetal de la cuenca del Puyehue (Fuente CONAF, en: http://www.ide.cl/descargas/capas/conaf/)	46
Figura 7. Modelo de cascada extraído de Haines-Young & Potschin (2010).....	47
Figura 8. Aproximación metodológica para la identificación y evaluación de los servicios suministrados por los ecosistemas. Modificado de De Groot <i>et al.</i> (2010)	50
Figura 9. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Ranco, 100972 (E1) (verde), 101955 (E2) (rojo) y C1 (azul). Perfiles de b) temperatura (°C), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad (μS/cm). Concentraciones de e) N-NO ₂ (μg/L), f) N-NO ₃ (μg/L), g) NT (μg/L), h) P-PO ₄ (μg/L), i) SiO ₂ (mg/L) y j) clorofila (μg/L)	52
Figura 10. Composición porcentual y abundancia fitoplanctónica en el lago Ranco.....	53
Figura 11. Composición y abundancia zooplanctónica del lago Ranco en verano de 2022.....	53
Figura 12. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100972 (E1) y 101855 (E2) del lago Ranco.....	54
Figura 13. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Puyehue, 100578 (E2) (verde), 100205 (E1) (rojo) y C1 (azul). Perfiles de b) temperatura (°C), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad (μS/cm). Concentraciones de e) N-NH ₄ (μg/L), f) N-NO ₂ (μg/L), g) N-NO ₃ (μg/L), h) NT (μg/L), i) P-PO ₄ (μg/L), j) PT (μg/L), k) SiO ₂ (mg/L) y l) clorofila (μg/L)	56
Figura 14. Composición porcentual y abundancia fitoplanctónica en el lago Puyehue	57
Figura 15. Composición y abundancia zooplanctónica del lago Puyehue en verano de 2022	58
Figura 16. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100578 (E2) y 100205 (E1) del lago Puyehue.....	59
Figura 17. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Rupanco, 101707 (verde claro), 100081 (lila), 100389 (verde), 100522 (calipso), 101862 (rojo), 101851 (amarillo), 100625 (rosado) y C2 (azul). Perfiles de b) temperatura (°C), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad (μS/cm). Concentraciones de e) N-NO ₂ (μg/L), f) N-NO ₃ (μg/L), g) NT (μg/L), h) P-PO ₄ , i) PT (μg/L), j) SiO ₂ (mg/L) y k) clorofila (μg/L)	60
Figura 18. Composición porcentual y abundancia fitoplanctónica en el lago Rupanco	61
Figura 19. Composición y abundancia zooplanctónica del lago Rupanco en verano de 2022	62



Figura 20. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100389 y 101862 del lago Rupanco.....	63
Figura 21. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Llanquihue, Pto. Varas (calipso), 100100 (azul), 100332 (verde claro), 100507 (amarillo), 100545 (lila), 100627 (verde), 100628 (rojo), 100370 (negro), 100390 (rosado), 100070 (verde oscuro), C1 (marrón) y C2 (gris). Perfiles de b) temperatura (°C), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad (μS/cm). Concentraciones de e) N-NO ₂ (μg/L), f) N-NO ₃ (μg/L), g) NT (μg/L), h) P-PO ₄ (μg/L), i) PT (μg/L), j) SiO ₂ (mg/L) y k) clorofila (μg/L).	64
Figura 22. Composición porcentual y abundancia fitoplanctónica en el lago Llanquihue.....	65
Figura 23. Composición y abundancia zooplanctónica del lago Llanquihue en verano de 2022	66
Figura 24. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100100 y 100070 del lago Llanquihue.....	67
Figura 25. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Chapo, 100394 (rojo), 101051 (verde), 101278 (amarillo) y C2 (azul). Perfiles de b) temperatura (°C), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad (μS/cm). Concentraciones de e) N-NO ₂ (μg/L), f) N-NO ₃ (μg/L), g) NT (μg/L), h) P-PO ₄ (μg/L), i) SiO ₂ (mg/L) y j) clorofila (μg/L).....	68
Figura 26. Composición porcentual y abundancia fitoplanctónica en el lago Chapo.	69
Figura 27. Composición y abundancia zooplanctónica del lago Chapo en verano de 2022.	70
Figura 28. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100394 y 100278 del lago Chapo.....	71
Figura 29. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el sistema lacustre Huillinco - Cucao, E2 (amarillo), C2 (azul), 100618 (E1) (calipso), 100617 (café), 100520 (rosado), C1 (negro), 100616 (rojo) y 100968 (verde). Perfiles de b) temperatura (°C), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad (μS/cm). Concentraciones de e) N-NH ₄ (μg/L), f) N-NO ₂ (μg/L), g) N-NO ₃ (μg/L), h) NT (μg/L), i) P-PO ₄ (μg/L), j) PT (μg/L), k) SiO ₂ (mg/L) y l) clorofila (μg/L).....	72
Figura 30. Intensidades de fluorescencia (F_{max} (R.U.)) y concentración de carbono orgánico disuelto (mg/L) en el sistema lacustre Huillinco – Cucao. Gráficas achuradas corresponden al sector Cucao. AH UVC: ácido húmico UVC; AH UVA: ácido húmico UVA; AF: ácido fulvico; P: proteína; T: triptófano.	73
Figura 31. Composición porcentual y abundancia fitoplanctónica en el lago Huillinco Cucao.	74
Figura 32. Composición y abundancia zooplanctónica del sistema lacustre Huillinco-Cucao en verano de 2022.	75
Figura 33. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones E3, 100618 (E1), 100617, y 100520 del sistema lacustre Huillinco – Cucao.	76
Figura 34. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Tarahuin, 100436 (rojo), C1 (azul) y 100521 (verde). Perfiles de b) temperatura (°C), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad (μS/cm). Concentraciones de e) NT (μg/L), f) P-PO ₄ (μg/L), g) PT (μg/L), h) SiO ₂ (mg/L) y i) clorofila (μg/L).	77
Figura 35. Intensidades de fluorescencia (F_{max} (R.U.)) y concentración de carbono orgánico disuelto (mg/L) en el lago Tarahuin. AH UVC: ácido húmico UVC; AH UVA: ácido húmico UVA; AF: ácido fulvico; P: proteína; T: triptófano.	78
Figura 36. Composición porcentual y abundancia fitoplanctónica en el lago Tarahuin.....	78



Figura 37. Composición y abundancia del zooplancton del lago Tarahuin en verano de 2022.....	79
Figura 38. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100436 y 100521 del lago Tarahuin.....	80
Figura 39. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Natri, 100437 (rojo), C1 (verde) y 100427 (azul). Perfiles de b) temperatura (°C), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad (μS/cm). Concentraciones de e) N-NO ₂ (μg/L), f) NT (μg/L), g) P-PO ₄ (μg/L), h) PT (μg/L), i) SiO ₂ (mg/L) y j) clorofila (μg/L).	81
Figura 40. Intensidades de fluorescencia (F_{max} (R.U.)) y concentración de carbono orgánico disuelto (mg/L) en el lago Natri. AH UVC: ácido húmico UVC; AH UVA: ácido húmico UVA; AF: ácido fulvico; P: proteína; T: triptófano.....	82
Figura 41. Composición porcentual y abundancia fitoplanctónica en el lago Natri.	83
Figura 42. Composición y abundancia zooplanctónica del lago Natri en verano de 2022.....	84
Figura 43. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100437 y 100427 del lago Natri.....	85
Figura 44. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Yelcho, 101521 (azul), 101522 (rojo) y C2 (verde). Perfiles de b) temperatura (°C), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad (μS/cm). Concentraciones de e) N-NO ₃ (μg/L), f) NT (μg/L), g) P-PO ₄ (μg/L), h) PT (μg/L), i) SiO ₂ (mg/L) y j) clorofila (μg/L).	86
Figura 45. Composición porcentual y abundancia fitoplanctónica en el lago Yelcho.	87
Figura 46. La composición zooplanctónica del lago Yelcho en primavera de 2022.....	88
Figura 47. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 101521 y 101522 del lago Yelcho.	89
Figura 48. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Riesco, 110038 (rojo) y 110048 (azul). Perfiles de b) temperatura (°C), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad (μS/cm). Concentraciones de e) N-NO ₂ (μg/L), f) N-NO ₃ (μg/L), g) NT (μg/L), h) P-PO ₄ (μg/L), i) SiO ₂ (mg/L) y j) clorofila (μg/L).	90
Figura 49. Composición porcentual y abundancia fitoplanctónica en el lago Riesco.	91
Figura 50. La composición zooplanctónica del lago Riesco en primavera de 2022.....	91
Figura 51. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 110038 y 110048 del lago Riesco.	92
Figura 52. a) Ubicación de estación C2 en lago Llanquihue. Perfiles de b) temperatura (°C), c) oxígeno (mg/L), d) conductividad (μS/cm) y e) fluorescencia (mg/m ³) desde abril del 2020 a diciembre del 2022 en estación C2 del lago Llanquihue.	94
Figura 53. Registros de transparencia (m) en estación C2 del lago Llanquihue, desde abril del 2020 a diciembre del 2022.	95
Figura 54. Concentraciones de a) N-NO ₂ (μg/L), b) N-NO ₃ (μg/L), c) nitrógeno total, d) P-PO ₄ (μg/L), e) fósforo total (μg/L) y f) SiO ₂ (mg/L) en profundidades discretas en la estación C2 en el lago Llanquihue.	96
Figura 55. Concentración de clorofila (μg/L) a profundidades discretas, desde abril del 2020 a enero del 2023, en estación C2 del lago Llanquihue.	97
Figura 56. Abundancia (cel/L, %) y composición fitoplanctónica muestras integradas (de 0 a 40 m) en estación C2 del lago Llanquihue.....	97



Figura 57. Abundancia (cel/L, %) y composición fitoplanctónica de muestras discretas en estación C2 del lago Llanquihue	98
Figura 58. PCO para el fitoplancton a) integrado y b) discreto de la serie de tiempo en el lago Llanquihue.....	99
Figura 59. Abundancia (ind/L, %) y composición fitoplanctónica de muestras discretas en estación C2 del lago Llanquihue	100
Figura 60. PCO para el zooplancton de la serie de tiempo en el lago Llanquihue.....	101
Figura 61. Sensor de presión (profundidad) instalado en anclaje estación C2 del lago Llanquihue entre el 22 de diciembre de 2021 y el 24 de agosto 2022. La diferencia de profundidad entre el primer y segundo periodo de anclaje se debe al reposicionamiento del sensor de profundidad en la línea del anclaje.....	101
Figura 62. Sensores de temperatura instalados en anclaje estación C2 del lago Llanquihue entre el 22 de diciembre de 2021 y el 24 de agosto 2022.....	102
Figura 63. Sensores de Oxígeno, instalados en anclaje estación C2 del lago Llanquihue entre el 22 de diciembre de 2021 y el 14 junio 2023.....	102
Figura 64. Variables de CTD obtenidas al momento de rescatar los sensores del anclaje en agosto 2022.....	103
Figura 65. Temperatura en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época. La línea recta marca la tendencia en el tiempo.....	104
Figura 66. pH en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época. La tendencia en azul.	104
Figura 67. N-NO ₂ en la columna de agua de los lagos estudiados por época y año. La tendencia marcada en línea azul. La escala de la concentración está en logaritmo debido a la gran diferencia de escala entre los lagos estudiados	105
Figura 68. N-NO ₃ en la columna de agua de los lagos estudiados por época y año. La tendencia marcada en línea azul. La escala de la concentración está en logaritmo debido a la gran diferencia de escala entre los lagos estudiados	105
Figura 69. Concentración de nitrógeno total en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época. La tendencia en azul. La escala de la concentración está en logaritmo debido a la gran diferencia de escala entre los lagos estudiados	105
Figura 70. N-NH ₄ en la columna de agua de los lagos estudiados. La tendencia en azul. La escala de la concentración está en logaritmo debido a la gran diferencia de escala entre los lagos estudiados.	106
Figura 71. Concentración del P-PO ₄ de la columna de agua de lagos estudiados. La tendencia en azul. La escala de la concentración está en logaritmo debido a la gran diferencia de escala entre los lagos estudiados.	106
Figura 72. Concentración de fósforo total en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época. En azul la tendencia. La escala de la concentración está en logaritmo debido a la gran diferencia de escala entre los lagos estudiados.	106
Figura 73. Concentración de SiO ₂ en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época.	107
Figura 74. Concentración de clorofila a en la columna de agua por año y por época del año y su tendencia en recta azul.	107



Figura 75. Transparencia de la columna de agua de los lagos estudiados por año y época.....	107
Figura 76. Variables de trofía, a) transparencia (m), b) fósforo total ($\mu\text{g/L}$), c) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$). La abreviación corresponde a Ra: Ranco, Pu: Puyehue; Ru: Rupanco, Lla: Llanquihue, Cha: Chapo, Ye: Yelcho, Ri: Riesco. Líneas de colores marcan límites tróficos.	109
Figura 77. Índice de Estado Trófico de Carlson (TSI) calculado a partir de las concentraciones superficiales de fósforo total (TSI.PT), clorofila-a (TSI.Cla) y profundidad del disco Secchi (TSI.SD) entre 2014 y 2021 (II a IX etapa).	111
Figura 78. Índice Trófico de Carlson promedio y su tendencia a través del tiempo en los lagos Araucanos y Patagónicos estudiados en esta etapa.....	114
Figura 79. Modelo conceptual nutriente color para lagos Chilotas.....	115
Figura 80. Aportes de fósforo y nitrógeno de los lagos en estudio, durante el periodo 2022.....	116
Figura 81. Contribución de fósforo y nitrógeno (%) desde las principales fuentes difusas y puntuales hacia los lagos en estudio.	117
Figura 82. Producción histórica de salmonidos en balsas jaulas (en ton) en los lagos en estudio. .	118
Figura 83. Producción histórica de salmonidos en balsas jaulas (en ton) en los dos principales lagos, Llanquihue y Rupanco.....	119
Figura 84. Carga crítica y actual calculada para el fósforo (PT) y nitrógeno (NT) en los lagos Araucanos y Patagónicos, durante el año 2022.	120
Figura 85. Series de tiempo de temperatura superficial para 4 puntos (P-1, P-2, P-3 y P-4) en el lago Llanquihue, proveniente del satélite (negro) y el modelo (rojo), junto a diagramas de dispersión para cada punto con información de índices estadísticos para evaluar el modelo.	122
Figura 86. Perfiles de temperatura observado (CTD) (negro) y modelado (rojo), para los meses de a) febrero, b) agosto y c) noviembre.....	123
Figura 87. Series mensuales de temperatura del aire para el periodo 2016-2018 en el sector de a) Quilanto y c) Puerto Octay, con valores observados (negro) y modelado por WRF (verde), junto a los respectivos (a, b) diagramas de dispersión e índices estadísticos.....	123
Figura 88. Series mensuales de magnitud del viento para el periodo 2016-2018 en el sector de a) Quilanto y c) Puerto Octay, con valores observados (negro) y modelado por WRF (verde), junto a los respectivos (a, b) diagramas de dispersión e índices estadísticos.....	124
Figura 89. Datos horarios de velocidad de corriente para lago Llanquihue obtenidos mediante modelo hidrodinámico. En el panel izquierdo se presenta un perfil vertical, en el panel derecho superior se presenta el campo de velocidad y en el inferior la serie de tiempo asociada al mismo punto del perfil.	125
Figura 90. Patrones de circulación en el lago Llanquihue entre los estratos (a,c,e,g) superficiales (0-25m) y (b,d,f,h) profundos (100-300m) para: a) verano, c) otoño, e) invierno y d) primavera del año 2016.....	126
Figura 91. Puntos en gris demarcan las áreas desde para las cuales se realizaron las simulaciones de descargas de aguas servidas.....	128
Figura 92. Simulación de dispersión de <i>Enterococcus spp</i> desde la bahía de Ensenada, año 2016.	129
Figura 93. Simulación de dispersión de <i>Escherichia coli</i> desde la bahía de Ensenada, año 2016..	129



Figura 94. Simulación de dispersión de <i>Enterococcus spp</i> desde la bahía de Cascadas, año 2016.	129
Figura 95. Simulación de dispersión de <i>Escherichia coli</i> desde la bahía de Cascadas, año 2016..	130
Figura 96. Simulación de dispersión de <i>Enterococcus spp</i> desde la bahía de Puerto Octay, año 2016.	130
Figura 97. Simulación de dispersión de <i>Escherichia coli</i> desde la bahía de Puerto Octay, año 2016.	130
Figura 98. Simulación de dispersión de <i>Enterococcus spp</i> desde la bahía de Frutillar, año 2016... 131	131
Figura 99. Simulación de dispersión de <i>Escherichia coli</i> desde la bahía de Frutillar, año 2016. 131	131
Figura 100. Simulación de dispersión de <i>Enterococcus spp</i> desde la bahía de Llanquihue, año 2016.	131
Figura 101. Simulación de dispersión de <i>Escherichia coli</i> desde la bahía de Llanquihue, año 2016.	132
Figura 102. Simulación de dispersión de <i>Enterococcus spp</i> desde la bahía de Puerto Varas, año 2016.	132
Figura 103. Simulación de dispersión de <i>Escherichia coli</i> desde la bahía de Puerto Varas, año 2016.	132
Figura 104. Cuenca del Puyehue y derechos de agua (DGA). Fuente, https://dga.mop.gob.cl/productosyservicios/derechos_historicos/Paginas/default.aspx (2020).....	133
Figura 105. Concesiones de acuicultura y pisciculturas (SUBPESCA) por número de centro en la cuenca del lago Puyehue (elaboración propia). Los nombres que aparecen son los oficiales de la concesión.....	134
Figura 106. Centrales hidroeléctricas en la cuenca del lago Puyehue. Si bien 2 de ellas se encuentran fuera de la cuenca, éstas se ven influenciadas debido a que su ubicación en el río Pilmaiquén, efluente del Puyehue.....	134
Figura 107. Número de cabezas de ovinos en la cuenca del Puyehue va entre las 298 en la localidad de lago Rupanco, a las 4423 en Entre Lagos.....	135
Figura 108. Número de cabezas de bovinos en la cuenca del Rupanco que varían entre las 1273 y las 48259.	135
Figura 109. Ganado caprino en la cuenca del Puyehue.	136
Figura 110. Producción de cereales en la cuenca del Puyehue (ha).	136
Figura 111. Superficie (ha) de chacras en la cuenca del Puyehue.	137
Figura 112. Superficie (ha) de hortalizas sembradas en la cuenca del Puyehue.....	137
Figura 113. Estaciones de calidad de agua, de la DGA y estación meteorológica de la cuenca del Puyehue (www.dga.cl , 2021).....	138
Figura 114. RIles (2022) y unidades Fiscalizables en la cuenca del Puyehue (2022). Este mapa se realizó con la información disponible en los portales de SNIFA.	139
Figura 115. Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Estado (SNASPE). Elaboración propia según información descargada de http://areasprotegidas.mma.gob.cl/ y http://sit.conaf.cl/	140
Figura 116. Formaciones vegetacionales en la cuenca del Puyehue. Elaboración propia con información del portal http://ide.mapas.mma.gob.cl/shapes/?C=N;O=A	141
Figura 117. Inventario plataforma humedales cuenca del Puyehue.	142



Figura 118. Atractivos turísticos y cabañas y camping de la cuenca del Puyehue.....	143
Figura 119. Densidad de habitantes en 70 zonas, delimitadas por el censo 2017. Los números en el mapa indican el número de habitantes por cada zona en la cuenca del Puyehue. Debido a que son 70 zonas, por razones visuales, se omite la leyenda de la figura, pero se detalla en la Tabla 22.....	144
Figura 120. Modelo conceptual de la cuenca del Puyehue. En cuadrados verde claro se observan los 4 grupos principales de servicios ecosistémicos. En cuadrados amarillos los servicios ecosistémicos que se pueden agrupar en las 4 categorías principales. En verde el acoplamiento de las variables biológicas y químicas. En tonos café/naranja aparecen las fuentes de contaminación tanto difusas como puntuales. En gris lo referente a la toma de datos y monitoreos. Se debe resaltar la necesidad de un manejo integrado de cuencas.	148
Figura 121. Gráfico de medias para la variable arena (%) de los lagos en estudio, incluyendo todas las etapas de estudio.....	206
Figura 122. Gráfico de medias para la variable grava (%) de los lagos en estudio, incluyendo todas las etapas de estudio.....	207
Figura 123. Gráfico de medias para la variable fango (%) de los lagos en estudio, incluyendo todas las etapas de estudio.....	208
Figura 124. Gráfico de medias para la variable materia inorgánica (%) de los lagos en estudio, incluyendo todas las etapas de estudio.....	209
Figura 125. Gráfico de medias para la variable materia orgánica (%) de los lagos en estudio, incluyendo todas las etapas de estudio.....	210
Figura 126. Gráfico de medias para la variable pH de los lagos en estudio, incluyendo todas las etapas de estudio.....	211
Figura 127. Gráfico de medias para la variable temperatura (°C) de los lagos en estudio, incluyendo todas las etapas de estudio.....	212
Figura 128. Gráfico de medias para la variable redox (mV) de los lagos en estudio, incluyendo todas las etapas de estudio.....	213



INDICE TABLAS

Tabla 1. Límites utilizados para la clasificación del estado trófico de lagos.....	29
Tabla 2. Rangos tróficos según valor de TSI.....	30
Tabla 3. Relación entre las variables TSI (adaptado de Carlson & Simpson, 1996).....	30
Tabla 4. Producción de salmonidos en balsas jaulas en lagos Llanquihue, Rupanco, y Puyehue, durante el año 2022.....	36
Tabla 5. Volúmenes de descarga de los aliviaderos de tormenta Santa Rosa y Puerto Chico durante el año 2022.....	37
Tabla 6. Superficie y porcentaje del total de los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Puyehue.....	47
Tabla 7. Clasificación de los servicios ecosistémicos (MEA 2005, Fisher <i>et al.</i> 2009).....	48
Tabla 8. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100972 (E1) y 101855 (E2) del lago Ranco	54
Tabla 9. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100205 (E1) y 100578 (E2) del lago Puyehue	58
Tabla 10. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 101862 y 100389 del lago Rupanco.....	62
Tabla 11. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100070 y 100100 del lago Llanquihue.	67
Tabla 12. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100394 y 101278 del lago Chapo.	71
Tabla 13. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100520, 100617, 100618 (E1), y E3 del lago Huillinco - Cacao.	75
Tabla 14. Variables físico-químicas del sedimento evaluadas en las estaciones de estudio 100521 y 100436 del lago Tarahuin.	80
Tabla 15. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100437 y 100427 del lago Natri.	84
Tabla 16. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 101522 y 101521 del lago Yelcho.	88
Tabla 17. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 110048 y 110038 del lago Riesco.	92
Tabla 18. Estadísticas básicas de las variables medidas en la columna de agua durante la X etapa. Los valores están en µg/l.	108
Tabla 19. Índice de Carlson por etapa y por lago. Se calculó con el promedio de los datos por lago y etapa.	112
Tabla 20. Balance hidrológico (entradas y salidas de agua), y tiempo de renovación teórico calculado en años para los lagos en estudio, calculado para el año 2022.	115
Tabla 21. Balance de fósforo y nitrógeno total (ingreso, egreso, sedimentación en ton/año), y % de sedimentación), tiempo de renovación, área cuenca/área lago, de los lagos en estudio, calculado para el año 2022.	116



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

Tabla 22: Número de habitantes en la cuenca del Puyehue de acuerdo al censo 2017 por entidad y categoría..... 144



RESUMEN EJECUTIVO

El proyecto “Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados con actividades de acuicultura en la zona sur de Chile”, es un programa de estudio que nació para obtener información actualizada del estado ambiental y capacidad de carga de los lagos donde se desarrolla la actividad de acuicultura en balsas jaula dentro de los lagos, ésto dado que la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA) y sus resoluciones acompañantes, mandan que los sistemas acuáticos donde se realice acuicultura deben encontrarse en equilibrio ecológico, sin sobrepasar la capacidad de carga del lago y con buenas condiciones de oxígeno. La acuicultura en los lagos de Chile se centra en el cultivo de salmones, el ciclo de vida de estos peces incluye etapas de cultivo que requieren de agua dulce. Esta actividad se está realizando en los lagos del sur de Chile aproximadamente desde los años 80’s. Se debe considerar también que hasta antes de la ejecución de este estudio, las evaluaciones ambientales de estos lagos generalmente estaban dadas por estudios esporádicos, lo cual no permitía darle un seguimiento a la evolución de la calidad ambiental. Por ello la importancia del desarrollo de este programa de estudio que desde el año 2012 ha estado evaluando ambientalmente estos lagos.

La red de monitoreo del programa de estudio comprende el muestreo anual de los lagos Araucanos: Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo; los lagos Chilotas: Cacao - Huillinco, Natri, y Tarahuin; y de los lagos Patagónicos: Yelcho y Riesco. En ellos se realiza un monitoreo estival, y adicionalmente un monitoreo mensual del lago Llanquihue. Se hace énfasis en el estudio del lago Llanquihue, ya que se le considera altamente vulnerable a la eutrofificación, debido a sus múltiples servicios ecosistémicos, y al largo tiempo de renovación de sus aguas. Se estima como prioritario el estudio continuo del lago Llanquihue, de modo que sea posible comprender de mejor forma el funcionamiento de este ecosistema.

A continuación, se hace un resumen por objetivo específico:

Objetivo 1: Evaluar el estado ambiental, trofía y balance de nutrientes para todos los lagos en estudio, además de la capacidad de carga para los lagos Araucanos y Patagónicos.

De acuerdo a este estudio, los lagos Araucanos y Patagónicos pueden considerarse de los más oligotróficos del mundo, debido a las bajas concentraciones de nitrógeno ($58,77 \mu\text{g/l}$ de mediana) y fósforo ($5 \mu\text{g/l}$ de mediana) medidas en la columna de agua. Sin embargo, se debe considerar que las estaciones de monitoreo de este estudio no se localizan en zonas urbanas, ni en la zona litoral, sino más bien en zonas más profundas, en donde la circulación tiende a facilitar una dilución de los nutrientes. Los lagos, por ser sumideros de su cuenca, acumulan los materiales que son arrastrados por la lluvia, ya sea en mayor o menor medida, dependiendo esto de su tiempo de renovación e hidrodinámica, entre otros factores.

En los lagos Araucanos, de acuerdo a los balances de nutrientes realizados, gran parte de lo que ingresa al lago sedimenta (82,4% del fósforo total en promedio sedimenta). En estos lagos se ha observado en algunas ocasiones que, ciertas bahías someras o cerradas, tienen una menor



transparencia de la columna de agua, una mayor concentración de nutrientes, presencia de algas filamentosas de orilla, o en otros casos, especies potencialmente nocivas como cianobacterias. Estas últimas se encuentran generalmente en bajas concentraciones (bajo un 5% de la abundancia relativa), pero son un potencial peligro en caso de darse las condiciones ambientales para formar un florecimiento (sobre 2 millones de células por litro). Cabe mencionar que las ventajas adaptativas de las cianobacterias son variadas (células para flotabilidad, forman quistes, pueden asimilar nitrógeno atmosférico, reservas de nitrógeno en heterocistos), lo que les confiere mayores oportunidades de dominar el sistema.

El hecho que los lagos se encuentren en una condición mayormente oligotrófica, da la oportunidad a la autoridad y a todos quienes utilizan los recursos lacustres, de tomar medidas precautorias para mantener el estado actual y facilitar la preservación de los servicios ecosistémicos, tendiendo al desarrollo sustentable. Cabe destacar que los lagos Patagónicos presentan grandes cuencas y el tiempo de renovación de sus aguas es menor (1 año aprox.) que el de los lagos Araucanos (entre 4 y 65 años aprox.). Este bajo tiempo de renovación de agua podría influir en una menor sedimentación y por lo tanto una menor acumulación, lo cual según los resultados obtenidos sería discutible (91% de sedimentación de fósforo total lago Yelcho y 83% para lago Riesco). Una singularidad de estos sistemas acuáticos es la presencia de material glacial que interfiere y reduce la transparencia de la columna de agua. Así también, el lago Yelcho es el único de la red de monitoreo que posee una cuenca compartida con Argentina, y uno de los principales tributarios proviene del lado argentino de la cuenca, lo cual debe considerarse para la toma de decisiones respecto a los posibles usos en la cuenca.

En tanto, los lagos Chilotés presentaron generalmente una alta concentración de nutrientes, tanto fósforo total (máximo de 2100 µg/l de PT) como color asociado al carbono coloreado disuelto (125 Pt, mg/l aprox.), oscilando generalmente estos lagos entre la distrofia y la mixotrofia, lo cual otorga una elevada vulnerabilidad ante los aportes de nutrientes y otros xenobióticos. Además, se debe tener en cuenta que la isla de Chiloé tiene una dependencia absoluta de la precipitación como fuente de ingreso de agua dulce. Lo cual confiere una notable importancia de estos lagos para la vida y productividad de la isla de Chiloé y de la región de Los Lagos. La vulnerabilidad que presentan estos lagos, también se ha expresado en la forma de floraciones algales de cianobacterias, especialmente durante los veranos, donde también se han registrado cianotoxinas (microcistina, entre otras). Floraciones de cianobacterias se han observado sólo en los lagos Tarahuin y Huillinco - Cucao, en tanto, en el resto de los lagos Chilotés se han registrado cianobacterias en baja cantidad (menor al 5% de la abundancia relativa).

Los mayores aportes de PT a los lagos Araucanos, Patagónicos y Chilotés para el año 2022 provinieron de fuentes difusas, principalmente del uso de suelo (aprox. 74,6% del PT), lo que hace necesario poner mayor atención al continuo cambio de la cobertura vegetal bosque nativo hacia praderas, deforestación, y/o a parcelaciones con destino urbanístico. Como segunda fuente aportante de nutrientes se identificó a la acuicultura en balsas jaula (13,8% del PT aprox.) en los lagos: Puyehue,



Rupanco y Llanquihue. Teniendo la mayor producción el lago Rupanco, seguido del Llanquihue y luego el Puyehue.

En general, si observamos la producción de salmónidos a través del tiempo podemos decir que ésta ha ido disminuyendo. Tradicionalmente es en los lagos Araucanos donde se ha producido una mayor biomasa de peces, principalmente en los lagos Llanquihue y Rupanco, seguido del lago Puyehue, Chapo y Ranco. Una menor biomasa de salmónidos, comparativamente, ha sido producida en los lagos Huillinco, Natri y Tarahuin, y en menor cantidad en los lagos Riesco y Yelcho. El cese del cultivo de salmónidos en sistemas lacustres se ha ido dando de manera gradual, iniciándose el retiro de los centros de cultivo en balsas jaula desde los lagos Chilotas, siendo el lago San Antonio el primero donde se cesó la producción, y el lago Natri el último lago donde se declaró producción. Del mismo modo, la producción de acuicultura en los lagos Patagónicos ha ido disminuyendo, primeramente, se terminó la producción en el lago Sofía, y luego en el lago Yelcho. En el caso del lago Riesco, éste ha registrado cierta intermitencia en la producción de salmónidos, no registrando producción para esta temporada 2022. De los lagos Araucanos, Ranco y Chapo han dejado de producir salmónidos en balsas jaula. Si bien, en el lago Llanquihue también se han caducado concesiones de acuicultura, se mantiene el cultivo de peces y ha pasado a ser el tercer lago con mayor biomasa producida de salmónidos para el año 2022 (1384 t). En el lago Puyehue es donde actualmente se concentra la mayor producción de salmónidos *in situ* (1526 t/año 2022), con el lago Rupanco (1443 t/año 2022) en el segundo lugar.

De acuerdo a lo anterior, se sugiere en esta materia, no volver a retomar la acuicultura en los lagos Chilotas, limitar la producción en los lagos Araucanos y no aumentar la producción en lagos Patagónicos. Así también, ir disminuyendo paulatinamente la actividad de acuicultura dentro de los lagos, e ir realizando las acciones tendientes para producir alevines y smolts en pisciculturas localizadas en tierra que puedan tratar sus RILes.

Además de poner atención en el ingreso de nutrientes y xenobióticos a estos ecosistemas por diferentes vías, es imperativo evitar la dispersión de especies hidrobiológicas invasoras que puedan constituir una potencial plaga. Actualmente, de las 10 cuencas estudiadas solo se encuentran libres de la microalga plaga FAN Didymo los lagos Araucanos, Rupanco y Chapo, y los lagos Chilotas. Así también, si bien las cianobacterias no están declaradas en Chile como una plaga, es conocido a nivel mundial los efectos deletéreos de las floraciones de cianobacterias. Para evitar la propagación de estas microalgas u otros microorganismos, se debe poner énfasis en la desinfección de los artefactos usados dentro de los sistemas acuáticos. Se recomienda generar instancias obligatorias de limpieza tanto al ingresar como al sacar artículos de pesca, embarcaciones, u otros en los lagos.

Objetivo 2. Ajustar el modelo hidrodinámico desarrollado para el lago Llanquihue. Durante el desarrollo de este programa de estudio, se implementó el modelo hidrodinámico (MIKE 3) de alta resolución, forzado con información atmosférica de un modelo meteorológico regional (WRF) para 3 años (2016-2018) en el lago Llanquihue. En esta etapa, el modelo atmosférico e hidrodinámico fueron contrastados



con información satelital, datos de CTD y estaciones meteorológicas. Los resultados mostraron que el modelo hidrodinámico replicó de manera adecuada el ciclo anual de la temperatura superficial, ésto fue contrastado con información satelital, sin embargo, el modelo presentó tendencia a sobreestimar la temperatura, respecto a la información satelital durante el invierno de 2017 y 2018. Por otra parte, el modelo replicó de forma correcta el cambio estacional desde lo estratificado en verano a la mezcla de invierno y, además, se ajustó relativamente bien a la profundidad de la termoclina.

El modelo atmosférico fue evaluado respecto de 2 estaciones meteorológicas ubicadas alrededor del lago Llanquihue (Puerto Octay y Quilanto) entre los años 2016-2018, en ambas se observó un ciclo anual de temperatura adecuado, sin embargo, el modelo WRF subestimó la temperatura en verano, amortiguando los valores máximos, esto ocurrió en ambos sitios. En el caso del viento, el promedio mensual de magnitud del viento mostró un buen desempeño del modelo.

De acuerdo a las simulaciones, la circulación media del lago Llanquihue reveló un remolino de giro ciclónico de gran tamaño y que ocupó gran parte del lago, este giro estuvo presente claramente durante el verano y el otoño, desapareciendo en invierno y reapareciendo en primavera. La circulación durante el invierno se caracterizó por no tener una estructura de gran escala muy definida, sin embargo, un aspecto importante es el aumento en la magnitud de las corrientes en el estrato profundo, esto sugiere que, durante el invierno, la mayor energía entregada por el viento, permite un mayor dinamismo de los estratos profundos, induciendo mezcla y transporte de calor entre otros aspectos.

Los resultados del modelo hidrodinámico se encuentran visibles en el portal web CHONOS de IFOP en la herramienta ATLAS. Así también, los resultados de matrices de conectividad están disponibles en el portal web CHONOS de IFOP en la herramienta CLIC.

Objetivo 3. Proponer un modelo conceptual identificando los servicios ecosistémicos (SE) de una cuenca lacustre con actividades de acuicultura. Para llevar a cabo este objetivo se seleccionó al lago Puyehue, ya que este lago presenta alta actividad de acuicultura en balsas jaula, y se ha destacado una mayor proporción de compuestos nitrogenados disueltos en la columna de agua, en comparación al resto de los lagos Araucanos. Los servicios ecosistémicos identificados para la cuenca del lago Puyehue fueron de provisión, como derechos de agua, producción de alimentos, también tiene generación hidroeléctrica, producción de carne y leche, hortalizas y otros productos agrícolas. En cuanto a los SE de regulación, la cuenca cuenta con estaciones de monitoreo de calidad de agua y estaciones meteorológicas, además declaraciones de descargas de RILes (portal SNIFAS del MMA). Los SE culturales de biodiversidad y de hábitat de la cuenca del Puyehue se muestran en la forma de reservas biológicas, parques, bosque nativo, humedales, zonas de interés turístico, y asentamientos humanos. Algunos de estos SE son sinérgicos y otros pueden llegar a ser antagónicos dependiendo de la intensidad de uso que se dé al recurso, sin embargo, se considera el mapa conceptual generado, como una primera aproximación por parte de este estudio a integrar la información ambiental, biológica, cultural y social, dejando de manifiesto así el abanico de usos y buena parte de los recursos que provee este ecosistema.



1. ANTECEDENTES

En Chile, la acuicultura se ha transformado en uno de los sectores económicos de mayor dinamismo (O’Ryan & Pereira 2015), siendo el cultivo de salmón el segundo sistema de producción animal más importante a nivel mundial (Bjørndal 2002), y el recurso que ha experimentado un mayor crecimiento los últimos 15 años, convirtiéndose en la cuarta exportación más importante del país y estableciendo a Chile como el segundo exportador de salmón más importante a nivel mundial.

La actividad de acuicultura en lagos está centrada en salmonídos, se desarrolla activamente en la zona sur austral del país, en las regiones de: Los Ríos, Los Lagos, de Aysén y del General Carlos Ibáñez del Campo, concentrándose principalmente en los lagos Araucanos (Llanquihue, Rupanco, Puyehue, Ranco y Chapo) y con menor intensidad productiva en los lagos Patagónicos (Yelcho, Piesco). Si bien, históricamente en los lagos Chilotas se realizó el cultivo en balsas jaulas de alevines, en la actualidad (año 2021) no se produjo salmonídos en la columna de agua de dichos lagos. En los lagos del sur de Chile se ha desarrollado la etapa de alevinaje, mientras que la engorda y procesamiento de los salmones se realiza en los fiordos de las regiones de Los Lagos y de Aysén (Barton & Floysand 2010, Bustos-Gallardo 2013).

El fuerte y continuo crecimiento de la acuicultura ha generado importantes beneficios sociales e ingresos económicos, pero también ha dado lugar a diversos impactos ambientales (Holmer *et al.* 2008, David *et al.* 2009, Soto *et al.* 2019). Entendiendo que del intensivo uso de concesiones acuícolas la mayor parte de los desechos generados son de origen orgánico, la alteración de la calidad de agua es uno de los principales impactos que tiene la producción de salmones en agua dulce (Nieto *et al.* 2010). Así también la acumulación de desechos orgánicos en el bentos genera diferentes grados de impacto asociado al enriquecimiento orgánico (Gowen *et al.* 1990). El ingreso de una gran cantidad de materia orgánica al agua como peces muertos y alimentos, y el aporte de nutrientes como nitrógeno y fósforo, pueden generar efectos asociados a la eutrofificación (León-Muñoz *et al.* 2007). Así, un proceso que ocurre de manera natural y lenta en la historia geológica de un lago mediante el aporte gradual de nutrientes desde la cuenca (Lampert & Sommer 2007), se ve acelerado por las actividades antrópicas logrando condiciones eutróficas en un lapso significativamente menor. Por ello, desde la entrada en vigencia de la normativa ambiental sectorial, “Reglamento Ambiental para la Acuicultura” el año 2001, se establece la evaluación de los centros de cultivo en función de sus efectos en sedimentos y columna de agua. De este modo, se ha puesto en manifiesto el impacto que ha tenido la salmonicultura en los lagos del sur de Chile al reflejar condiciones anaeróbicas consecutivas en el 20 % de los centros de cultivo localizados en ellos, hecho señalado en estudios de capacidad de carga y de salmonicultura en algunos de los lagos de la X Región (proyectos FIP realizados entre 1994 y 1999).

Actualmente, la Ley General de Pesca y Acuicultura reconoce los impactos ambientales que puedan generar dicha actividad y la necesidad de prevenir su aparición, estableciendo dentro de sus actuales



exigencias el mantener el equilibrio ecológico de las zonas concedidas y que los centros de cultivo operen en niveles compatibles con las capacidades de carga de los cuerpos de agua. Así mismo, reconoce la fragilidad de los cuerpos de agua lacustres en los que se desarrolla la salmonicultura y la importancia de mantener las condiciones que permitan el desarrollo de la vida en general. En este sentido, la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, a través del Fondo de Investigación Pesquera (FIP), en los 90's realizó estudios orientados a conocer los efectos de la salmonicultura en los lagos donde se desarrollaba esta actividad. Dicha información, junto con otros estudios disponibles, se encontraban poco actualizados, lo que ha llevado a la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura a priorizar la realización de estudios de calidad ambiental entre el 2012-2022 (primera a décima etapa del proyecto), los que hoy requieren de continuidad.

Los cuerpos de agua continentales proporcionan bienes y servicios vitales para el bienestar y el desarrollo económico y social. Sin embargo, la transformación generalizada que han sufrido los ecosistemas durante los últimos 50 años, se ha presentado de forma rápida y extensa a tal punto que no es comparable con ningún otro periodo de la historia humana, y es así, como consecuencia de las actividades antrópicas, que se han generado modificaciones sustanciales sobre la capacidad de los ecosistemas para suministrar una amplia gama de bienes y servicios (Ryding & Rast 1993, Wetzel 2001, IETC 2001). Esto se evidencia en cambios en el uso de suelo nativo a suelos con actividad agrícola, ganadera o forestal, intensificación urbanística, sobreexplotación, contaminación, cambio climático e introducción de especies exóticas que compiten con las especies de flora y fauna autóctona (Lara *et al.* 1999, Alaback 1991, Donoso *et al.* 1998, Donoso & Lara 1999, Donoso & Otero 2005, Otero 2006). En este sentido, se ha constatado que el reemplazo de bosque nativo por usos preferentemente agrícolas o ganaderos, influencia significativamente los flujos de nutrientes hacia las cuencas dulceacuícolas (Jordan *et al.* 1997, Kaste *et al.* 1997, Castillo *et al.* 2000, Oyarzún & Huber 2003). Cabe resaltar que esta tendencia permanece y se agudiza por factores como la presión demográfica, el cambio tecnológico, la integración de las economías y las deficiencias en los marcos institucionales locales, regionales y globales.

Lo anterior sumado a la reconocida capacidad de los sistemas lacustres para integrar los impactos ocurridos en su cuenca (ILEC 2005, Williamson *et al.* 2008), producto de las contribuciones que reciben desde diferentes fuentes, como las precipitaciones atmosféricas, flujo desde los afluentes del lago y desde la cuenca de drenaje (Dodds *et al.* 2012, ILEC 2005, Williamson *et al.* 2008), hacen que el transporte de materiales con distintas características y de distintos orígenes una vez ingresan al lago, se mezclen completamente en el volumen del agua de este (ILEC 2005, Williamson *et al.* 2008), reflejando así de forma acumulativa lo que ocurre en su cuenca como en los diferentes sistemas que lo rodean. Esto deja en manifiesto la importancia de monitorear y preservar los servicios ecosistémicos que entregan los recursos hídricos de la nación.

En los estudios de Woelfl *et al.* (2013) y Pesse *et al.* (2016a, 2016b, 2017, 2018, 2020, 2021a, 2021b, 2022) se ha encontrado que los sistemas lacustres estudiados son vulnerables a la eutroficación



producto de las actividades antrópicas realizadas en su cuenca, y la realidad actual descrita en Pesse *et al.* (2021b), indica que los lagos Araucanos y Patagónicos se encuentran mayormente en condiciones oligotróficas sin sobrepasar su capacidad de carga, sin embargo, en varios de ellos, se registraron factores ambientales que estarían indicando posibles efectos de la eutroficación, especialmente en aquellas bahías más someras y con mayores aportes antrópicos. En tanto, los lagos Chilotas oscilaron generalmente entre un estado distrófico a eutrófico inclusive mixotrófico, variabilidad relacionada con las particularidades que posee cada uno presentando una elevada vulnerabilidad ambiental.

En Chile, aunque gran parte de las investigaciones de los sistemas lacustres han sido realizadas de forma puntual, exceptuando algunos estudios que abarcan un mayor periodo de tiempo (ej. Campos 1984, Campos *et al.* 1982, 1997, 1988, Prado-Fiedler *et al.* 1999, Soto 2002, Villalobos *et al.* 2003), estas investigaciones en su mayoría contemplan periodos reducidos de tiempo (< 1 año) y poseen baja frecuencia de muestreo (mayoritariamente mensual). Se estima necesario realizar nuevos estudios, en los que se describa el actual funcionamiento del sistema y se contemplen las nuevas presiones, donde se incremente la frecuencia de muestreo y el periodo de tiempo.

Se considera necesario mantener este tipo de registros en sistemas lacustres por la valiosa información y múltiples beneficios que generan al contar con ellos. Se ha continuado en esta novena etapa del estudio la mantención del registro continuo de las variables limnológicas en el lago Llanquihue. Anteriormente en la séptima etapa (Pesce *et al.* 2021a), se incorporó el monitoreo mensual en una estación de columna de agua de este lago. Se seleccionó al lago Llanquihue para un monitoreo intensivo, evaluación continua de temperatura de la columna de agua y modelación hidrodinámica, ya que presenta información histórica consistente, además de ser vulnerable ambientalmente por su lento tiempo de renovación y gran cantidad de actividades en su cuenca. Es un sistema lacustre que otorga servicios ecosistémicos de gran relevancia a la región de los Lagos (Pesce *et al.* 2021a), además de ser el segundo lago más grande de Chile. Por tanto, continuar mejorando la certidumbre de la modelación hidrodinámica implementada previamente para este lago (Pesce *et al.* 2021b), más el monitoreo mensual de variables abióticas en la estación C2 y mediciones de registro continuo de variables limnológicas a lo largo de un año, nos permitirá conocer de mejor modo el comportamiento y posibles tendencias ambientales para este lago.

Frente a diversas perturbaciones, los lagos en general presentan una respuesta lenta y no lineal (ILEC 2005, Scheffer & Jeppesen 1998). Empero, cuando las concentraciones de nutrientes van en aumento en el tiempo, y éstas sobrepasan la capacidad de resiliencia propias del lago, el cuerpo lacustre puede presentar un cambio brusco de su estado ambiental y ecológico, produciéndose un elevado incremento en las abundancias planctónicas que pueden asociarse a la eutroficación (ILEC 2005). Para retornar un lago a su condición inicial, se requiere de intensas labores de manejo, considerar la reducción en las contribuciones de nutrientes y mucho tiempo de trabajo, sin embargo, puede que las condiciones no retornen a las originales y no se evidencien cambios positivos de forma inmediata. Por



Lo tanto, el registro continuo de nutrientes en un lago permitiría trabajar en la detección de pequeños cambios y eventos singulares, además de obtener información de larga data para alimentar un modelo dinámico de nutrientes que nos permita mejorar nuestro entendimiento de un sistema lacustre, probar teorías, sobre todo para evaluar la calidad del agua de esos sistemas, y quizás predecir los efectos de la actividad humana sobre ellos (Movellán 2004). Para poder capturar el efecto del cambio climático se hace necesario realizar mediciones continuas y de largo plazo, que permitan percibir posibles cambios y efectos en los cuerpos de agua, realizando mediciones de baja y alta frecuencia, para abarcar respuestas en diferentes procesos.

Por otro lado, los sistemas lacustres también se encuentran expuestos al cambio climático, tales como cambios en la temperatura de la columna de agua y el nivel del lago, lo que está asociado a factores tales como, la temperatura del aire y la precipitación. De acuerdo a las proyecciones climáticas realizadas para el sur de Chile, se pronostica un aumento en la temperatura y disminución en las precipitaciones (CEPAL 2012, Garreaud 2011). Si bien, se ha pronosticado una menor cantidad de precipitación, ésta se presentaría de forma más intensa en ciertos eventos, lo que podría traer consigo un incremento en las contribuciones de nutrientes y sedimentos desde las cuencas por eventos intensos de precipitaciones.

Los lagos son considerados centinelas por su sensibilidad a cambio globales, y su respuesta en el tiempo varía según las características y resiliencia propias que presenta cada lago, y de los factores externos que ejercen presión sobre ellos. Son casos de estudio por su alta capacidad de integrar información de los cambios producidos tanto en el lago, como en la atmósfera y cuenca (Adrian *et al.* 2009, Dodds *et al.* 2012, ILEC 2005, Williamson *et al.* 2014, 2008). Aquello debe ser tomado en cuenta, en especial para preservar la calidad ambiental de los lagos, siendo el conocimiento previo sobre su funcionamiento (Adrian *et al.* 2009) clave para su entendimiento y posterior manejo.

Considerando las problemáticas ambientales que afectan a los sistemas acuáticos y como estos afectan no solo al ambiente, sino que a las poblaciones humanas que habitan en sus cuencas, se ha visualizado la necesidad de incorporar estudios que integren lo social y lo ambiental. Desde la séptima etapa del estudio (Pesse *et al.* 2021a) se ha hecho foco en determinar e incorporar los servicios ecosistémicos (SE), como una vía de reconocer la importancia de los beneficios de la interacción de los seres humanos con la naturaleza y los beneficios que esto conlleva (Díaz *et al.* 2018), y la conciencia de que es necesario preservar y mantener el ambiente se refleja en casi todos los ámbitos de trabajo, incluyendo la colaboración entre entidades gubernamentales, organizaciones privadas y científicas.

La sustentabilidad puede enfocarse desde tres puntos de vista: económico, ambiental y social. El punto de vista económico pretende maximizar el bienestar humano dentro de las limitaciones del capital, mientras que la perspectiva ambiental se enfoca en preservar la integridad de los sistemas ecológicos con el fin de asegurar la estabilidad del ecosistema global, siendo físicas y no monetarias sus unidades



de medida. Por último, el ámbito social recalca que los agentes claves son los seres humanos, siendo la organización social el fundamento para encontrar las soluciones viables que permitan encontrar el desarrollo sostenible (Díaz 2017).

Si bien el concepto de servicio ecosistémico (SE) se ha usado en la literatura desde los años 70's (Fisher *et al.* 2009), para el Ministerio del Medio Ambiente de Chile, los SE son definidos como "la contribución directa e indirecta de los ecosistemas al bienestar humano" (Evaluación de Los Ecosistemas de Milenio de España, 2011; TEEB 2014). Respecto a su clasificación, se puede utilizar la propuesta de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA 2005), que clasifica los SE en cuatro grupos: provisión (i.e. madera, agua), regulación (i.e. control de inundaciones y de pestes), culturales (i.e. espirituales, recreación) y soporte (i.e. ciclo de nutrientes). En las sucesivas etapas de este programa de estudio se han evaluado los SE de los lagos Llanquihue (Pesse *et al.* 2021a), Rupanco (Pesse *et al.* 2021b), Huillinco Cacao (Pesse *et al.* 2022), y en esta décima etapa del estudio, se entregará el modelo conceptual de los SE del lago Puyehue, siendo una primera aproximación para la visualización de posibles efectos (sinérgicos/antagónicos), entre diferentes componentes asociados al sistema acuático.

Este estudio de lagos con acuicultura, busca mantener registros ambientales actualizados que permitan clasificar y conocer la evolución en el tiempo del estado ambiental, balance de nutrientes y capacidad de carga de los lagos donde se realizan actividades de acuicultura *in situ*, de modo que sea posible para la autoridad contar con antecedentes científicos que permitan establecer las medidas administrativas necesarias. La ampliación de estos estudios hacia un monitoreo de seguimiento ambiental de los lagos con actividades de acuicultura de la zona sur del país es fundamental para mantener el recurso hídrico para ésta y las futuras generaciones.



2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

Evaluar el estado ambiental de los lagos, donde se realizan actividades de acuicultura y, mantener la información actualizada para la caracterización ambiental de cada uno de ellos.

2.2. Objetivos específicos

1. Evaluar el estado ambiental de ecosistemas lacustres que presentan actividades de acuicultura.
2. Ajustar el modelo hidrodinámico desarrollado para el lago Llanquihue.
3. Proponer un modelo conceptual identificando los servicios ecosistémicos de una cuenca lacustre con actividades de acuicultura.



3. METODOLOGÍA

3.1. Objetivo específico 1

Evaluar el estado ambiental de ecosistemas lacustres que presentan actividades de acuicultura.

3.1.1. Selección de puntos y época de muestreo

Los lagos a monitorear fueron seleccionados en las etapas precedentes del estudio, para lo anterior se consideró exclusivamente el monitoreo de aquellos lagos donde se ha realizado actividad de acuicultura y existieran concesiones de acuicultura activas (cultivo en balsas jaula).

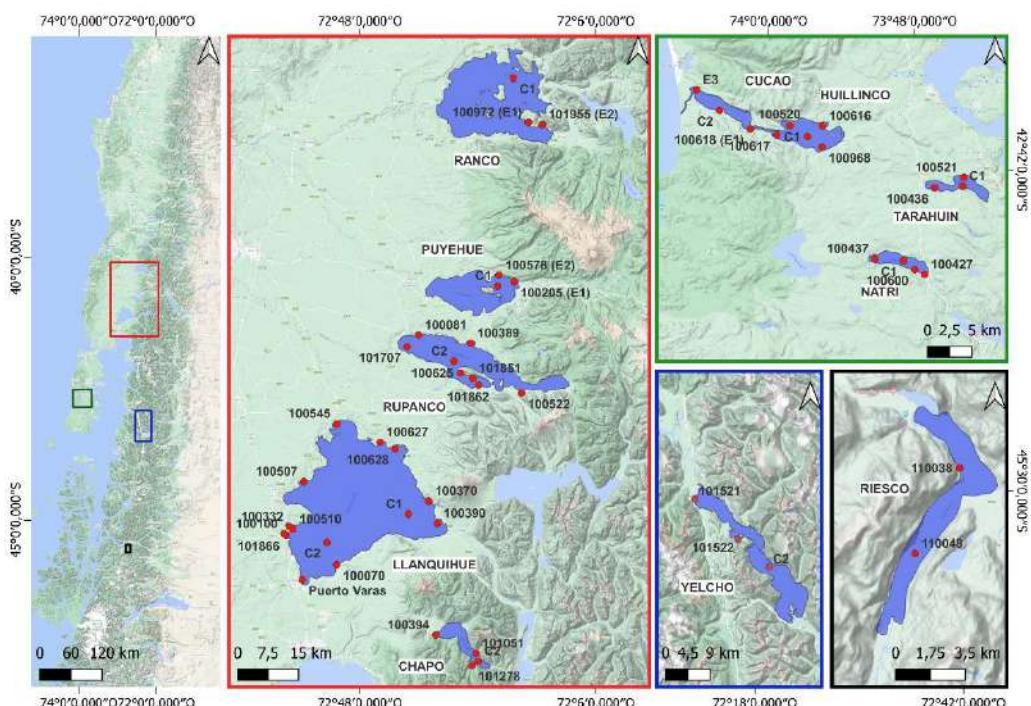


Figura 1. Estaciones de muestreo en los lagos Araucanos (rojo), Chilotas (verde) y Patagónicos (azul y negro) en estudio.

Los lagos en estudio son 10, correspondientes a 5 lagos Araucanos (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo); 3 lagos Chilotas (Huillinco – Cacao, Tarahuin y Natri), y 2 lagos Patagónicos (Yelcho y Riesco) (Figura 1). El monitoreo conservó el mismo diseño y estaciones de muestreo usado en las etapas previas del proyecto. En cada lago se seleccionaron puntos de muestreo asociados a cada uno de los centros de cultivos y sitios de referencia en las áreas de mayor profundidad de cada lago, en los cuales se midieron variables físicas, químicas y biológicas de la columna de agua, así también se tomaron muestras para el análisis de comunidades zooplanctónicas y fitoplanctónicas.



Para la evaluación de los sedimentos, se tomaron muestras en dos bahías seleccionadas previamente, estaciones que se escogieron de acuerdo a los resultados de etapas previas, en relación a valores de materia orgánica mayor a 9 %, pH menor a 7,1, potencial redox menor a 50 mV y/o mayor producción acuícola. Otro criterio que se consideró a la hora de seleccionar las estaciones sedimentológicas fue que contaran con una profundidad menor a 60 m, y se declararon como de fondo duro después de 5 lances de draga donde no se obtuviera muestra. En estas estaciones se tomaron muestras de sedimento para análisis de materia orgánica y granulometría en triplicado en cada estación seleccionada. Se midió *in situ*, temperatura, pH y potencial redox.

El monitoreo regular tiene temporalidad anual, y la época de muestreo seleccionada para realizar el monitoreo de calidad ambiental lacustre, fue verano de 2022 para los lagos Araucanos y Chilotas, y primavera de 2022 para lagos Patagónicos.

Así también, para evaluar en detalle los posibles efectos de la variabilidad temporal, sobre el estado trófico y variables complementarias de calidad ambiental en el lago Llanquihue, se realizó un monitoreo intensivo de carácter mensual en un sitio control de máxima profundidad (C2) del lago.

Durante cada muestreo y al finalizarlo, se siguieron los protocolos de higiene y bioseguridad, para evitar propagación de microorganismos acuáticos que puedan implicar potencial plaga hidrobiológica. De acuerdo al D.S. N° 345 de 2005, que estableció el reglamento sobre plagas hidrobiológicas, incluye la cuenca del lago Ranco, río Pilmaiquén – lago Puyehue, río Rahue - lago Rupanco, lago Yelcho, la desembocadura del lago Riesco, el río Pescado tributario del Llanquihue forman parte del área declarada como plaga (Res. Ex. N°1854 2022).

3.1.2. Evaluación de variables limnológicas - fisicoquímicas y biológicas

3.1.2.1. Monitoreo de columna de agua

En cada punto de muestreo de agua se midió la transparencia (m) mediante la utilización de un disco Secchi, así también se midió conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$), temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y oxígeno disuelto (mg/L), mediante perfiles en la columna de agua utilizando una sonda multiparamétrica (perfilador CTDO). Para ello se sumergió una sonda a 5 m de profundidad, se estabilizó el equipo por 5 minutos, luego se subió a ras de agua, y se bajó lentamente a velocidad continua hasta la profundidad máxima de la estación, sin tocar el fondo, y luego se subió el equipo hasta la superficie.

En puntos discretos de la columna de agua, se tomaron muestras de agua utilizando una botella Niskin de 5 L para análisis de nutrientes, de fósforo total (PT), nitrógeno total (NT), amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), ortofosfato (PO_4^{3-}) y silicato (SiO_2). De los cuales se extrajeron 500 ml para el análisis de PT y NT, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- y PO_4^{3-} y 125 ml para análisis de SiO_2 . Las muestras fueron preservadas a -20°C , exceptuando por las de silicato que se mantuvieron refrigeradas a 4°C hasta el momento del análisis en laboratorio.



El análisis de PT se realizó mediante digestión ácida y oxidación con persulfato de potasio según Koroleff (1983) y 4500-P B/5 de Standard Methods (2005), con un límite de detección (L.D.): 0,005 mg P/L. El análisis de NT se realizó mediante el método de digestión básica con hidróxido de sodio y persulfato de potasio según Koroleff (1983) y 4500-N/C y 4500-NO₃-E de Standard Methods (2005), con un L.D.: 0,015 mg N/L. El análisis de amonio se realizó mediante el método de fenato (SM 4500 – NH₃ F), con un L.D.: 0,003 mg N/L. Para el análisis de fósforo total, nitrógeno total y amonio se utilizó el equipo Segmented flow analysis Modul SKALAR. Estos análisis se realizaron en el laboratorio LIMNOLAB de la Universidad Austral de Chile, a cargo del Dr. Stefan Woelfl. El silicato se analizó según la metodología de Strickland y Parson (1972), con un L.D.: 0,005 mg/L, a través de espectrofotometría.

En el caso de los análisis de ortofosfato, nitrito y nitrato, se usaron diferentes técnicas analíticas para el grupo de los lagos Chilotes, y el grupo de los lagos Araucanos y Patagónicos. En el caso de los lagos Chilotes, el ortofosfato se midió mediante la técnica 4500-P del Standard Methods (2005), con un L.D.: 0,002 mg N/L. El nitrato se midió mediante la técnica 4500-NO₃ – E de Standard Methods (2005), con un L.D.: 0,002 mg N/L. El nitrito se analizó mediante la técnica 4500-NO₂ – B de Standard Methods (2005); con un L.D.: 0,002 mg N/L. Para el análisis de fósforo total, nitrógeno total y amonio se utilizó el equipo Segmented flow analysis Modul SKALAR. Por otro lado, las muestras de ortofosfato, nitrito y nitrato para los lagos Araucanos y Patagónicos fueron analizadas en equipo autoanalizador de flujo continuo segmentado QuAAstro39, utilizando métodos estándar. Para nitrito se usó el método Q-054-04 Rev.2 (12/2011) - NO₂, con un L.D.: 0,1 µg N/L, para nitrato se usó el método Q-119-11 Rev.2 (12/2016)-NO₃, con un L.D.: 0,3 µg N/L, y para fosfato se utilizó el método Q-048-04 Rev.3 (08/2016)-PO₄, con un L.D.: 0,2 µg P/L.

En el presente informe, se incorporó el análisis de datos históricos generados por este estudio (Pesse *et al.* 2016a, 2016b, 2017, 2018, 2020, 2021a, 2021b, 2022), considerando todas las variables físico químicas de columna de agua para cada lago. Las variables incorporadas fueron temperatura, pH, N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃, NT, P-PO₄, PT, SiO₂, clorofila y transparencia. Se realizó un análisis descriptivo mediante gráficos con todos los valores registrados por variables y su tendencia en el tiempo. En los casos en que las concentraciones no superaron el límite de detección se utilizó como concentración el valor del L.D. del analito. Adicionalmente, se realizó un análisis de estadística básica de las variables, incluyendo el valor mínimo y máximo, mediana, promedio, primer cuartil, tercer cuartil.

Además, en las muestras obtenidas a las profundidades discretas con la botella Niskin se midió el pH y temperatura del agua directamente, a través de un equipo ORION modelo Star A324 con electrodo ROSS Ultra PH/ATC epóxico.

Para el muestreo de clorofila a se utilizó el mismo contenido de la botella Niskin utilizada en el muestreo para variables fisicoquímicas en las mismas profundidades. Se extrajo ~1 L de agua para clorofila a. Posteriormente, para la determinación de clorofila a se filtró 1 L de agua, antes de que transcurrieran 6 h de colectada la muestra, a través de filtros de fibra de vidrio de 0,7 µm. Los filtros fueron congelados a -18 °C hasta el momento de la extracción con acetona al 90 %. Los extractos acetónicos (10 ml) fueron almacenados en oscuridad a 4 °C durante 24 horas, luego filtrados a través de filtros



de fibra de vidrio Millipore de 12 mm de diámetro e inmediatamente leídos en un espectrofotómetro Shimadzu UV-1203. La concentración de clorofila *a* se calculó según ecuaciones de Jeffrey & Humphrey (1975).

Para el estudio del fitoplancton, se realizó un análisis cualitativo y cuantitativo integrado de fitoplancton en cada estación de muestreo. El análisis de fitoplancton cualitativo se realizó para aumentar la probabilidad de colectar mayor número de especies, principalmente a aquellos fitoplanctónicos con flotabilidad positiva como, por ejemplo: *Botryococcus* o *Microcystis*; o aquellos que con ayuda de sus flagelos pueden nadar y escapar, pudiendo quedar sub-representados por los análisis cuantitativos colectados con botella. Las muestras de fitoplancton cualitativo fueron tomadas con una red de fitoplancton de una trama de 25 µm, entre 0 y 40 m de profundidad o la máxima profundidad posible dependiendo de la batimetría de la estación de muestreo. Las muestras cualitativas fueron preservadas formalina al 2 %. En el caso de los lagos Chilotes las muestras cualitativas se tomaron desde la superficie al límite de la zona fótica, calculada como la profundidad del disco Secchi multiplicado por 2,5 (Noges et al. 2010). Para cada estación de muestreo, se analizaron tres alícuotas de 1 ml de las muestras cualitativas en cámara Sedgewick Rafter obteniendo una diversidad fitoplanctónica inicial.

La toma de muestra para el análisis de fitoplancton cuantitativo se realizó dentro del mismo estrato comprendido para las muestras cualitativas (0 - 40 m). Con una botella Niskin se colectaron muestras cada 5 m, iguales volúmenes de agua se fueron colectando en una botella, luego de obtenidos las submuestras de cada profundidad, se homogenizó suavemente y se colectó finalmente la muestra en un frasco y se fijó con lugol. Para los lagos Chilotes, se colectó muestra entre la superficie cada 5 m hasta el límite de la zona fótica. Para el análisis cuantitativo de fitoplancton se utilizó el método de Mischke et al. (2012), para lo cual se realizaron conteos de la cámara completa de meso-fitoplancton bajo aumento (10x), posteriormente se contó por transecto con aumento (20 y 40x). Se usó un microscopio Leica DMIL para la determinación de la composición específica, utilizando la siguiente literatura: Krammer & Lange-Bertalot (1991, 2000), Rivera (1970), Rivera et al. (1973), Rivera (1974), Rivera et al. (1982 a, b, c, d), Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (2016), González & Inostroza (2016), Parra et al. (1982a), Parra et al. (1982b), Parra et al. (1982c), y Almanza et al. (2016).

Para el muestreo de zooplancton, en cada estación de muestreo de columna de agua, se utilizó una red de 80 µm (apertura: 40 cm), la cual se sumergió hasta 60 o 2 m sobre la profundidad máxima cuando ésta fue menor a 60 m. En el caso de la muestra se almacenó en frascos de 125 ml y se fijó con alcohol al 70 %. Para el caso de los lagos Chilotes, la profundidad de muestreo para el zooplancton fue el límite de la zona fótica. Para conocer el volumen que filtra la red, se midió el diámetro de la boca de la red y la profundidad a la cual será sumergida, con ello se calculó el volumen filtrado y se obtuvo la densidad de individuos por litro.

La identificación de los distintos taxones que integran el zooplancton se realizó por medio de disección y observación de las características discriminatorias de cada taxón en microscopio (Labomed Lx 100), a un aumento de 400x; el conteo de la abundancia se realizó en lupa estereoscópica y en cámara de conteo de zooplancton Bogorov; donde se contó la muestra completa. Si la muestra presentó un gran



número de organismos, el conteo se realizó mediante la toma de tres alícuotas de 1 ml y se estimó la abundancia según el protocolo establecido en Woelfl *et al.* (2018). Las fotografías fueron tomadas en microscopio, con una cámara réflex (Canon Rebel T6) y se procesaron en el software fotográfico DigiKam 7.5.0.

Las referencias utilizadas para la identificación son las siguientes: Araya & Zúñiga (1985), Löffler (1961), Bayly (1992), Cicchino & Ringuelet (1977), Fenwick (2007), Gómez *et al.* (2007), Gómez & Gee (2009), Lewis (1972), Löffler (1966), Locascio de Mitrovich & Menu-Marque (2001), Mercado-Salas & Suárez-Morales (2009), Pilati & Menu-Marque (2002), Reid (1985), Williamson & Reid (2001), Alonso & Kotov (2017), Kotov (2007), Kotov *et al.* (2003), Kotov & Stifter (2005), Kotov *et al.* (2009), Kotov *et al.* (2010), Kořínek & Villalobos (2003), Orlova-bienkowskaja (2001), Paggi (1979), Silva-Briano & Dumont (1999), Smirnov & Timms (1983), Fontaneto & Ricci (2004), Shiel (1995), Wallace & Snell (2001), y Fryer (1987).

Finalmente, en los lagos Chilotés se tomaron muestras de agua para la obtención de carbono orgánico disuelto (DOC) y caracterización de la materia orgánica disuelta (DOM), para esto se tomaron 125 ml de muestra de agua por medio una botella Niskin a las mismas profundidades de los nutrientes y clorofila-a. Las muestras de agua fueron filtradas por medio de un filtro de 0,22 µm y refrigeradas (4 °C) hasta su análisis. La concentración de COD se obtuvo por medio de la técnica combustión a alta temperatura con un autoanalizador HighTOC (Elementar Systems) con un límite de detección de 0,1 mg L⁻¹. En tanto la caracterización de DOM se realizó por medio de espectrofluorimetría y espectrofotometría asociada a un análisis de factores paralelos (PARAFAC), para la generación de un modelo DOM. Estos análisis se realizaron en el laboratorio de Ecología Aplicada de la Universidad Austral a cargo del Dr. Jorge Nimptsch.

3.1.2.2. Monitoreo de sedimentos

Para el análisis de sedimento se extrajeron muestras en cada punto (n=3) mediante la utilización de una draga de cierre hermético con ventanas abatibles (Petit Ponar, Wildco) controlada por un huinche. A las muestras de sedimento se les midió *in situ* temperatura, pH y potencial redox desde los 3 primeros centímetros del sedimento utilizando un multiparamétrico (ORION Star A324, electrodo específico). Con la ayuda de una espátula se extrajo desde una de las ventanas una muestra de sedimento desde los 3 primeros centímetros (100 g aprox.). El material fue depositado en botellas de 150 ml para el posterior análisis de materia orgánica. Otros 150 g fueron extraídos desde la ventana opuesta hasta los primeros 3 cm para el análisis granulométrico y textural. Todas las muestras fueron depositadas en cajas térmicas a una temperatura máxima de 4 °C, debidamente etiquetadas, y trasladadas al laboratorio para su análisis.

El análisis granulométrico se realizó mediante tamizado, que permitió separar los rangos texturales de los sedimentos de acuerdo a la escala de tamaños de Wentworth (1922). En el laboratorio, una vez obtenidos los pesos de cada fracción de tamaño, a partir del análisis de tamizado, fueron expresados los valores en porcentaje diferencial respecto del peso total. Posteriormente, se estimó el diámetro



medio (tamaño medio) y los parámetros de dispersión (selección y asimetría) mediante análisis estadístico utilizando los criterios de Folk y Ward (1957). En la estimación del diámetro medio, los datos fueron representados en la escala logarítmica phi (ϕ) con el propósito de realizar la descripción de los datos mediante numeración entera (Folk 1980), de acuerdo a la siguiente ecuación: $\phi = -\log_2 D$, donde D fue el diámetro de la partícula en mm. Para la clasificación de los sedimentos se aplicó el triángulo ternario de Folk *et al.* (1970) que consideró la participación de la fracción psefítica (gravas). Los parámetros texturales permitieron efectuar un análisis descriptivo sobre la distribución textural de los sedimentos (triángulos texturales) y otros estadísticos (Folk & Ward 1957) que utilizaron las medidas de tendencia central (media, mediana) y de dispersión (desviación estándar) para inferir las condiciones de sedimentación asociadas al ambiente bentónico evaluado, así como su distribución espacial principalmente en asociación con el comportamiento de las profundidades en el sector.

El análisis materia orgánica se analizó realizando en primer lugar una homogenización de la muestra, desde la cual se tomó una submuestra de aproximadamente 10 g, la cual fue secada a 100 °C por un periodo de 8 horas. Posteriormente se tararon los crisoles, se pesaron con las submuestras, las cuales fueron posteriormente calcinadas a 450 °C (mufla) durante 5 horas. Los crisoles con las submuestras se dejaron enfriar en un desecador, para finalmente pesar los crisoles con las submuestras calcinadas. Por diferencia de peso se obtuvo el peso de la materia orgánica total de cada submuestra (Byers *et al.* 1978).

Se realizó una comparación de las variables sedimentológicas de manera individual (arena, fango, grava, materia orgánica, materia inorgánica, redox, pH, y temperatura) para los lagos en estudio, considerando todas las etapas de estudio, calculando y graficándose las medias para cada variable sedimentológica.

3.1.2.3. Estado trófico de lagos Araucanos y Patagónicos

La trofía en lagos perteneciente al grupo de lagos Araucanos y Patagónicos fue analizada de dos formas, descritas a continuación:

a) Trofía de lagos Araucanos y Patagónicos

Para evaluar el estado trófico de los lagos Araucanos y Patagónicos se utilizaron los límites fijados en la Guía de Norma Secundaria (OECD 1982) para los parámetros de trofía, transparencia, PT, NT y clorofila a (Tabla 1).

Tabla 1. Límites utilizados para la clasificación del estado trófico de lagos.

	Ultraoligotrofia	Oligotrofia	Mesotrofia	Eutrofia
Transparencia (m)	> 20	20 - 10	10 – 5	< 5
Fósforo total (µg/L)	< 5	5 - 10	10 - 20	>20
Nitrógeno total (µg/L)	< 60	60 - 250	250 - 400	> 400
Clorofila a (µg/L)	< 1	1 - 3	3 - 10	>10



Para determinar el estado trófico de los lagos se utilizaron datos que estaban dentro de la zona fótica, determinada la zona fótica como la transparencia multiplicada por 2,5 (Noges *et al.* 2010). Así también, cuando las concentraciones estaban bajo el límite de detección se utilizó el valor del límite de detección.

b) Índice de Carlson para lagos Araucanos y Patagónicos

Como una forma de ver y establecer los niveles de trofía a través de las diferentes etapas y en los lagos Araucanos y Patagónicos estudiados se realizó el cálculo del índice de Carlson & Simpson (1996), donde se utilizó el promedio por etapa y por lago de la concentración de fósforo total (PT) en $\mu\text{g/l}$ a 0 m, la concentración de clorofila a (Cla) a 0 m en $\mu\text{g/l}$ y transparencia (m) en cada estación de muestreo. Este índice varía entre 0 y 100, de acuerdo a las siguientes ecuaciones:

$$\text{Ecuación 1: } \text{TSI.SD} = 60 - 14,41 * (\log (\text{Secchi}))$$

$$\text{Ecuación 2: } \text{TSI.PT} = (14,42 * \log (\text{PT})) + 4,15$$

$$\text{Ecuación 3: } \text{TSI.Cla} = (9,81 * \log (\text{Cla})) + 30,6$$

Donde:

TSI.SD= Índice de Carlson para transparencia del disco de Secchi

TSI.PT= Índice de Carlson para fósforo total

TSI.Cla = Índice de Carlson para clorofila a.

El valor de TSI (Trophic State Index) como indicador se interpretó de acuerdo a la Tabla 2:

Tabla 2. Rangos tróficos según valor de TSI.

Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
<40	40-50	50-70	>70

La relación entre las variables se puede interpretar de acuerdo a la Tabla 3.

Tabla 3. Relación entre las variables TSI (adaptado de Carlson & Simpson, 1996).

Relaciones entre variables TSI	Condiciones
TSI.Cla = TSI.PT = TSI.SD	Algas dominan la atenuación de la luz; NT/PT ~ 33:1.
TSI.Cla > TSI.SD	Grandes partículas como <i>Aphanizomenon</i> , son dominantes.
TSI.PT = TSI.SD > TSI.Cla	Partículas que no son algas o el color dominan la atenuación de la luz.
TSI.SD = TSI.Cla > TSI.PT	El fósforo limita la biomasa (NT/PT > 33:1).



Relaciones entre variables TSI	Condiciones
TSI.PT > TSI.Cla = TSI.SD	Las algas dominan la atenuación de la luz, pero algunos factores como la limitación de nitrógeno, el pastoreo de zooplancton o los tóxicos limitan la biomasa de algas.

Una vez calculado los índices de Carlson para las variables individuales que lo componen y para poder visualizar la variabilidad en el espacio y en el tiempo se realizó un gráfico ternario que transforma proporcionalmente estos índices individuales.

3.1.2.4. Estado trófico de lagos Chilotés

Para evaluar el estado trófico de los lagos Chilotés se utilizó el modelo conceptual nutriente color propuesto por Williamson *et al.* (1999) y posteriormente modificado por Webster *et al.* (2008) (Figura 2). Este modelo conceptual se basó en la utilización de dos variables, fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y color (mg Pt/L) (Williamson *et al.* 1999, Webster *et al.* 2008). Como límite de fósforo total se utilizó la concentración de 10 $\mu\text{g/L}$, que correspondió al límite de un estado oligotrófico en sistemas lacustres. Para la variable de color se utilizó como límite 20,46 mg Pt/L (Webster *et al.* 2008), para definir entre bajo y elevado color del lago.

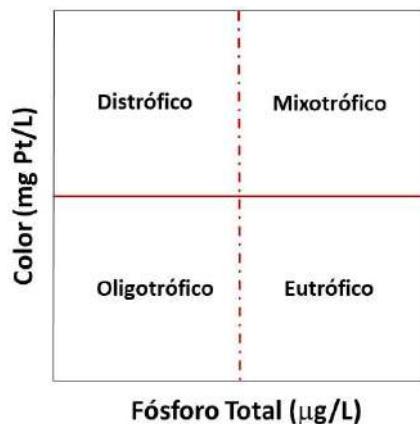


Figura 2. Modelo conceptual nutriente color (Williamson *et al.* 1999, Webster *et al.* 2008).

El análisis de color se realizó según la metodología de Kirk (2011). Para ello, se tomaron muestras de agua por medio de la botella Niskin, en las mismas profundidades discretas de nutrientes, clorofila y carbono. Las muestras fueron filtradas a través de filtros de policarbonato de 0,2 μm de poro, almacenadas en botellas de polipropileno de 125 ml y refrigeradas hasta su análisis. Para calcular el valor de color se determinó el coeficiente de absorción (gilvin, m^{-1}) (Cuthbert & del Giorgio 1992), según la siguiente ecuación:

Ecuación 4:	Gilvin (m^{-1}) = 2,303 * D / r
-------------	--



Donde "D" correspondió a la medición de absorbancia a 440 nm (Cuthbert & del Giorgio 1992, Kirk 2011), obtenida por medio de un fluorómetro Varian Cary Eclipse Fluorescence Spectrophotometer. Y "r" fue la longitud de la celda en metros. A partir del coeficiente de absorción se determinó el valor de color, utilizando la siguiente ecuación (Cuthbert & del Giorgio 1992):

Ecuación 5:	$\text{Color (mg Pt/L)} = 18,216 * g_{440} - 0,209$
-------------	---

3.1.2.5. Capacidad de carga de lagos Araucanos y Patagónicos

Para evaluar la capacidad de carga, se utilizó el modelo desarrollado por OECD (1982), donde se calculó la carga crítica y actual de fósforo total (PT) y nitrógeno total (NT) para todos los lagos Araucanos y Patagónicos en estudio. Este modelo considera en su mayoría pocos factores, principalmente la profundidad promedio del lago y el tiempo de renovación teórico del volumen del lago, con lo cual, finalmente es posible determinar además la carga crítica (permisible) para mantener un lago en un estado oligotrófico y no superar los 10 µg/L de fósforo total, y los 250 µg/L de nitrógeno total. Si se sobrepasaran estas concentraciones, de manera separada y/o conjunta, los lagos en general entrarían a un estado mesotrófico.

Se utilizó la ecuación 4 según Vollenweider (1976) para calcular la carga crítica de nutrientes. Esta ecuación es considerada actualmente por la Comunidad Europea en su directiva (78/659/EEC) para lagos temperados con una profundidad máxima entre 18 y 300 m.

Ecuación 6:	$\text{Carga crítica PT (mg/m}^2\text{*año)} = 10 \text{ qs} (1 + \sqrt{\text{Tw}})$
	$\text{Carga crítica NT (mg/m}^2\text{*año)} = 250 \text{ qs} \cdot (1 + \sqrt{\text{Tw}})$

Donde:

Tw: Tiempo de renovación del agua (años).

qs: Carga hidráulica (z/Tw).

El cálculo del tiempo de renovación (Tw) se calculó de la siguiente manera:

Ecuación 7:	$\text{Tw} = \text{vol. lago} / \sum Q \text{ sub.}$
-------------	--

Donde:

vol. lago: Volumen del lago (km³)

$\sum Q$ sub.: Suma de los caudales o escorrentías provenientes de las subcuenca que posee el lago en estudio (km³/año).

Estimación de la carga actual con modelo predictivo

En base a la concentración promedio de PT y NT en la columna de agua se calculó la carga actual del nutriente en los lagos Araucanos y Patagónicos, de acuerdo a las fórmulas predictivas de Vollenweider



(1976). Estos valores se compararon con lo obtenido en los ingresos del balance de nutrientes cotejando así la predictibilidad de este modelo.

La carga actual de PT y NT, según corresponda en los lagos de estudio, se calculó con la siguiente fórmula:

Ecuación 8:

$$\text{Carga actual (mg/m}^2/\text{año}) = \text{PT} * z/Tw/ (1-R)$$

$$\text{Carga actual (mg/m}^2/\text{año}) = \text{NT} * z/Tw/ (1-R)$$

Donde:

PT: Concentración actual promedio de PT en la columna del lago.

NT: Concentración actual promedio de NT en la columna del lago.

z: Profundidad media.

Tw: Renovación teórica del volumen del lago.

R: Coeficiente de retención ($R= 1/(1 + (1/\sqrt{Tw}))$).

3.1.2.6. Balance hidrológico y de nutrientes por sistema lacustre

Se realizó una estimación del balance hidrológico anual actualizado para el año 2022 para los lagos considerados en este objetivo, utilizando la siguiente ecuación:

Ecuación 9:

$$R + P = S + Ev + D \pm \Delta L$$

Donde:

R: Entradas ríos y/o esteros.

P: Precipitaciones.

S: Salidas efluente.

Ev: Evaporación del lago.

D: Drenaje profundo del lago.

ΔL : Variación de la reserva del lago.

En cuanto al cálculo y determinación de la cuenca hidrográfica de cada lago, se utilizó información actualizada obtenida a partir de la IX etapa de este programa de estudio. Para ello se utilizaron imágenes de Radar ASTER Global Digital Elevation Model (GDEM), con las cuales se procedió a realizar un mosaico del área de estudio, con el objetivo de generar un DEM (Digital Elevation Model), posteriormente se generó un análisis de pendientes, de dirección y acumulación de flujos. A partir de estos se obtuvo la cuenca y las sub-cuenca de cada lago. Este análisis raster se vectorizó y geoprocésó para evitar errores topológicos en posteriores análisis geoespaciales.

Finalmente, se trabajó con la información de uso de suelo del catastro vegetacional de Chile (CONAF-CONAMA-BIRF 2007, 2013), con la cual se generaron análisis espaciales a partir de la definición de cuencas y sub-cuenca para obtener el uso de suelo por cada unidad hidrográfica definida anteriormente, utilizando el software ArcGis 10.



Una vez definidas las subcuenca, el uso de suelo, y las características y series de suelo para cada una de las subcuenca, se estimaron las entradas de agua provenientes de ríos, laderas y pequeños esteros a cada lago mediante el método de la Curva Número (SCS 1975). Las características de los suelos y las series de suelo se obtuvieron a partir de los mapas de SERNAGEOMIN y de literatura.

La Curva Número (CN) reflejó la reacción de una superficie con un determinado uso de suelo en términos de escorrentía, según las condiciones de humedad del suelo, es decir, la CN fue el porcentaje de la lluvia incidente que llega a ser escorrentía. La relación entre CN, almacenaje de agua y escorrentía es:

Ecuación 10:	$Q = (P - 0,28 S)^2 / (P + 0,8 S)$
---------------------	------------------------------------

Donde:

Q: Caudal o escorrentía de cada microcuenca ($m^3/año$)

S: Retención potencial (mm)

P: Precipitación (mm/año)

El parámetro S (unidades SI, mm) se estimará con la ecuación:

Ecuación 11:	$S = (25400 - 254 CN) / CN$
---------------------	-----------------------------

Donde:

CN: Curva número ($0 < CN > 100$)

CN es igual 100 para suelos impermeables y menor a 100 para suelos naturales.

Se aplicó la CN a las subcuenca definidas por cuenca de lago, considerando el grupo hidrológico de suelo, de acuerdo a sus capacidades de infiltración. El volumen de escorrentía para cada una de las subcuenca con distintos usos de suelo, se obtuvo calculando una CN ponderada para cada subcuenca y luego utilizando las ecuaciones 10 y 11).

Las precipitaciones se obtuvieron de estaciones meteorológicas de la red agrometeorológica del INIA y DGA-MOP cercanas a los lagos, actualizadas al año 2022.

Para la determinación de caudal de los efluentes de los lagos que no contaron con información óptima para representar el comportamiento hidrológico de su desagüe, se utilizó el método de transposición de cuencas.

Este método se describe a continuación:

Método de transposición de cuencas: este método permitió generar caudales para cuencas donde no existió información fluviométrica observada, a partir de datos en cuencas con información fluviométrica existente. Esta metodología consistió en determinar un coeficiente o factor de transposición (FT), de acuerdo a las características morfométricas e hidrológicas de las cuencas con información fluviométrica, y multiplicarlo por la estadística existente para generar datos en la cuenca sin información.



El procedimiento utilizado para la generación de caudales se detalla a continuación:

- Selección de una estación fluviométrica que se considere representativa.
- Definición de cuencas hidrológicas, utilizando información de escala 1:50.000, de la estación fluviométrica y del punto de interés (en este caso, desagüe del lago).
- Estimación del área de cada cuenca.
- Estimación de la precipitación efectiva anual de cada cuenca.
- Cálculo del Factor de Transposición (FT):

Ecuación 12:	$FT = (P1 - E1) * \text{Área1} / (P2 - E2) * \text{Área2}$
--------------	--

Donde

Área1: Área de drenaje de la cuenca sin datos (km^2).

P1: Precipitación anual de la cuenca sin datos (km^2).

E1: Evapotranspiración anual de la cuenca sin datos (km^2).

Área2: Área de drenaje de la cuenca con datos (km^2).

P2: Precipitación anual de la cuenca con datos (km^2).

E2: Evapotranspiración anual de la cuenca con datos (km^2).

Generación de los caudales en el punto de interés mediante el método de transposición de cuencas:

Ecuación 13:	$Q1 = Q2 * FT$
--------------	----------------

Donde:

Q1: Caudal generado.

Q2: Caudal conocido.

El **balance de nutrientes** de cada cuerpo de agua, se realizó para cuantificar las entradas, salidas, y la concentración de nutrientes resultante en la columna de agua, realizando un balance másico de nutrientes (fósforo total y nitrógeno total, según lago en estudio). Para este cálculo se incluyeron las fuentes puntuales y difusas.

La actividad de acuicultura en balsas jaulas fue considerada una fuente puntual, información que se extrajeron en base a información entregada por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SUBPESCA) para el año 2022 (Tabla 4). La carga de nutrientes que aportó esta actividad fue obtenida realizando un retro cálculo a partir de los datos de producción neta de peces, estimando que cada tonelada de peces producida aportaría 9,3 kg de fósforo, y 47,6 kg de nitrógeno (Wang *et al.* 2012) (donde la producción neta = producción bruta – abastecimiento). En el caso que, el lago ya no contara con concesiones operativas, se consideró la suma de aporte según el tiempo de renovación calculado para cada lago o su tiempo de equilibrio de PT calculado.



Tabla 4. Producción de salmonidos en balsas jaulas en lagos Llanquihue, Rupanco, y Puyehue, durante el año 2022.

	Código centro	Egresos (Kilos)	Ton/año 2022
Llanquihue	100100	10	
	100507	555.013	
	101866	829.102	
	total	1.384.125	1.384
Rupanco	101707	819.296	
	101851	624.183	
	total	1.443.479	1.443
Puyehue	100205	973.767	
	100578	552.634	
	total	1.526.401	1.526

Los aportes de nutrientes desde las fuentes difusas fueron estimados sumando las cargas medidas y/o estimadas en base de la literatura disponible (ej. escorrentía de cada subcuenca de cada cuenca del lago según uso de suelo, tipo de suelo y precipitación (CN), y coeficientes de exportación de nutrientes según uso de suelo. Se utilizaron índices de exportación de nutrientes a partir de literatura nacional (Pesse *et al.* 2021a, Hervé-Fernández *et al.* 2016, Oyarzún *et al.* 1997, Gavazov *et al.* 2017, He *et al.* 2020, Vera *et al.* 2020).

Además, se consideró un flujo de turistas relacionados a cada lago por un tiempo de residencia de 5 días al año.

Los valores de Residuos Líquidos Industriales o descargas de actividades antrópicas se obtuvieron de la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS), a través del Ministerio de Medio Ambiente o en su defecto de las declaraciones de Impacto Ambiental.

En tanto, en relación a los aliviaderos de tormenta Santa Rosa y Puerto Chico, ubicados en la costanera de la ciudad de Puerto Varas, y que fluyen de manera directa hacia el lago Llanquihue, se obtuvo del Tercer Tribunal Ambiental, a través del sistema de gestión de casos, en expediente causa n° D-30-2017, demanda de la Ilustre Municipalidad de Puerto Varas con ESSAL S.A. Allí se registraron los caudales informados por ESSAL S.A. para el año 2022, como se muestra en la Tabla 5:



Tabla 5. Volúmenes de descarga de los aliviaderos de tormenta Santa Rosa y Puerto Chico durante el año 2022.

2022	Sta. Rosa (m ³ /mes)	Puerto Chico (m ³ /mes)
Enero	244	114
Febrero	133	162
Marzo	515	145
Abril	983	1.216
Mayo	0	729
Junio	630	1.324
Julio	10.260	2.057
Agosto	163	0
Septiembre	177	208
Octubre	0	0
Noviembre	86	90
Diciembre	0	0
Total (m³/año)	13.191	6.045

Los ingresos de nutrientes (PT y NT) se calcularon de la siguiente manera:

$$\text{Ecuación 14: PT y NT ingreso (ton/año)} = \text{Carga f. difusas} + \text{Carga prec.} + \text{Carga f. puntuales}$$

Donde:

PT y NT ingreso: Aporte fósforo/nitrógeno externo

Carga f. difusas: Carga fósforo/nitrógeno fuentes difusas

Carga prec.: Carga fósforo/nitrógeno por precipitación

Carga f. puntuales: Carga fósforo/nitrógeno por fuentes puntuales.

El **balance de nutrientes** se calculará mediante la siguiente ecuación:

$$\Delta [\text{PT}] (\text{ton/año}) = \text{PT ingreso} - \text{PT salida}$$

$$\Delta [\text{NT}] (\text{ton/año}) = \text{NT ingreso} - \text{NT salida}$$

Donde:

$\Delta [\text{PT, NT}]$: Variación de carga de fósforo total y nitrógeno total (ton/año)

PT ingreso: Aporte fósforo total externo (ton/año)

NT ingreso: Aporte nitrógeno total externo (ton/año)

PT salida: Salida fósforo total por efluente (ton/año)

NT salida: Salida nitrógeno total por efluente (ton/año)



De acuerdo a esta ecuación, se asumió que, los nutrientes que no salieron por el efluente quedaron retenidos en el lago mismo, con posterior sedimentación, calculándose para ello el porcentaje de sedimentación de nutrientes:

Ecuación 16:	$\text{PT que sedimenta (\%)} = \frac{\text{PT ingreso} - \text{PT salida}}{\text{PT ingreso}} * 100$
---------------------	---

$\text{NT que sedimenta (\%)} = \frac{\text{NT ingreso} - \text{NT salida}}{\text{NT ingreso}} * 100$

Para determinar la descarga de nutrientes por el efluente, se asumió, según el modelo de Vollenweider, que la concentración de nutrientes en el efluente fue igual a la concentración promedio en la columna de agua del lago. La descarga o salida de agua del efluente fue multiplicado por el promedio de la concentración de nutrientes de la columna de agua.

La ecuación para determinar la descarga por el efluente fue la siguiente:

Ecuación 17:	$\text{E. efl.} = Q * [\text{PT}]$
	$\text{E. efl.} = Q * [\text{NT}]$

Donde:

E. efl.: Egreso de nutrientes (ej. en kg o ton) por efluente durante un año

Q: Caudal promedio durante período n (m^3), ej. un año

[PT]: Concentración de fósforo total que corresponde al año 2022

[NT]: Concentración de nitrógeno total que corresponde al año 2022

Determinación del contenido de fósforo total y nitrógeno total contenido en los lagos en estudio

Para la determinación de contenido de nutrientes en el lago, se calculó el promedio geométrico de fósforo total y nitrógeno total en la columna de agua del lago por el volumen total del lago, utilizando la siguiente ecuación:

Ecuación 18:	$\text{PT lago} = [\text{PT}]_{\text{geo}} * \text{Vol.}$
	$\text{NT lago} = [\text{NT}]_{\text{geo}} * \text{Vol.}$

Donde:

PT lago: Contenido de fósforo total en el lago

NT lago: Contenido de nitrógeno total en el lago

$[\text{PT}]_{\text{geo}}$: cc promedio geométrico de concentración de fósforo total en la columna del lago (mg/m^3).

$[\text{NT}]_{\text{geo}}$: cc promedio geométrico de concentración de nitrógeno total en la columna del lago (mg/m^3).



Vol.: Volumen de lago (m^3).

Este valor fue insumo para el posterior cálculo de la carga actual del modelo de capacidad de carga.

3.1.2.7. Serie de tiempo en el lago Llanquihue

Se escogió una zona del lago que involucró una profundidad muy cercana a la máxima profundidad del lago (~ 317 m), específicamente la denominada estación Control 2 (C2, ~ 263 m), estación que presenta una buena factibilidad logística para ser evaluada de manera mensual, además de encontrarse en el área oeste del lago, la cual presenta mayor presión por uso antrópico.

Este monitoreo intensivo comenzó en abril del 2020 a la fecha, con un registro mensual de perfiles de temperatura, oxígeno, conductividad y fluorescencia, junto con el análisis de nutrientes y clorofila a, a 8 profundidades (0, 10, 20, 30, 40, 50, 80 y 250 m de profundidad), registrándose además el fitoplancton cualitativo y cuantitativo, y zooplancton. Se consideraron las mismas metodologías de toma de muestras y análisis utilizados para el monitoreo regular tratado entre el punto 3.1.

Para el análisis de los datos de la serie de tiempo se utilizó el programa PRIMER, se realizó un análisis de similitudes (ANOSIM) para evaluar la diferencia entre épocas del año y entre años. También se realizó en RELATE para evaluar la relación entre dos matrices, entre matriz ambiental y matriz biológica, ya sea de fitoplancton o zooplancton. Y adicionalmente entre dos matrices biológicas, la matriz de fitoplancton con la de zooplancton. Para la representación gráfica de los datos se realizó un análisis de coordenadas principales (PCO) para los datos del fitoplancton (integrado y discreto) y el zooplancton.

3.1.2.8. Monitoreo continuo en lago Llanquihue

En la estación de muestreo C2 del lago Llanquihue se instaló una línea con tres sensores: superficie (15 m), medio (50 m) y fondo (250 m). De acuerdo al conocimiento previo de la estratificación térmica del lago, estas profundidades se consideraron representativas del epilimnion, metalimnion e hipolimnion, para la medición de variables físicas de la columna de agua, con énfasis en la medición de temperatura, como se describe a continuación.

La estación de muestreo C2 del lago Llanquihue, se ubica aproximadamente a 8 millas náuticas al noroeste de la bahía de Puerto Varas y su profundidad alcanza a los 263 m. Presenta fondo parejo y con lecho con capa de sedimentos no compactados de al menos 10 cm o más.

El día 23 de diciembre de 2021 se procedió a reinstalar los sensores al anclaje con las características de la Figura 3, que consta de un muerto rosario de 100 kg de 4 secciones independientes, cable de 6 mm de alta resistencia para 1100 kg de trabajo, además de cuatro boyas de profundidad, sumergidas para tensión y demarcatorias, que suman un empuje aproximado total de 36 kg. Luego, el 24 de agosto



de 2022 fueron retirados para descargar la data guardada, y reinstalados el 18 de octubre de 2022, volviendo a retirarse el 13 de junio de 2023, para la descarga y procesamiento de información.

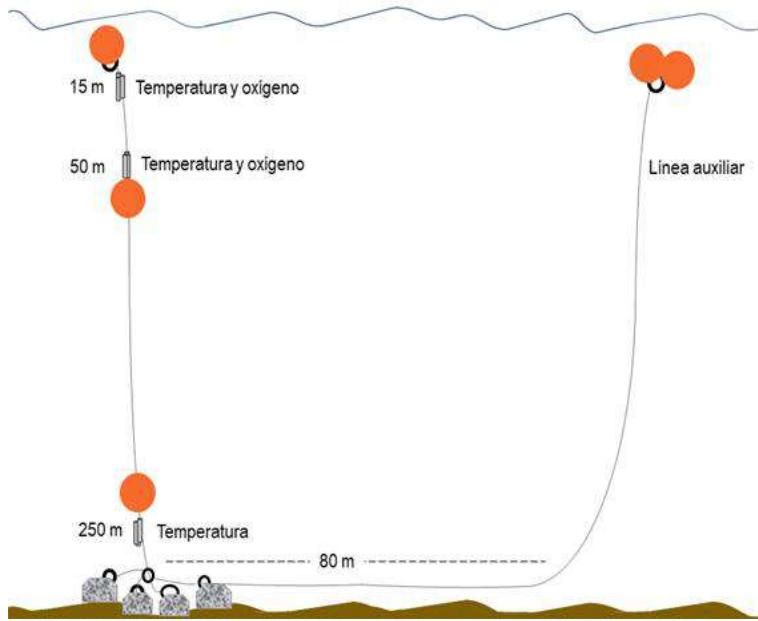


Figura 3. Esquema del sistema de anclaje permanente en la columna de agua de la estación C2 del lago Llanquihue.

Todo el sistema se realizó con amarras de marinería, evitando el uso de metal abrasivo con las poliamidas sintéticas, asas plásticos y fijaciones de seguridad, donde con los movimientos frecuentes se dañan y desgastan prematuramente, tanto para las boyas como para los sensores. Se incorporaron sensores de temperatura (HOBO) y oxígeno (Minidot) a 15 y 50 m de profundidad, y a los 250 m solo se incluyó un sensor de temperatura (HOBO).

La unión de la línea principal al peso muerto se hizo con un guardacabo fijo de protección, unido con grilletes a una cadena galvanizada de 2 m de largo y un diámetro de 12 mm, eslabón largo, con destorcedor. La cadena cumple una labor importante de protección, amortiguación y contrapeso, evitando tensiones excesivas y roces por la dinámica lacustre.

Para la recuperación, se instaló una línea auxiliar de 400 m con diámetro 8 mm, unida a la cadena del fondeo principal, con un tramo de 2 m de cadena 12 mm eslabón largo galvanizado, con su respectivo guardacabo. Esta línea se distanció 80 m del peso muerto, con un ancla “Danforth” de 15 kg, con 3 m de cadena (5 kg), con sus respectivos guardacabos y grilletes.



3.2. Objetivo específico 2

Ajustar el modelo hidrodinámico desarrollado para el lago Llanquihue.

Se detalla la metodología completa de cómo se ha llevado a cabo la modelación hidrodinámica y de dispersión de partículas en el lago Llanquihue. Éste ha sido un objetivo que se ha desarrollado de manera paulatina a través de las sucesivas etapas del estudio.

3.2.1. Modelo hidrodinámico

Se implementó un modelo hidrodinámico (MIKE 3 FM) de malla flexible, el modelo consiste en las soluciones a ecuaciones de continuidad, momentum, transporte de temperatura y sal. En la superficie libre se tiene en cuenta el uso de coordenadas sigma. La discretización espacial de las ecuaciones primitivas se realizó utilizando un método de volúmenes finitos centrados en la celda. Las ecuaciones y detalles de cómo se resuelve el sistema, desde el punto de vista matemático, pueden verse en el documento científico del sistema de modelación (DHI 2017). Este modelo utilizó una malla no estructurada, que permitió un óptimo grado de flexibilidad en la representación de topografía del lago Llanquihue, esto significa que elementos pequeños pueden ser utilizados en áreas costeras donde se precisa de más detalle, y elementos más grandes en la parte central y más profunda del lago, optimizando la información para un adecuado tiempo de cómputo.

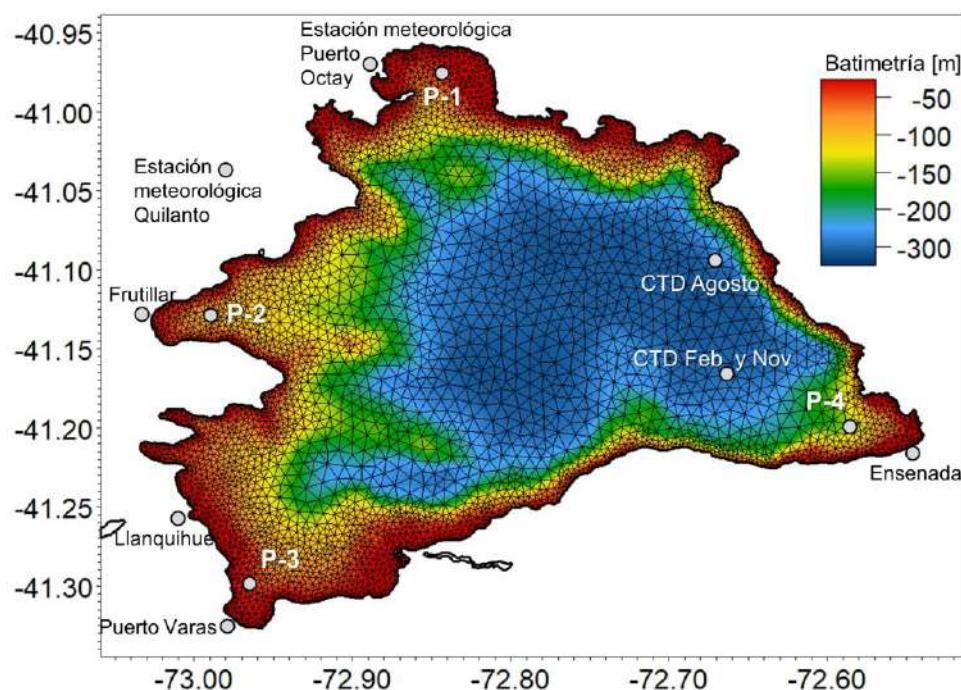


Figura 4. Mapa del lago Llanquihue, en colores la batimetría y la grilla de elementos triangulares que indica la resolución del modelo en cada sector, además, se encuentran en puntos grises lugares con observaciones meteorológicas y acuáticas usadas para la evaluación del modelo.



El dominio del modelo estuvo circunscrito al lago Llanquihue (Figura 4), la batimetría utilizada se basó en sondas de cartas náuticas SHOA (carta náutica N° 7160), con esta información se construyó un modelo digital de elevación mediante el método del vecino natural (Sibson 1981). Este dominio se discretizó con elementos triangulares de distinto tamaño (Figura 4), la mayor resolución se generó para las zonas costeras y someras, con un tamaño promedio por elementos de alrededor de 250 m, mientras que, en zona profunda del lago, los elementos tienen una resolución aproximada de 800 m. El tiempo modelado correspondió al periodo comprendido entre los años 2016-2018.

3.2.2. Modelo atmosférico

El modelo hidrodinámico del lago Llanquihue fue forzado en su totalidad por componentes atmosféricos provenientes del modelo meteorológico WRF (WRF v. 3.5.1) (Skamarock *et al.* 2008), implementado previamente por IFOP para la X y XI región, este modelo es un escalamiento de alta resolución respecto de modelos globales, se encuentra anidado dentro del sistema operacional NCEP con resolución espacial de 25 km (National Centers for Environmental Prediction 2000). Para este caso se establecieron dos dominios (Figura 5), siguiendo una relación de 1:3. El primero correspondió al dominio padre y comprendió un área entre ~39 - 48°S y ~69 - 85°W, con resolución espacial de 9 km. Y el segundo correspondió al dominio hijo, alcanzando una resolución horizontal de 3 km y abarcando un área entre ~41 - 47°S y ~71 - 76°W. Este último dominio contiene en la parte norte al lago Llanquihue.

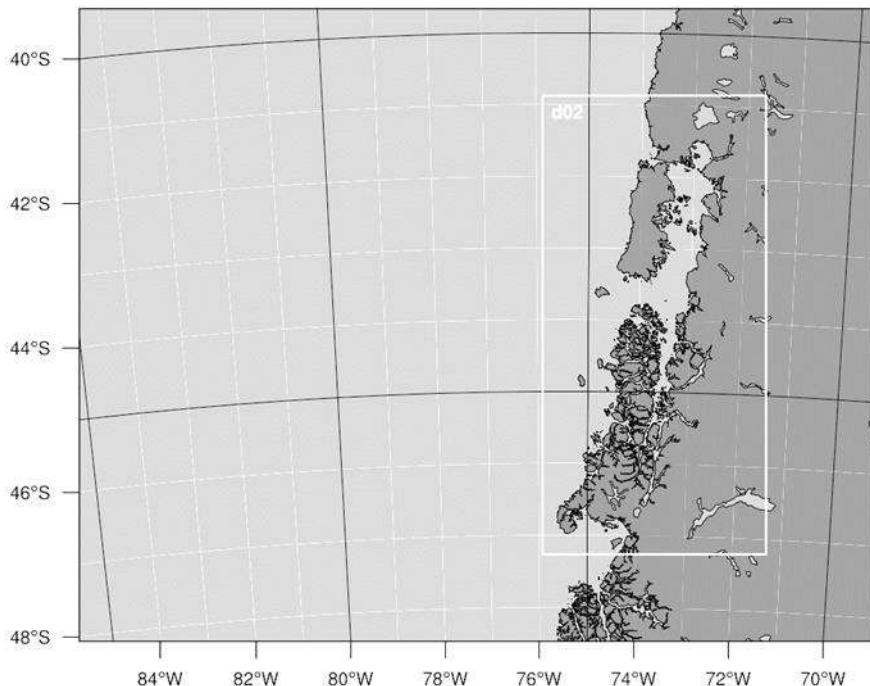


Figura 5. Dominios establecidos para la simulación de WRF, con resolución espacial de 9 y 3km para el dominio 1, 2 respectivamente.



3.2.3. Información satelital

La información de temperatura superficial, utilizada para validar los resultados del modelo, fue obtenida a través de imágenes satelitales de alta resolución MUR SST (Multiscale Ultrahigh Resolution Sea Surface Temperature - NASA / JPL-Caltech) distribuidas por el centro PODAAC y descargados desde la página:

<https://podaac-opendap.jpl.nasa.gov/opendap/allData/ghrsst/data/GDS2/L4/GLOB/JPL/MUR/>

La resolución espacial fue de $1 \times 1 \text{ km}^2$ y la resolución temporal fue diaria. El periodo de estudio fue desde enero del 2016 a diciembre del 2018. Se extrajeron series de tiempo de temperatura para 4 puntos al interior del lago, indicados en la Figura 4, con los siguientes nombres y coordenadas: P-1 (-72.87, -40.98), P-2 (-73.03, -41.12), P-3 (-72.94, -41.30) y P-4 (-72.61, -41.21), lo cuales fueron comparados con información temporal en cada uno de los puntos detallados anteriormente.

3.2.4. Perfiles de temperatura *in situ*

Para verificar la estructura vertical de la temperatura y sus cambios estacionales entre la estratificación y la mezcla, se utilizaron observaciones realizadas con un perfilador (CTD) de temperatura en distintas estaciones a lo largo del año 2016, realizadas éstas como parte del monitoreo de IFOP y de la Dirección General de Aguas (DGA).

3.2.5. Estaciones meteorológicas

Para evaluar el desempeño del modelo atmosférico WRF, se utilizó información de 2 estaciones meteorológicas pertenecientes al INIA y disponibles en <https://agrometeorologia.cl>, la ubicación de estas puede verificarse en la Figura 4, encontrándose ubicadas en las cercanías de Puerto Octay y Quilanto. Las variables utilizadas fueron aquellas que mayor incidencia tienen como forzantes de la dinámica del lago, o sea, temperatura y viento.

Sobre el viento (dirección e intensidad), cabe señalar que el sitio web antes señalado, desplegó variables en valores horarios, estos son el resultado de datos promediados cada 15 minutos desde las estaciones meteorológicas (comunicación con encargados de INIA). Lamentablemente, el análisis de la información dio cuenta de un problema asociado al promedio horario de la dirección del viento (en grados), ya que este tipo de información necesita un tratamiento distinto para obtener valores medios. Por ejemplo, vientos de dirección norte, pueden marcar, dentro de una hora, valores de 1° y 360° representando ambos vientos desde el Norte, sin embargo, si se realiza un promedio de estos datos, esto dará un resultado de $\sim 180^\circ$ lo que representa viento desde el sur. Ante este problema se decidió no utilizar la dirección del viento de estas estaciones, mas solo la intensidad para los análisis.



3.2.6. Índices estadísticos de verificación del modelo hidrodinámico y atmosférico

Para evaluar el grado de consistencia del modelo atmosférico WRF, se contrastaron sus resultados, principalmente de temperatura del aire e intensidad del viento, con información de series de tiempo de las estaciones meteorológicas detalladas en el punto 3.2.5. En este caso, se utilizaron índices estadísticos que cuantificaron la relación lineal (r) entre el modelo y las observaciones (ec. 19) y el error (RMSE) (ec. 21).

La evaluación del modelo hidrodinámico se focalizó en la capacidad de este de reproducir la variabilidad estacional de la temperatura del agua, la información para este caso provino tanto de datos satelitales (punto 3.2.3) y perfiles de temperatura (punto 3.2.4). Estas evaluaciones fueron realizadas desde un punto de vista cualitativo, de manera tal de reproducir consistentemente las estructuras temperatura observadas, y también cuantitativamente, en el cual, se emplearon los mismos índices estadísticos detallados anteriormente (ecuaciones 19, 20 y 21).

$$r = \frac{\sum_{i=1}^N (\underline{OBS}_i - \underline{OBS})(\underline{SIM}_i - \underline{SIM})}{\sum_{i=1}^N (\underline{OBS}_i - \underline{OBS})^2 (\underline{SIM}_i - \underline{SIM})} \quad (19)$$

$$= 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (\underline{OBS}_i - \underline{SIM}_i)^2}{\sum_{i=1}^N (|\underline{SIM}_i - \underline{OBS}| + |\underline{OBS}_i - \underline{OBS}|)^2} \quad (20)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (\underline{OBS}_i - \underline{SIM}_i)^2} \quad (21)$$

Donde, $\underline{[OBS]}$ $_{(i)}$ es la variable observada y $\underline{[SIM]}$ $_{(i)}$ es la variable modelada; y \underline{OBS} y \underline{SIM} son el promedio en el tiempo de N valores. El coeficiente de correlación de Pearson (r) indica el grado de dependencia lineal entre lo observado y lo modelado, un valor de cero indica que no hay dependencia lineal entre las dos variables, mientras que un valor de 1 o -1 indica una dependencia lineal perfecta (el último con una dependencia inversa). El índice de Willmott (d) es una medida adimensional del error promedio relativo entre el modelo y las observaciones, donde una habilidad de 1 significa un acuerdo perfecto, y una habilidad de 0 significa que el modelo tiene un nulo acuerdo. La Raíz del Error Medio Cuadrático (RMSE) es una medida del error promedio entre el modelo y las observaciones en las unidades de las cantidades evaluadas.

3.2.7. Modelo biofísico de bacterias fecales

A partir de la modelación numérica de la hidrodinámica se pueden derivar diferentes resultados, entre ellos herramientas de planificación y gestión territorial del medio ambiente basadas en la simulación de dispersiones de partículas.



Acoplado al modelo hidrodinámico del lago Llanquihue se implementó un modelo biofísico de dispersión de partículas (individual based model) que parametriza las principales características biológicas de un organismo en respuesta a las condiciones ambientales que las partículas encuentran en sus trayectorias de deriva dadas por la advección y difusión del modelo hidrodinámico. Para el caso presente del lago Llanquihue se implementó un modelo biofísico de bacterias fecales, pues en este lago confluyen diferentes actividades y provee de variados servicios ecosistémicos, los cuales están presionados por una población antrópica en crecimiento, así también en las bahías del lago se han presentado valores de coliformes sobre lo permitido por la NCh1333, lo cual ha vuelto fehaciente la necesidad de conocer cual sería el posible desplazamiento de dichas partículas.

A través del uso de datos de transparencia del disco de Secchi se construyó una climatología de transparencia a partir de condiciones pasadas. De este modo, se estableció una aproximación que permitió identificar y cuantificar el posible transporte de partículas.

Para el desarrollo del modelo de conectividad, se obtuvieron datos de transparencia del disco de Secchi del lago Llanquihue. Se usaron antecedentes de DGA-MMA, monitoreo de los lagos con acuicultura de IFOP-SUBPESCA.

La totalidad de los resultados, se presentaron en la herramienta CLIC de la plataforma CHONOS, bajo el formato de matrices de conectividad georreferenciadas con las probabilidades de encontrar concentraciones por encima de los umbrales establecidos para *Escherichia coli* y *Enterococcus spp* a lo largo de sus trayectorias de deriva desde cada uno de los 6 núcleos urbanos emisores. Las probabilidades de conectividad entre una fuente i, y un sumidero j, a partir de las partículas iniciales en un tiempo t_0 se calculan como:

$$\text{conectividad}_{\text{fuente}_i \rightarrow \text{sumidero}_j} = \frac{\sum(\text{partículas}_{\text{sumidero}_j}^{t_0})}{\sum(\text{partículas}_{\text{fuente}_i}^{t_0})} * 100$$

3.3. Objetivo específico 3

Proponer un modelo conceptual identificando los servicios ecosistémicos de una cuenca lacustre con actividades de acuicultura.

Se seleccionó en conjunto con la contraparte técnica de SUBPESCA la cuenca del lago Puyehue para realizar los análisis de servicios ecosistémicos (SE), ya que, de los lagos en estudio fue uno de los 3 lagos Araucanos que presentó una mayor producción de salmonídos y además presenta importante actividad de pisciculturas en su cuenca. La cuenca del lago Puyehue posee un área de 177.427 ha, y los cuerpos de agua aportaron con 18.166 ha (10% del total de la cuenca).

3.3.1. Identificación de los usos de suelo de la cuenca del lago Puyehue

Las investigaciones en Chile sobre servicios ecosistémicos comenzaron en el año 2002 (Urrutia *et al.* 2017), enfocándose principalmente en los servicios que proveen los bosques nativos como reguladores de la calidad y cantidad de agua, evaluando el pago por servicios ambientales (Lara *et al.* 2010) y pérdidas de paisaje (Ponce *et al.* 2011), además de servicios culturales (Nahuelhual *et al.* 2014a, b).

Para lograr la identificación de los servicios ecosistémicos fue necesaria, en primera instancia, la identificación de los usos de suelos y cobertura vegetal de la cuenca del lago Puyehue. Para esto se consultó el portal del Ministerio de Bienes Nacionales, mediante el catálogo de información geoespacial y se descargaron los Catastros de uso de suelo y vegetación para la cuenca del lago Puyehue (CONAF 2013, en: <http://www.ide.cl/descargas/capas/conaf/>). La Figura 6 se recopiló información hasta el año 2013 de los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Puyehue. Si bien, existió una actualización para el año 2018, ésta no comprendió modificaciones para las regiones de Los Lagos y de Los Ríos. La Tabla 6 agrupó estos usos de suelo y cobertura vegetal, indicando superficie y porcentaje del total.

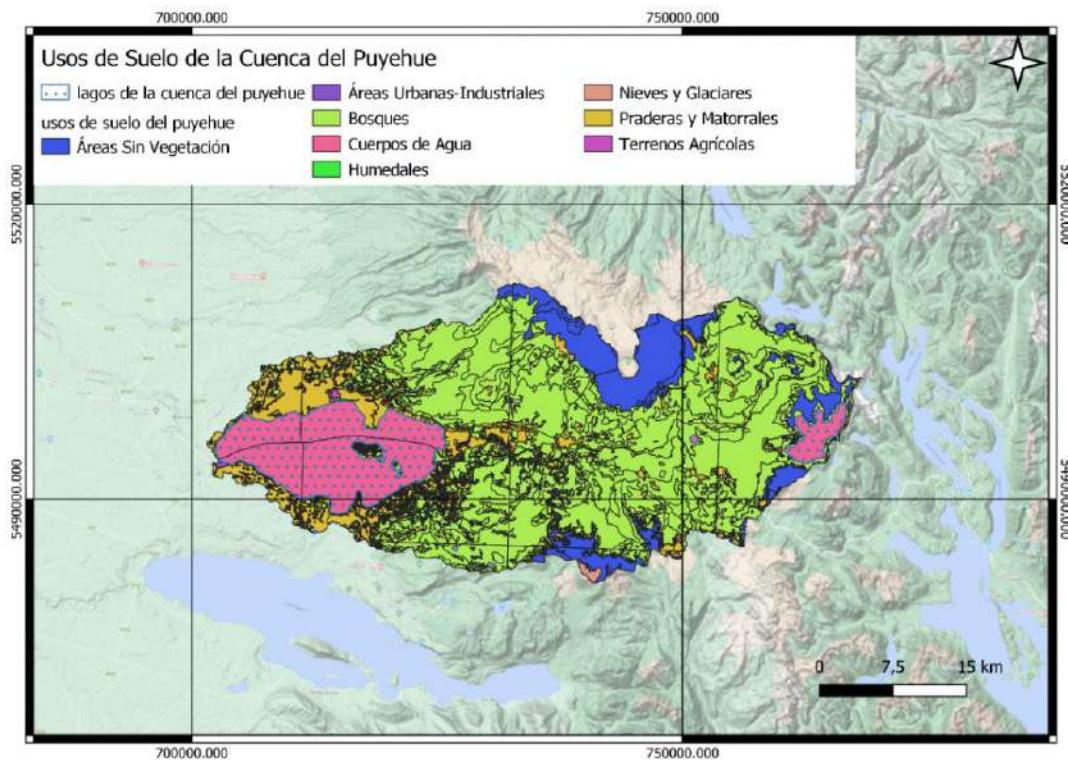


Figura 6. Identificación de los usos de suelos y cobertura vegetal de la cuenca del Puyehue (Fuente CONAF, en: <http://www.ide.cl/descargas/capas/conaf/>).



Tabla 6. Superficie y porcentaje del total de los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Puyehue.

Uso de suelo cuenca del lago Puyehue	Área (ha)	Área (%)
Cuerpos de agua	18.166,26	10,24
Terrenos agrícolas	235,87	0,13
Bosques	85.630,40	48,26
Áreas sin vegetación	24.152,24	13,61
Humedales	39,50	0,02
Nieves y glaciares	602,22	0,34
Praderas y matorrales	48.475,21	27,32
Áreas urbanas-industriales	125,54	0,07

3.3.2. Marco conceptual de los servicios ecosistémicos

El marco conceptual de los servicios ecosistémicos se abordó de acuerdo a lo que se presentó en la Figura 7, donde a partir de la estructura o procesos biofísicos, se generaron una serie de funciones que se tradujeron en los servicios de los cuales se beneficiaron las comunidades humanas (Haines-Young & Potschin 2010), y que pueden ser valorados desde una perspectiva ecológica, económica y social.

Las publicaciones científicas que analizaron y modelaron espacialmente los SE han incrementado sustancialmente durante los últimos 10 años, pero el mayor aporte se hace desde pocos países (ej. Estados Unidos, China y España). Sin embargo, existió un gran sesgo por modelar solo cierto tipo de SE (relacionados con agua, suelo y clima), ya que son trabajados a nivel de cuenca, y porque se requiere un conjunto reducido de herramientas (ej. SWAT e INVEST).

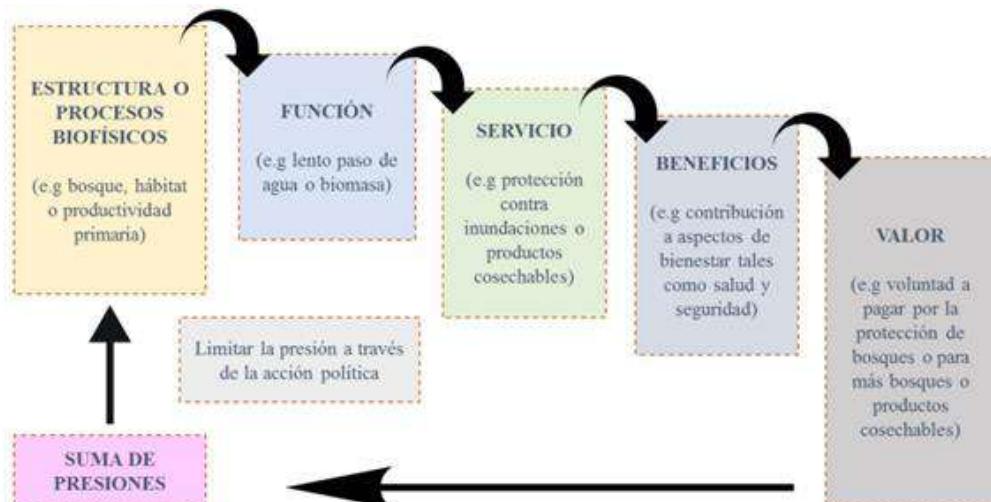


Figura 7. Modelo de cascada extraído de Haines-Young & Potschin (2010).



Según Ochoa Cardona *et al.* (2015) las ventajas de restringir el modelado espacial de SE al ámbito de la cuenca hidrográfica es que deja implícito:

- 1) El alto impacto al que están sometidas las cuencas por el aumento de la intensidad de diversas actividades humanas (Wang *et al.* 2012).
- 2) Los efectos del cambio climático y del uso del suelo (Zhou *et al.* 2015).
- 3) El requerimiento de la gestión sostenible de los recursos suelo y agua para mantener la productividad de los recursos a largo plazo (Prato 2000).
- 4) Proporciona un marco para delinear la distribución espacial y los vínculos entre los procesos físicos y las comunidades biológicas en un contexto físico (Montgomery *et al.* 1995) y no en ámbitos político-administrativos.

3.3.3. Clasificación de los servicios ecosistémicos

Por otra parte, la clasificación de los servicios ecosistémicos se basó en lo propuesto por Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005), y Fisher *et al.* 2009 (Tabla 7).

Tabla 7. Clasificación de los servicios ecosistémicos (MEA 2005, Fisher *et al.* 2009).

Categoría	Servicio ecosistémico (SE)	Nombre en artículo
Provisión	Provisión de agua	Almacenamiento de agua
		Disponibilidad de agua potable
		Producción de agua
		Producción de agua superficial
		Provisión de agua
		Producción de energía hidroeléctrica
		Recarga de agua subterránea
		Suministro de agua
		Productividad de agua para cultivos
Regulación	Calidad y tratamiento del agua	Producción de cultivos
		Producción agrícola
		Producción en acuicultura
Regulación	Madera	Producción de madera
	Calidad y tratamiento del agua	Calidad del agua
		Purificación del agua
		Control de sedimentos
		Retención de sedimentos
	Calidad del aire	Retención del suelo
	Regulación climática	Calidad del aire
		Captura de carbono
		Almacenamiento de carbono
	Formación del suelo	Conservación del suelo
		Producción de sedimentos
		Regulación de sedimentos



Categoría	Servicio ecosistémico (SE)	Nombre en artículo
		Retención de nutrientes
		Producción de fósforo
		Producción de nitrógeno
	Regulación de la erosión	Control de la erosión
	Regulación de riesgos naturales	Mitigación de tormentas
		Regulación a inundaciones de ríos
	Polinización	Polinización
	Culturales	Proximidad a espacios abiertos
		Paisajismo
	Recreación	Recreación
Biodiversidad y hábitat	Biodiversidad y hábitat	Biodiversidad
		Calidad del hábitat
		Conservación de la biodiversidad
		Conservación del hábitat
		Riesgo del hábitat

De acuerdo a Fisher *et al.* (2009) los principales servicios ecosistémicos fueron la provisión de agua, alimento, regulación climática, y recreación y turismo. Estos SE generaron competencia debido a las demandas hidroeléctricas, de riego, uso doméstico, uso industrial, agrícolas y forestales, acuicultura, turismo y recreación, y dominios territoriales de poblaciones nativas.

La secuencia metodológica se inició con la selección del sitio en estudio y la identificación del sistema hídrico y el mapeo de actores. Se sistematizó la información e identificó con precisión los SE y sus presiones. Se generó una guía que puede llegar a constituir una herramienta de gestión hídrica que permita una buena planificación del territorio.

En la aproximación metodológica que propuso De Groot *et al.* (2010) (Figura 8), se indican los 6 pasos antes de la incorporación de la información en el proceso de toma de decisiones.

Teniendo en cuenta lo anterior, se recopiló bibliografía nacional e internacional, de bases como DGA, Sciencedirect, ESBO, Scielo y CONICYT, además de considerar estudios desarrollados por el Instituto de Fomento Pesquero (“Evaluación del estado ambiental de lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur de Chile”, MINECON). También se utilizó información extraída de capas de Sistema de Información Geográfica (SIG) de acceso libre, elaborados por distintas instituciones, como DGA, MMA y Corporación Nacional Forestal (CONAF), que permitieron la creación de mapas que contuvieran información sobre servicios ecosistémicos y que fueran de utilidad para el desarrollo de un modelo conceptual del lago Puyehue. Posteriormente, se seleccionaron los componentes bióticos y abióticos de mayor relevancia para la formulación del modelo conceptual. Paralelamente se determinaron los procesos presentes y de relevancia a considerar en la formulación del modelo conceptual, permitiendo así la definición de las interacciones entre los componentes seleccionados previamente y los procesos que regularon las condiciones tróficas del sistema y los cambios de estado.

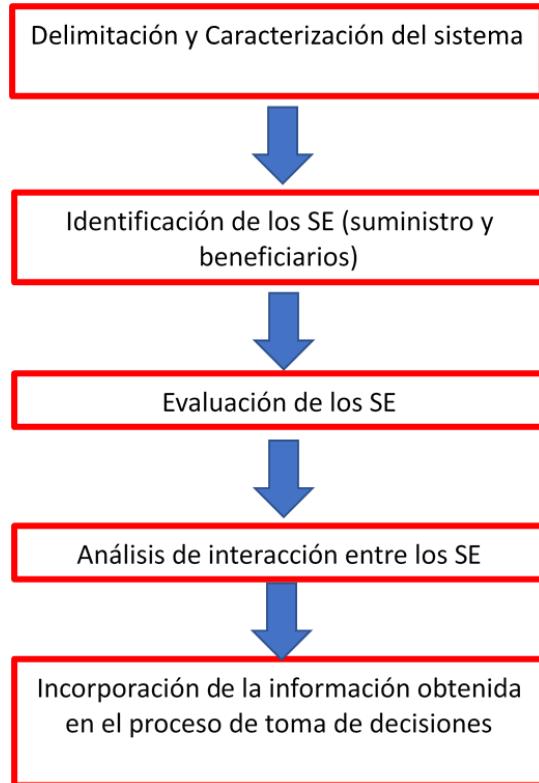


Figura 8. Aproximación metodológica para la identificación y evaluación de los servicios suministrados por los ecosistemas. Modificado de De Groot *et al.* (2010).



4. RESULTADOS

4.1. Objetivo específico 1

Evaluuar el estado ambiental de ecosistemas lacustres que presentan actividades de acuicultura.

4.1.1. Ranco

a) Columna de agua

En el lago Ranco los perfiles de temperatura, oxígeno y conductividad presentaron similar comportamiento en las diferentes estaciones de muestreo (Figura 9). La temperatura fluctuó entre 18,3 y 10,5 °C, presentando las mayores temperaturas en el epilimnion, comenzando a descender cerca de los ~35 m, hasta alcanzar los 10,5 °C en la estación más profunda, en la estación C1. La concentración de oxígeno fue entre 9,8 y 8,2 mg/L en la columna de agua. Asociado al epilimnion las concentraciones de oxígeno bordearon los 9 mg/L, cerca de los ~40 m la concentración incrementó alcanzando los 9,8 mg/L, descendiendo luego hasta los 8,2 mg/L en la estación C1. La conductividad fue entre los 68 y 52,2 µS/cm, los mayores valores de conductividad se encontraron en el estrato superficial, para luego disminuir en profundidad, hasta los 52,2 µS/cm en el hipolimnion.

El amonio en todos los casos se encontró bajo el límite de detección (5 µg/L). Las concentraciones de N-NO₂ y N-NO₃, fueron de 0,9 a 0,4 µg/L y de 35,2 a < 0,3 µg/L, respectivamente (Figura 9e, f). En el caso del nitrato, las menores concentraciones se encontraron asociadas al epilimnion, aumentando su concentración con la profundidad, principalmente en la estación más profunda (C1). En el lago Ranco la concentración de nitrógeno total fue de 73,7 a 35,6 µg/L (Figura 9g). Asociado al epilimnion, en todas las estaciones se presentó un peak de NT, para luego descender. En el caso de la estación C1, a mayores profundidades la concentración de NT incrementó.

En el lago Ranco, la concentración de P-PO₄ fue entre 2,4 y < 0,2 µg/L (Figura 9h). En todos los casos las concentraciones de P-PO₄ fueron bajas, especialmente en el epilimnion de la estación C1. El fósforo total en la mayoría de los casos presentó concentraciones inferiores al límite de detección (5 µg/L), a excepción de los 0 m de la estación 100972 (E1) (5,4 µg/L), de los 0 (5,1 µg/L) y 40 m (5,3 µg/L) en la estación 101955 (E2), y a los 30 m (5,4 µg/L) en la estación C1.

La concentración de sílice fue de 9,8 a 3,6 mg/L (Figura 9i), en el caso de las estaciones C1 y 100972 (E1) las menores concentraciones se presentaron en el estrato superficial, para luego incrementar en profundidad. Mientras que, en la estación 101955 (E2) las concentraciones más altas se registraron en superficie, disminuyendo posteriormente en mayores profundidades. En el lago Ranco la concentración de clorofila fue baja, inferior a 0,64 µg/L (Figura 9j). En general, las mayores concentraciones se encontraron entre los 30 y 50 m de profundidad, disminuyendo luego con la profundidad.

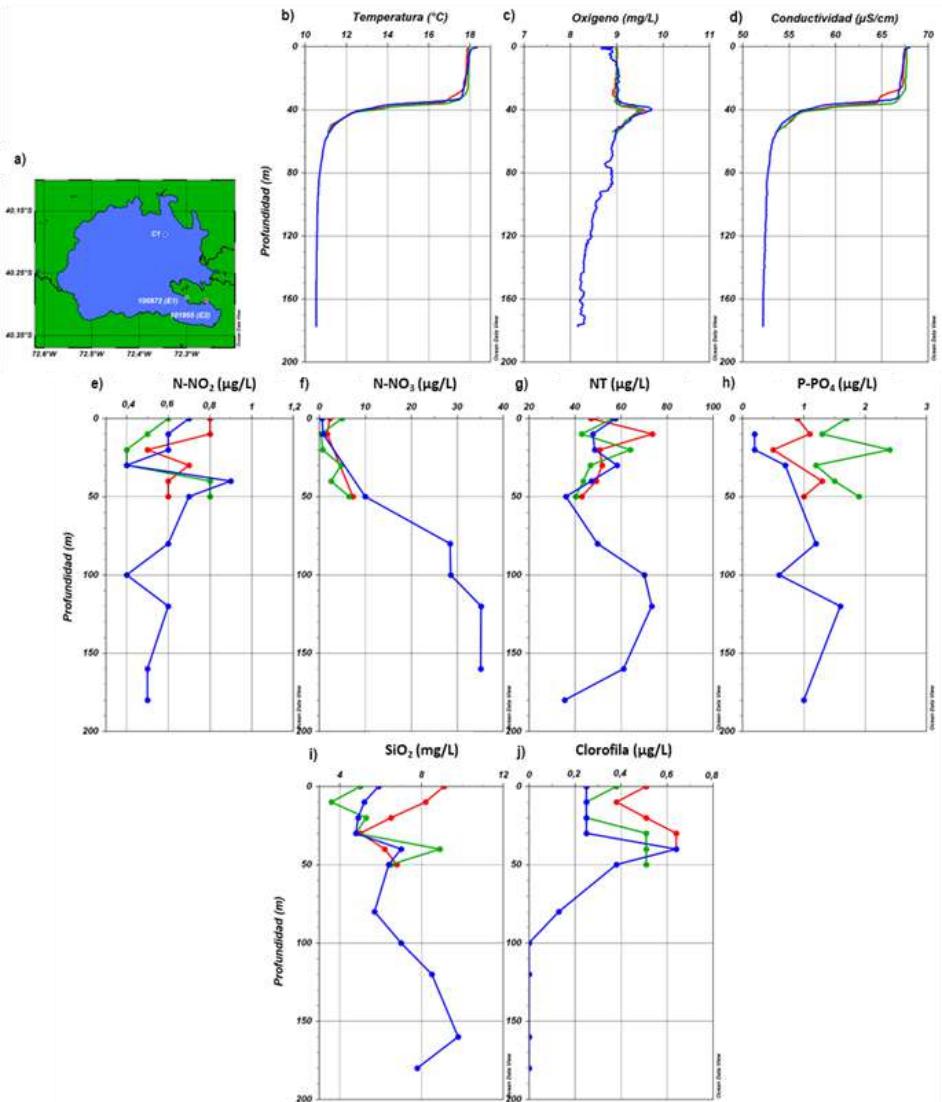


Figura 9. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Ranco, 100972 (E1) (verde), 101955 (E2) (rojo) y C1 (azul). Perfiles de b) temperatura ($^{\circ}\text{C}$), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Concentraciones de e) N-NO₂ ($\mu\text{g}/\text{L}$), f) N-NO₃ ($\mu\text{g}/\text{L}$), g) NT ($\mu\text{g}/\text{L}$), h) P-PO₄ ($\mu\text{g}/\text{L}$), i) SiO₂ (mg/L) y j) clorofila ($\mu\text{g}/\text{L}$).

En el fitoplancton del lago Ranco durante el verano de 2022, se observó una oscilación del número de taxa entre estaciones de muestreo dentro del lago, el menor número de taxa se observó en la estación C1 con 27 taxa y 1001955 con 42 taxa (Anexo 1, Tabla 1). Esta riqueza de taxa (especie / género), se obtuvo del listado de fitoplancton cualitativo, más fitoplancton cuantitativo. De estas especies las principales aportantes a la abundancia fueron una buena medida las Bacillariophyta (ex diatomeas) y Chlorophyta (ex cloroficeas), acompañados de dinoflagelados.

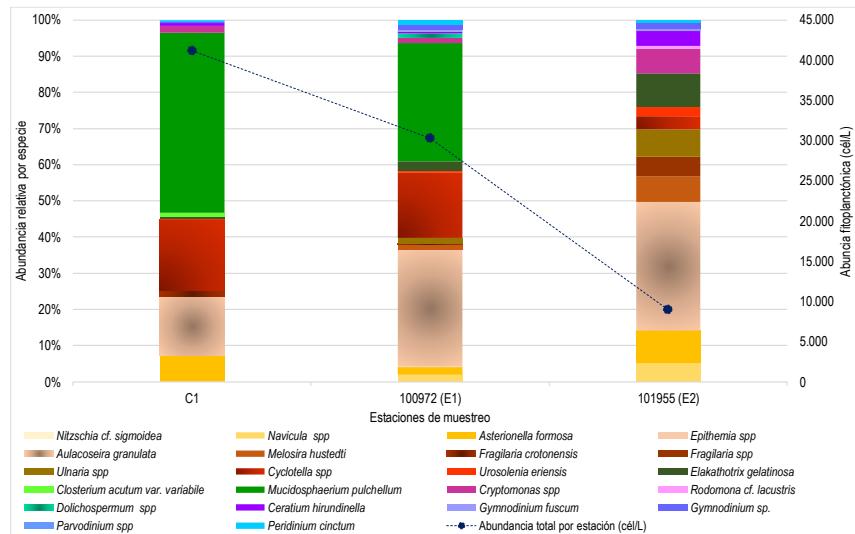


Figura 10. Composición porcentual y abundancia fitoplancótica en el lago Ranco.

Se observó diferencias en composición y abundancia entre las estaciones de muestreo, la estación que presentó mayor diferencia fue 101955, en esta estación se encontró la menor abundancia total y mayor número de taxa. En C1 y 100972 fueron *Aulacoseira granulata*, *Mucidospaerium pulchellum*, *Cyclotella spp* y *Asterionella formosa*, las que mayormente aportaron a la abundancia fitoplancótica registrada. En cambio, en 101955, si bien se mantuvo la importante presencia de *A. granulata* y *Asterionella formosa*, cobraron mayor relevancia otras diatomeas como: *Fragilaria spp*, *Ulnaria spp.*, y *Urosolenia eriensis*, además de *Cryptomonas spp*, y los dinoflagelados *Ceratium hirundinella* y *Peridinium cinctum*. Cabe destacar que las *Cryptomonas* y dinoflagelados estuvieron presentes en todas las estaciones se muestreó (Figura 10).

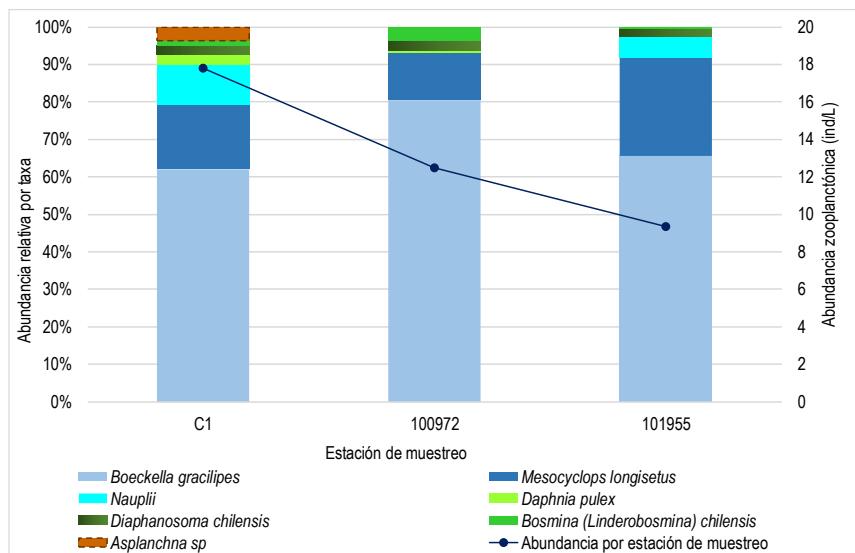


Figura 11. Composición y abundancia zooplancótica del lago Ranco en verano de 2022.



El zooplancton del lago Ranco, durante el verano de 2002, la abundancia osciló entre ~ 9 y ~17 ind/L, el máximo se observó en la estación C1 y el mínimo en 101955. El análisis taxonómico registró 6 taxa más estadios nauplii de copépodos. El zooplancton estuvo compuesto principalmente por microcrustáceos Maxilípodo y Branchiopodo, la especie dominante fue *Boeckella gracilipes*, *Mesocyclops longisetus* y nauplii. La estación que presentó mayor riqueza de taxa fue C1, la cual además presentó al rotífero: *Asplanchna* sp, y a los microcrustáceos *Bosmina chilensis* y *Diaphanosoma chilensis* (Figura 11). Se registraron también hembras con huevos de *Mesocyclops longisetus*, y la mayor abundancia de nauplii se observó en C1 (Anexo 1, Tabla 2).

b) Variables sedimentológicas

La estación más profunda, 101955 (E2) presentó mayor valor promedio de materia orgánica. En ambas estaciones el pH tendió levemente a la acidez, y el redox positivo (Tabla 8).

Tabla 8. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100972 (E1) y 101855 (E2) del lago Ranco.

Estación	Prof. (m)	Materia orgánica (%)		pH		Redox (mV)	
		Prom.	DS	Prom.	DS	Prom.	DS
100972 (E1)	25,5	11,4	4,9	6,5	0,3	225	79,7
101955 (E2)	60,3	27,8	12,1	6,6	0,3	201	81,0

En cuanto a la composición textural, el sedimento de las estaciones en estudio estuvo compuesto por arena y fango (Figura 12), similar a lo registrado en las etapas anteriores a este estudio.

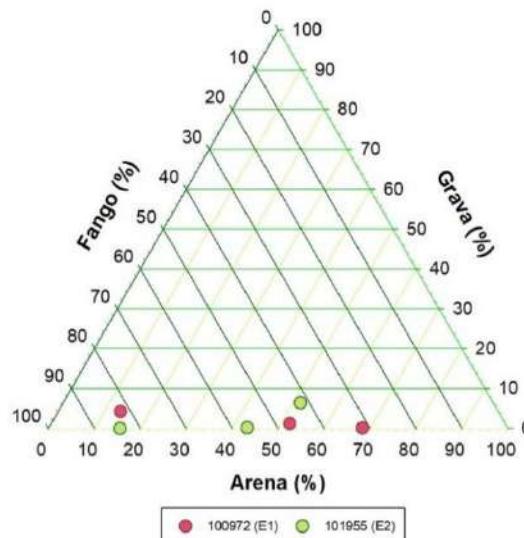


Figura 12. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100972 (E1) y 101855 (E2) del lago Ranco.



En el Anexo 1 (Figura 121 - Figura 128), específicamente en la temática “Comparación de variables sedimentológicas de los lagos en estudio para todas las etapas de estudio”, se identifica como las variables sedimentológicas (arena, fango, grava, materia orgánica, materia inorgánica, redox, pH, y temperatura) difieren entre los distintos grupos de lagos en estudio, Araucanos, Chilotas y Patagónicos.

4.1.2. Puyehue

a) Columna de agua

En el lago Puyehue la temperatura superficial se encontró cercana a los 17 °C, comenzando a descender a los ~ 20 m, hasta alcanzar los 9,6 °C en el hipolimnion (Figura 13b). La concentración de oxígeno en el epilimnion fue de 9,1 mg/L, disminuyendo su concentración con la profundidad, registrándose 6,3 mg/L de oxígeno en la estación con mayor profundidad (C1) (Figura 13c). La conductividad presentó valores que bordearon los ~ 66 µS/cm en el estrato superficial, para luego descender en el metalimnion, hasta registrar 53,6 µS/cm de conductividad en el fondo (Figura 13d).

En el lago Puyehue se encontraron concentraciones de amonio superior al límite de detección en las estaciones 100578 (E2) y 100205 (E1) (Figura 13e). Principalmente en profundidades asociadas al epilimnion y en mayor profundidad, alcanzando 16,6 µg/L de N-NH₄ a los 100 m en la estación 100578 (E2). En la estación C1, en todas las profundidades analizadas el N-NH₄ estuvo bajo los 5 µg/L, el límite de detección. En el caso del nitrito, presentó bajas concentraciones en toda la columna de agua, alcanzando sus máximas concentraciones en la estación C1, donde la concentración promedio de N-NO₂ en la columna de agua fue de 0,9 ± 0,5 µg/L (Figura 13f). La concentración de N-NO₃ y de nitrógeno total fue de 164,7 a 3,4 µg/L y de 214 a 93,6 µg/L, respectivamente (Figura 13g, h). En general las menores concentraciones se relacionaron con el epilimnion, y con la profundidad fue aumentando el N-NO₃ y NT. Exceptuando por la estación C1, donde en superficie se registró la mayor concentración de nitrógeno total (214 µg/L).

El P-PO₄ y fósforo total en el lago Puyehue fueron de 18,1 a 0,9 µg/L y de 23,3 a < 5 µg/L, respectivamente (Figura 13i, j), ambos presentaron similar distribución en la columna de agua, las menores concentraciones se registraron en el estrato superficial, para luego incrementar a mayores profundidades (sobre 80 m). En tanto el sílice fue de 10,5 a 6,9 mg/L (Figura 13k), presentando las menores concentraciones en el epilimnion, para luego incrementar en el hipolimnion. Exceptuando por la estación 100578 (E2), en superficie registró la mayor concentración de sílice. La clorofila en el lago Puyehue alcanzó una concentración de 1 µg/L (Figura 13l), presentando las mayores concentraciones hasta los 30 m de profundidad, para luego descender.

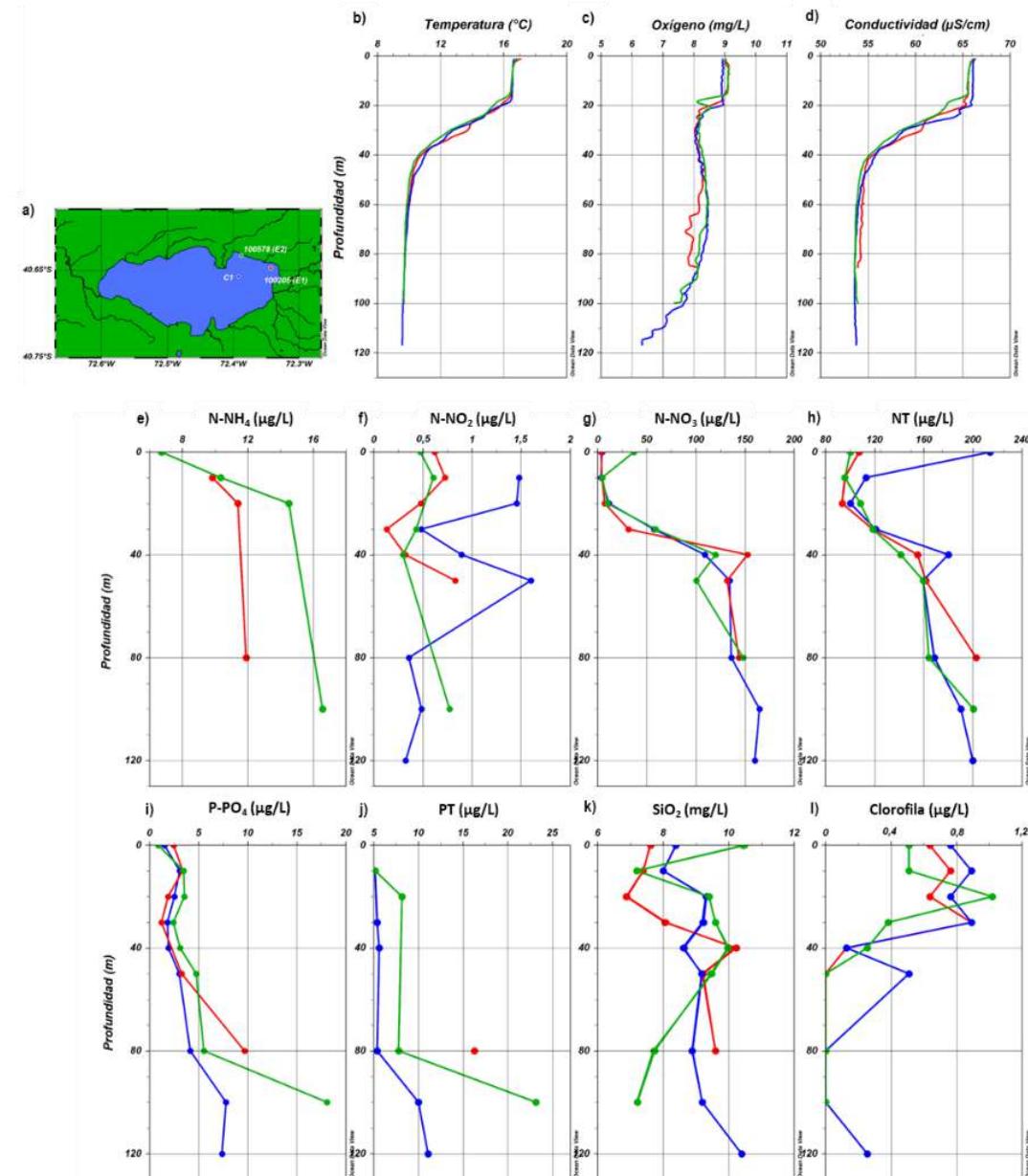


Figura 13. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Puyehue, 100578 (E2) (verde), 100205 (E1) (rojo) y C1 (azul). Perfiles de b) temperatura ($^{\circ}\text{C}$), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Concentraciones de e) N-NH₄ ($\mu\text{g}/\text{L}$), f) N-NO₂ ($\mu\text{g}/\text{L}$), g) N-NO₃ ($\mu\text{g}/\text{L}$), h) NT ($\mu\text{g}/\text{L}$), i) P-PO₄ ($\mu\text{g}/\text{L}$), j) PT ($\mu\text{g}/\text{L}$), k) SiO₂ (mg/L) y l) clorofila ($\mu\text{g}/\text{L}$).

Para el fitoplancton del lago Puyehue durante el verano de 2022, la abundancia fitoplancótica osciló entre ~ 34.000 y 44.000 cél/L. Respecto a la riqueza de organismos fitoplancóticos, se observó una oscilación en el número de taxa entre estaciones de muestreo dentro del lago, el menor número de

taxa se observó en la estación C1 con 28 taxa y el mayor en 100578 con 32 taxa, de manera inversa la mayor abundancia se registró en C1 y la menor abundancia en 100578 (Anexo 1, Tabla 3). Esta riqueza de taxa (especie / género), se obtuvo del listado de fitoplancton cualitativo, más fitoplancton cuantitativo. De estas especies las principales aportantes a la abundancia fueron *Cryptomonas spp*, con aportes sobre el 20 % hasta un ~ 40 % de la composición porcentual por estación, también las Bacillariophyta: *Fragillaria crotonensis* y *Tabellaria cf fenestrata*. La cianobacteria *Limnococcus sp* estuvo presente con abundancias relativas sobre el ~ 2%, hasta un ~ 15% por estación, la mayor abundancia se dio en 100578. De los dinoflagelados, actual Phylum Myozoa, fueron representados por 5 especies, siendo el más abundante *Parvodinium spp* (Figura 14).

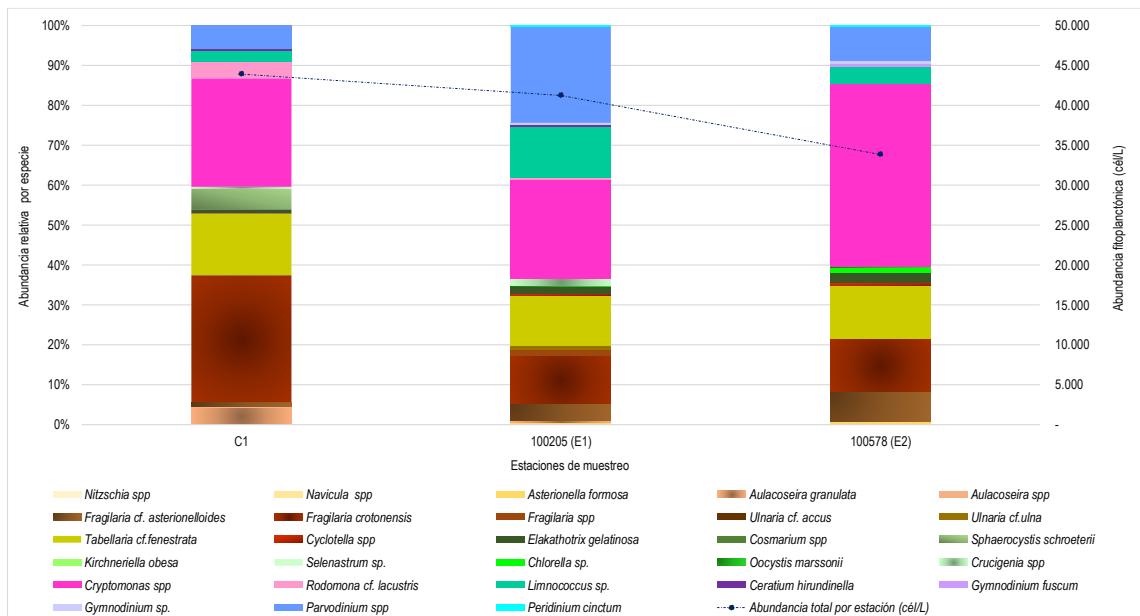


Figura 14. Composición porcentual y abundancia fitoplancótica en el lago Puyehue.

En el zooplancton del lago Puyehue, durante verano de 2022, la abundancia osciló entre ~ 5 y 11 ind/L. El mínimo de abundancia se observó en la estación C1 y el máximo en 100205. Se registró un total de 5 taxa, más estadios nauplii de copépodos y hembras con huevo de *T. diabolicus* y *M. araucanus* (Anexo 1, Tabla 4). Los microcrustáceos fueron los organismos más abundantes, particularmente *Daphnia pulex*, *Tumeodiaptomus diabolicus* y *Mesocyclops araucanus* y así también en todas las estaciones los estadios nauplii tuvieron más de un ~ 5% de abundancia. El rotífero *Kellicottia cf longispina* fue registrado solamente en la estación 100578 (Figura 15).

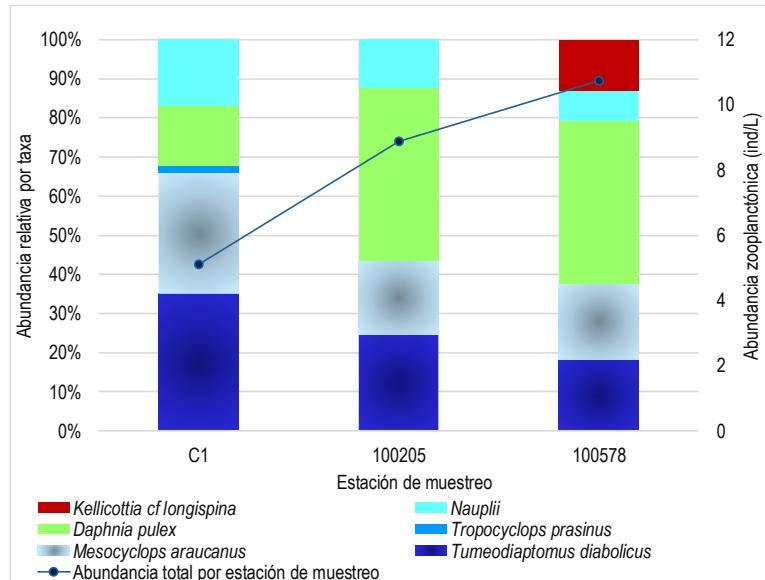


Figura 15. Composición y abundancia zooplanctónica del lago Puyehue en verano de 2022.

b) Variables sedimentológicas

De las dos estaciones evaluadas, la 100578 (E2) presentó altos valores de materia orgánica (32 %). Al igual a lo registrado en etapas anteriores, en ambas estaciones se obtuvo un redox positivo, y pH neutro, con leve tendencia a la acidez (Tabla 9).

Tabla 9. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100205 (E1) y 100578 (E2) del lago Puyehue.

Estación	Prof. (m)	Materia orgánica (%)		pH		Redox (mV)	
		Prom.	DS	Prom.	DS	Prom.	DS
100205 (E1)	50,3	9,6	4,9	6,6	0,2	111,2	17,2
100578 (E2)	47,7	32,0	7,6	6,8	0,1	156,6	14,8

Al igual que en la etapa anterior a este estudio, la composición del sedimento de las estaciones de estudio estuvo compuesta casi en su totalidad por fango, acompañado de un porcentaje muy bajo de arena (Figura 16).

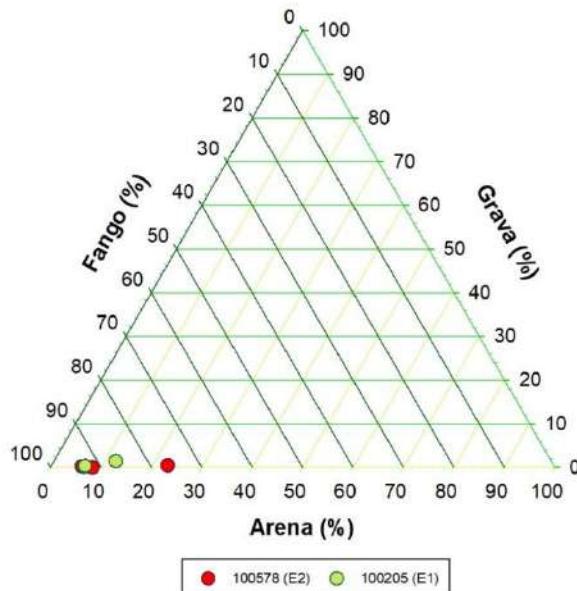


Figura 16. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100578 (E2) y 100205 (E1) del lago Puyehue.

En el Anexo 1 (Figura 121 - Figura 128), específicamente en la temática “Comparación de variables sedimentológicas de los lagos en estudio para todas las etapas de estudio”, se identifica como las variables sedimentológicas (arena, fango, grava, materia orgánica, materia inorgánica, redox, pH, y temperatura) difieren entre los distintos grupos de lagos en estudio, Araucanos, Chilotas y Patagónicos.

4.1.3. Rupanco

a) Columna de agua

La temperatura en el lago Rupanco fluctuó entre 16,8 y 10,1 °C, registrándose las mayores temperaturas asociadas al epilimnion, disminuyendo en el hipolimnion, hasta registrar 10,1 °C en profundidad (Figura 17b). El oxígeno en el estrato superficial se encontró mayoritariamente sobre los 9 mg/L (Figura 17c), subiendo levemente en el metalimnion, para disminuir en profundidad, especialmente en la estación 101851, registrado 7,5 mg/L. La conductividad en el lago Rupanco fue de 44,4 a 36,6 µS/cm (Figura 17d), con valores más altos en el estrato superficial, disminuyendo a través de la columna de agua, hasta los 36,6 µS/cm.

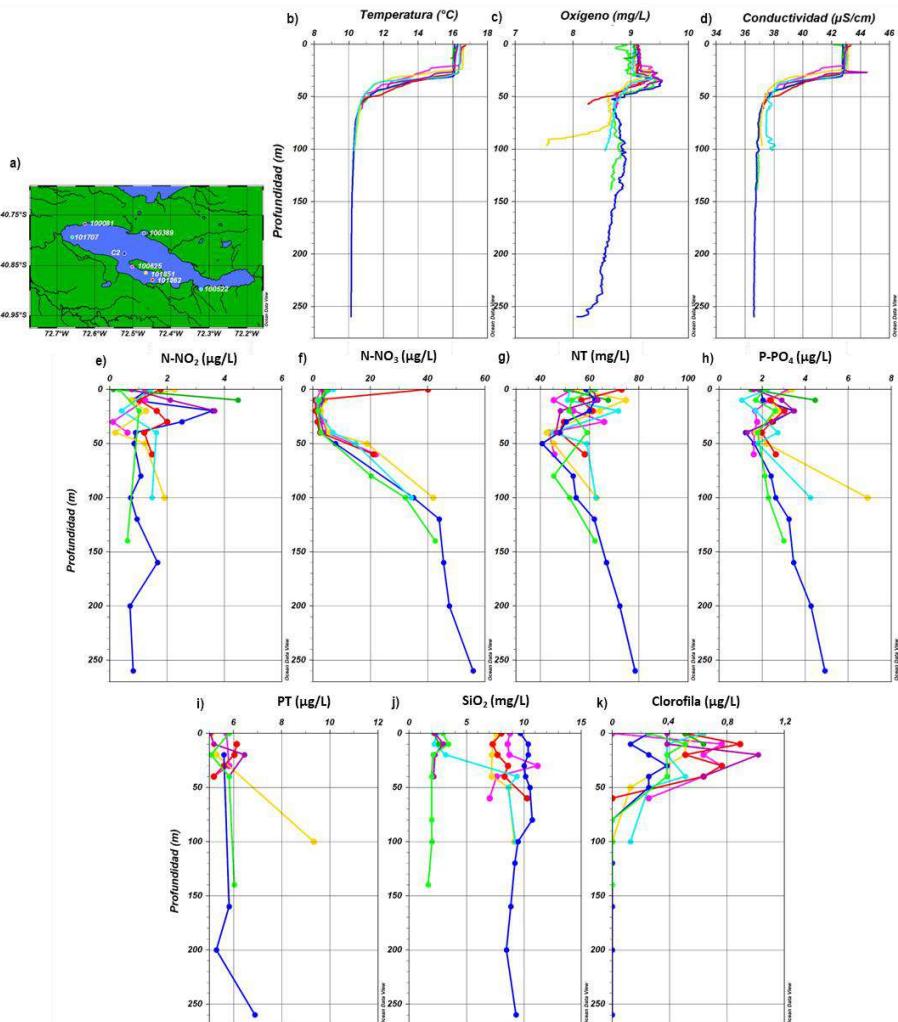


Figura 17. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Rupanco, 101707 (verde claro), 100081 (lila), 100389 (verde), 100522 (calipso), 101862 (rojo), 101851 (amarillo), 100625 (rosado) y C2 (azul). Perfiles de b) temperatura (°C), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad (µS/cm). Concentraciones de e) N-NO₂ (µg/L), f) N-NO₃ (µg/L), g) NT (µg/L), h) P-PO₄, i) PT (µg/L), j) SiO₂ (mg/L) y k) clorofila (µg/L).

El amonio en todas las estaciones y profundidades se encontró bajo el límite de detección (5 µg/L). El N-NO₂ fluctuó entre 4,5 y < 0,1 µg/L, presentando una distribución variable a través de la columna de agua (Figura 17e). La concentración de N-NO₃ fue entre 55,9 y 0,8 µg/L, presentando menores concentraciones asociadas al epilimnion, incrementando en el hipolimnion (Figura 17f). El nitrógeno total fluctuó entre 78,5 y 44,7 µg/L (Figura 17g), en general presentó algunas disminuciones en el epilimnion, para luego ir aumentando en profundidad, especialmente en las estaciones más profundas. La concentración de P-PO₄ osciló entre 6,9 y 1,1 µg/L, con menores concentraciones en el epilimnion para luego ir aumentando en profundidad (Figura 17h). El fósforo total fue de 9,3 a < 5 µg/L (Figura

17i), aunque en la mayoría de los casos las concentraciones no superaron el límite de detección (< 5 µg/L).

En el lago Rupanco las concentraciones de sílice fueron de 23,9 a 3,6 mg/L (Figura 17j), presentando importantes diferencias entre las estaciones localizadas en el sureste, con las ubicadas en la costa noroeste. Las del sureste duplicaron la concentración de las estaciones localizadas en el noreste. La concentración de clorofila en el lago Rupanco alcanzó 1 µg/L (Figura 17k), presentando sus mayores concentraciones sobre los 40 m. En el fitoplancton del lago Rupanco durante el verano de 2022 se observó una oscilación en el número de taxa entre estaciones de muestreo dentro del lago, el menor número de taxa se observó en la estación 100081 con 26 taxa y 100839 con 45 taxa (Anexo 1, Tabla 5).

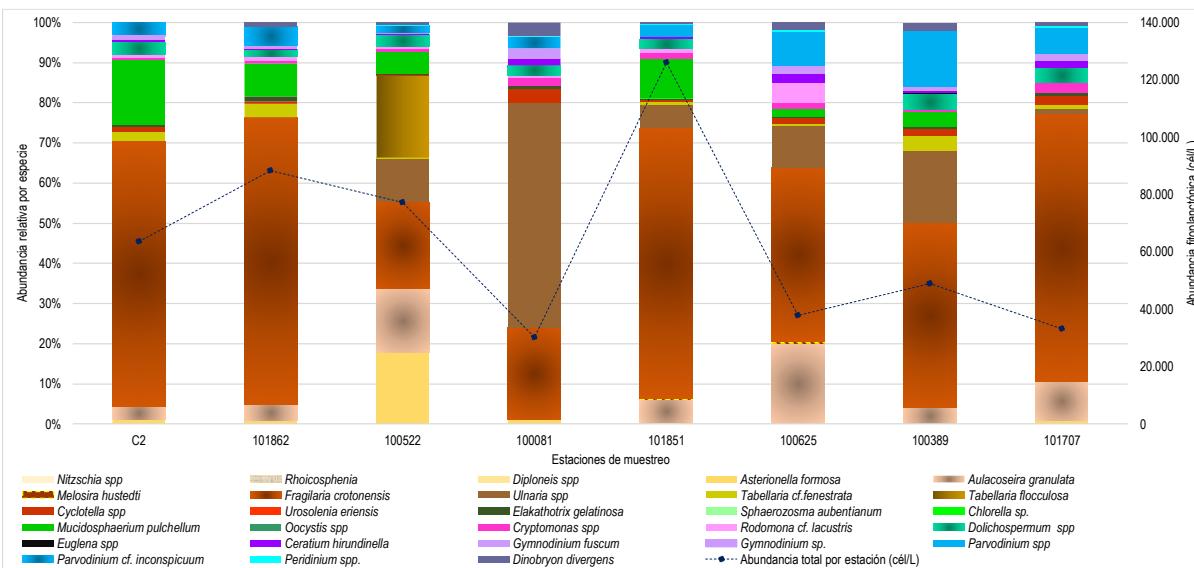


Figura 18. Composición porcentual y abundancia fitoplancótica en el lago Rupanco.

De estas especies las principales aportantes a la abundancia fueron las Bacillariophyta (ex diatomeas), principalmente *Fragillaria crotonensis*, *Ulnaria ulna*, *Aulacoseira granulata*, *Tabellaria flocculosa* y *T. cf fenestrata*, con abundancias relativas sobre el ~ 70 % en todas las estaciones. Las Chlorophyta (ex clorofíceas), generalmente en torno del ~ 2 al 15 % de la abundancia relativa por estación de muestreo compuesto en mayor medida por *Mucidospaerium pulchellum*. De las Cryptophyta, las Cryptomonas estuvieron presentes en todas las estaciones de muestreo entre ~ 1 y 7 % de abundancia relativa, y los dinoflagelados estuvieron presentes en todas las estaciones de muestreos, siendo los más abundantes: *Parvodinium cf inconspicuum* y *Parvodinium spp.*, entre un ~ 2 y 20 % de abundancia relativa (Figura 18). De las cianobacterias se registraron 4 géneros, de los cuales solo *Dolichospermum spp.* fue encontrado en las muestras de botella, con abundancias entre ~ 760 y 3120 cél/L (Anexo 1, Tabla 5).

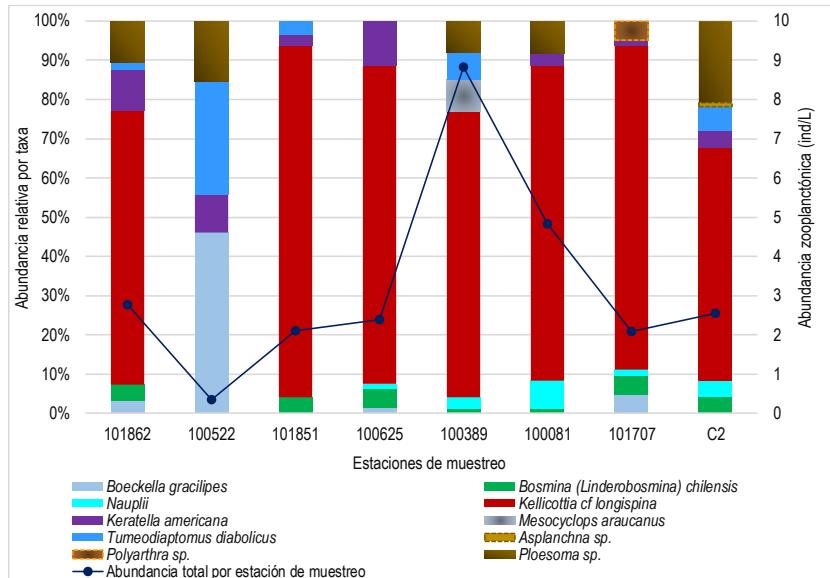


Figura 19. Composición y abundancia zooplanctónica del lago Rupanco en verano de 2022.

En el lago Rupanco, la abundancia zooplanctónica osciló entre ~ 0,3 y ~ 9 ind/L. El mínimo se registró en la estación 100522 y el máximo en 100389. Se registró un total de 9 taxa, más nauplii. La especie que presentó mayor abundancia fue el rotífero *Kellicottia cf longispina*, solo en la estación 100522 se observó una mayor proporción de los microcrustáceos *Bosmina chilensis*, y *Tumeodiaptomus diabolicus*. Las mayores abundancias zooplanctónicas se asociaron a las estaciones más someras del lago 100389 y 100081, ubicadas hacia el sector oeste del lago, y 100522 es la estación situada más hacia la cabecera del lago también presentó (Figura 19). Se registró presencia de hembras con huevos de *Boeckella gracilipes*, en 100522 y *Tumeodiaptomus diabolicus* en C2, los nauplii se encontraron en 100389, 100081, 101707, C2, y 100625 (Anexo 1, Tabla 6).

b) Variables sedimentológicas

Ambas estaciones de sedimento presentaron promedios similares de materia orgánica (~ 25 %) y redox positivo. En tanto el pH, con tendencia a la acidificación, en especial en la estación 100389 (Tabla 10).

Tabla 10. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 101862 y 100389 del lago Rupanco.

Estación	Prof. (m)	Materia orgánica (%)		pH		Redox (mV)	
		Prom.	DS	Prom.	DS	Prom.	DS
101862	60,7	25,5	16,9	6,7	0,1	204,2	99,4
100389	12,5	26,6	13,7	6,3	0,1	199,0	37,7



Al igual que en las etapas anteriores a este estudio, el sedimento de la estación de estudio 100389 estuvo compuesto mayormente por fango, mientras que la estación 101862 presentó una composición compuesta principalmente por fango y en menor grado de arena (Figura 20).

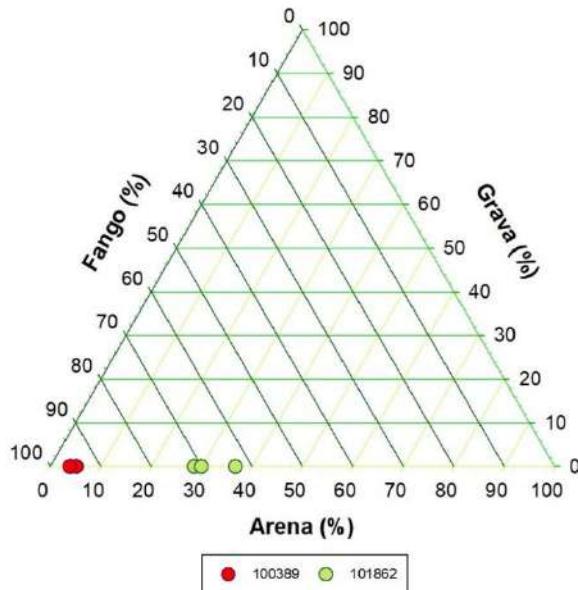


Figura 20. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100389 y 101862 del lago Rupanco.

En el Anexo 1 (Figura 121 - Figura 128), específicamente en la temática “Comparación de variables sedimentológicas de los lagos en estudio para todas las etapas de estudio”, se identifica como las variables sedimentológicas (arena, fango, grava, materia orgánica, materia inorgánica, redox, pH, y temperatura) difieren entre los distintos grupos de lagos en estudio, Araucanos, Chilotas y Patagónicos.

4.1.4. Llanquihue

a) Columna de agua

En el lago Llanquihue la temperatura fue entre 18,5 y 10,8 °C (Figura 21b). En estaciones más someras, la temperatura se encontró mayoritariamente por sobre los 16 °C. Mientras que, en estaciones más profundas, se evidenció un descenso de la temperatura cerca de los 40 m, alcanzando los 10,8 °C en el estrato más profundo. Con respecto al oxígeno, las concentraciones bordearon los 9 mg/L sobre los 40 m (Figura 21c), incrementando cerca de los 50 m hasta registrar 10 mg/L, para luego descender su concentración en las estaciones más profundas, hasta 8,8 mg/L. La conductividad registrada en el lago Llanquihue fue de 79,5 a 65,7 µS/cm (Figura 21d), con mayores valores en el estrato superficial, disminuyendo en el estrato de fondo de las estaciones más profundas.

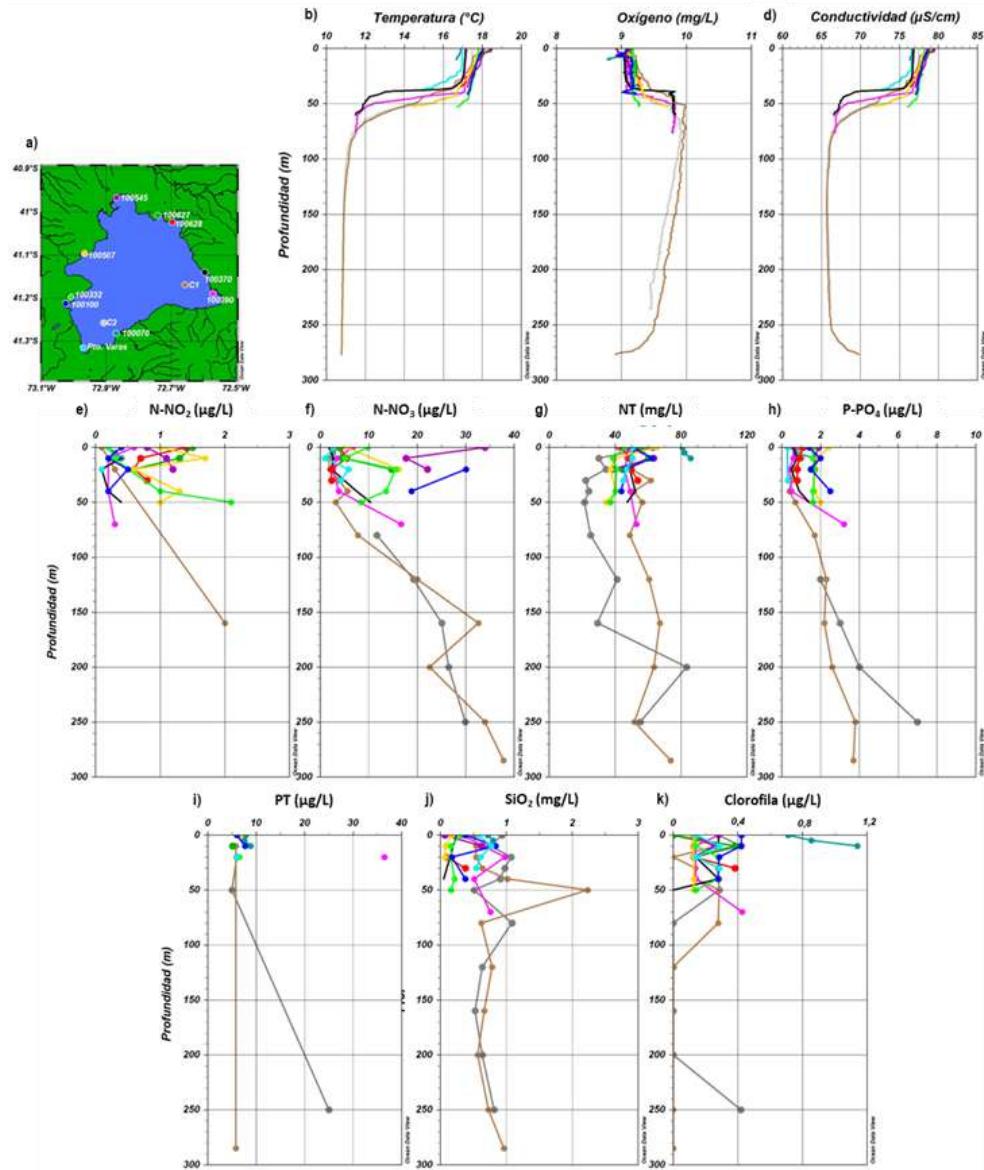


Figura 21. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Llanquihue, Pto. Varas (calipso), 100100 (azul), 100332 (verde claro), 100507 (amarillo), 100545 (lila), 100627 (verde), 100628 (rojo), 100370 (negro), 100390 (rosado), 100070 (verde oscuro), C1 (marrón) y C2 (gris). Perfiles de b) temperatura (°C), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad (µS/cm). Concentraciones de e) N-NO₂ (µg/L), f) N-NO₃ (µg/L), g) NT (µg/L), h) P-PO₄ (µg/L), i) PT (µg/L), j) SiO₂ (mg/L) y k) clorofila (µg/L).

El amonio en el lago Llanquihue estuvo mayoritariamente bajo el límite de detección (5 µg/L), a excepción de la estación 100507, que presentó 15,5 y 6,5 µg/L a los 0 y 50 m de profundidad, respectivamente. En el lago Llanquihue las concentraciones de N-NO₂ y N-NO₃ fueron de 2,1 a < 0,1

$\mu\text{g/L}$ y de 37,8 a < 0,3 $\mu\text{g/L}$, respectivamente (Figura 21e, f). En general, el N-NO₂ y N-NO₃ presentaron menores concentraciones en el estrato superficial, incrementando su disponibilidad en profundidad. Las más elevadas concentraciones de N-NO₃ se registraron en las estaciones 100100 y 100545 en superficie, mientras que en las estaciones C1 y C2 en profundidad. El nitrógeno total fue entre 85,9 y 21,6 $\mu\text{g/L}$ (Figura 21g), distribuyéndose de forma variable en el epilimnion. En las estaciones más profundas mostró una tendencia a incrementar en profundidad. Las concentraciones de P-PO₄ fueron entre 7 y el límite de detección (0,2 $\mu\text{g/L}$), aumentando en los registros más profundos. En el lago Llanquihue el fósforo total fue entre 8,9 y < 5 $\mu\text{g/L}$ (Figura 21i). En las estaciones 100390 (20 m) y C2 se registró 36,5 y 25 $\mu\text{g/L}$ de fósforo total, respectivamente.

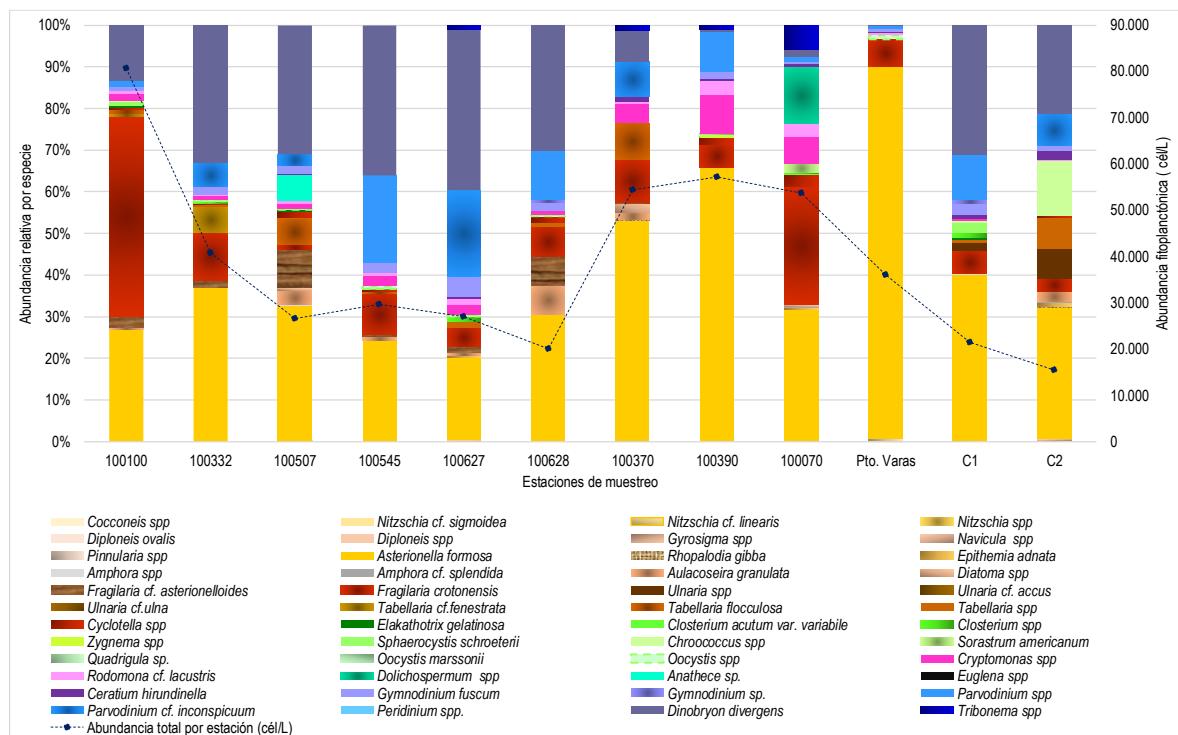


Figura 22. Composición porcentual y abundancia fitoplancótica en el lago Llanquihue.

El sílice en el lago Llanquihue fue bajo (Figura 21j), los registros no superaron los 2,2 mg/L, y en numerosos casos estuvieron bajo el límite de detección (< 0,003 mg/L). En el lago Llanquihue se registraron bajas concentraciones de clorofila (Figura 21k), en su mayoría su concentración no superó los 0,4 $\mu\text{g/L}$, con excepción de la estación 100070, donde la concentración de clorofila fue entre 0,7 y 1,1 $\mu\text{g/L}$.

En el fitoplancton del lago Llanquihue durante el verano de 2022, se observó una oscilación en el número de taxa entre estaciones de muestreo dentro del lago, el menor número de taxa se observó en la estación C1 con 28 taxa y el mayor número en Puerto Varas con 47 taxa (Anexo 1, Tabla 7). Esta riqueza de taxa (especie / género), se obtuvo del listado de fitoplancton cualitativo, más

fitoplancton cuantitativo. El grupo más abundante fueron las Bacillariophyta o ex diatomeas, las especies dominantes fueron *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis*, *Fragilaria cf asteroneloides*, *Ulnaria spp*, *Tabellaria flocculosa* y *Tabellaria cf fenestrata* suman en la mayoría de las estaciones un ~ 30 % hasta más de un 90%. También de gran relevancia en la mayor parte de las estaciones la Ochrophyta: *Dinobryon divergens* con abundancias relativas que oscilaron entre ~ 2 y 40 % por estación de muestreo, otra componente importante fueron los Miozoa ex Dinophyta representados por *Parvodinium cf inconspicuum* y *P. spp*, luego las Chlorophyta con *Sorastrum americanum* y *Chrococcus spp* (Figura 22). De las 7 especies de cianobacterias que se registraron (Anexo 1, Tabla 7), en esta oportunidad se encontró con una baja abundancia, solo en 100070 se registró *Dolichospermum spp* y en 100507 *Anathece sp.*

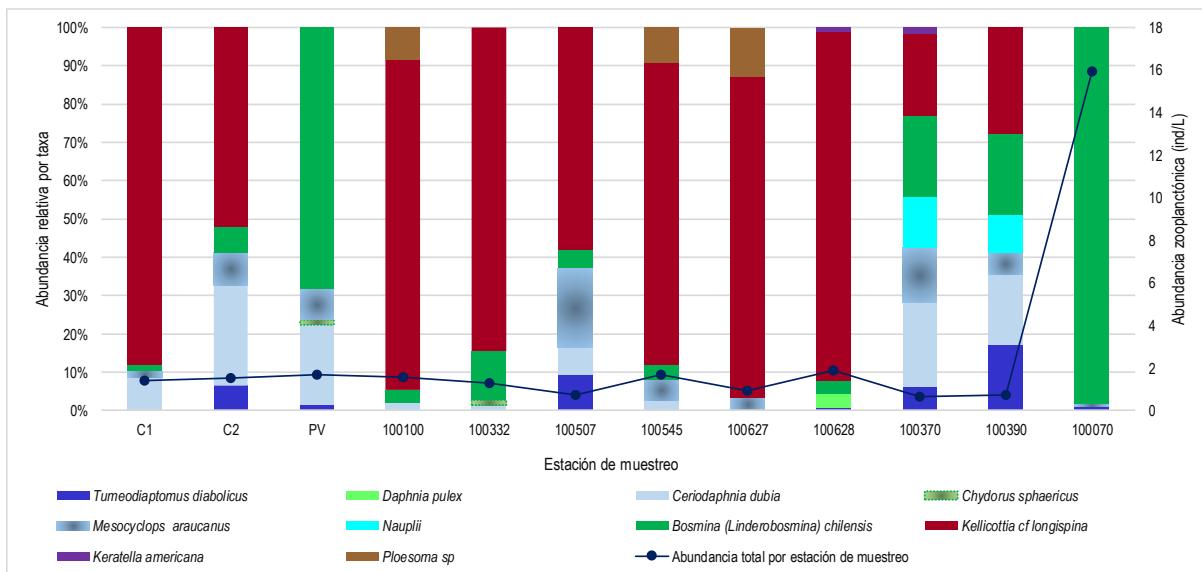


Figura 23. Composición y abundancia zooplanctónica del lago Llanquihue en verano de 2022.

En el lago Llanquihue, en verano del 2022 la abundancia del zooplancton osciló entre ~ 0,6 y 16 ind/L. El mínimo se registró en la estación 100370 y el máximo en 100070. Se registraron 9 taxa más estados nauplii. La especie que presentó una mayor abundancia en la mayor parte de las estaciones de muestreo fue *Kellicottia cf longispina*, salvo en las estaciones 100070 y PV las cuales tuvieron dominancia de *Bosmina chilensis*. Cabe destacar que las estaciones del lado este del lago, es decir, 100370 y 100390, tuvieron una mayor riqueza de especies que las estaciones restantes (Figura 23). Así también en estas últimas se registraron estados nauplii. Se registró hembras con huevos solo en la estación 100370 de *T. diabolicus* (Anexo 1, Tabla 8).



b) Variables sedimentológicas

La estación 100070 presentó un alto contenido de materia orgánica (25 %), más un valor de redox positivo. De manera contraria, la estación 100100 presentó un valor promedio negativo de redox y menor porcentaje de materia orgánica. El pH en general se encontró neutro (Tabla 11).

Tabla 11. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100070 y 100100 del lago Llanquihue.

Estación	Prof. (m)	Materia orgánica (%)		pH		Redox (mV)	
		Prom.	DS	Prom.	DS	Prom.	DS
100070	9,2	25,1	19,6	6,6	0,3	308,4	256,1
100100	16,8	5,9	0,8	7,0	0,2	-147,1	2,8

Al igual que en las etapas anteriores a este estudio, el sedimento de la estación 100070 estuvo compuesto principalmente por fango. En tanto, la composición textural de las muestras de sedimento de la estación 100100 fueron más dispersas, una muestra compuesta por fango, mientras que las otras dos con alto contenido de arena, y cantidades menores de grava y fango (Figura 24).

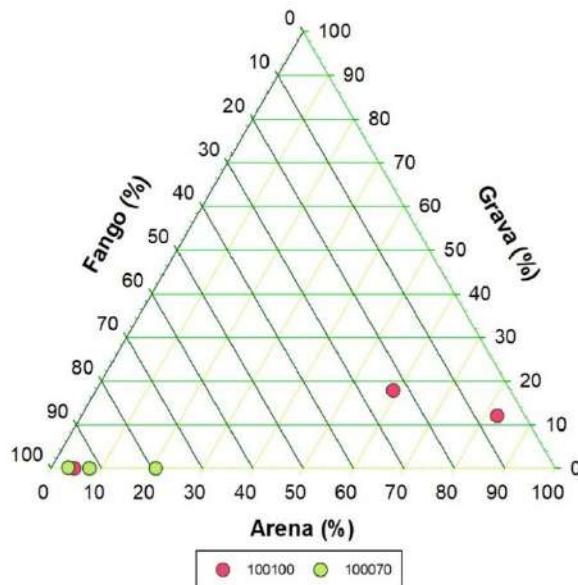


Figura 24. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100100 y 100070 del lago Llanquihue.

En el Anexo 1 (Figura 121 - Figura 128), específicamente en la temática “Comparación de variables sedimentológicas de los lagos en estudio para todas las etapas de estudio”, se identifica como las variables sedimentológicas (arena, fango, grava, materia orgánica, materia inorgánica, redox, pH, y temperatura) difieren entre los distintos grupos de lagos en estudio, Araucanos, Chilotas y Patagónicas.

4.1.5. Chapo

a) Columna de agua

En el lago Chapo la temperatura se encontró cerca de los 20 °C en el epilimnion, disminuyendo en el metalimnion, hasta alcanzar los 8,3 °C en profundidad (Figura 25b). En el lago Chapo las concentraciones de oxígeno fluctuaron entre 10,1 y 6,4 mg/L (Figura 25c), presentando en el estrato superficial concentraciones entre 9 y 8,5 mg/L, para después incrementar hasta los 10,1 mg/L, descendiendo luego hasta los 6,4 en las estaciones las más profundas, C2 y 101051. La conductividad fue de 23,1 a 17,3 µS/cm (Figura 25d), presentando los valores más altos en el epilimnion, disminuyendo después en estratos más profundos.

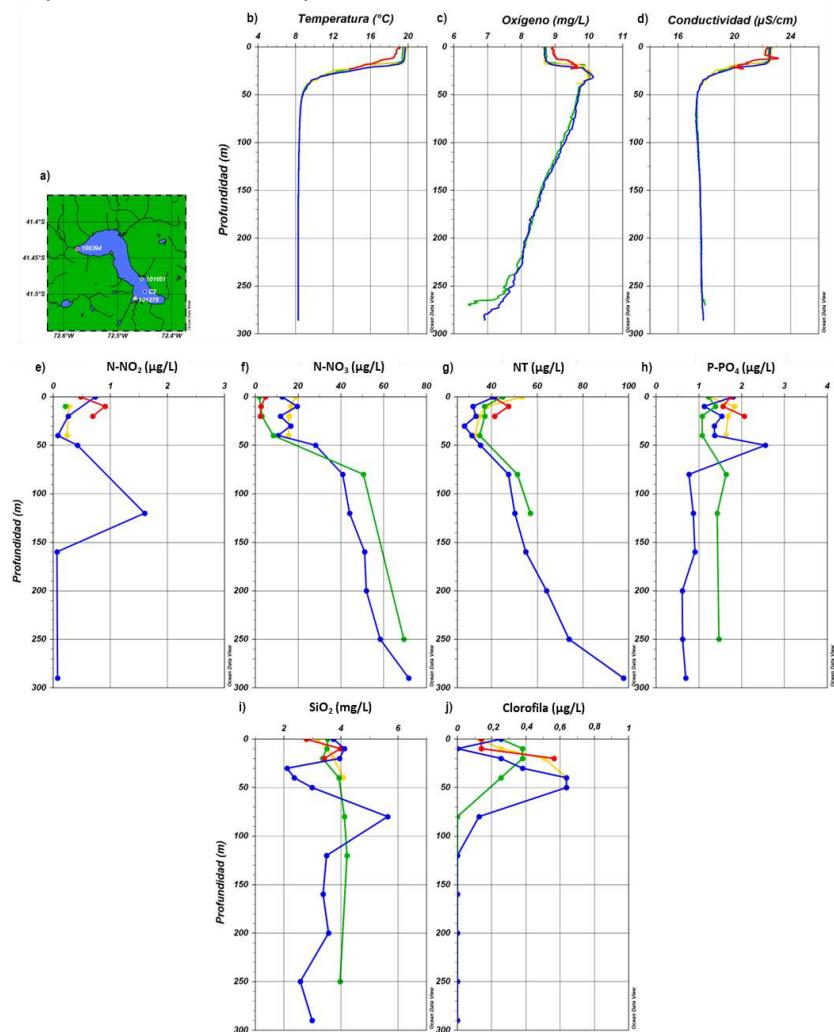


Figura 25. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Chapo, 100394 (rojo), 101051 (verde), 101278 (amarillo) y C2 (azul). Perfiles de b) temperatura (°C), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad (µS/cm). Concentraciones de e) N-NO₂ (µg/L), f) N-NO₃ (µg/L), g) NT (µg/L), h) P-PO₄ (µg/L), i) SiO₂ (mg/L) y j) clorofila (µg/L).

En el lago Chapo el amonio se encontró mayoritariamente bajo el límite de detección (5 µg/L), a excepción de la estación 101051, a los 120 m se registró 19,1 µg/L de N-NH₄. En el lago Chapo la concentración de N-NO₂ fue inferior a 1,6 µg/L, registrando las menores concentraciones de lagos Araucanos, en varias profundidades su concentración se encontró bajo el límite de detección (< 0,1 µg/L). El N-NO₃ y nitrógeno total fueron de 71,6 a 2 µg/L y de 97,8 a 3 µg/L, respectivamente (Figura 25f, g). La distribución de N-NO₃ y nitrógeno total presentaron una distribución similar en la columna de agua, las menores concentraciones estuvieron en el epilimnion, para luego ir incrementando, hasta alcanzar los 71,6 y 97,8 µg/L en profundidad, respectivamente.

El P-PO₄ fue entre 2,6 y 0,6 µg/L, presentando una distribución variable en la columna de agua. El fósforo se encontró bajo el límite de detección (de 5 µg/L), a excepción la mayor profundidad de la estación C2, donde alcanzó 13,1 µg/L de fósforo total. La concentración de sílice en el lago Chapo fue entre 5,6 y 2,1 mg/L (Figura 25i). La concentración de clorofila en el lago Chapo fue baja (Figura 25j), no superó los 0,6 µg/L. Las mayores concentraciones se encontraron en el epilimnion, para luego descender en profundidad.

En el fitoplancton del lago Chapo durante el verano de 2022 se observó una oscilación en el número de taxa entre estaciones de muestreo dentro del lago, el menor número de taxa se observó en la estación 101278 con 23 taxa y 100394 y 101051 con 25 taxa (Anexo 1, Tabla 9).

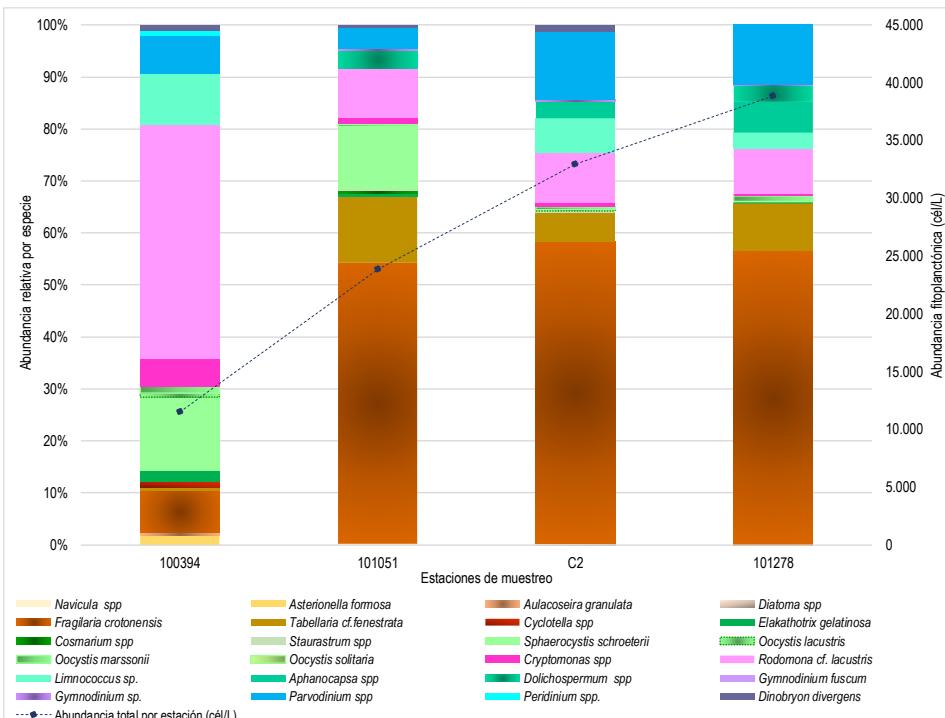


Figura 26. Composición porcentual y abundancia fitoplanctónica en el lago Chapo.

El fitoplancton del lago Chapo, estuvo principalmente constituido por diatomeas con abundancias relativas por estación que oscilaron entre ~ 10 y 70 %, las especies dominantes en este grupo fueron *Fragillaria crotonensis* y *Tabellaria cf fenestrata*, la Ochrophyta *Rhodomonas lacustris* tuvo entre un ~ 10 a 40 % de abundancia relativa por estación de muestreo. También cobraron importancia los dinoflagelados con *Parvodinium spp*, presente en todas las estaciones con abundancia relativa entre un ~ 5 y 15 %, de las Chlorophyta *Sphaerocystis schroeteri* estuvo presente con abundancia relativa sobre un ~ 10 % en 100394 y 101051 (Figura 26). De las 4 especies de cianobacterias encontradas *Limnococcus sp*, fue la más frecuente y abundante con abundancia entre ~ 1200 y 2200 cél/L, seguido por *Aphanocapsa sp* y *Dolichospermum spp*, las cuales no estuvieron presentes con representatividad numérica registrada, solo en el área de las estaciones C2 y 101278, *Anathece sp*, solo se encontró en las muestras cualitativas (Anexo 1, Tabla 9).

En el lago Chapo, la abundancia del zooplancton en verano de 2022 osciló entre ~ 1 y ~ 6 ind/L. El mínimo se registró en la estación C2 y el máximo en 100394. Se registraron 7 taxa más estadios nauplii. La composición del zooplancton del lago Chapo estuvo dominada por los microcrustáceos, principalmente *Daphnia pulex*, seguido de: *Acanthocyclops vernalis*, *Mesocyclops araucanus*, *Ceriodaphnia dubia* y *Bosmina chilensis*. Así también los estadios nauplii estuvieron presentes en todas las estaciones de muestreo salvo en la estación 100394. El único rotífero reportado fue *Keratella americana* en 100394. La abundancia fue variable entre las estaciones de muestreo, la mayor abundancia se obtuvo en la estación más somera 100394 (Figura 27). Las hembras con huevos se registraron en las estaciones 100394 y C2, correspondieron a las especies *M. araucanus* y *A. vernalis*, respectivamente (Anexo 1, Tabla 10).

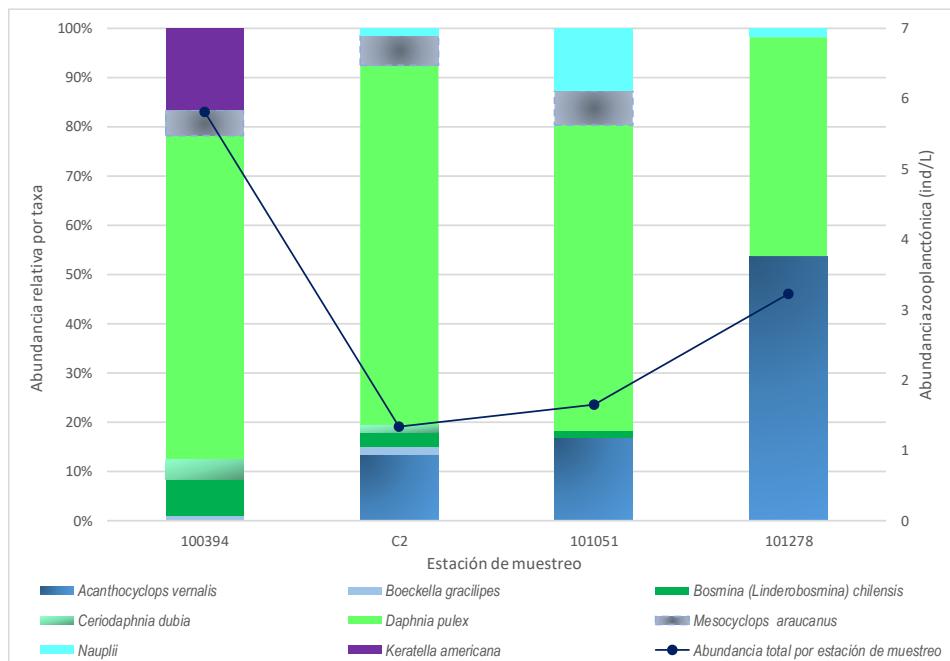


Figura 27. Composición y abundancia zooplanctónica del lago Chapo en verano de 2022.



b) Variables sedimentológicas

La estación 100394 presentó mayor profundidad (37,7 m), y al igual que en etapas anteriores, con baja cantidad de materia orgánica. La estación 101278 presentó valores mayores a 10 % de materia orgánica. Ambas estaciones registraron valores positivos de redox. El pH en ambas estaciones tendió a la acidez (Tabla 12).

Tabla 12. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100394 y 101278 del lago Chapo.

Estación	Prof. (m)	Materia orgánica (%)		pH		Redox (mV)	
		Prom.	DS	Prom.	DS	Prom.	DS
100394	37,7	5,0	3,9	6,1	0,0	93,6	61,9
101278	19,0	18,4	2,7	6,4	0,1	200,2	48,4

La composición textural del sedimento de la estación 100394 estuvo compuesta principalmente por fango y arena, salvo una muestra con mayor cantidad de arena. En tanto la estación 100278 se compuso mayormente por arena, a excepción de una muestra compuesta principalmente por fango (Figura 28).

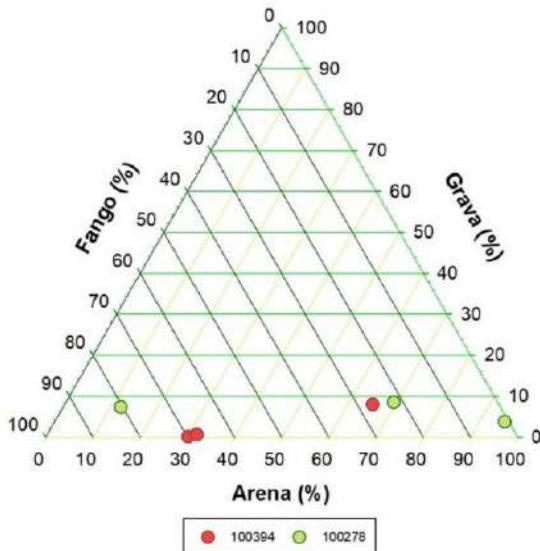


Figura 28. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100394 y 100278 del lago Chapo.

En el Anexo 1 (Figura 121 - Figura 128), específicamente en la temática “Comparación de variables sedimentológicas de los lagos en estudio para todas las etapas de estudio”, se identifica como las variables sedimentológicas (arena, fango, grava, materia orgánica, materia inorgánica, redox, pH, y temperatura) difieren entre los distintos grupos de lagos en estudio, Araucanos, Chilotas y Patagónicos.

4.1.6. Huillinco Cucao

a) Columna de agua

La temperatura en el sistema lacustre Huillinco – Cucao fluctuó entre 20,3 y 13,2 °C (Figura 29b). En el estrato superficial la temperatura bordeó los 20 °C, disminuyendo cerca de los 5 m, hasta alcanzar cerca de los 13 °C en el hipolimnion. La concentración de oxígeno estuvo entre 7 y 0 mg/L (Figura 29c), el estrato superficial presentó cerca de ~ 7 mg/L, descendiendo en profundidad, hasta alcanzar la anoxia en el estrato de fondo. La conductividad se encontró entre 32610 y 4093 µS/cm (Figura 29d), presentando menores valores en superficie, para ir incrementando desde el metalimnion, hasta alcanzar los mayores valores en profundidad.

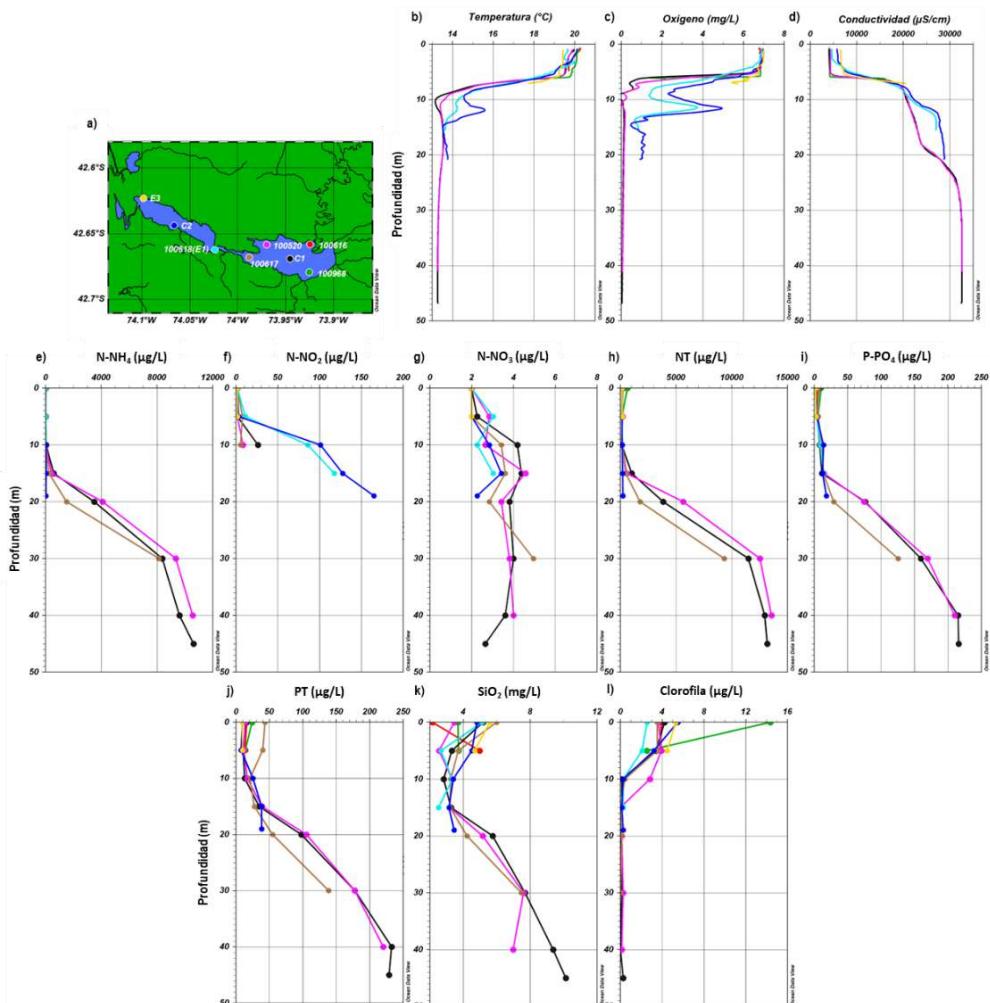


Figura 29. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el sistema lacustre Huillinco - Cucao, E2 (amarillo), C2 (azul), 100618 (E1) (calipso), 100617 (café), 100520 (rosado), C1 (negro), 100616 (rojo) y 100968 (verde). Perfiles de b) temperatura (°C), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad (µS/cm). Concentraciones de e) N-NH₄ (µg/L), f) N-NO₂ (µg/L), g) N-NO₃ (µg/L), h) NT (µg/L), i) P-PO₄ (µg/L), j) PT (µg/L), k) SiO₂ (mg/L) y l) clorofila (µg/L).

En el sistema lacustre Huillinco – Cucao se registraron elevadas concentraciones de nutrientes, las más altas de todos los lagos en estudio. En el caso de los nitrogenados inorgánicos, el N-NH₄, N-NO₂, y N-NO₃ alcanzaron 10630, 165,3 y 5 µg/L en el Huillinco – Cucao, respectivamente (Figura 29e, f, g). El nitrógeno total fluctuó entre 15557 y 128,4 µg/L (Figura 29h), en el estrato de fondo el NT estuvo compuesto mayoritariamente por amonio. Las concentraciones de P-PO₄ y fósforo total fueron de 216,2 a < 2 µg/L y de 232,9 a 7,7 µg/L, respectivamente (Figura 29i, j). Mientras que, la concentración de sílice fue entre 10,1 y 2,2 mg/L (Figura 29k).

En la mayoría de los casos, los nutrientes presentaron concentraciones más bajas asociadas al epilimnion, para ir incrementando alrededor de los 10 m de profundidad, hasta alcanzar elevadas concentraciones en el estrato profundo, principalmente en las estaciones más profundas 100520, C1 y 100617. A diferencia de lo registrado para el nitrato, que presentó bajas concentraciones y se distribuyó relativamente homogéneo en toda la columna de agua. En el caso del nitrito, en las estaciones 100617, 100520 y C1 desde los 15 m de profundidad fue imposible determinar la concentración debido a la presencia de interferencia en las muestras.

En el sistema lacustre Huillinco – Cucao se registraron elevadas concentraciones de clorofila, alcanzando 14 µg/L en la superficie de la estación 100968 (Figura 29l). Mientras que, en otras estaciones las concentraciones fueron entre 5,51 y 2 µg/L en superficie y 5 m, disminuyendo luego en profundidad.

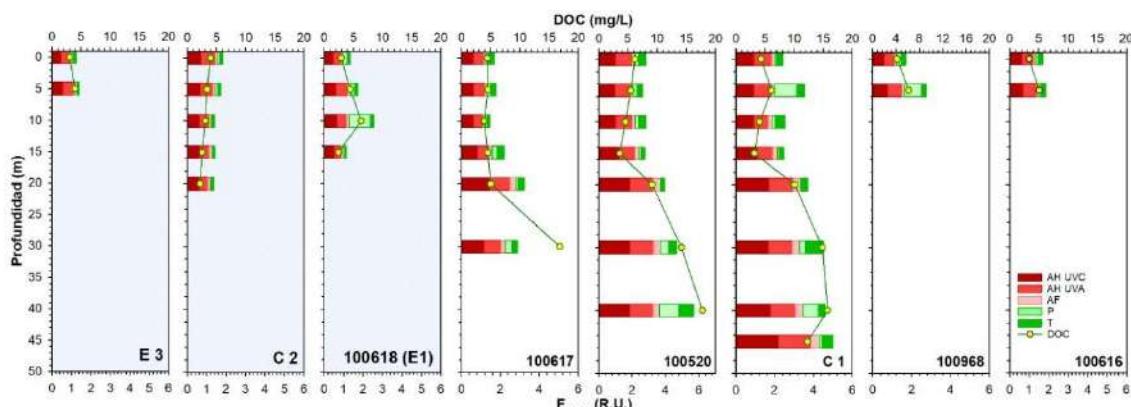


Figura 30. Intensidades de fluorescencia (F_{max} (R.U.)) y concentración de carbono orgánico disuelto (mg/L) en el sistema lacustre Huillinco – Cucao. Gráficas achuradas corresponden al sector Cucao. AH UVC: ácido húmico UVC; AH UVA: ácido húmico UVA; AF: ácido fulvico; P: proteína; T: triptófano.

En el sistema lacustre Huillinco – Cucao las concentraciones de carbono orgánico disuelto fueron de 17,8 a 2,2 mg/L (Figura 30). Las mayores concentraciones de DOC se encontraron asociadas al hipolimnion de las estaciones 100617, 100520 y C1. Sin embargo, en el epilimnion se distinguió un pequeño peak de carbono orgánico disuelto. Similar comportamiento se distinguió asociado a la intensidad de fluorescencia a través de la columna de agua. En todos los casos, la intensidad de fluorescencia fue dominada por componentes similares a ácidos húmicos UVC, ácido húmico UVA y

ácido fúlvico. Mientras que, componentes similares a proteína y triptófanos en algunos casos mostraron mayor relevancia, como en el epilimnion y en profundidad de las estaciones C1 y 100520.

En el fitoplancton del sistema lacustre Huillinco - Cucao durante el verano de 2022 se observó una oscilación en el número de taxa entre estaciones de muestreo dentro del lago, el menor número de taxa se observó en la estación 100616 con 6 taxa en la cubeta del Huillinco y E3 con 17 taxa en la cubeta Cucao, en 100520 del Huillinco se registraron 16 taxa (Anexo 1, Tabla 11). Si bien la riqueza de taxa osciló entre 6 y 17, fue solo una especie la que aportó mayormente a la abundancia fitoplancótónica, la cianobacteria *Dolichospermum spp*, la cual osciló entre ~ 97 y 100% de la abundancia relativa, y entre ~ 4.800.000 y 30.000.000 cél/L (Figura 31). En esta oportunidad se registraron sólo 2 taxa de cianobacteria, y solo *Dolichospermum spp* tuvo representatividad numérica y la dominancia del fitoplancton. También cabe destacar, que la Chlorophyta *Closterium spp* estuvo presente en todas las estaciones de la cubeta Huillinco (C1, 10050, 100616, 100617 y 100968). Si bien se encontraron más especies en las muestras cuantitativas, fueron encontradas en órdenes de magnitud muy pequeños (no superior a 560 cél/L), respecto de la abundancia de la especie dominante, por lo cual no se vislumbró en la figura, pero sí en la tabla 11 del Anexo 1.

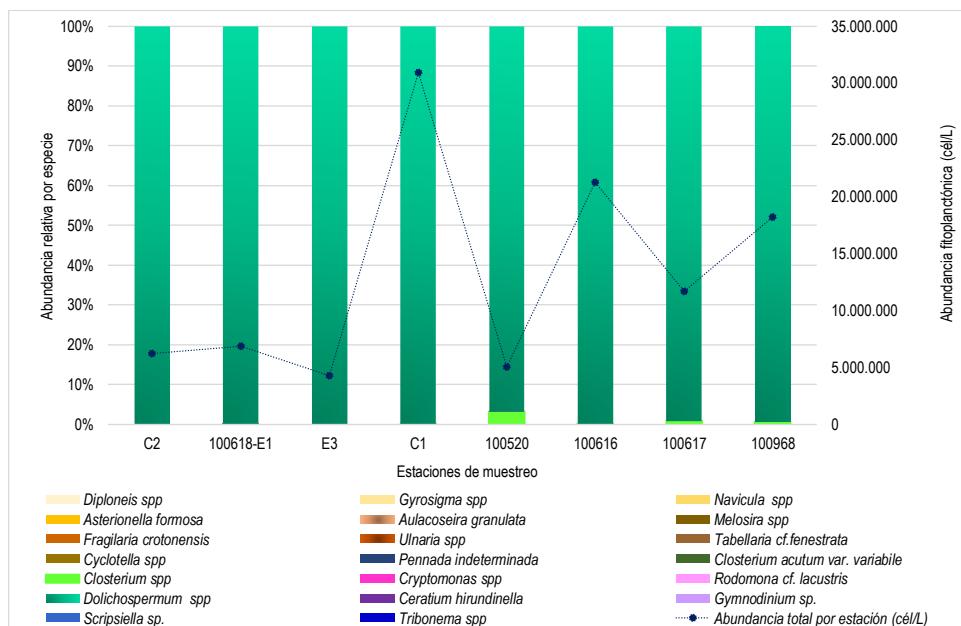


Figura 31. Composición porcentual y abundancia fitoplancótonica en el lago Huillinco Cucao.

En el zooplancton, en el lago Huillinco-Cucao en verano de 2022, las muestras fueron representativas de la columna de agua entre los 0 y 5 metros de profundidad, ya que se tuvo en consideración la presencia de picnoclina y escasa vida en la capa más profunda del lago. La abundancia osciló entre ~ 0,1 y ~ 13 ind/L. El mínimo se registró en la estación C2 de la cubeta del Cucao y el máximo en 100968 del Huillinco. Se registraron 9 taxa más estadios nauplii (Figura 32). De los microcrustáceos los principales representantes fueron *T. diabolicus*, *M. araucanus*, y estadios nauplii. Formaron parte

importante de la abundancia del lago tanto *Keratella americana* como *Keratella valga*. Se registró una mayor proporción de rotíferos cercano al canal Caldera y lago Huillinco. Las especies que se presentaron con mayor frecuencia en el lago fueron *T. diabolicus*, poliquetos y nauplii. Solo se registraron hembras con huevos de *T. diabolicus*, generalmente en las estaciones más profundas de ambas cubetas lacustres (Anexo 1, Tabla 12).

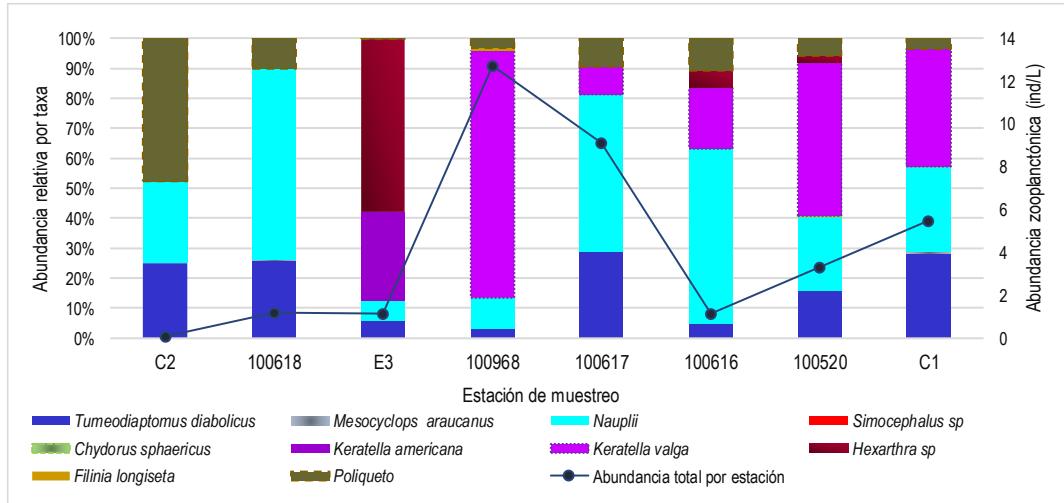


Figura 32. Composición y abundancia zooplanctónica del sistema lacustre Huillinco-Cucao en verano de 2022.

b) Variables sedimentológicas

Ambas estaciones del sector de Huillinco, 100520 y 100617, que registran mayores profundidades, presentaron valores de redox muy negativos. Los sedimentos del sector de Cucao, 100618 (E1) y E3, de menor profundidad, presentaron valores de redox levemente negativos a positivos. Todas las estaciones presentaron un pH neutro, salvo la estación 100618 (E1) con tendencia a ser básico (Tabla 13). Tal como lo mencionado en la etapa anterior a este estudio, todas las variables evaluadas en el sedimento de la estación 100617 se encontraron fuera del límite de aceptabilidad, y de acuerdo a ello, la infracción al límite de aceptabilidad se configurará por el incumplimiento conjunto de los valores asignados a las dos variables indicadas, pH y redox (Numeral 34 de la Resolución Exenta N° 3.612).

Tabla 13. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100520, 100617, 100618 (E1), y E3 del lago Huillinco - Cucao.

Estación	Prof. (m)	Materia orgánica (%)		pH		Redox (mV)	
		Prom.	DS	Prom.	DS	Prom.	DS
100520	31,4	5,5	3,8	7,1	0,3	-148,4	11,7
100617	29,4	25,1	14,5	6,9	0,3	-146,4	5,9
100618 (E1)	12,7	21,6	14,6	7,5	0,2	-30,1	153,9
E3	10,9	10,3	4,2	6,9	0,4	164,4	171,0



Al igual que en las etapas previas a este estudio, la composición textural del sedimento de las estaciones 100618, 100617 y 100520 estuvo compuesta mayormente por fango (> a 90 %). En tanto la estación E3 (ubicada en el sector de Cucao) fue más dispersa, con un porcentaje de arena entre 52 - 75 %, y fango desde 48 - 25 % (Figura 33).

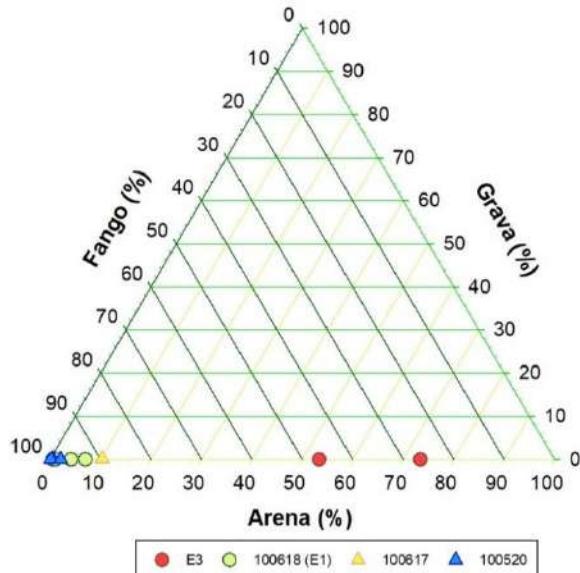


Figura 33. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones E3, 100618 (E1), 100617, y 100520 del sistema lacustre Huillinco – Cucao.

En el Anexo 1 (Figura 121 - Figura 128), específicamente en la temática “Comparación de variables sedimentológicas de los lagos en estudio para todas las etapas de estudio”, se identifica como las variables sedimentológicas (arena, fango, grava, materia orgánica, materia inorgánica, redox, pH, y temperatura) difieren entre los distintos grupos de lagos en estudio, Araucanos, Chilotas y Patagónicos.

4.1.7. Tarahuin

a) Columna de agua

En el lago Tarahuin la temperatura superó los 20 °C en superficie (Figura 34b), para luego ir descendiendo en profundidad, hasta alcanzar los 11,3 °C en la estación C1, estación más profunda del lago. La concentración de oxígeno asociada al epilimnion fue de 8 mg/L (Figura 34c), en profundidad fue disminuyendo la concentración de oxígeno, hasta alcanzar concentraciones muy bajas en profundidad, especialmente en la estación C1 (1,8 mg/L). La conductividad en el lago Tarahuin fue de 54,6 y 42,4 µS/cm (Figura 34d), registrando los mayores valores en superficie, para luego ir descendiendo hacia profundidad.

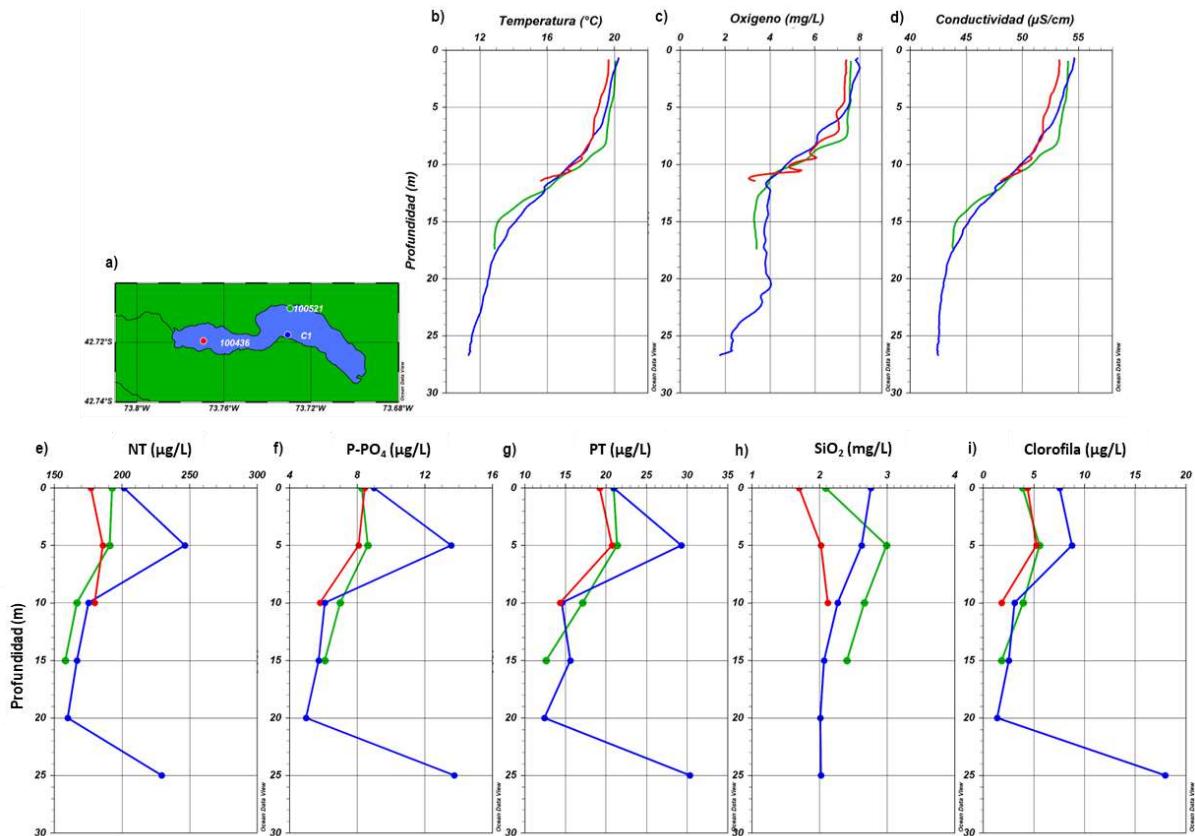


Figura 34. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Tarahuin, 100436 (rojo), C1 (azul) y 100521 (verde). Perfiles de b) temperatura (°C), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad (µS/cm). Concentraciones de e) NT (µg/L), f) P-PO₄ (µg/L), g) PT (µg/L), h) SiO₂ (mg/L) y i) clorofila (µg/L).

En el lago Tarahuin, en la mayoría de los casos las concentraciones de N-NH₄, N-NO₂ y N-NO₃ se encontraron bajo el límite de detección. Exceptuando por el N-NO₂, a los 5 y 10 m de la estación 100521, donde superó levemente el límite de detección, con 2,2 y 2,7 µg/L, respectivamente. El nitrógeno total fluctuó entre 246,7 y 158,12 µg/L (Figura 34e), conformándose principalmente por formas orgánicas. El P-PO₄ fue de 13,8 a 5 µg/L y fósforo total de 30,3 a 12,4 µg/L (Figura 34f, g). El NT, P-PO₄ y PT presentaron un comportamiento similar en la columna de agua, pareciera ir en descenso en profundidad, pero en la estación C1 se registró un peak a los 5 m y en profundidad. En el caso del sílice las concentraciones fueron de 3 a 1,7 mg/L (Figura 34h), las mayores concentraciones se presentaron entre superficie y 5 m, para luego ir descendiendo en profundidad. La clorofila presentó elevadas concentraciones en toda la columna de agua (Figura 34i), principalmente en la estación C1 en profundidad. Las concentraciones de clorofila fueron entre 17,9 y 1,4 µg/L.

El carbono orgánico disuelto en el lago Tarahuin fue entre 8 y 2,2 mg/L (Figura 35). Con respecto a la intensidad de fluorescencia dominaron los componentes similares a ácidos húmicos (UVC y UVA) y fulvicos, pero a ciertas profundidades los componentes similares a proteína y triptófano dominaron. El



DOC y la intensidad de fluorescencia presentaron un comportamiento similar en la misma estación, pero mostrando algunas diferencias entre estaciones.

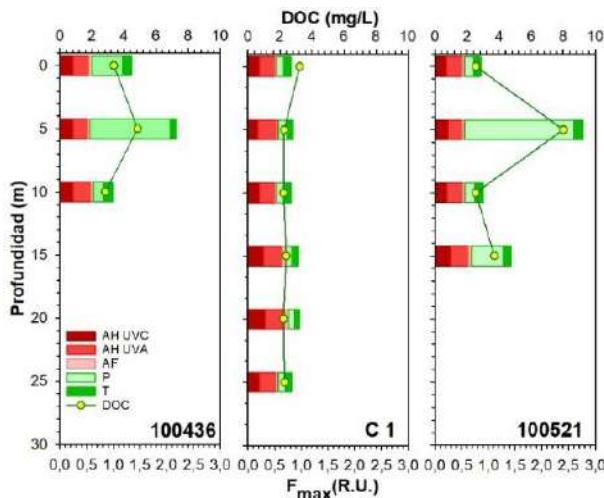


Figura 35. Intensidades de fluorescencia (F_{max} (R.U.)) y concentración de carbono orgánico disuelto (mg/L) en el lago Tarahuin. AH UVC: ácido húmico UVC; AH UVA: ácido húmico UVA; AF: ácido fúlvico; P: proteína; T: triptófano.

En la estación C1, el DOC y la intensidad de fluorescencia estuvieron homogéneamente distribuidos a través de la columna de agua. Mientras que, en el caso de las estaciones 100436 y 100521, presentaron estos un peak a los 5 m de profundidad. En el caso del DOC, en la estación 100521 presentó casi el doble de lo registrado en la estación 100436 a igual profundidad (5 m).

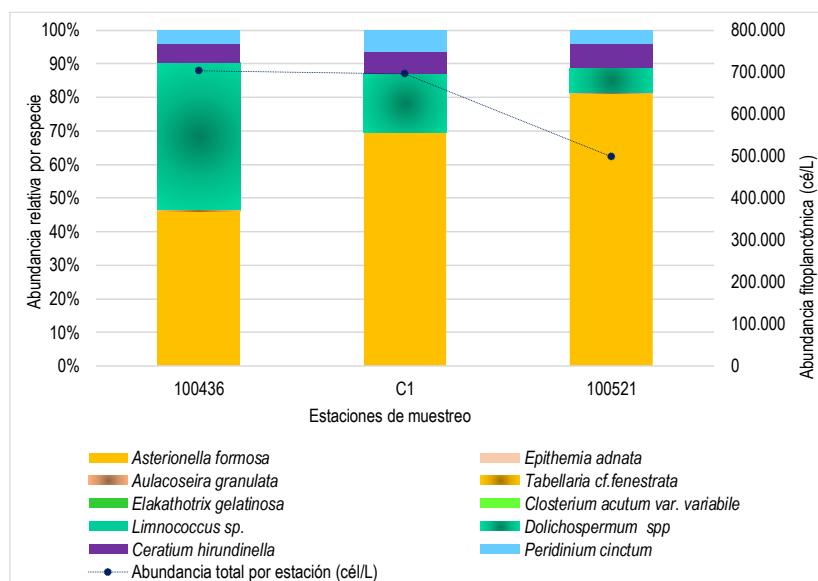


Figura 36. Composición porcentual y abundancia fitoplanctónica en el lago Tarahuin.

En el fitoplancton del lago Tarahuin durante el verano de 2022 se observó una oscilación en el número de taxa entre estaciones de muestreo dentro del lago, el menor número de taxa se observó en la estación 100521 con 15 taxa y 100436 y C1 con 19 taxa (Anexo 1, Tabla 13). El Phylum dominante fueron las diatomeas con abundancias relativas entre ~ 40 y 80 %, principalmente dado por la especie *Asterionella formosa*. Otro importante porcentaje de la abundancia relativa fue aportado por la cianobacteria *Dolichospermum spp*, con abundancia relativa por estación entre ~ 5 y ~40 %, y con menor número, pero con presencia en todas las estaciones el dinoflagelado *Ceratium hirundinella* y *Peridinium cinctum* con abundancia relativa en torno al 5 % (Figura 36). Cabe destacar que todas las especies del Phylum de las Chlorophyta correspondieron a organismos observados en las muestras cualitativas.

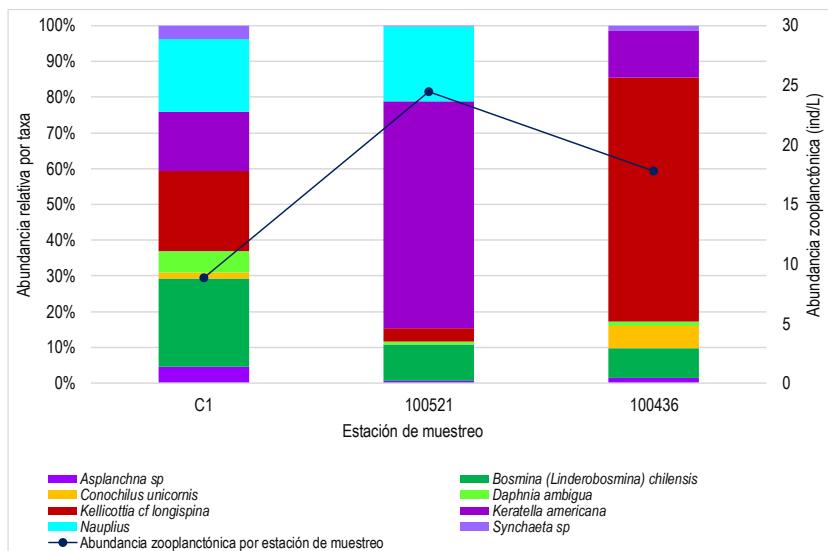


Figura 37. Composición y abundancia del zooplancton del lago Tarahuin en verano de 2022.

En el lago Tarahuin en verano de 2022, la abundancia del zooplancton osciló entre ~ 9 y ~ 25 ind/L. El mínimo se registró en la estación C1 y el máximo en 100521. La composición zooplanctónica del lago Tarahuin tuvo una mayor proporción de rotíferos, específicamente: *Keratella americana*, *Kellicottia cf longispina*, y *Conochilus unicornis* (Figura 37). No se observaron hembras con huevos (Anexo 1, Tabla 14).

b) Variables sedimentológicas

De ambas estaciones, la estación 100521 presentó mayor profundidad de muestreo (27,3 m). En ambas estaciones el porcentaje de materia orgánica superó el límite de aceptabilidad, alcanzando ~ 19 %. No se registraron diferencias en los resultados de todos los parámetros evaluados entre ambas estaciones evaluadas (Tabla 14). El pH tendió a la neutralidad, con leve tendencia a la acidez, y el redox fue positivo (> a 100 mV).



Tabla 14. Variables físico-químicas del sedimento evaluadas en las estaciones de estudio 100521 y 100436 del lago Tarahuin.

Estación	Prof. (m)	Materia orgánica (%)		pH		Redox (mV)	
		Prom.	DS	Prom.	DS	Prom.	DS
100521	27,3	13,0	5,4	6,6	0,2	114,5	21,0
100436	14,0	18,6	17,5	6,8	0,2	123,1	28,1

Al igual que en las etapas precedentes a este estudio, la composición textural de las estaciones de sedimento evaluadas estuvo compuesta en su mayoría por fango (Figura 38).

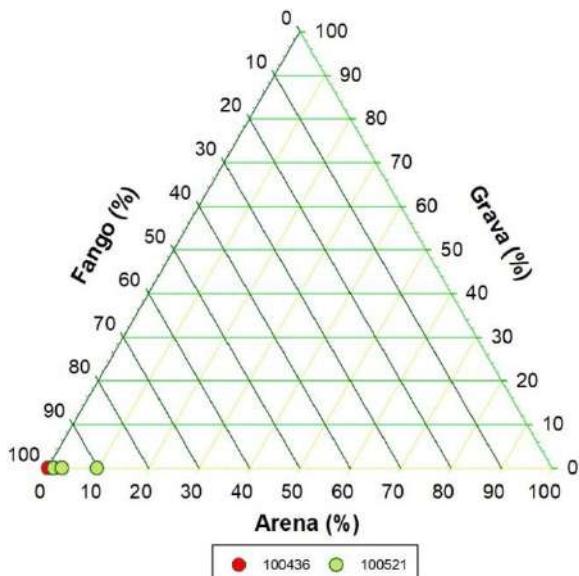


Figura 38. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100436 y 100521 del lago Tarahuin.

En el Anexo 1 (Figura 121 - Figura 128), específicamente en la temática “Comparación de variables sedimentológicas de los lagos en estudio para todas las etapas de estudio”, se identifica como las variables sedimentológicas (arena, fango, grava, materia orgánica, materia inorgánica, redox, pH, y temperatura) difieren entre los distintos grupos de lagos en estudio, Araucanos, Chilotas y Patagónicos.

4.1.8. Natri

a) Columna de agua

La columna de agua del lago Natri se encontró estratificada térmicamente (Figura 39b). En superficie la temperatura estuvo cerca de los 20 °C, descendiendo con la profundidad, hasta alcanzar los 10 °C en el hipolimnion. Las concentraciones de oxígeno fueron bajas en toda la columna de agua (Figura 39c), oscilando entre 7 y 4,8 mg/L, presentando una importante disminución con la profundidad. La

conductividad en el lago Natri fue entre 43,1 y 32,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 39d), registrando mayores valores en superficie, para luego decrecer en el metalimnion, hasta alcanzar los menores valores en profundidad. En la estación 100427 el perfilador presentó algunos desperfectos, imposibilitando contar con sus perfiles de temperatura, oxígeno y conductividad.

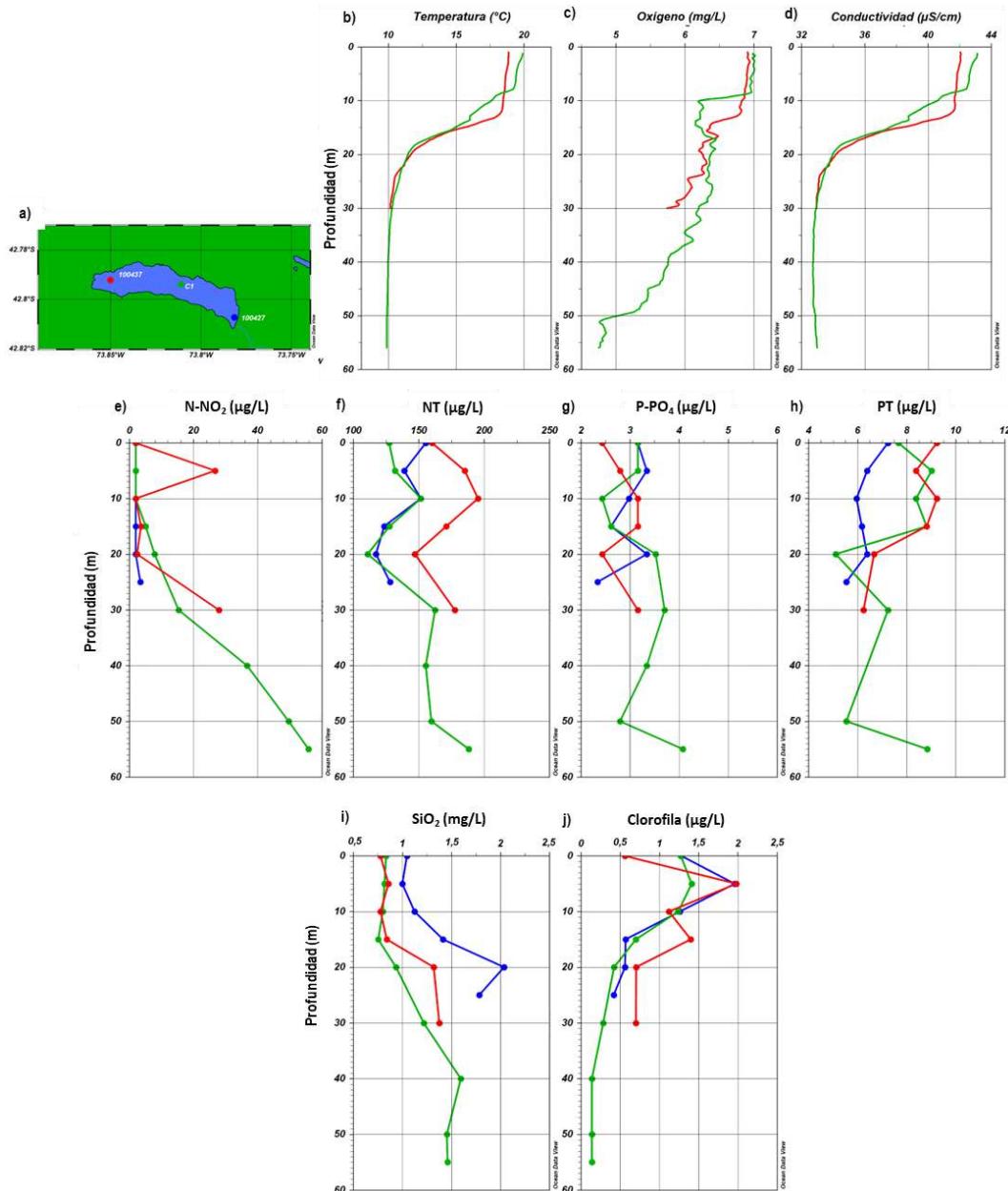


Figura 39. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Natri, 100437 (rojo), C1 (verde) y 100427 (azul). Perfiles de b) temperatura ($^{\circ}\text{C}$), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Concentraciones de e) N-NO₂ ($\mu\text{g}/\text{L}$), f) NT ($\mu\text{g}/\text{L}$), g) P-PO₄ ($\mu\text{g}/\text{L}$), h) PT ($\mu\text{g}/\text{L}$), i) SiO₂ (mg/L) y j) clorofila ($\mu\text{g}/\text{L}$).

De los nitrogenados inorgánicos analizados, el único detectable fue el nitrito, en tanto el amonio y nitrato en todas las profundidades analizadas se encontraron bajo el límite de detección (5 y 2 µg/L, respectivamente). En general la disponibilidad del nitrito incrementó en profundidad, y en la estación 100437 presentó un peak a los 5 m (Figura 39e). El nitrógeno total fue entre 199 y 100 µg/L (Figura 39f), su distribución fue variable a través de la columna de agua. En el epilimnion se observó un incremento desde la superficie a los 10 m, descendiendo luego, para volver a incrementar a los 30 m, especialmente en la estación más profunda (C1). Las concentraciones de P-PO₄ y fósforo total fueron 4,1 a 2,4 µg/L y de 9,3 a < 5 µg/L (Figura 39g, h). En la estación 100427 se registraron las menores concentraciones de fósforo total en la columna de agua. Mientras que, en las estaciones 100437 y C1 las mayores concentraciones se registraron en el epilimnion.

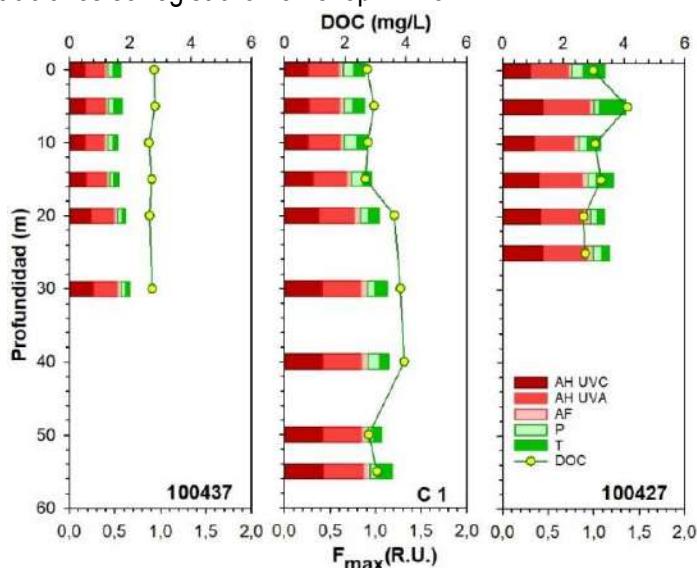


Figura 40. Intensidades de fluorescencia (F_{\max} (R.U.)) y concentración de carbono orgánico disuelto (mg/L) en el lago Natri. AH UVC: ácido húmico UVC; AH UVA: ácido húmico UVA; AF: ácido fulvico; P: proteína; T: triptófano.

En el lago Natri la concentración de sílice fue de 2 a 0,8 mg/L (Figura 39i), las menores concentraciones se encontraron en epilimnion, luego su concentración comenzó a incrementar con la profundidad. La concentración de clorofila fue entre 2 y 0,14 µg/L (Figura 39j), registrando las mayores concentraciones asociadas a los 5 m de profundidad, en todas las estaciones. Luego del peak en el epilimnion, la clorofila descendió en profundidad, hasta registrar concentraciones muy bajas.

En el lago Natri el DOC fue entre 4,1 y 2,6 mg/L (Figura 40). La distribución del DOC fue variable entre estaciones, en la estación 100437 fue homogénea en la columna de agua, en la estación 100427 presentó un peak a los 5 m, y en la estación C1 se observó un aumento desde los 20 m de profundidad. La intensidad de fluorescencia estuvo constituida principalmente por componentes similares a ácidos húmicos (UVC y UVA) y ácidos fulvícos. Los componentes similares a proteína y triptófanos fueron

mayores en superficie, para luego ir disminuyendo en profundidad. La menor intensidad de fluorescencia se registró en la estación 100437.

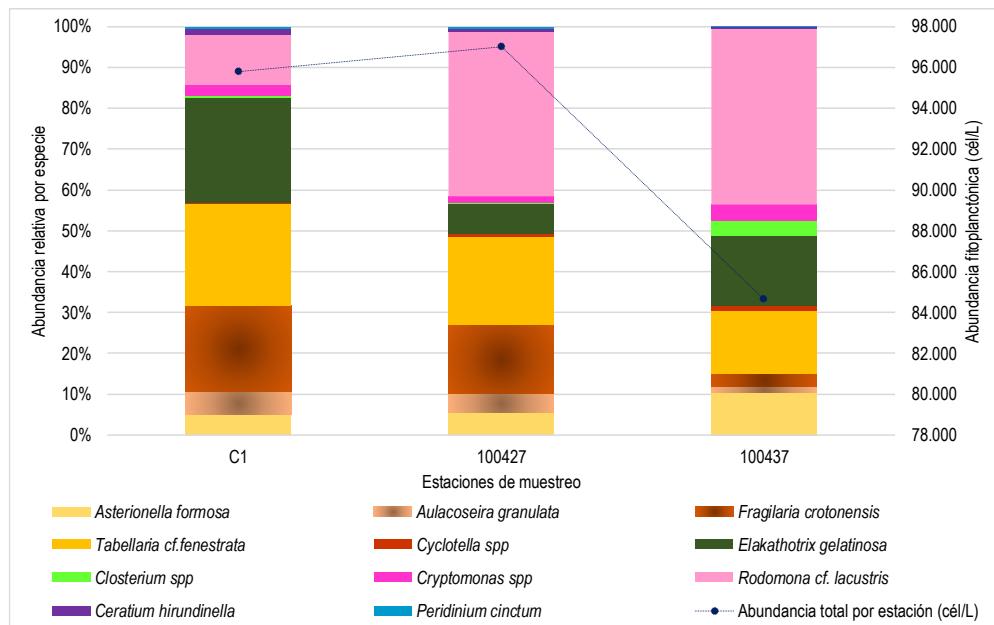


Figura 41. Composición porcentual y abundancia fitoplancónica en el lago Natri.

El fitoplancton del lago Natri durante el verano de 2022, se observó una oscilación en el número de taxa entre estaciones de muestreo dentro del lago, el menor número de taxa se observó en la estación 100437 con 16 taxa y 100427 con 26 taxa (Anexo 1, Tabla 15). El fitoplancton del lago Natri estuvo compuesto por tres phylum principalmente, Bacillariophyta, Ochrophyta y Chlorophyta, el grupo de las Bacillariophyta osciló entre un ~ 30 y 55 % de abundancia relativa, representado por *Tabellaria cf fenestrata*, *Fragillaria crotonensis*, *Aulacoseira granulata* y *Asterionella formosa*, principalmente. En el caso de Ochrophyta aportaron entre un ~ 15 a 45 % de abundancia relativa por estación, principalmente compuesto por *Cryptomonas spp*, y *Rodomona cf lacustris*. Las Chlorophyta *Elakothrix gelatinosa* y *Closterium spp* aportaron en sumatoria entre un ~ 5 a un 20 % de la abundancia relativa por estación. Las *Cryptomonas spp* y *Rodomona cf lacustris* entre un ~ 15 y 40 % de la abundancia relativa por estación de muestreo (Figura 41).

En el lago Natri en verano de 2022, las muestras de zooplancton fueron representativas de la columna de agua entre los 0 y 15 metros de profundidad. La abundancia osciló entre ~ 10 y ~ 37 ind/L. El mínimo se registró en la estación C1 y el máximo en 100437 (Figura 42).

Se registraron 8 taxa más estadios nauplii. Del total de taxa 4 correspondieron a rotífera. Las mayores abundancias del zooplancton correspondieron a los rotíferos: *Kellicottia cf longispina*, *Gastropus sp*, y *Asplanchna sp*. De los microcrustáceos: *D. chilensis*, *T. diabolicus*, *B. chilensis* y los estadios nauplii de

copépodos. *M. araucanus* solo se encontró en la estación C1. Las hembras con huevos correspondieron a *T. diabolicus* y se encontraron en C1 (Anexo 1, Tabla 16).

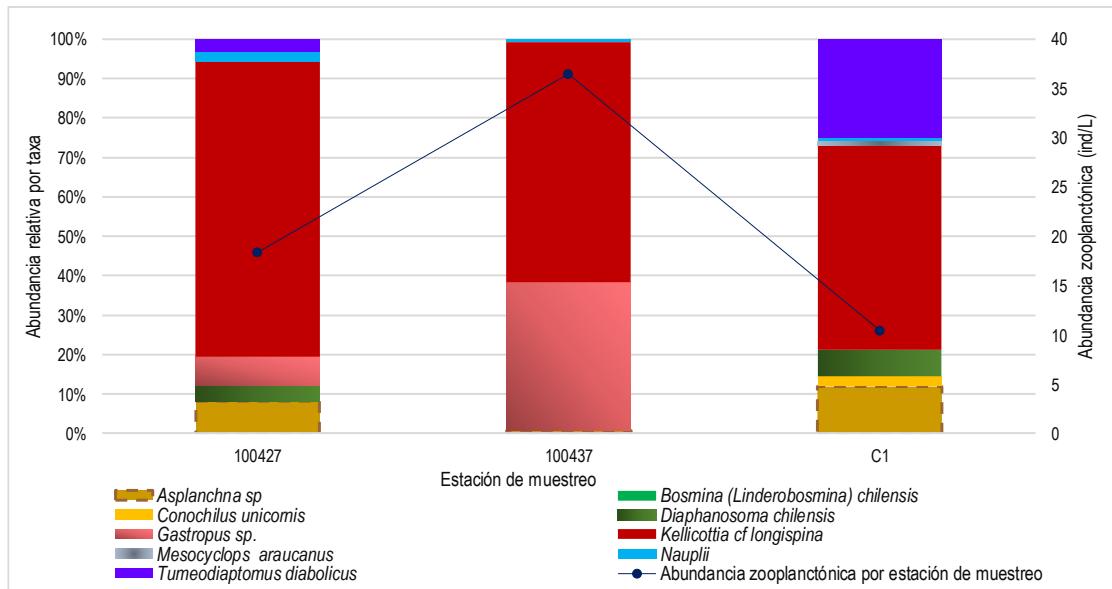


Figura 42. Composición y abundancia zooplanctónica del lago Natri en verano de 2022.

b) Variables sedimentológicas

En la Tabla 15 se visualizan los parámetros físico – químicos de los sedimentos evaluados. A partir de ello, se identifica un alto porcentaje de materia orgánica en la estación 100427, superior al límite de aceptabilidad. En tanto el pH tendió a la acidez en ambas estaciones, y el valor de redox positivo.

Tabla 15. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100437 y 100427 del lago Natri.

Estación	Prof. (m)	Materia orgánica (%)		pH		Redox (mV)	
		Prom.	DS	Prom.	DS	Prom.	DS
100437	23,8	7,3	9,0	6,2	0,1	199,7	24,2
100427	19,6	20,4	12,8	6,4	0,1	235,3	54,0

En la composición textural del sedimento evaluado se observó similar tendencia a lo registrado en etapas anteriores. Es decir, la estación 100437 estuvo representada mayormente por fango, en tanto la estación 100427 por arena principalmente, salvo una muestra con alta representación de fango (Figura 43).

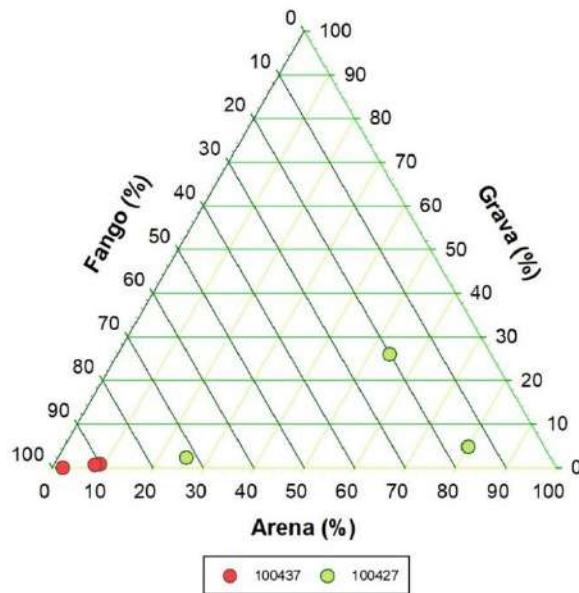


Figura 43. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100437 y 100427 del lago Natri.

En el Anexo 1 (Figura 121 - Figura 128), específicamente en la temática “Comparación de variables sedimentológicas de los lagos en estudio para todas las etapas de estudio”, se identifica como las variables sedimentológicas (arena, fango, grava, materia orgánica, materia inorgánica, redox, pH, y temperatura) difieren entre los distintos grupos de lagos en estudio, Araucanos, Chilotas y Patagónicos.

4.1.9. Yelcho

a) Columna de agua

En el lago Yelcho la temperatura fue desde 12,2 a 7,8 °C (Figura 44b). En la estación C2, la más profunda, se observó la columna de agua estratificada. En la estación 101522 se registró un descenso paulatino de la temperatura con la profundidad. Mientras que, en la estación 101521 la columna de agua se encontró más homogénea, presentando escasa diferencia entre superficie y profundidad. El oxígeno fue entre 12,4 y 10,8 mg/L (Figura 44c). En las estaciones 101521 y 101522 hubo una mayor concentración de oxígeno. Mientras que, en la estación C2 se observó menor concentración en el epilimnion, para luego aumentar un poco y después ir disminuyendo hacia profundidad. La conductividad fluctuó dentro de un reducido rango, entre 38 y 33 µS/cm (Figura 44d), presentándose relativamente homogénea en la columna de agua.

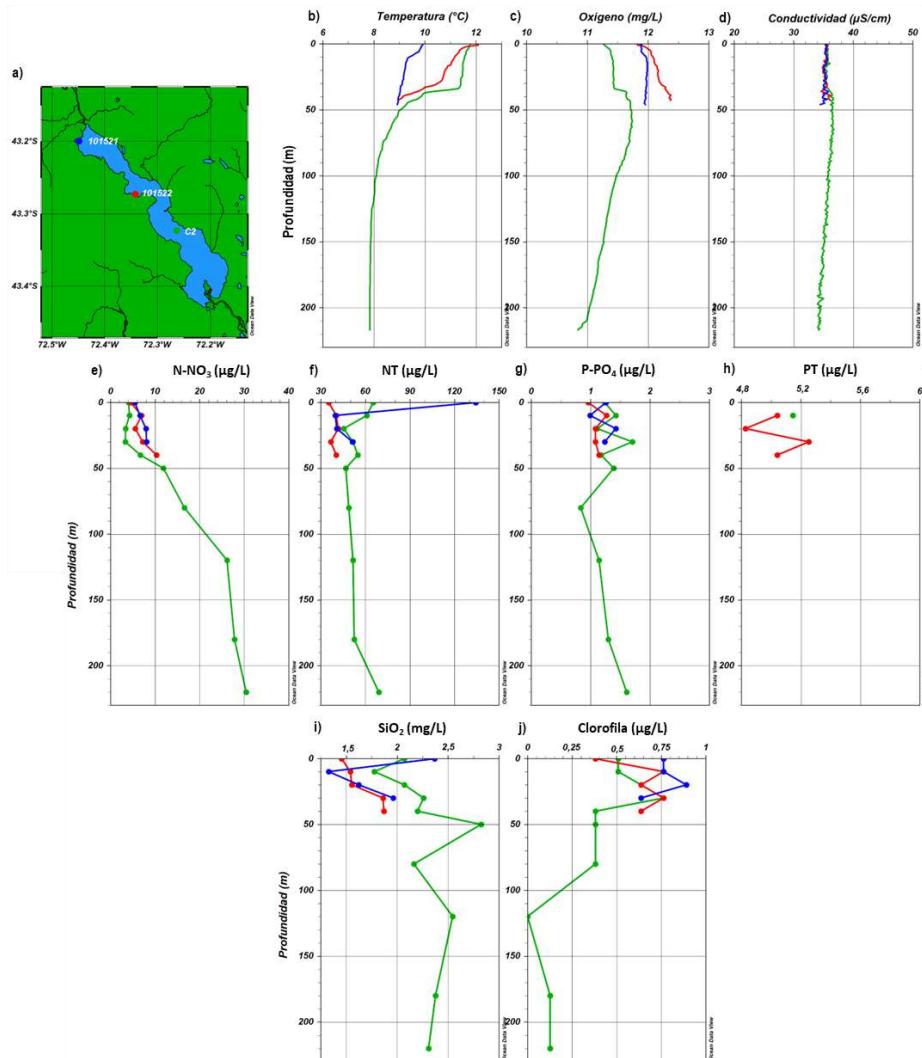


Figura 44. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Yelcho, 101521 (azul), 101522 (rojo) y C2 (verde). Perfiles de b) temperatura (°C), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad (µS/cm). Concentraciones de e) N-NO₃ (µg/L), f) NT (µg/L), g) P-PO₄ (µg/L), h) PT (µg/L), i) SiO₂ (mg/L) y j) clorofila (µg/L).

En el lago Yelcho las concentraciones de amonio y nitrito se encontraron mayoritariamente bajo el límite de detección (5 y 0,1 µg/L). El N-NO₃ presentó una tendencia a incrementar con la profundidad, observándose claramente en la estación más profunda (Figura 44e). El nitrógeno total fue de 134,4 a 35,3 µg/L (Figura 44f), la estación 101522 presentó las menores concentraciones de NT, inferiores a 42 µg/L. En la estación C2 las concentraciones fueron variables en la columna de agua, presentando mayores concentraciones asociado a los primeros estratos, para luego disminuir y luego incrementar en profundidad. En el caso de la estación 101521 en superficie se evidenció elevada concentración de NT.

La concentración de P-PO₄ osciló dentro de un reducido rango (de 1,6 a 0,8 µg/L), y su distribución fue variable a través de la columna de agua (Figura 44g). El fósforo total fue inferior a 5,3 µg/L (Figura 44h), en la mayoría de los casos las concentraciones se encontraron bajo el límite de detección (5 µg/L). La concentración de sílice fue de 2,8 a 1,3 mg/L (Figura 44i), disminuyendo su concentración desde la superficie hasta los 5 m, para luego incrementar en profundidad, particularmente en la estación C2. La clorofila en el lago Yelcho presentó bajas concentraciones, las que en todos los casos fueron inferiores a 1 µg/L (Figura 44j). Las mayores concentraciones estuvieron relacionadas al estrato superficial, para luego descender.

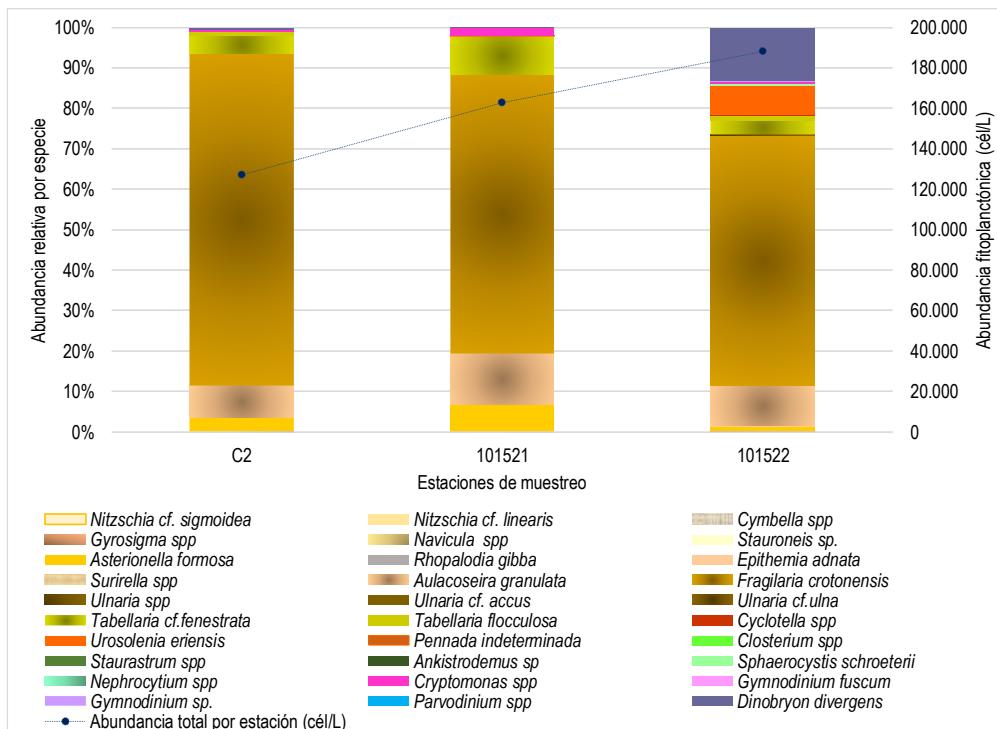


Figura 45. Composición porcentual y abundancia fitoplanctónica en el lago Yelcho.

El fitoplancton del lago Yelcho durante primavera de 2022, se observó una oscilación en el número de taxa entre estaciones de muestreo dentro del lago, el menor número de taxa se observó en la estación C2 con 22 taxa y el mayor número en 101522 con 33 taxa. La mayor riqueza de taxa coincidió con la mayor abundancia fitoplancótica (Anexo 1, Tabla 17). El fitoplancton estuvo compuesto entre un ~80 y 95% de su abundancia relativa por las ex diatomeas, actual Phylum Bacillariophyta, principalmente por *Fragillaria crotonensis* y *Tabellaria cf. fenestrata* en todas las estaciones. En 101522 también se registró *Urosolenia eriensis*, coincidiendo la mayor riqueza de taxa con la mayor abundancia. Otro componente importante en términos de abundancia fueron las Ochrophyta representada por la especie *Dinobryon divergens*, también se registró esta especie en la estación C2, pero en menor medida. Las Cryptophyta con *Cryptomonas spp* en todas las estaciones con una abundancia del ~ 1 a 3 % de abundancia relativa por estación (Figura 45).

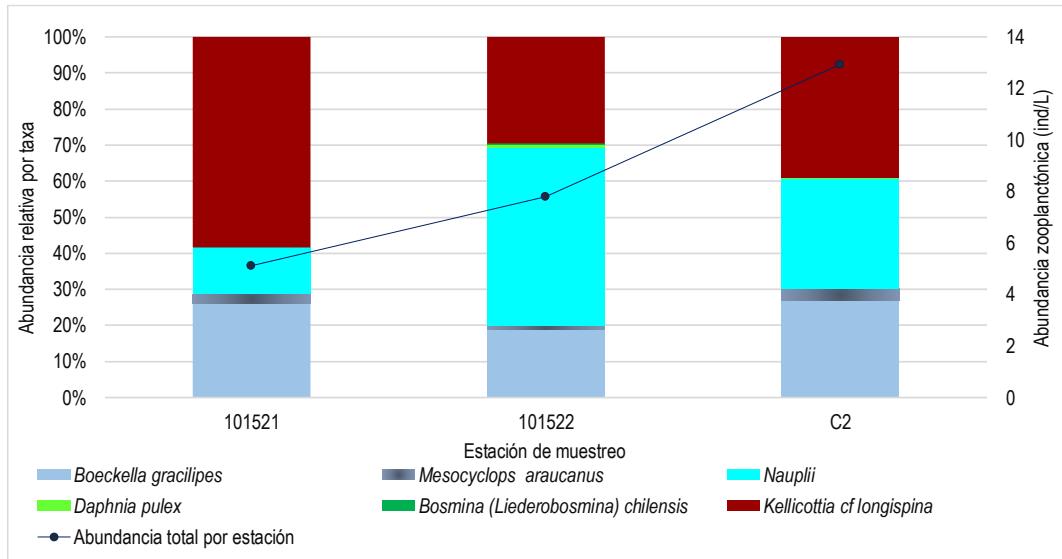


Figura 46. La composición zooplanctónica del lago Yelcho en primavera de 2022.

En el lago Yelcho en primavera de 2022, la abundancia zooplanctónica osciló entre ~ 5 y ~ 13 ind/L. El mínimo se registró en la estación 101521 y el máximo en C2. La composición zooplanctónica del lago Yelcho tuvo una mayor proporción de microcrustáceos, específicamente: *B. gracilipes* y estadios nauplii, así también el rotífero *Kellicottia cf longispina* tuvo una importante proporción de organismos (Figura 46). Se observaron hembras con huevos de *B. gracilipes* y *M. araucanus* en la estación C2 (Anexo 1, Tabla 18).

b) Variables sedimentológicas

Ambas estaciones sedimentológicas presentaron un porcentaje de materia orgánica > al 10 %. Al igual que en la etapa precedente a este estudio, el pH registrado en la estación 101522 fue ácido, y el redox superior a 200 mV. La estación 101521 de mayor profundidad (22 m) presentó un valor negativo de redox (-136,6 mV) (Tabla 16).

Tabla 16. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 101522 y 101521 del lago Yelcho.

Estación	Prof. (m)	Materia orgánica (%)		pH		Redox (mV)	
		Prom.	DS	Prom.	DS	Prom.	DS
101522	9,3	17,1	12,0	5,9	0,3	342,7	159,7
101521	22,0	17,9	4,8	6,7	0,5	-136,6	23,3

La estación 101521 estuvo compuesta mayormente por fango (> 90 %), en tanto la estación 101522 por fango, arena y también por grava (Figura 47).

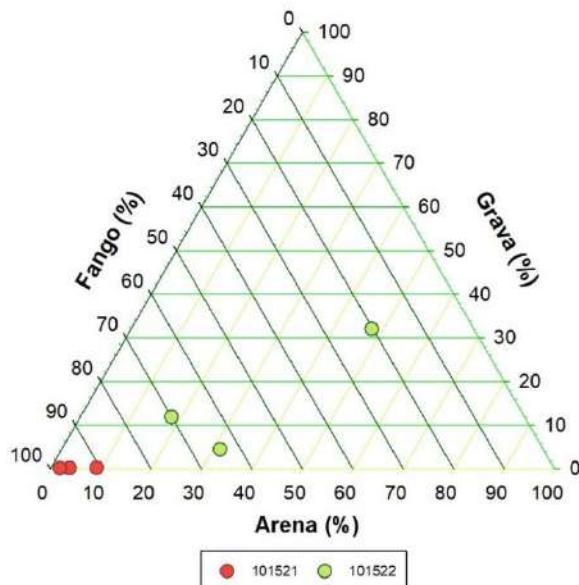


Figura 47. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 101521 y 101522 del lago Yelcho.

En el Anexo 1 (Figura 121 - Figura 128), específicamente en la temática “Comparación de variables sedimentológicas de los lagos en estudio para todas las etapas de estudio”, se identifica como las variables sedimentológicas (arena, fango, grava, materia orgánica, materia inorgánica, redox, pH, y temperatura) difieren entre los distintos grupos de lagos en estudio, Araucanos, Chilotas y Patagónicos.

4.1.10. Riesco

a) Columna de agua

En el lago Riesco la temperatura superficial fue de 10, 1 y 12 °C en las estaciones 110048 y 110038, respectivamente (Figura 48b). Luego la temperatura comenzó a descender hasta los 5,5 °C en la estación 110048, la más profunda. La concentración de oxígeno fue entre 12,4 a 10 mg/L (Figura 48c), descendiendo desde la superficie al fondo. La conductividad varió escasamente en la columna de agua, entre 23,8 y 17,7 µS/cm (Figura 48d).

En el lago Riesco todas las concentraciones de amonio se encontraron bajo el límite de detección (< 5 µg/L). El N-NO₂ presentó bajas concentraciones en el lago Riesco (1,2 a 0,1 µg/L), distribuyéndose de forma variable a través de la columna de agua (Figura 48e). El N-NO₃ y nitrógeno total tuvieron similar comportamiento, presentando una tendencia a incrementar con la profundidad, con concentraciones de 33,9 a 4,1 µg/L y de 102,6 a 60,2 µg/L, respectivamente (Figura 48f, g).

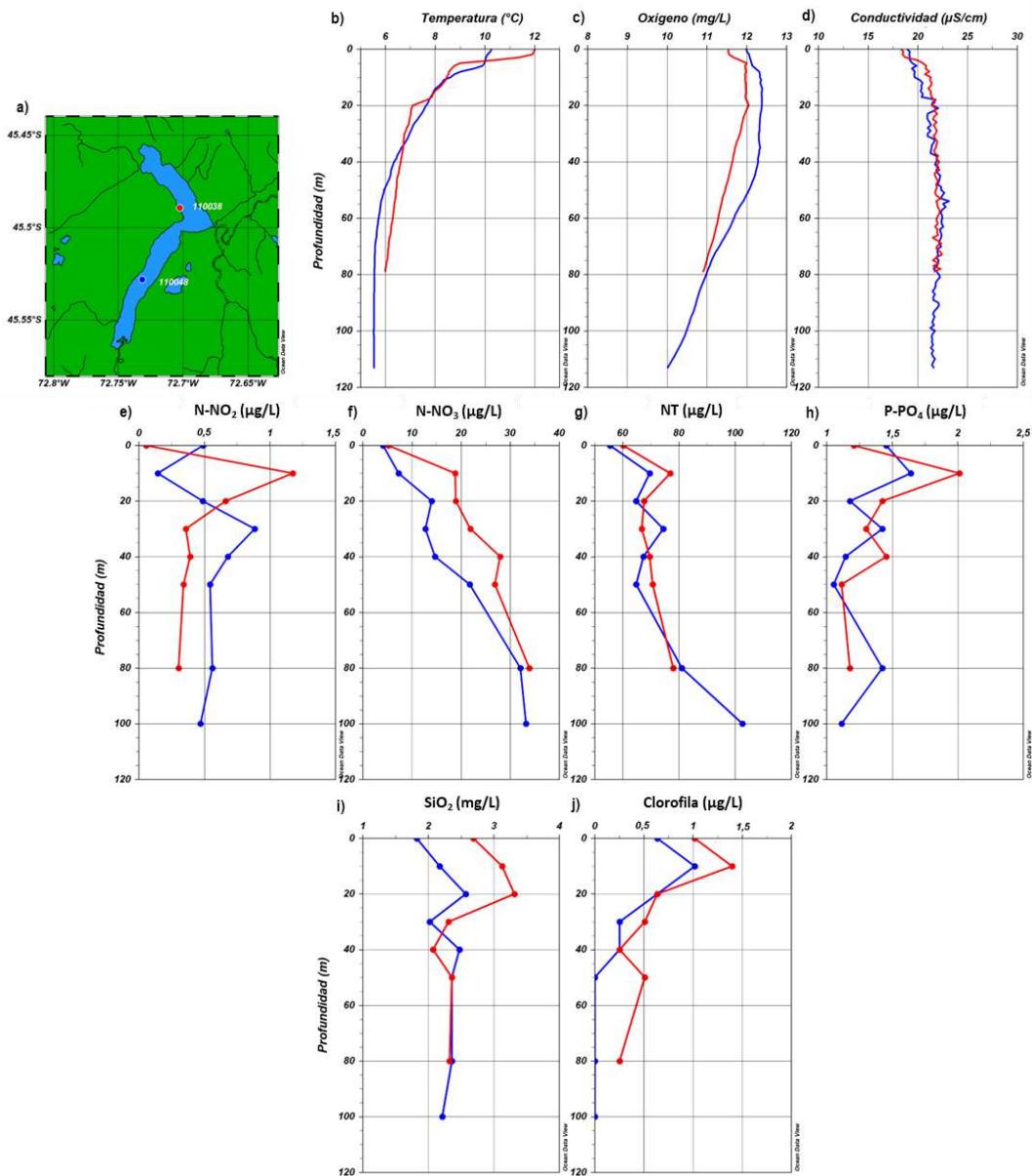


Figura 48. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Riesco, 110038 (rojo) y 110048 (azul). Perfiles de b) temperatura (°C), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad (µS/cm). Concentraciones de e) N-NO₂ (µg/L), f) N-NO₃ (µg/L), g) NT (µg/L), h) P-PO₄ (µg/L), i) SiO₂ (mg/L) y j) clorofila (µg/L).

El P-PO₄ se encontró en bajas concentraciones en la columna de agua, con concentraciones inferiores a los 2 µg/L (Figura 48h). Las concentraciones de fósforo total se encontraron mayoritariamente bajo el límite de detección (< 5 µg/L), exceptuando por las profundidades 0, 50 y 80 m de la estación 110038, donde se registró 6,2, 6 y 5,3 µg/L de fósforo total. La concentración de sílice fue de 3,3 a 1,8

mg/L en el lago Riesco (Figura 48i), desde superficie hasta los 20 m fue en aumento, disminuyendo posteriormente. La clorofila presentó sus mayores concentraciones asociadas al epilimnion, alcanzando 1,4 µg/L a los 10 m (Figura 48j), para luego descender en profundidad.

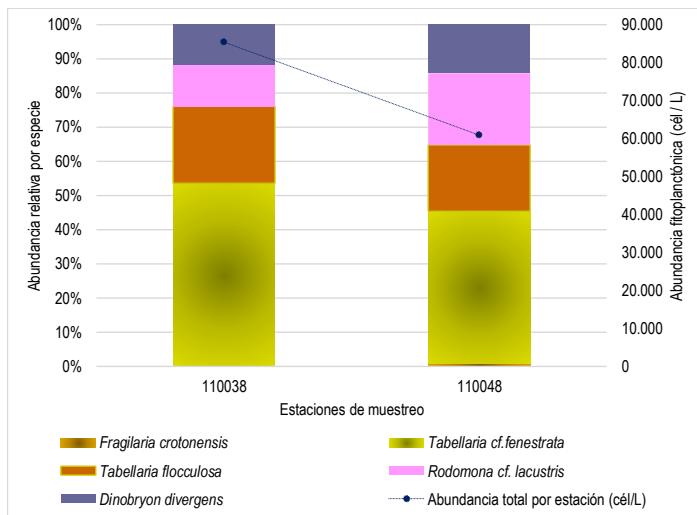


Figura 49. Composición porcentual y abundancia fitoplánctonica en el lago Riesco.

En el fitoplancton del lago Riesco durante primavera de 2022 se observó una oscilación en el número de taxa entre estaciones de muestreo dentro del lago, el menor número de taxa se observó en la estación 110048 con 17 taxa y el mayor número en 110038 con 19 taxa (Anexo 1, Tabla 19).

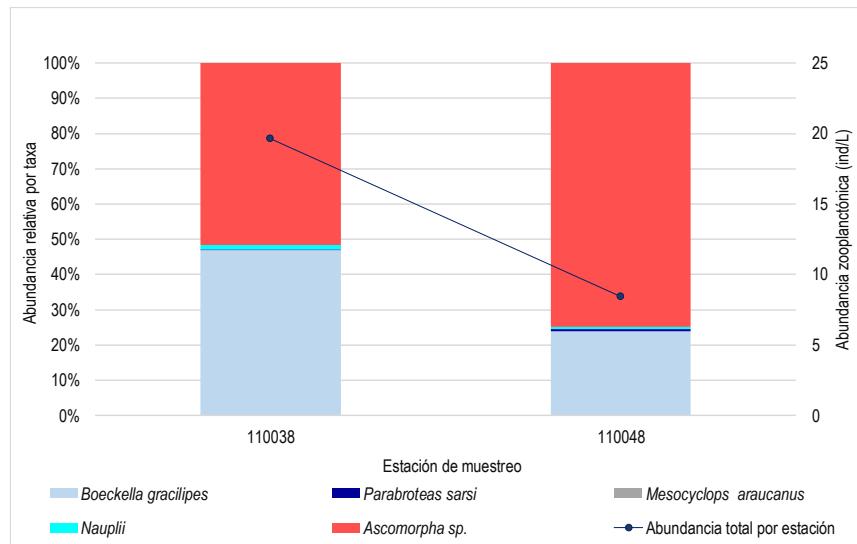


Figura 50. La composición zooplanctónica del lago Riesco en primavera de 2022.

El fitoplancton estuvo dominado por Bacillariophyta, principalmente del orden de las Tabellariales, con las especies: *Tabellaria cf. fenestrata* y *T. flocculosa*, comprendieron el 60 a 70 % de la abundancia



relativa por estación, Cryptophyta con *Rhodomonas lacustris* con un ~ 10 a 20 % de la abundancia relativa por estación de muestreo, y las Ochrophyta con *Dinobryon divergens* con un ~ 10 a 13 % de abundancia relativa (Figura 49).

En el lago Riesco en primavera de 2022, la abundancia del zooplancton osciló entre ~ 8 y ~ 20 ind/L. El mínimo se registró en la estación 110048 y el máximo en 110038. La composición zooplanctónica del lago Riesco contó con 3 taxas, más estadios nauplii. La mayor proporción de organismos correspondió al rotífero *Ascomorpha sp*, y al microcrustáceo *B. gracilipes* (Figura 50). Se observaron hembras con huevos de *B. gracilipes* en ambas estaciones de muestreo (Anexo 1, Tabla 20).

b) Variables sedimentológicas

La materia orgánica en ambas estaciones fue mayor al 10 %, y el pH con tendencia a la alcalinidad, sobre todo la estación 110038. Ambas estaciones presentaron valores de redox bastante negativos (Tabla 17).

Tabla 17. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 110048 y 110038 del lago Riesco.

Estación	Prof. (m)	Materia orgánica (%)		pH		Redox (mV)	
		Prom.	DS	Prom.	DS	Prom.	DS
110048	24,7	26,4	9,4	7,3	0,3	-186,5	6,6
110038	15,7	11,5	6,4	7,7	0,1	-179,9	16,7

La composición textural de ambas estaciones muestreadas fue algo más dispersa, con sitios en donde el fango predominó, y otros en donde la arena y grava dominaron (Figura 51).

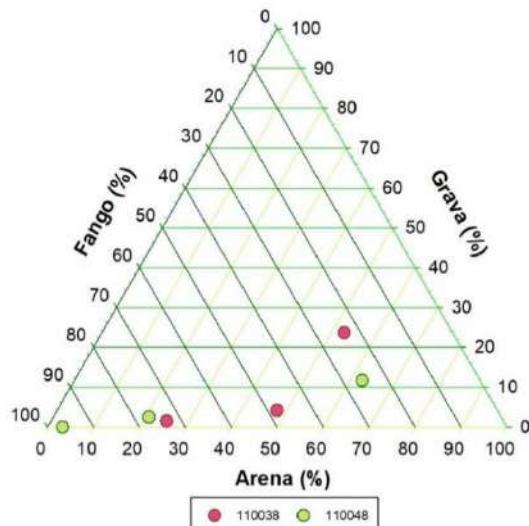


Figura 51. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 110038 y 110048 del lago Riesco.



En el Anexo 1 (Figura 121 - Figura 128), específicamente en la temática “Comparación de variables sedimentológicas de los lagos en estudio para todas las etapas de estudio”, se identifica cómo las variables sedimentológicas (arena, fango, grava, materia orgánica, materia inorgánica, redox, pH, y temperatura) difieren entre los distintos grupos de lagos en estudio, Araucanos, Chilotas y Patagónicos.

4.1.11. Serie de tiempo lago Llanquihue

La temperatura presentó una variabilidad estacional, donde se identificaron períodos de mezcla y estratificación térmica (Figura 52b). El período de mezcla se desarrolló principalmente en invierno, y el de estratificación en primavera verano. Registrándose algunas diferencias en el comienzo y duración del período de estratificación. En el período de mezcla la columna de agua se encontró homogénea, con una temperatura de ~ 10,8 °C. Durante la estratificación térmica la temperatura del epilimnion alcanzó los 17 °C y el hipolimnion mantuvo los ~ 10,8 °C. Se identificaron períodos de estratificación térmica con formación de termoclina, correspondiente al año 2020 y 2023. Mientras que, y en otros períodos no se identificó formación de termoclina (2021 y 2022).

En relación al oxígeno, se evidenció una columna de agua completamente oxigenada (Figura 52c). En general, no se observaron grandes variaciones a través de la columna de agua, apreciándose una columna de agua relativamente homogénea. Exceptuando por el verano del 2021, donde las concentraciones de oxígeno fueron levemente menor en el epilimnion y el fondo. A través del tiempo hay algunas variaciones, pero sin un patrón claro.

En la estación C2 la conductividad fue de 79,1 a 52,3 µS/cm (Figura 52d). Se apreció una variabilidad temporal, en concordancia con la temperatura. Se distinguieron períodos donde la conductividad fue homogénea en la columna de agua. Mientras que, en los períodos de estratificación de la columna de agua, la conductividad alcanzó ~ 75 µS/cm en el epilimnion y descendiendo en el hipolimnion.

Asociado a la fluorescencia se distinguieron algunos cambios a través del tiempo (Figura 52e), se observaron valores homogéneos en períodos de mezcla. Y en períodos de estratificación se registraron mayores valores asociados al epilimnion, descendiendo hacia el fondo. Sin embargo, en el verano 2022 esta diferencia no fue tan marcada. Se apreciaron 2 máximos de fluorescencia, durante verano tardío del 2020 y en primavera del 2022.

La transparencia registrada en la estación C2, fue de 20,9 a 8,9 m (Figura 53). La menor transparencia se observó en mayo del 2021. Al parecer existe una disminución de la transparencia hacia el invierno, pero el patrón no es tan claro.

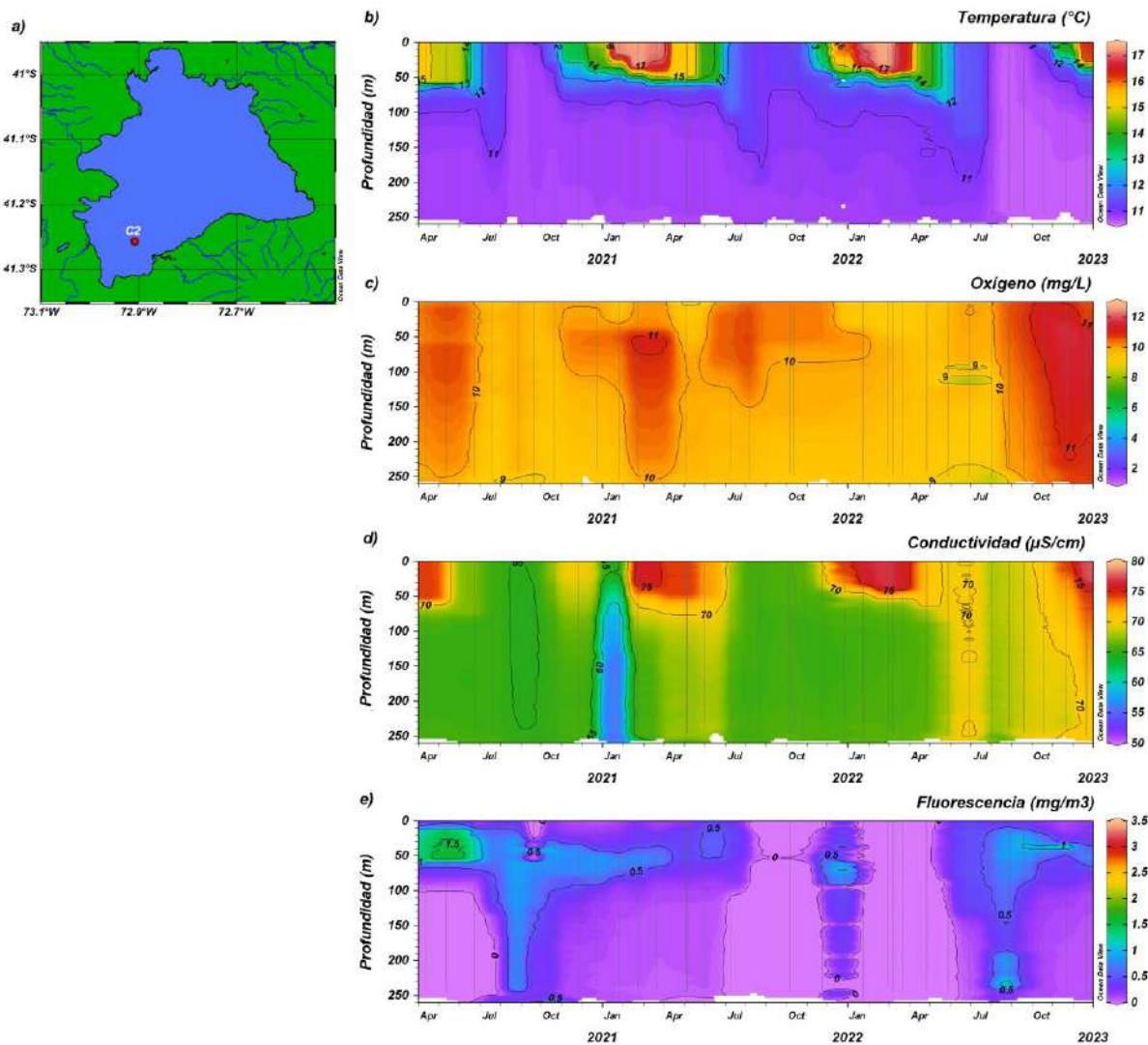


Figura 52. a) Ubicación de estación C2 en lago Llanquihue. Perfiles de b) temperatura ($^{\circ}\text{C}$), c) oxígeno (mg/L), d) conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) y e) fluorescencia (mg/m^3) desde abril del 2020 a diciembre del 2022 en estación C2 del lago Llanquihue.

En relación a los nutrientes, desde marzo del 2022 se cambió la técnica de análisis para nitrito, nitrato y ortofosfato, técnica que posee mejores límites de detección, de 0,1, 0,03 y 0,2 $\mu\text{g}/\text{L}$, respectivamente. En el caso del nitrito esta diferencia se observa claramente en la gráfica, ya que previo a marzo del 2022 las concentraciones de N-NO₂ no superaron el límite de detección anterior (2 $\mu\text{g}/\text{L}$), utilizando el valor del límite de detección en la gráfica. Sin embargo, posterior a marzo del 2022 se observó una variabilidad del N-NO₂ en la columna de agua, con concentraciones que no superaron los 0,8 $\mu\text{g}/\text{L}$. Presentado una mayor disponibilidad en el periodo de mezcla.

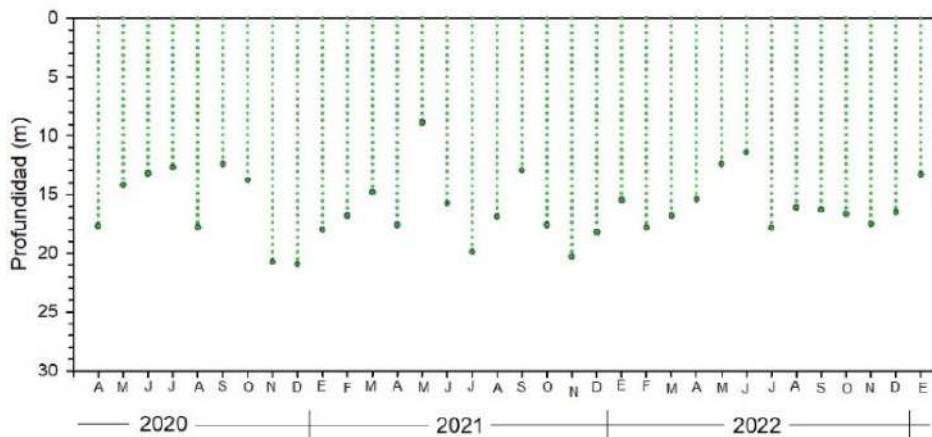


Figura 53. Registros de transparencia (m) en estación C2 del lago Llanquihue, desde abril del 2020 a diciembre del 2022.

Las concentraciones de nitrato fueron de 36,8 a < 2 µg/L, donde las menores concentraciones estuvieron asociadas al epilimnion (Figura 54b). Se observó una variabilidad estacional, períodos donde las concentraciones estuvieron homogéneamente distribuidas en la columna de agua. Y en otros períodos las concentraciones en el epilimnion no superaron el límite de detección (< 2 µg/L), con mayores concentraciones en el hipolimnion. Las concentraciones de nitrógeno total fueron entre 171,3 y 9 µg/L (Figura 52c). Se apreció una variabilidad estacional, en período de mezcla el nitrógeno se encontró homogéneamente distribuido en la columna de agua, con concentraciones cercano a 50 µg/L. Mientras que, en períodos de estratificación las concentraciones disminuyeron en el epilimnion.

El ortofosfato en la mayoría de los casos se encontró bajo el límite de detección (< 2 µg/L) (Figura 52d). A pesar de ello, se observaron algunas diferencias entre períodos de mezcla y estratificación, teniendo una distribución homogénea en períodos de mezcla, y con diferencias en las concentraciones entre el epilimnion e hipolimnion en períodos de estratificación térmica. Presentando una mayor diferencia entre estratos en el segundo período de estratificación, en el verano 2022, donde las concentraciones incrementaron en el hipolimnion. Así como también, se observó una menor concentración de P-PO₄ en el periodo de mezcla del 2022. En el fósforo total, en la mayoría de los casos, las concentraciones se encontraron bajo el límite de detección (< 5 µg/L), al igual que el ortofosfato. (Figura 52e). A través del tiempo, el fósforo total presentó un comportamiento similar al ortofosfato, pero mostrando una estacionalidad menos marcada. Las mayores concentraciones de fósforo total estuvieron asociadas al hipolimnion en el período de estratificación 2022.

El sílice en el lago Llanquihue fue bajo, registrando las concentraciones más bajas de todos los lagos Araucanos en estudio. Las concentraciones de sílice presentaron algunas diferencias a través del tiempo, pero sin un claro patrón (Figura 52e). Se evidenciaron períodos de mezcla con muy bajas concentraciones de sílice y una distribución relativamente homogénea en la columna de agua. Así también, al comienzo de la estratificación del 2022 se distinguió un período donde el sílice presentó las concentraciones más elevadas, seguido por un período donde la concentración disminuyó.

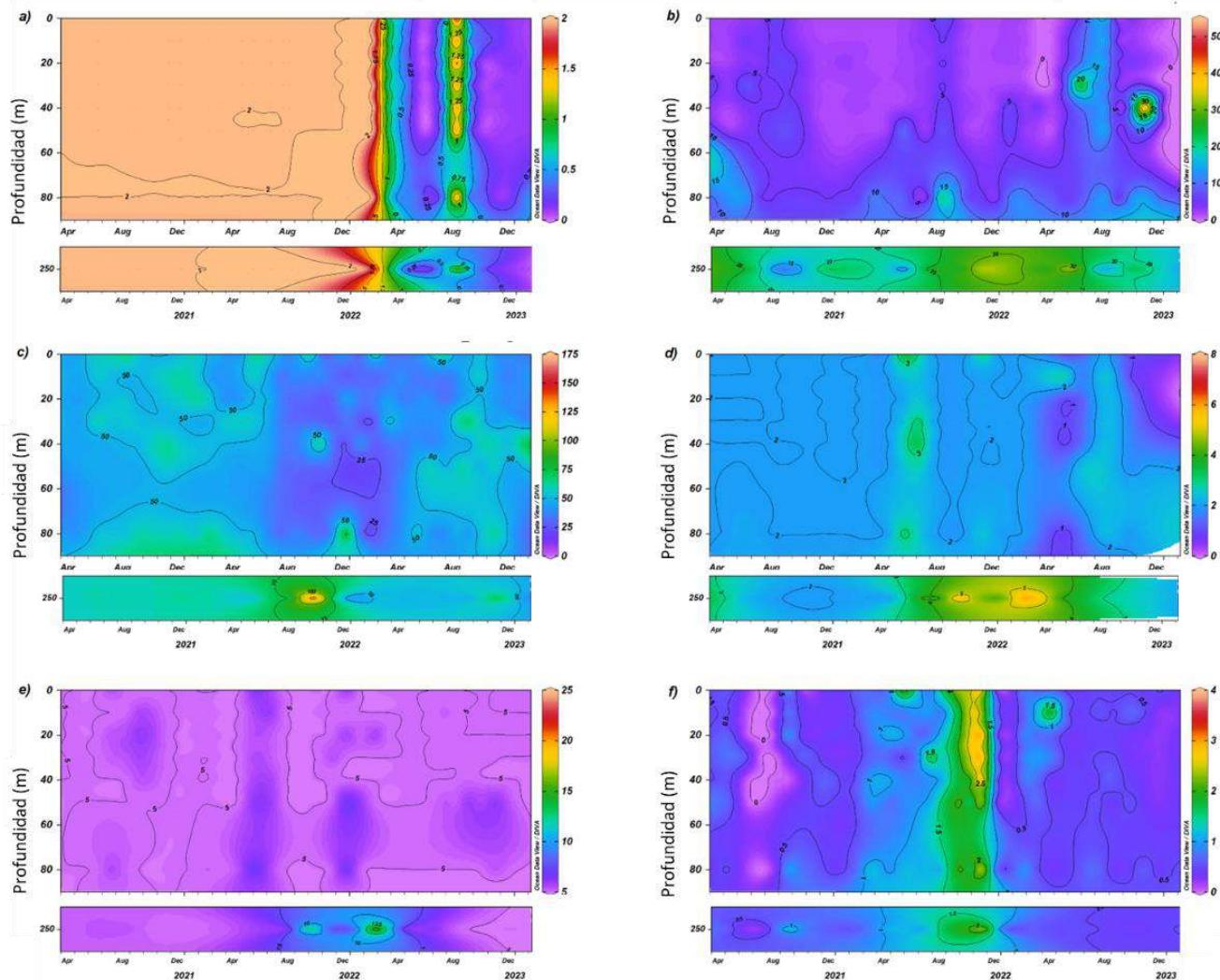


Figura 54. Concentraciones de a) N-NO₂ ($\mu\text{g/L}$), b) N-NO₃ ($\mu\text{g/L}$), c) nitrógeno total, d) P-PO₄ ($\mu\text{g/L}$), e) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y f) SiO₂ (mg/L) en profundidades discretas en la estación C2 en el lago Llanquihue.

En relación a la clorofila, ésta presentó una variabilidad a través del tiempo. Las mayores concentraciones se registraron en períodos de mezcla, hasta el comienzo de estratificación, para luego descender su concentración. En el período de estratificación del 2022 y 2023 la clorofila disminuyó principalmente en el epilimnion. Adicionalmente se encontraron diferencias a través de la columna de agua, presentando mayores concentraciones en el estrato superficial que en el de fondo (Figura 52f).

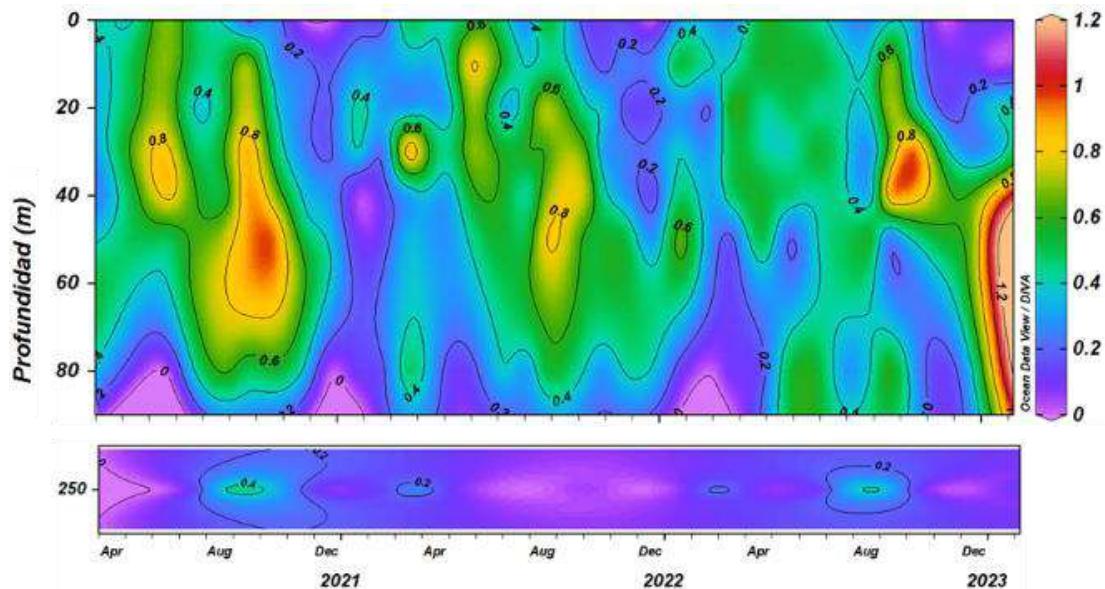


Figura 55. Concentración de clorofila ($\mu\text{g/L}$) a profundidades discretas, desde abril del 2020 a enero del 2023, en estación C2 del lago Llanquihue.

En relación al fitoplancton integrado, se apreciaron mayores abundancias del fitoplancton relacionadas a períodos de mezcla (Figura 56). Particularmente en los dos primeros períodos de mezcla y al comienzo de la estratificación térmica. Disminuyendo luego sus abundancias con la intensificación de la estratificación de la columna de agua. La composición del fitoplancton cambió a través del tiempo, en el período de mezcla el fitoplancton estuvo dominado por organismos del phylum Bacillariophyta.

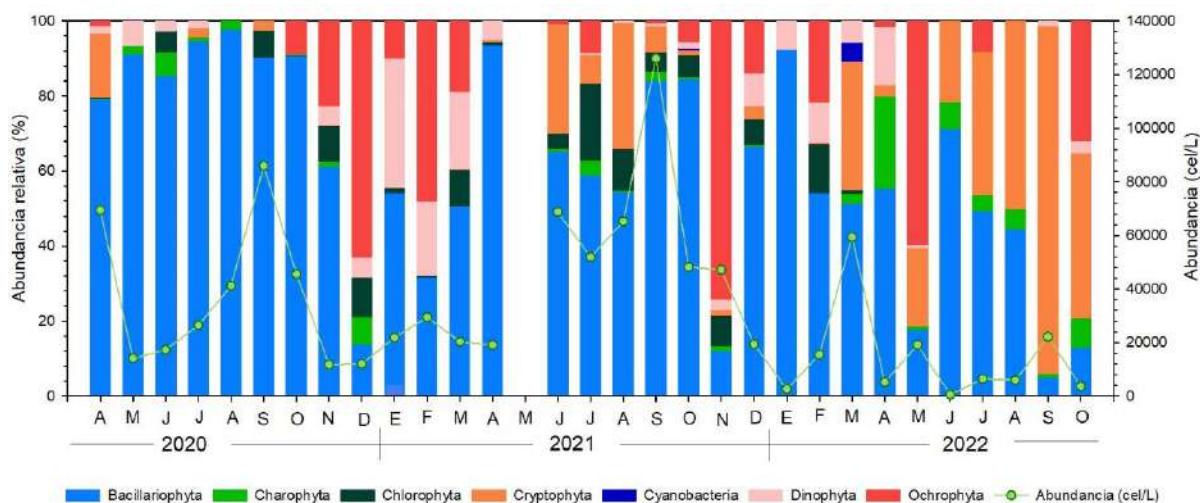


Figura 56. Abundancia (cel/L, %) y composición fitoplanctónica muestras integradas (de 0 a 40 m) en estación C2 del lago Llanquihue.

Específicamente por *Fragilaria spp*, *Fragilaria crotonensis*, *Aulacoseira granulata* y *Cyclotella ocellata*, correspondientes a las familias Fragiliaceae, Aulacoseiraceae y Stephanodiscaceae, respectivamente. Luego en el período de estratificación térmica la composición fitoplanctónica cambió, evidenciándose un importante incremento de organismos pertenecientes al phylum Dinophyta y Ochrophyta. Particularmente por *Parvodinium umbonatum*, *Dinobryon sp* y *Dinobryon divergens*. Manteniendo su presencia *Fragilaria spp*, *Fragilaria crotonensis*, *Aulacoseira granulata* y *Cyclotella ocellata*, con menores abundancias y representación en el total del fitoplancton.

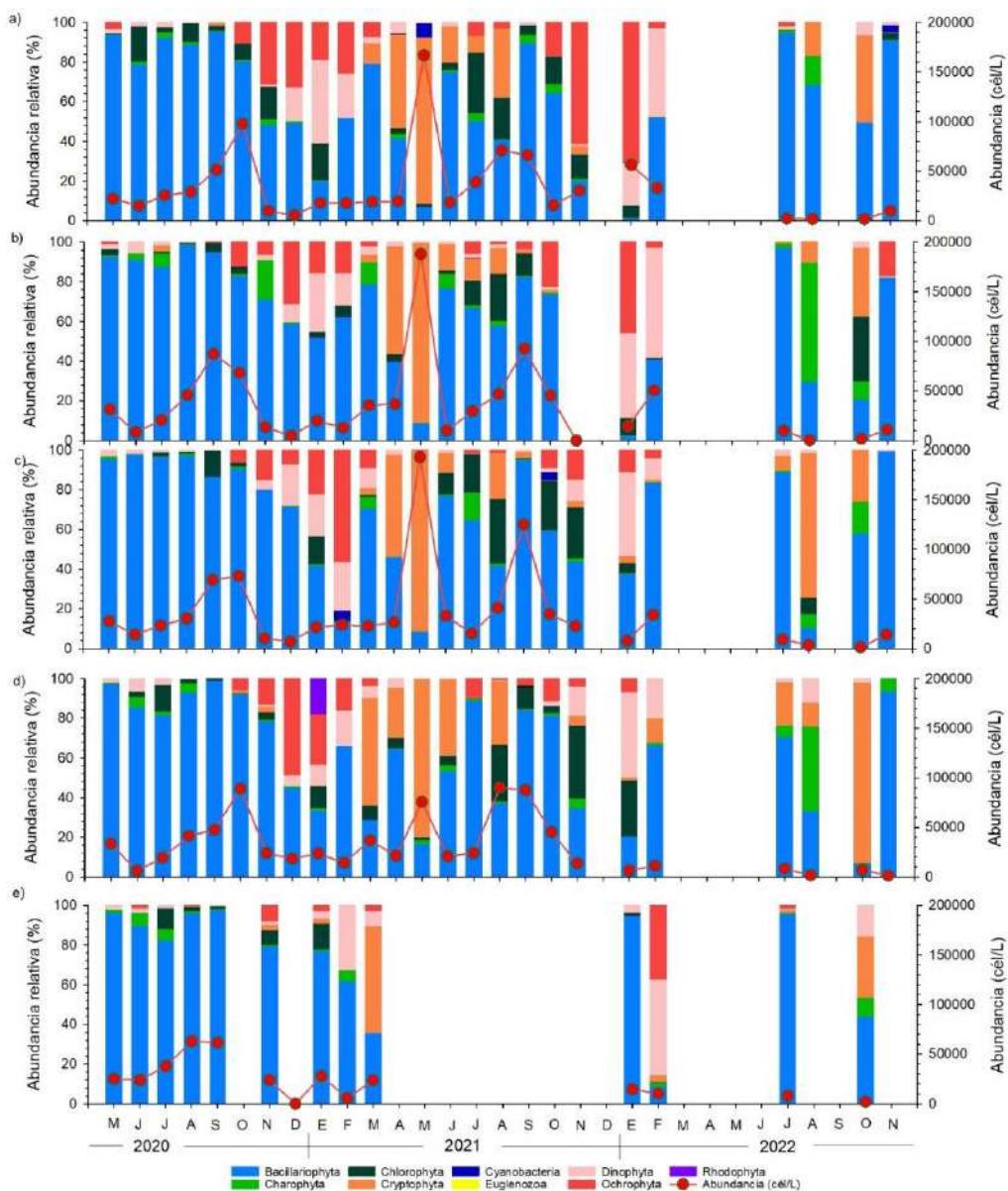


Figura 57. Abundancia (cel/L, %) y composición fitoplanctónica de muestras discretas en estación C2 del lago Llanquihue.

El año 2022 la dinámica del fitoplancton presentó un comportamiento diferente a lo previamente registrado, las abundancias en el período de mezcla descendieron importantemente, y no se observaron las abundancias previamente registradas (Figura 56). Así como también cambió la composición fitoplancótica, en el período de mezcla dominaron organismos pertenecientes al phylum Bacillariophyta, Ochrophyta y Cryptophyta, específicamente por *Cyclotella* sp, *Synura* sp y *Rhodomona* sp, respectivamente, en donde en la mayoría de los casos Cryptophyta dominó.

En el caso del phylum Cyanobacteria, se presentó una baja presencia en el fitoplancton en todos los meses en estudio. Solo se registraron los géneros *Dolichospermum* sp y *Anathece* sp en dos ocasiones, en octubre del 2021 y marzo del 2022, respectivamente. Ambos presentando muy bajas abundancias, en el caso de *Dolichospermum* sp su abundancia representó solo el 0,5 % del total, mientras que *Anathece* sp representó solo el 5,1 % del total de la abundancia.

En el fitoplancton discreto, en general, se mantuvo la misma tendencia del fitoplancton integrado, pero presentó algunas diferencias (Figura 57). Al igual que fitoplancton integrado se distinguió que la mayor abundancia en el período de mezcla, estuvo conformada principalmente por diatomeas, pero se registran mayor presencia de otros grupos, que las detectadas en el fitoplancton integrado. Por ejemplo, en el período de mezcla 2022, se distinguió mayor presencia del phylum Cryptophyta, compuesta principalmente por la especie *Rhomonas lacustris*. Así como también en el período de mezcla del 2022, se registró mayor presencia del phylum Charophyta, con *Closterium spp* y *Closterium acutum* var. *variabile*, y del phylum Chlorophyta, con la especie *Sphaerocystis schroeteri*.

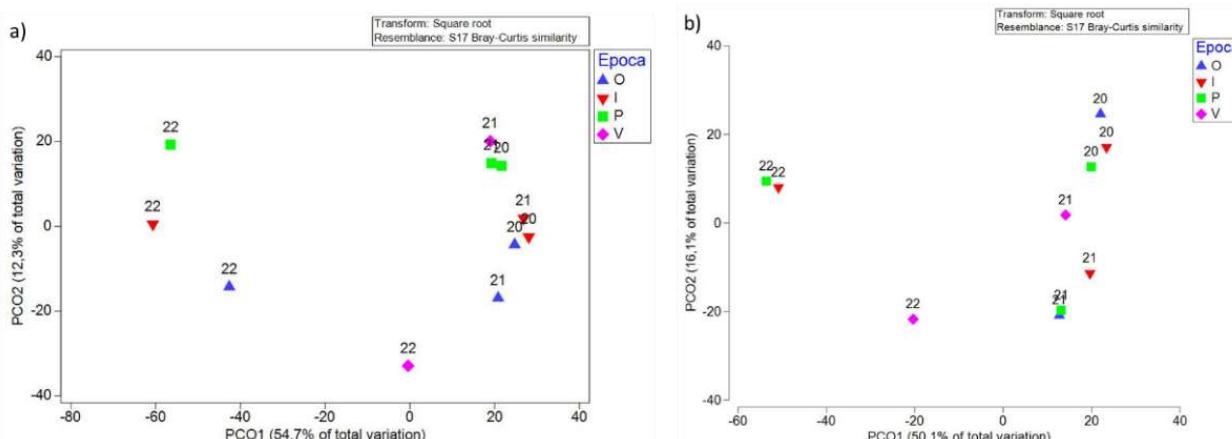


Figura 58. PCO para el fitoplancton a) integrado y b) discreto de la serie de tiempo en el lago Llanquihue.

Los resultados del ANOSIM mostraron una relación significativa entre años y épocas del año, tanto para el fitoplancton integrado (R_{ANOSIM} Año= 0,75; $p < 0,05$; Época= 0,437; $p < 0,05$;) como el discreto (R_{ANOSIM} Año= 0,821, $p < 0,05$; Época= 0,489; $p < 0,05$). Donde las mayores diferencias del fitoplancton integrado entre los años, y a través de las épocas se encontraron relacionadas al año 2022 con el año 2020 ($R= 0,988$; $p < 0,05$) y con el 2021 ($R= 0,903$; $p < 0,05$). Mientras que, las mayores diferencias del

fitoplancton integrado entre épocas a través de los años fueron entre invierno – verano ($R= 0,944$; $p< 0,05$), primavera – verano ($R= 0,815$; $p< 0,05$) y entre invierno – primavera ($R= 0,519$; $p< 0,05$). En los PCO los dos ejes representan el ~ 67 % de la variabilidad (Figura 58). En ambos casos se apreció una secuencia entre las épocas del año, así como entre los años. Los años 2020 y 2021 se encontraron más cercanos, con el año 2022 más distante, con la conexión del verano 2022 entre ambos grupos.

En relación al zooplancton se registró la mayor abundancia asociada al período de comienzo de la estratificación térmica, compuesto principalmente por el rotífero *Kellicottia* sp, quien llegó a representar el 92 % de la abundancia total del zooplancton (Figura 59). Adicionalmente se apreció una variabilidad temporal, donde los tres períodos de mezcla poseen una composición diferente del zooplancton. En el primer período de mezcla (2020) dominaron copépodos y nauplii, de las especies *Tumeodiaptomus diabolicus* y *Mesocyclops araucanus*. El siguiente período de mezcla estuvo dominado por cladóceros, por la especie *Daphnia pulex*. Mientras que, en el período de mezcla 2022 la composición fue más cambiante y estuvo dominada por copépodos y rotíferos, *Tumeodiaptomus diabolicus*, *Mesocyclops araucanus* y *Kellicottia* sp.

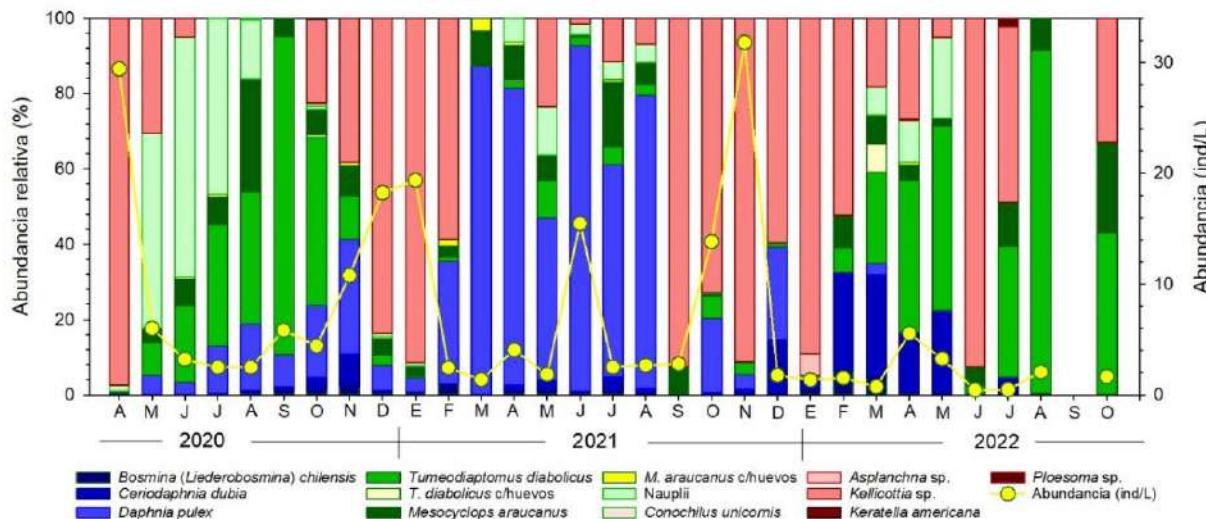


Figura 59. Abundancia (ind/L, %) y composición fitoplancótónica de muestras discretas en estación C2 del lago Llanquihue.

El análisis de ANOSIM para el zooplancton mostró una relación significativa entre años y épocas del año (R_{ANOSIM} Año= 0,343; $p< 0,05$; Época= 0,185; $p< 0,05$). Donde las mayores diferencias de los años a través de las épocas se encontraron entre los años 2020 - 2022 ($R= 0,525$; $p< 0,05$) y los años 2021 - 2022 ($R= 0,56$; $p< 0,05$). Mientras que, las mayores diferencias del zooplancton entre épocas a través de los años fueron entre otoño – verano ($R= 0,259$; $p< 0,05$) y entre otoño - primavera ($R= 0,272$; $p< 0,05$). En el PCO los dos ejes representaron el 68 % de la variabilidad (Figura 60), en el cual se aprecian las diferencias entre años, principalmente del año 2022. Además, se observaron las diferencias entre épocas del año. Con respecto al RELATE, se encontraron relaciones significativas

entre la matriz del fitoplancton con el zooplancton. Mientras que, no existió relación significativa entre la matriz ambiental y el zooplancton.

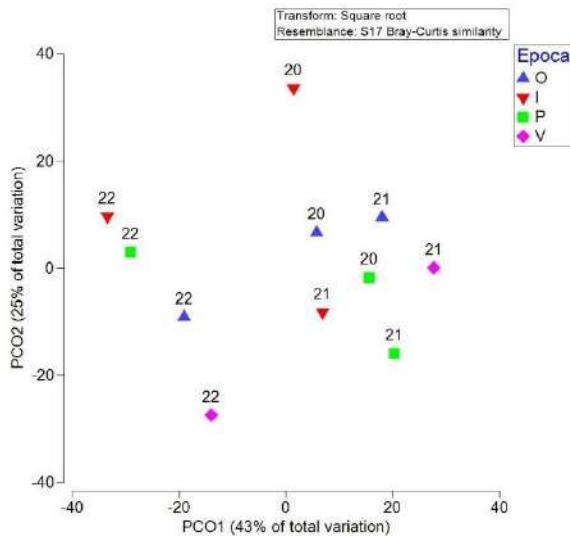


Figura 60. PCO para el zooplancton de la serie de tiempo en el lago Llanquihue.

4.1.12. Monitoreo continuo en lago Llanquihue

La instalación de los sensores de temperatura y oxígeno de la columna de agua en la estación C2 del lago Llanquihue se llevó a cabo entre el 23 de diciembre de 2021 y el 24 de agosto de 2022, se ubicaron 2 sensores Minidot que registraron oxígeno y temperatura, a 15 y 50 m de profundidad y un sensor HOBO para medir temperatura a 250 m de profundidad. Adicional para controlar la profundidad del anclaje se agregó un sensor de presión (HOBO) y temperatura a los 15 m. El anclaje se reposicionó y volvió al agua entre el 18 de octubre de 2022 y el 13 de junio de 2023.

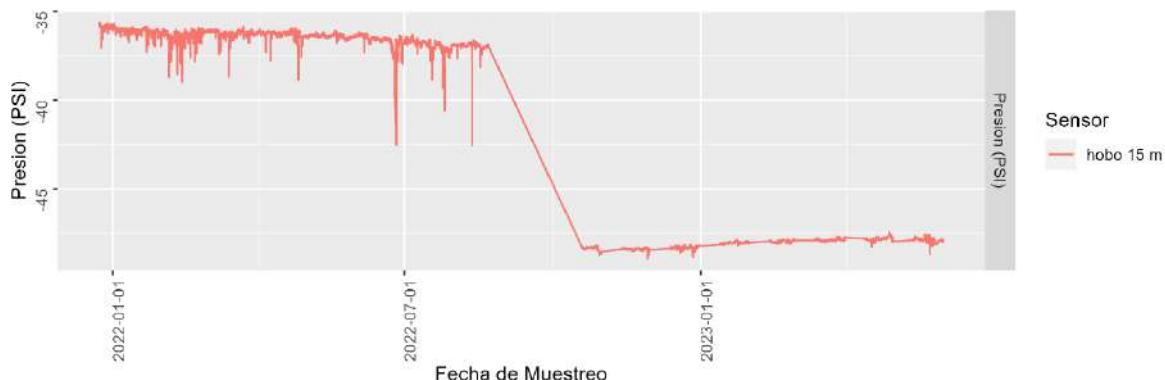


Figura 61. Sensor de presión (profundidad) instalado en anclaje estación C2 del lago Llanquihue entre el 22 de diciembre de 2021 y el 24 de agosto 2022. La diferencia de profundidad entre el primer y segundo periodo de anclaje se debe al reposicionamiento del sensor de profundidad en la línea del anclaje.



La Figura 61 nos muestra los resultados obtenidos desde el sensor de presión instalado a 15 m de profundidad en la estación C2 del lago Llanquihue, que tiene como finalidad apreciar la estabilidad de la profundidad de los sensores en la columna de agua. La variación máxima fue de 4 metros entre los meses de mayo y junio 2022, probablemente debido a fuertes vientos o tormentas en la zona y fue de menos de un metro durante el segundo periodo de anclaje entre octubre 2022 y junio 2023.

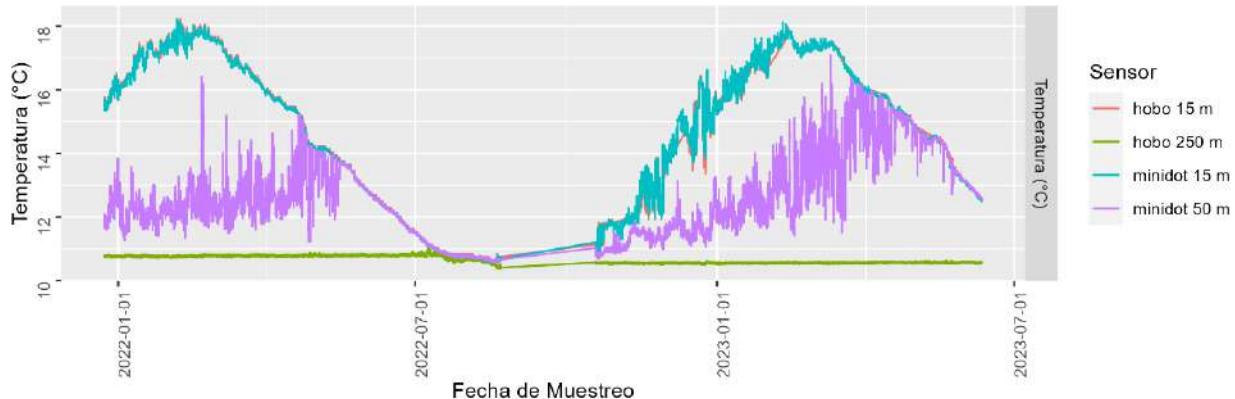


Figura 62. Sensores de temperatura instalados en anclaje estación C2 del lago Llanquihue entre el 22 de diciembre de 2021 y el 24 de agosto 2022.

En la Figura 62 se observa la temperatura de 4 sensores, donde se aprecia claramente el comienzo la homogenización de la columna de agua los últimos días de abril 2022 (14 °C aprox.) para completarse alrededor del 10 de julio de 2022 (10,9 °C aprox.). Durante el segundo periodo del anclaje entre octubre 2022 y junio 2023, para la próxima etapa del proyecto se ha cambiado el sensor HOBO de 250 m de profundidad por una sonda WIMO con sensores de temperatura, conductividad, oxígeno y presión, cuyos datos estarán disponibles para la siguiente etapa del proyecto.

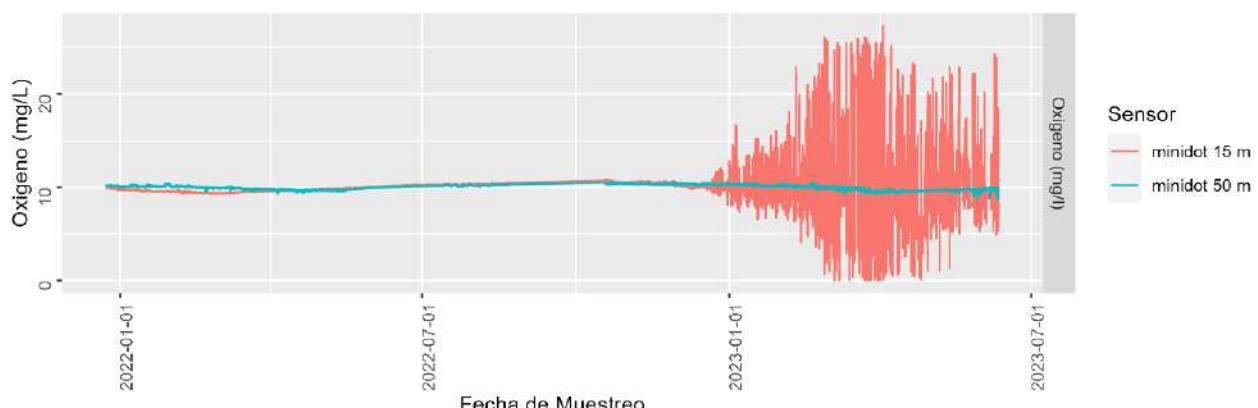


Figura 63. Sensores de Oxígeno, instalados en anclaje estación C2 del lago Llanquihue entre el 22 de diciembre de 2021 y el 14 junio 2023.

Los datos obtenidos de los sensores de oxígeno en la estación C2 se muestran en la Figura 63, en donde se aprecia una fluctuación de 1 mg/L, debido posiblemente a la estacionalidad y a la variación de la temperatura en la columna de agua, esto durante el primer anclaje entre diciembre 2021 y agosto 2022. El desfase entre ambas curvas se debe a la profundidad y a la variación de la temperatura en el tiempo.

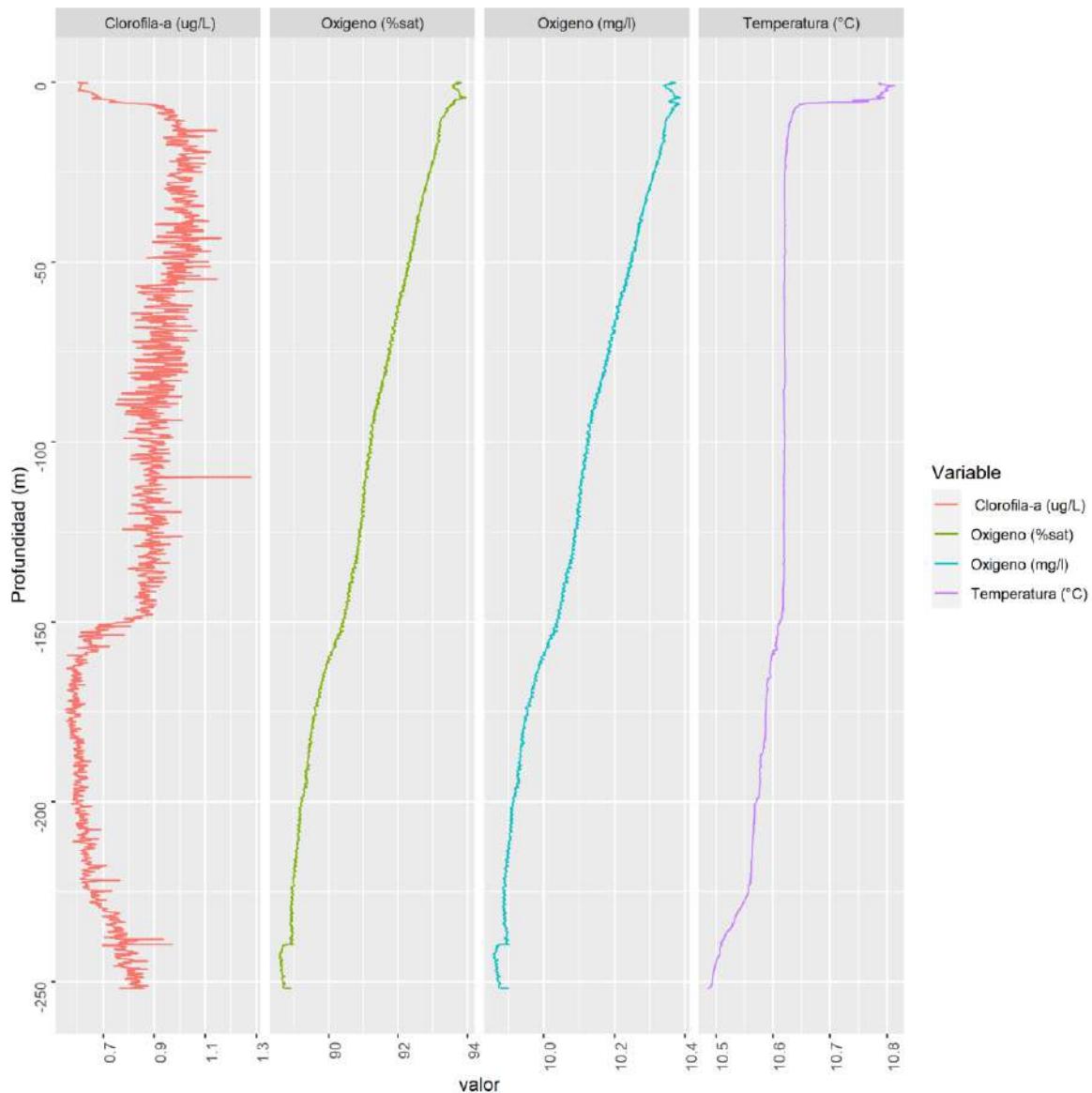


Figura 64. Variables de CTD obtenidas al momento de rescatar los sensores del anclaje en agosto 2022.

Para el segundo periodo entre octubre 2022 y junio 2023, la fluctuación en la concentración de oxígeno a los 15 m de profundidad del sensor MINIDOT es notoriamente mayor, lo que puede indicar un fallo



del sensor (fluctuaciones entre 2 y 25 mg/l de O₂). El sensor ubicado a 50 m de profundidad mantiene concentraciones relativamente constantes alrededor de los 10 mg/l de O₂, en todo el tiempo del anclaje (diciembre 2021 a junio 2023).

Finalmente, como una forma de comprar los datos obtenidos con los sensores del anclaje, al momento de retirarlos del agua al final del primer periodo, se midió la columna de agua con un CTDOF, encontrándose que tanto la temperatura de la columna de agua como los valores de oxígeno son comparables a los obtenidos por los sensores Minidot y HOBO en agosto 2022 (Figura 64).

4.1.13. Variables físico químicas de la columna de agua a través del tiempo

La temperatura medida en la columna de agua de las estaciones muestreadas en la X etapa entre los años 2014 y 2022 se muestra en la Figura 65, con un mínimo de 5,46 °C y un máximo de 31,5 °C y con una media de 12,44 °C.

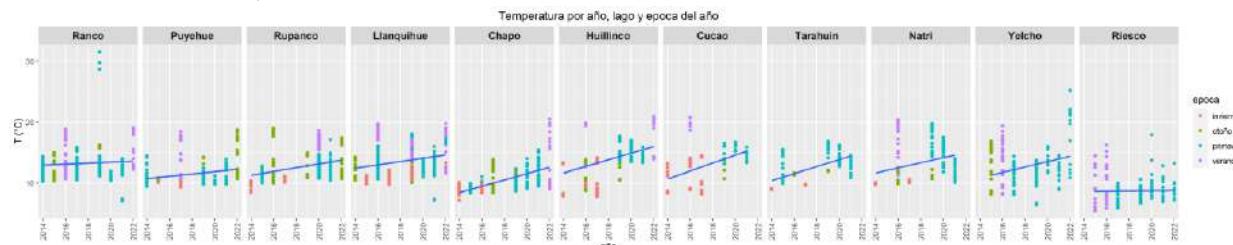


Figura 65. Temperatura en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época. La línea recta marca la tendencia en el tiempo.

El pH de la columna de agua entre 2014 y 2022 en las estaciones muestreadas de la X etapa se muestra en la Figura 66, donde el rango va entre 0,08 y 14,4 y una media de 7,20.

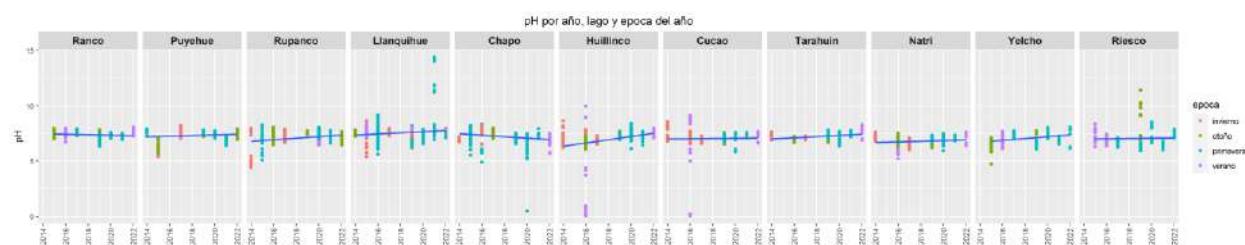


Figura 66. pH en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época. La tendencia en azul.

La concentración en la columna de agua del N-NO₂ se aprecia en la Figura 67, donde el rango va desde lo no detectado a 775,07 µg/l, con una media de 24,62 µg/l.

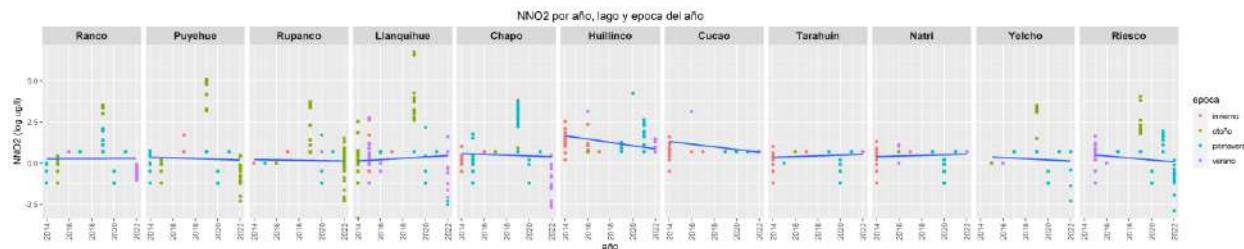


Figura 67. N-NO₂ en la columna de agua de los lagos estudiados por época y año. La tendencia marcada en línea azul. La escala de la concentración está en logaritmo debido a la gran diferencia de escala entre los lagos estudiados

La concentración del N-NO₃ se observa en la figura Figura 68, donde el rango de concentración va desde lo no detectado a 850,12 µg/l, con una media de 3,46 µg/l.

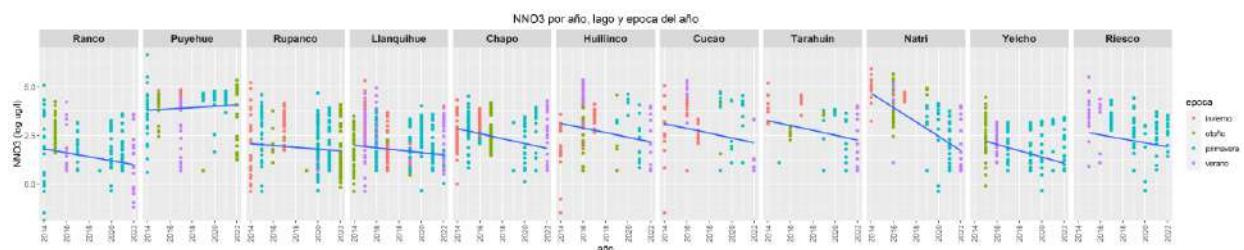


Figura 68. N-NO₃ en la columna de agua de los lagos estudiados por época y año. La tendencia marcada en línea azul. La escala de la concentración está en logaritmo debido a la gran diferencia de escala entre los lagos estudiados.

La Figura 69 nos muestra la concentración del nitrógeno total donde el mínimo fue 0 µg/l y el máximo 15800 µg/l con una media de 347,09 µg/l.

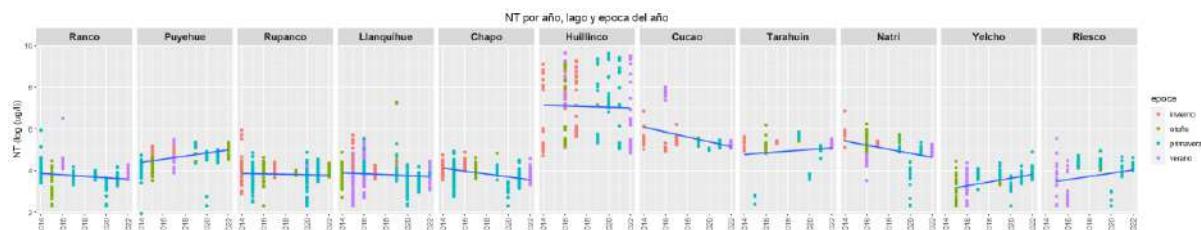


Figura 69. Concentración de nitrógeno total en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época. La tendencia en azul. La escala de la concentración está en logaritmo debido a la gran diferencia de escala entre los lagos estudiados.

El N-NH₄ presenta rangos de entre 0,53 µg/l a 10630,82 µg/l en la columna de agua en los lagos estudiados con una media de 110,48 µg/l. Los lagos Chilotas y en especial el Huillínco son los que presentan en general concentraciones mayores. (Figura 70)

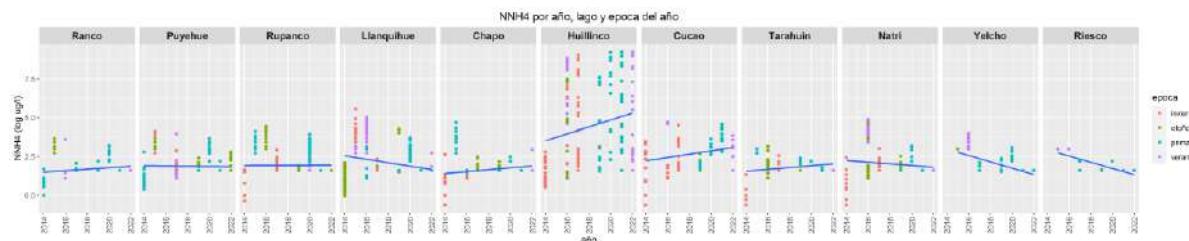


Figura 70. N-NH₄ en la columna de agua de los lagos estudiados. La tendencia en azul. La escala de la concentración está en logaritmo debido a la gran diferencia de escala entre los lagos estudiados.

El P-PO₄ se aprecia en la Figura 71 con un rango entre 0,09 y 10630,82 µg/l y una media de 29,69 µg/l. Nuevamente el lago Huillínco presenta las concentraciones más altas.

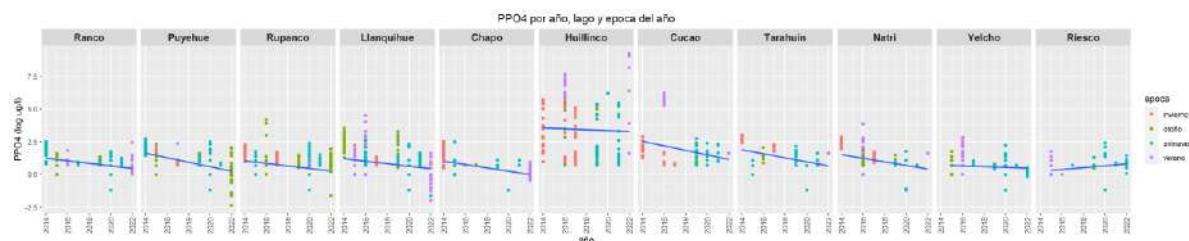


Figura 71. Concentración del P-PO₄ de la columna de agua de lagos estudiados. La tendencia en azul. La escala de la concentración está en logaritmo debido a la gran diferencia de escala entre los lagos estudiados.

La Figura 72 nos muestra la concentración del fósforo total donde el mínimo fue el límite de detección y el máximo 2100 µg/l con una media de 22,04 µg/l.

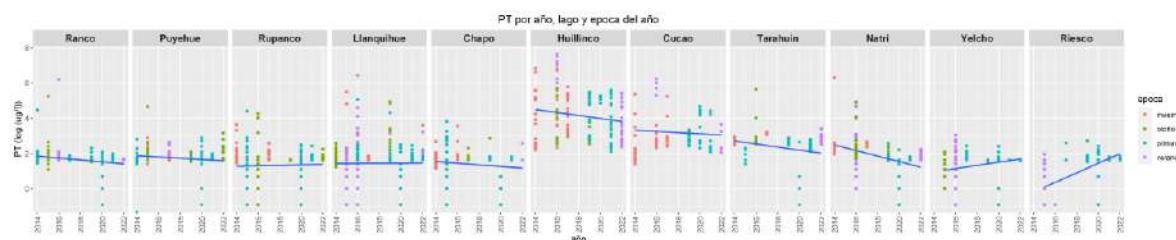


Figura 72. Concentración de fósforo total en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época. En azul la tendencia. La escala de la concentración está en logaritmo debido a la gran diferencia de escala entre los lagos estudiados.

La Figura 73 nos muestra la concentración de silicatos donde el mínimo fue 0,08 µg/l y el máximo 31043,34 µg/l con una media de 1839,25 µg/l.



Figura 73. Concentración de SiO_2 en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época.

La Figura 74 nos muestra la concentración de clorofila a donde el mínimo fue 0 µg/l y el máximo 71,58 µg/l con una media de 0,85 µg/l.

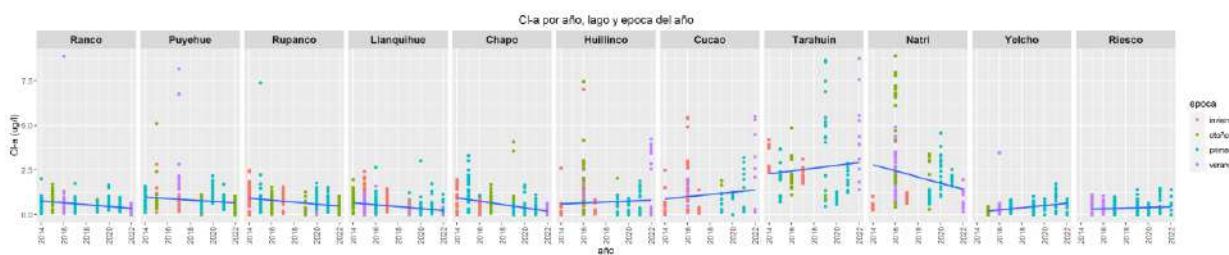


Figura 74. Concentración de clorofila a en la columna de agua por año y por época del año y su tendencia en recta azul.

La Figura 75 nos muestra la transparencia, donde el mínimo fue 1,1 m y el máximo 29 m con una media de 9,77 m.

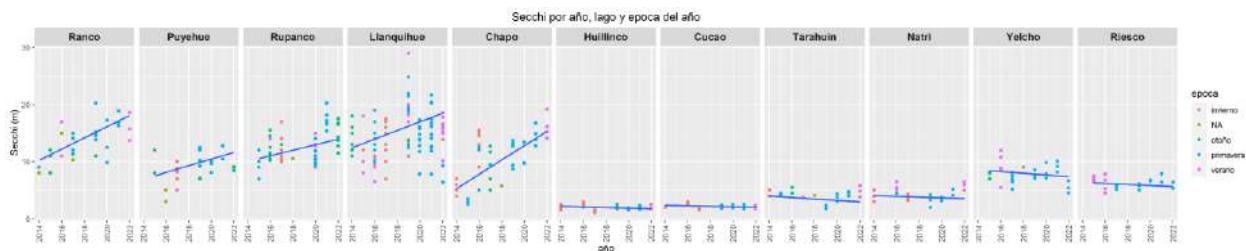


Figura 75. Transparencia de la columna de agua de los lagos estudiados por año y época.



Un resumen con las estadísticas básicas de las variables medidas en la columna de agua se muestra en la Tabla 18.

Tabla 18. Estadísticas básicas de las variables medidas en la columna de agua durante la X etapa. Los valores están en µg/l.

Variable	Min.	1st Qu.	Median	Mean	3rd Qu.	Max.
Cl-a	0,00	0,20	0,50	0,85	0,95	71,58
N-NH ₄	0,53	5,00	5,00	110,48	16,00	10630,82
N-NO ₂	0,00	1,00	2,00	3,46	2,00	850,12
N-NO ₃	0,00	2,00	9,04	24,62	29,76	775,07
NT	0,00	41,00	58,77	347,09	148,32	15800,00
P-PO ₄	0,09	1,96	2,00	29,69	3,91	10630,82
PT	0,00	5,00	5,00	22,04	8,00	2100,00
SiO ₂	0,08	15,40	219,64	1839,25	2049,93	31043,34
T	5,46	10,28	11,90	12,44	14,10	31,50
pH	0,08	6,90	7,30	7,20	7,62	14,40
Transparencia	1,10	4,50	9,78	9,77	13,78	29,00

4.1.14. Estado trófico de los lagos en estudio

a) Trofía de lagos Araucanos y Patagónicos

Se evaluó la trofía para lagos Araucanos y Patagónicos, a través de las variables clásicas de trofía, transparencia, fósforo total, nitrógeno total y clorofila (Figura 76). Para esto se calculó el promedio de las concentraciones que estaban dentro de la zona fótica, que es lo observado en las gráficas. La transparencia registrada en lagos Araucanos fue entre 19,2 y 6,4 m (Figura 76a).

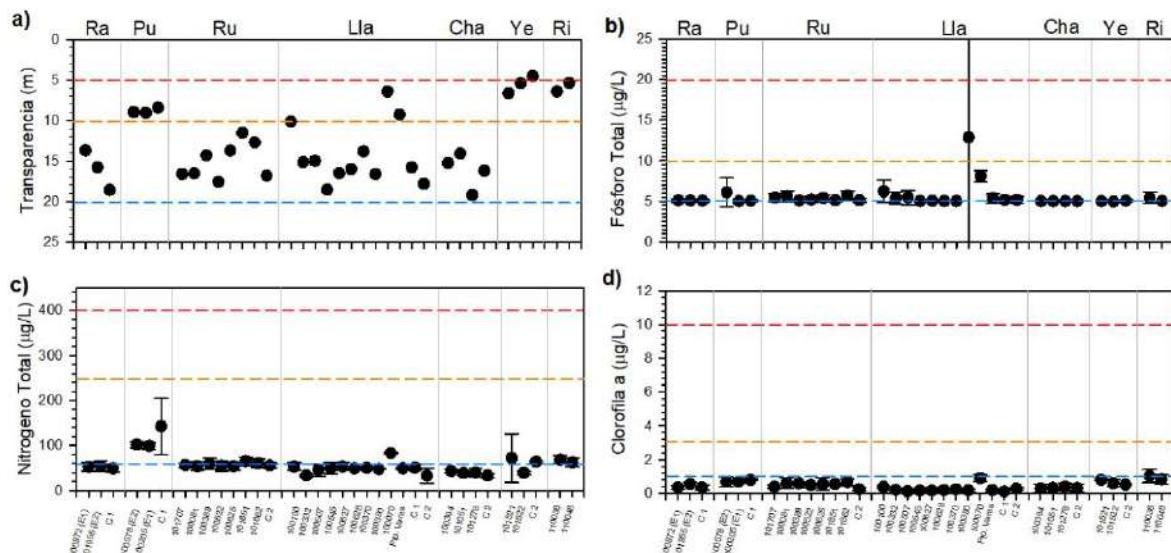


Figura 76. Variables de trofía, a) transparencia (m), b) fósforo total ($\mu\text{g/L}$), c) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$). La abreviación corresponde a Ra: Ranco, Pu: Puyehue; Ru: Rupanco, Lla: Llanquihue, Cha: Chapo, Ye: Yelcho, Ri: Riesco. Líneas de colores marcan límites tróficos.

En el lago Ranco, Rupanco y Chapo todos los valores de transparencia se encontraron dentro de rangos oligotróficos. En el caso del lago Puyehue, en todos los casos la transparencia se encontró en límites mesotróficos, con valores que fueron entre 9,1 y 8,4 m. Mientras que, en el lago Llanquihue la mayoría de las estaciones se encontraron en rangos oligotróficos, pero las estaciones 100100, 100070 y Puerto Varas estuvieron dentro de límites mesotróficos. Con respecto a los lagos Patagónicos, Yelcho y Riesco, se evidenció una transparencia muy reducida, estando entre rangos mesotróficos y eutróficos (Figura 76a). En la estación C2 del lago Yelcho se presentó una transparencia de 4,6 m, valor cercano al límite de la eutrofia, similar a la estación 101522 con una transparencia de 5,4 m. En el lago Riesco la transparencia fue entre 6,4 y 5,4 m en las estaciones 110038 y 110048, respectivamente, considerándose ambas en rangos de una condición mesotrófica.

En relación a la variable de fósforo total, la mayoría de los lagos Araucanos y Patagónicos se encontraron en límites oligotróficos (Figura 76b). Exceptuando por la estación 100390 del lago Llanquihue, donde se registró una profundidad con elevada concentración de fósforo total (35,5 $\mu\text{g/L}$), generando que el promedio de fósforo total fuera de $12,9 \pm 15,8 \mu\text{g/L}$. Es necesario considerar que en la mayoría de los casos las concentraciones estaban en el límite de detección ($< 5 \mu\text{g/L}$), y en esos casos el valor utilizado fue el correspondiente al límite de detección.

Con respecto al nitrógeno total en los lagos Araucanos, los lagos Ranco, Rupanco, Llanquihue y Chapo se encontraron en rangos ultraoligotróficos (60 $\mu\text{g/L}$) (Figura 76c). A excepción de la estación 101851 ($64,6 \pm 9,9 \mu\text{g/L}$) del lago Rupanco y la estación 100070 ($83 \pm 2,6 \mu\text{g/L}$) del lago Llanquihue



con valores dentro de la ultraoligotrofia (60 - 250 µg/L). El lago Puyehue presentó las mayores concentraciones promedio de nitrógeno total de los lagos Araucanos, empero, en todas las estaciones las concentraciones promedio se observaron dentro de la oligotrofia. En los lagos Patagónicos, en el lago Riesco las concentraciones promedio de nitrógeno total se encontraron en rangos oligotróficos. En tanto, para el lago Yelcho, la concentración promedio del nitrógeno total fue más variable, con valores entre ultraoligotróficos a oligotróficos.

Con respecto a la clorofila, en la mayoría de los casos las concentraciones en los lagos Araucanos y Patagónicos se encontraron dentro de límites ultraoligotróficos (1 µg/L) (Figura 76d). En los lagos Araucanos el promedio de la clorofila de la zona fótica fue entre $0,1 \pm 0,1$ y $0,9 \pm 0,2$ µg/L. Los lagos Ranco, Llanquihue y Chapo presentaron las concentraciones promedio más bajas de clorofila, encontrándose en rangos ultraoligotróficos, exceptuando por la estación 100070 del lago Llanquihue, que tuvo un promedio de $0,9 \pm 0,2$ µg/L de clorofila. En los lagos Patagónicos las concentraciones promedio de clorofila estuvieron entre el rango ultra y oligotrófico, con concentraciones promedio entre 0,5 y $1,1 \pm 0,4$ µg/L. En el lago Riesco se presentaron las mayores concentraciones de clorofila, encontrándose la estación 110038 en el límite oligotrófico.

b) Índice de Carlson en lagos Araucanos y Patagónicos

El índice de Carlson calculado para los lagos Araucanos y Patagónicos en estudio nos permite hacer una aproximación del estado trófico de los cuerpos de agua a través del tiempo, donde valores bajo 40 indican estado oligotrófico y sobre los 40 indican estado mesotrófico (Figura 77, Tabla 19). Al analizar los números (Tabla 19) se supera el valor límite entre oligotrofia-mesotrofia en 2 ocasiones (lago Chapo TSI.SD y lago Puyehue TSI.Cla). También podemos apreciar que, si bien el límite en general no se supera, en muchos casos está cercano a los 40, con lo que cualquier aumento en la concentración de fósforo, clorofila o disminución de la transparencia, puede causar que el cuerpo de agua pase a mesotrófico.

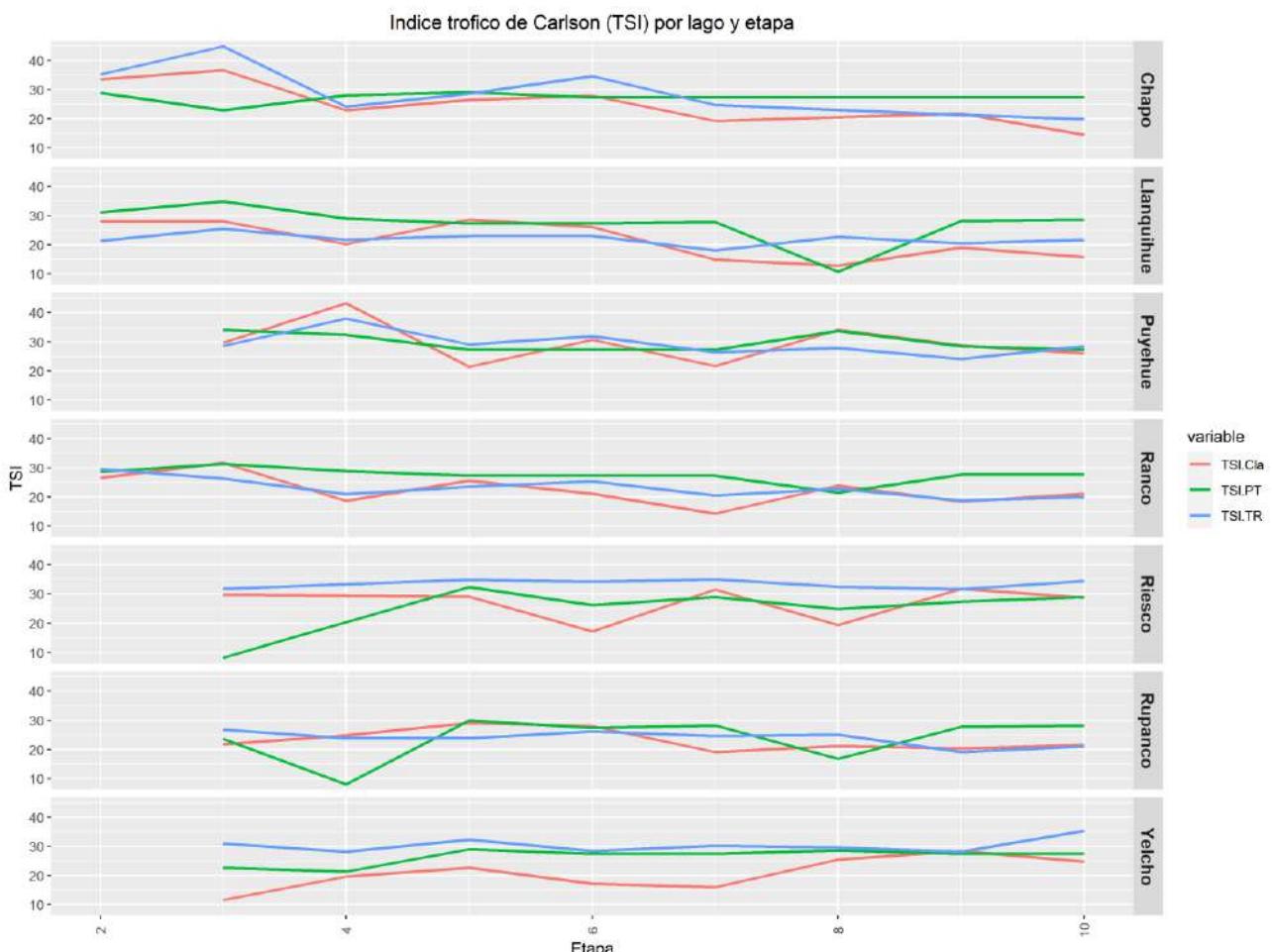


Figura 77. Índice de Estado Trófico de Carlson (TSI) calculado a partir de las concentraciones superficiales de fósforo total (TSI.PT), clorofila-a (TSI.Cla) y profundidad del disco Secchi (TSI.SD) entre 2014 y 2021 (II a IX etapa).



Tabla 19. Índice de Carlson por etapa y por lago. Se calculó con el promedio de los datos por lago y etapa.

Etapa	Lago	TSI.SD	TSI.PT	TSI.Cla	TSI.PROM
2	Chapo	35,2	29,0	33,6	32,6
2	Llanquihue	21,3	31,2	28,2	26,9
2	Ranco	29,7	28,7	26,7	28,4
3	Chapo	44,9	23,0	36,8	34,9
3	Llanquihue	25,5	34,9	28,1	29,5
3	Puyehue	28,7	34,1	29,8	30,9
3	Ranco	26,3	31,4	31,7	29,8
3	Riesco	31,7	8,3	29,8	23,3
3	Rupanco	26,8	23,7	21,8	24,1
3	Yelcho	31,0	22,6	11,5	21,7
4	Chapo	24,2	28,1	23,0	25,1
4	Llanquihue	21,8	29,1	20,3	23,7
4	Puyehue	38,0	32,5	43,3	37,9
4	Ranco	21,0	29,0	18,7	22,9
4	Rupanco	23,9	8,1	24,8	18,9
4	Yelcho	28,1	21,3	19,5	23,0
5	Chapo	28,7	29,1	26,5	28,1
5	Llanquihue	23,1	27,4	28,7	26,4
5	Puyehue	29,2	27,4	21,5	26,0
5	Ranco	23,6	27,4	25,7	25,5
5	Riesco	34,9	32,4	29,1	32,1
5	Rupanco	23,9	29,9	29,1	27,6
5	Yelcho	32,3	28,9	22,6	27,9
6	Chapo	34,7	27,4	28,0	30,0
6	Llanquihue	23,0	27,4	26,2	25,5
6	Puyehue	32,0	27,4	30,8	30,0
6	Ranco	25,4	27,4	21,2	24,7
6	Riesco	34,2	26,2	17,2	25,9
6	Rupanco	26,1	27,4	28,0	27,1
6	Yelcho	28,3	27,4	17,2	24,3



Continuación Tabla 19. Índice de Carlson por etapa y por lago. Se calculó con el promedio de los datos por lago y etapa.

Etapa	Lago	TSI.SD	TSI.PT	TSI.Cla	TSI.PROM
7	Chapo	24,8	27,4	19,3	23,8
7	Llanquihue	18,1	27,9	15,0	20,3
7	Puyehue	26,5	27,4	21,8	25,2
7	Ranco	20,6	27,4	14,4	20,8
7	Riesco	35,1	29,0	31,6	31,9
7	Rupanco	24,6	28,2	19,1	24,0
7	Yelcho	30,2	27,4	15,9	24,5
8	Llanquihue	22,8	10,8	12,9	15,5
8	Puyehue	27,9	33,8	34,2	32,0
8	Ranco	22,8	21,5	24,0	22,8
8	Riesco	32,5	24,8	19,4	25,6
8	Rupanco	25,1	16,8	21,2	21,0
8	Yelcho	29,6	28,6	25,5	27,9
9	Chapo	21,4	27,4	21,8	23,5
9	Llanquihue	20,5	28,2	19,1	22,6
9	Puyehue	24,2	28,6	28,9	27,2
9	Ranco	18,9	27,7	18,5	21,7
9	Riesco	31,7	27,4	31,8	30,3
9	Rupanco	19,0	27,7	20,3	22,3
9	Yelcho	28,1	27,4	28,4	28,0
10	Chapo	19,9	27,4	14,5	20,6
10	Llanquihue	21,7	28,7	15,8	22,1
10	Puyehue	28,6	27,4	26,2	27,4
10	Ranco	20,0	27,8	21,2	23,0
10	Riesco	34,5	29,0	28,7	30,7
10	Rupanco	21,0	28,2	21,6	23,6
10	Yelcho	35,3	27,4	24,8	29,2

Si promediamos por año y lago los índices de Carlson obtenidos ((TSI.SD+TSI.Cla+TSI.PT)/3), y graficamos la tendencia a través del tiempo, nos encontramos con que los lagos Ranco, Puyehue, Llanquihue y Chapo tienen una tendencia a la baja en sus índices tróficos a diferencia de los lagos Patagónicos Yelcho y el Riesco, donde la tendencia es al alza. El lago Rupanco parece mantenerse estable en el tiempo.

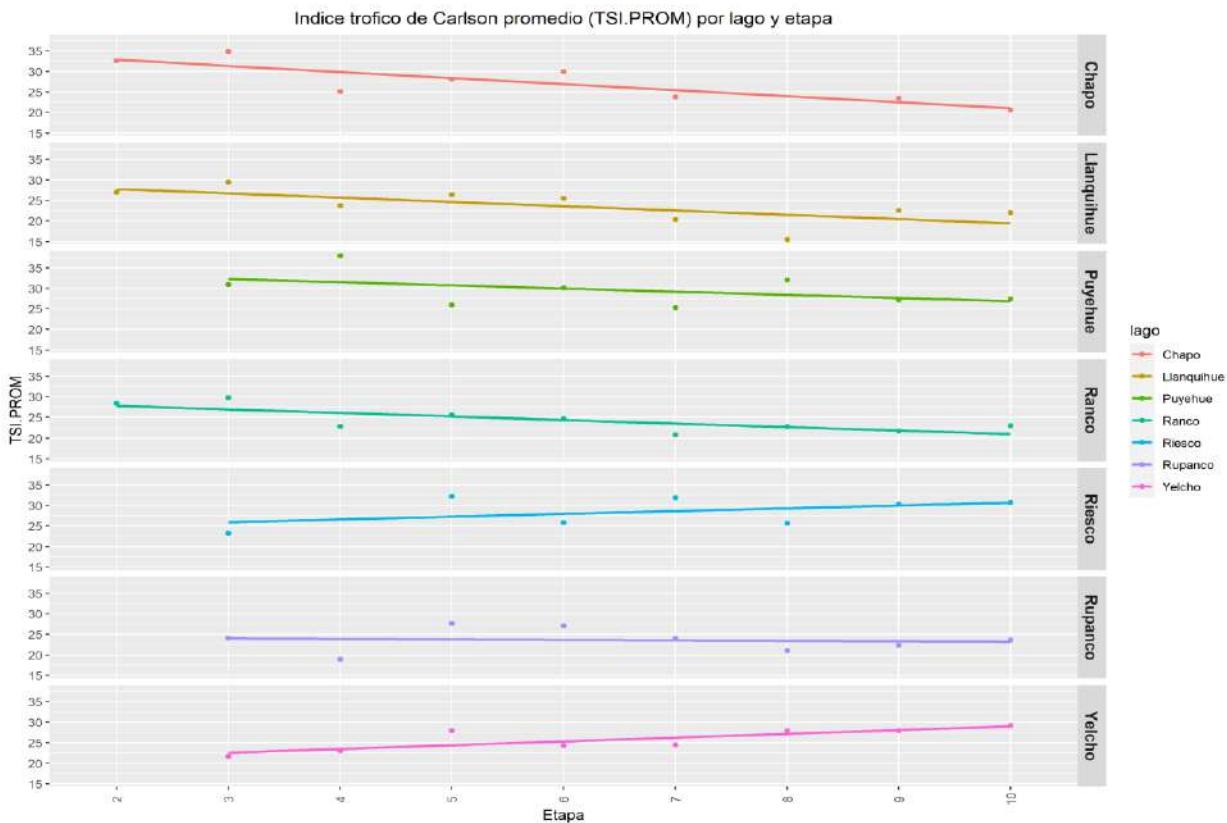


Figura 78. Índice Trófico de Carlson promedio y su tendencia a través del tiempo en los lagos Araucanos y Patagónicos estudiados en esta etapa.

c) Trofía en lagos Chilotas

En el sistema lacustre Huillinco – Cucao las concentraciones de fósforo total fueron muy elevadas, llegando a superar los 100 µg/L en el sector Huillinco (Figura 79). La mayoría de los registros superaron el límite trófico (10 µg/L), hay algunas excepciones en el sector de Cucao en superficie. En relación al color en el sistema lacustre Huillinco – Cucao, en todos los casos presentó valores elevados. Por tanto, según lo observado en el modelo conceptual nutriente color, este sistema lacustre tendría una condición mixotrófica.

En el caso del lago Natri, las concentraciones de fósforo total fueron entre 9,2 y < 5 µg/L (Figura 79), concentraciones de rangos oligotróficos. Los registros de color fueron mayoritariamente elevados. Es así como el modelo conceptual nutriente color estaría señalando una condición principalmente distrófica. En el lago Tarahuin las concentraciones de fósforo total en todos los casos se encontró sobre los 10 µg/L, límite trófico entre la oligotrofia y eutrofia. En el caso del color, se estuvo bajo el límite establecido para definir elevado o bajo color. Según el paradigma nutriente color, el lago Tarahuin posee una condición eutrófica.

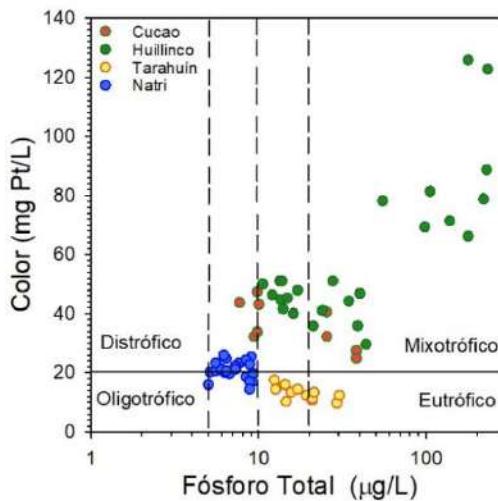


Figura 79. Modelo conceptual nutriente color para lagos Chilotes.

4.1.15. Balance hidrológico de lagos Araucanos, Chilotes y Patagónicos

Para el año 2022, se calculó el tiempo de renovación teórico de cada lago en estudio (Tabla 20). A partir de este cálculo, se obtuvo que los lagos Araucanos requieren de un mayor tiempo para renovar sus aguas, en especial el lago Llanquihue, calculándose en 65 años, seguido por los lagos Rupanco y Chapo, (13 y 10 años, respectivamente). En tanto, los lagos Patagónicos presentaron un tiempo de renovación teórico calculado en ~ 1 año. Los lagos Tarahuín y Natri, pertenecientes a los lagos Chilotes, presentaron un tiempo de renovación de ~ 2 años. En el caso del sistema lacustre Huillinco – Cucao, el tiempo de renovación no fue calculado, debido a la particularidad de este sistema con influencia marina.

Tabla 20. Balance hidrológico (entradas y salidas de agua), y tiempo de renovación teórico calculado en años para los lagos en estudio, calculado para el año 2022.

	Lagos ARAUCANOS					Lagos Chilotes			Lagos PATAGÓNICOS	
	Ranco	Puyehue	Rupanco	Llanquihue	Chapo	Huill-Cucao	Tarahuín	Natri	Yelcho	Riesco
Entradas (km ³ /año)	Ríos	9.9	2.8	2.4	1.2	0.6	0.82	0.09	0.18	17.1
	Precipitación	0.7	0.4	0.4	1.3	0.1	0.09	0.02	0.02	0.4
	Total	10.6	3.2	2.8	2.5	0.7	0.91	0.11	0.20	17.5
Salidas (km ³ /año)	Efluente	9.8	2.7	2.8	1.6	1.6		0.05	0.05	15.7
	Evaporación	0.4	0.2	0.2	0.8	0.0		0.00	0.00	0.3
	Total	10.2	2.9	3.1	2.4	1.6		0.05	0.06	15.9
Tiempo renovación (años)		5	4	13	65	10		2	2	1

4.1.16. Balance de nutrientes de lagos Araucanos, Chilotes y Patagónicos

En la Tabla 21 se visualiza las entradas y salidas de fósforo y nitrógeno total, junto con su porcentaje de sedimentación. Desde allí se desprende que el lago Llanquihue presenta el mayor tonelaje de nutrientes en el cuerpo de agua. También se calculó el índice “área cuenca/área lago”, que refleja



cuán sensibles son los lagos a modificaciones en sus cuencas lacustres como en su cuerpo de agua. Así se observa que la cuenca del lago Llanquihue es de igual proporción que su espejo de agua, mientras que la cuenca del lago Yelcho es 81,9 veces más grande que el lago.

Tabla 21. Balance de fósforo y nitrógeno total (ingreso, egreso, sedimentación en ton/año), y % de sedimentación), tiempo de renovación, área cuenca/área lago, de los lagos en estudio, calculado para el año 2022.

	Lagos ARAUCANOS					Lagos Chilotas			Lagos PATAGÓNICOS	
	Ranco	Puyehue	Rupanco	Llanquihue	Chapo	Huill-Cucao	Tarahuín	Natri	Yelcho	Riesco
TON P en lago	271.7	113.6	209.2	842.6	35.2	27.0	3.0	2.0	89.7	5.4
TON N en lago	2901.0	2258.3	2262.7	8167.2	345.4	1256.0	31.0	48.0	923.7	79.2
Ingreso TON P/año	165.7	138.5	158.6	167.3	18.4	45.0	5.0	6.0	860.0	36.8
Ingreso TON N/año	1481.9	1018.8	1150.3	1394.3	155.8	380.0	41.0	52.0	7005.2	648.3
Egreso TON P/año	49.0	22.0	16.0	8.0	8.0	1.0	0.4	78.0	6.0	
Egreso TON N/año	527.0	285.0	169.0	82.0	78.0	9.0	8.0	808.0	90.0	
Sedimentación P (ton)	116.0	117.0	143.0	159.0	10.5		4.0	5.0	782.0	31.0
Sedimentación N (ton)	955.0	734.0	981.0	1313.0	77.9		32.0	44.0	6197.0	558.0
Sedimentación P (%)	70	84	90	95	57	79	93	91	83	
Sedimentación N (%)	64	58	85	94	50	78	84	88	86	
P ($\mu\text{g/L}$) en lago	5.0	7.9	5.5	5.3	5.1	66.5	19.5	7.0	5.0	5.2
N ($\mu\text{g/L}$) en lago	53.7	157.9	59.5	51.5	50.1	3150.6	188.2	152.0	51.5	76.9
Tiempo de renovación (años)	5	4	13	65	10		2	2	1	1
Área Lago (km^2)	429.6	158.8	234.8	869.5	46.1	29.0	7.9	7.8	121.5	14.9
Área cuenca (km^2)	3079.2	1141.5	751.5	761.4	274.4	747.7	39.5	76.0	9953.2	351.8
Área cuenca/Área lago	7.2	7.2	3.2	0.9	5.9	25.8	5.0	9.7	81.9	23.7

En la Figura 80 se visualizan los principales ingresos de nutrientes (fósforo y nitrógeno total), que incluyen tanto a las fuentes puntuales como difusas. A partir de esta Figura se desprende que, el máximo ingreso de nutrientes está asociado a la cuenca del lago Yelcho, lo que a su vez se relaciona al tamaño de cuenca lacustre.

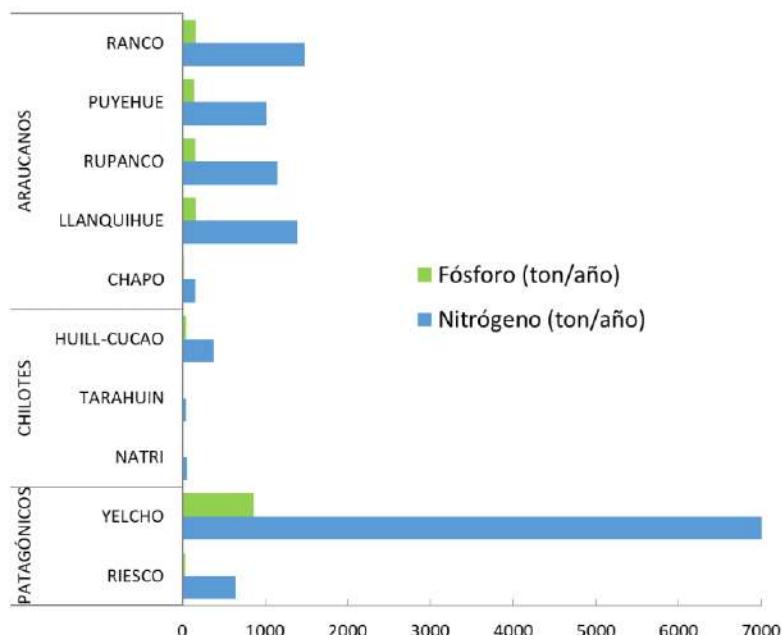


Figura 80. Aportes de fósforo y nitrógeno de los lagos en estudio, durante el periodo 2022.



La Figura 81 muestra los porcentajes de contribución de fósforo y nitrógeno desde fuentes difusas y puntuales hacia los lagos en estudio. En ellas se observa que, para ambos nutrientes, las principales fuentes de ingreso provienen de las fuentes difusas, específicamente del uso de suelo y cobertura vegetal, sobre todo en los lagos Patagónicos. Como segunda fuente de ingreso de nutrientes se identificó a la actividad de acuicultura, específicamente en los lagos Rupanco, Llanquihue, Chapo y Puyehue.

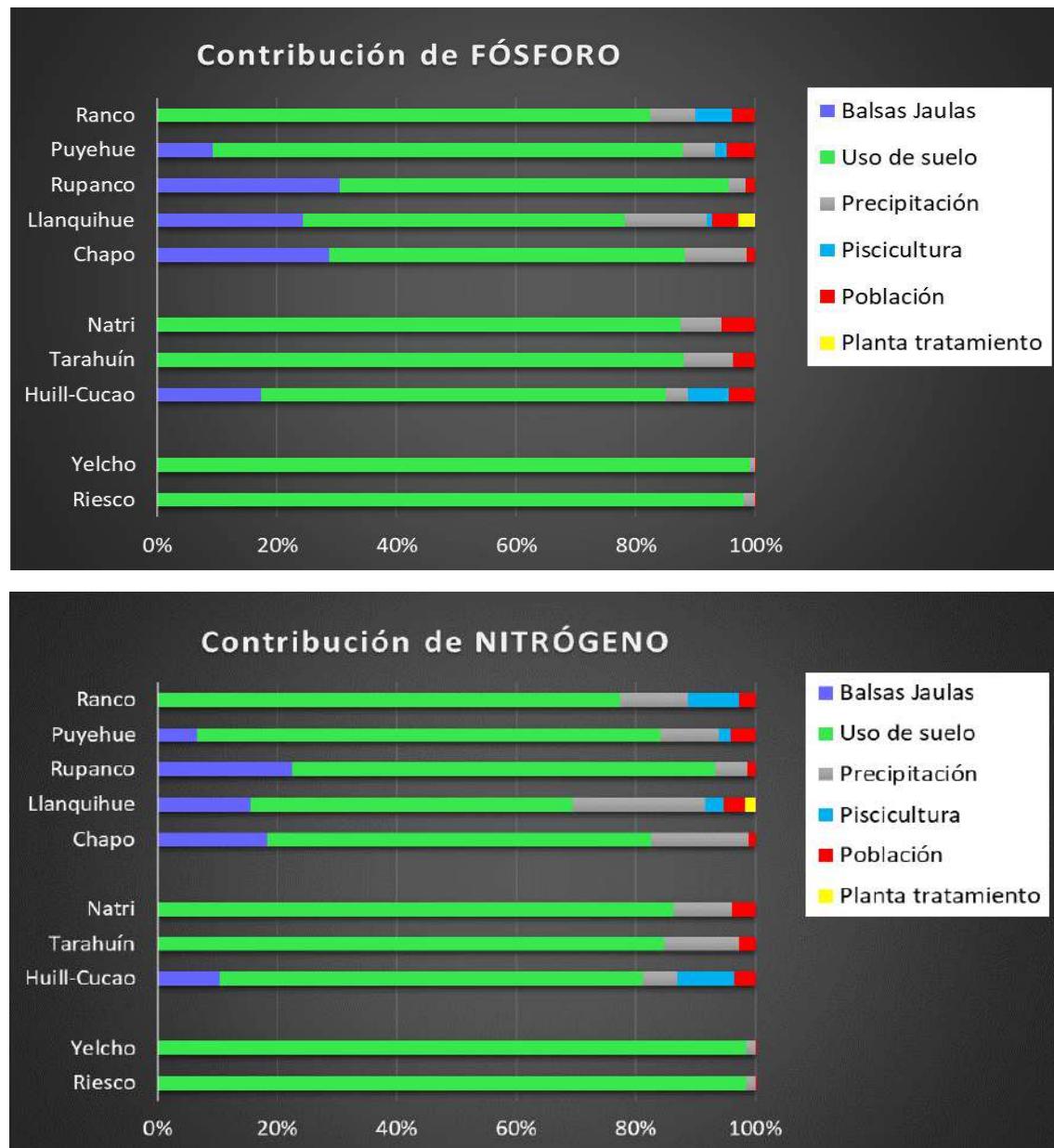


Figura 81. Contribución de fósforo y nitrógeno (%) desde las principales fuentes difusas y puntuales hacia los lagos en estudio.



En el caso de los lagos Chapo y Huillinco - Cucao, si bien hace varios años ya no se producen alevines en balsas jaulas, los nutrientes aún estarían disponibles en los lagos, relacionando ello al tiempo de renovación teórico calculado para el lago Chapo (~ 10 años), y la incapacidad del lago Huillinco - Cucao de mezclar su columna de agua, producto de su marcada picnoclina, termoclina y oxiclina, en donde la columna de agua se encuentra anóxica cercana al fondo.

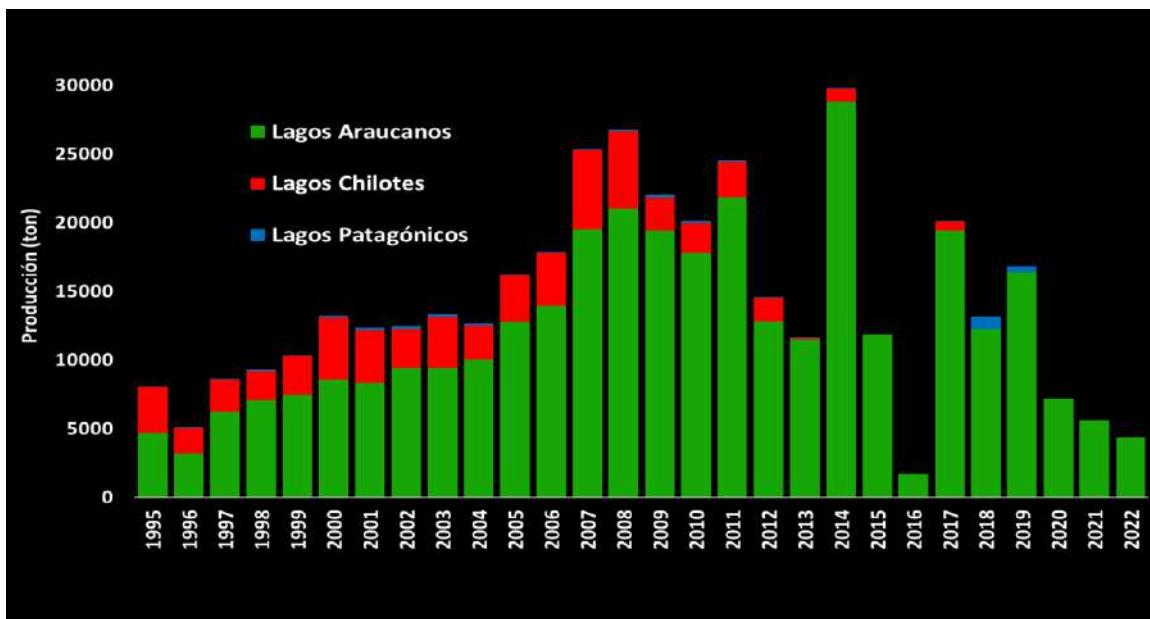


Figura 82. Producción histórica de salmonidos en balsas jaulas (en ton) en los lagos en estudio.

Las máximas producciones de alevines en agua dulce se registraron y registran en los lagos Araucanos, tal como se observa en la Figura 82.



De manera histórica, la mayor cantidad de concesiones en agua dulce fueron otorgadas en los lagos Llanquihue y Rupanco, lo que hizo también que en estos dos lagos se concentrara la mayor producción de alevines en Chile (Figura 83). Desde inicios de su operación se observó un incremento de producción en el tiempo, sin embargo, ya a partir del año 2016, se consolidó la disminución de la producción de alevines en lagos, producto de la erupción del volcán Calbuco, desastre natural que afectó de manera directa a la producción acuícola en los lagos Llanquihue y Chapo, además se ha generado y auspiciado un cambio en las técnicas de producción de alevines hacia sistemas de recirculación de acuicultura (RAS) que operan en tierra. En la actualidad ya han caducado algunas concesiones (especialmente algunas en los lagos Chilotas, esto relacionado a su calidad ambiental deteriorada), y otras han dejado de operar, pero aún están vigentes, como es el caso de algunas concesiones de acuicultura en el lago Llanquihue.

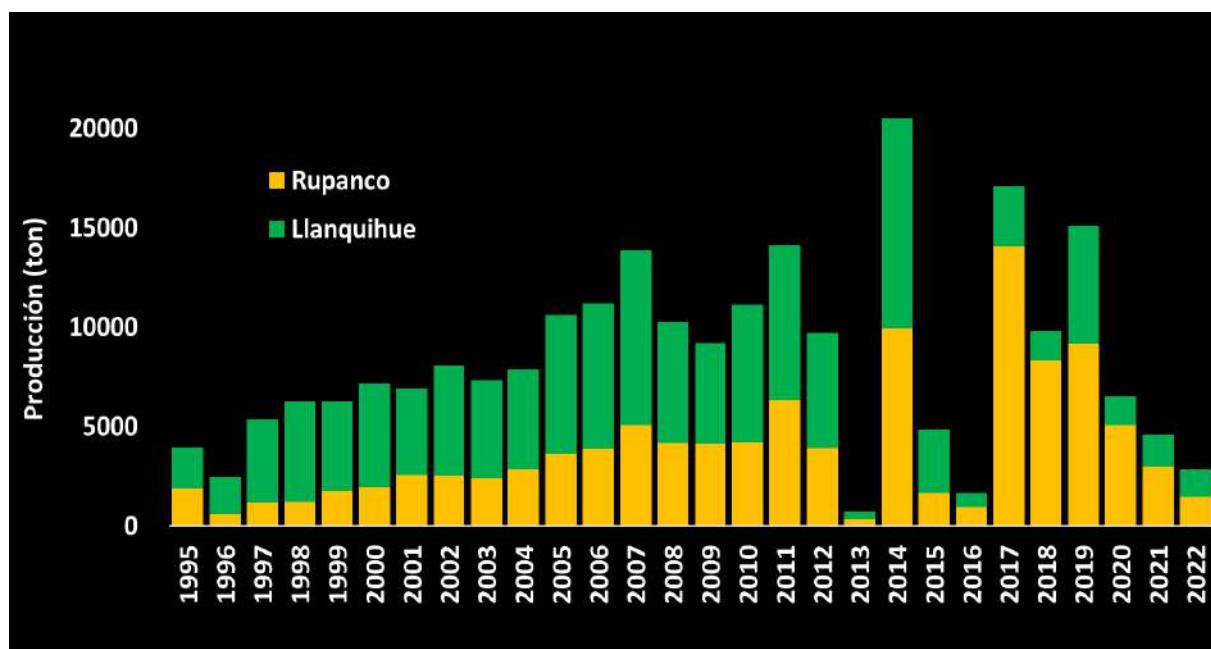


Figura 83. Producción histórica de salmonidos en balsas jaulas (en ton) en los dos principales lagos, Llanquihue y Rupanco.



4.1.17. Capacidad de carga de fósforo y nitrógeno total en los lagos Araucanos y Patagónicos

De acuerdo a las concentraciones de nitrógeno y fósforo en la columna de agua de cada lago Araucano y Patagónico en estudio, se estimó la carga actual y crítica (Figura 84). Se puede apreciar, que de acuerdo a los resultados obtenidos de la carga actual para ambos nutrientes (barras de color azul), los lagos en estudio aún presentan cierta capacidad para recibir fósforo y nitrógeno previo a modificar su estado trófico (barras de color rojo). Cabe recordar que, la carga crítica calculada para pasar a otro estado trófico (a un estado mesotrófico), se considera un valor de 250 µg/L y 10 µg/L, nitrógeno y fósforo total, respectivamente. Especial atención se debe tener con el lago Puyehue, en donde el margen para recibir fósforo y nitrógeno total (barras de color rojo) es escaso, similar a lo que tiende igualmente el lago Chapo. En cuanto a la carga crítica del nitrógeno, los lagos Ranco y Yelcho tienen una mayor capacidad de seguir recibiendo este nutriente (Figura 84).

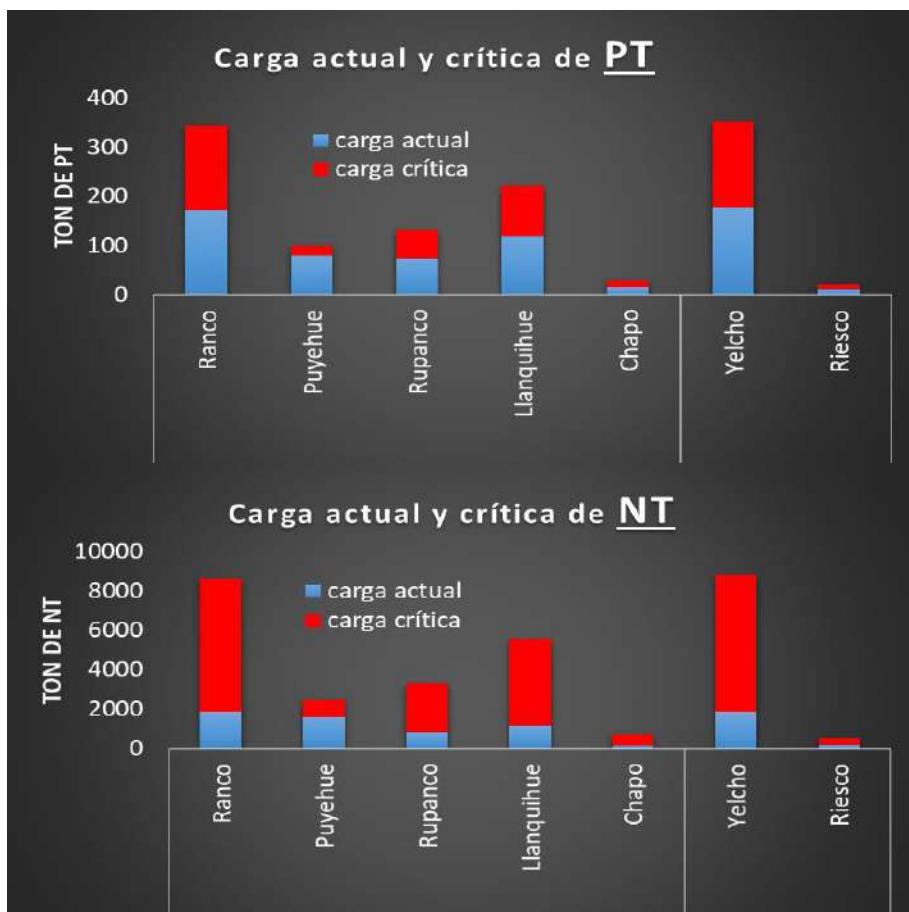


Figura 84. Carga crítica y actual calculada para el fósforo (PT) y nitrógeno (NT) en los lagos Araucanos y Patagónicos, durante el año 2022.



4.2. Objetivo específico 2

Ajustar el modelo hidrodinámico desarrollado para el lago Llanquihue.

El objetivo de modelación hidrodinámica del lago Llanquihue se ha realizado de manera paulatina y consecutiva a través de este programa de estudio. Se seleccionó y priorizó el estudio de la hidrodinámica de este lago y antecedentes complementarios, producto de la vulnerabilidad ambiental que se ha observado durante la ejecución del monitoreo asociado a este programa de estudio. A continuación, se detallan los avances en el tema.

Evaluación del modelo hidrodinámico:

4.2.1. Ciclo anual, estratificación y mezcla de la temperatura del lago Llanquihue

La estructura temporal de la temperatura superficial del lago Llanquihue (Figura 85), mostró un ciclo anual típico, con mayores temperaturas durante el verano y menores durante el invierno. Las temperaturas en la superficie máximas durante los veranos se encontraron en un rango de 17 ° a 18 °C, mientras que, para los inviernos, estas temperaturas alcanzaron entre 10 ° a 11 °C. Este comportamiento se pudo apreciar tanto en los datos satelitales, como en el modelo. La diferencia entre ambas fuentes de datos en todos los sitios fue en general menor a 1°C, mientras que los índices de correlación y Willmott se encontraron alrededor de 0,9, excepto en el punto P-4, cercano al sector de Ensenada, donde se obtuvo un valor de correlación menor ($r= 0,7$). La información del modelo respecto de la fuente satelital indicó que la temperatura del modelo tuvo una tendencia a elevar las temperaturas durante los inviernos para los años 2017 y 2018, siendo más acentuada en este último año. El modelo tendió a replicar de buena manera las temperaturas máximas durante los veranos en casi todos los puntos, excepto para los puntos P-1 y P-2 para el año 2017, en donde, se sobreestimaron en alrededor de 2 °C las temperaturas máximas.

En cuanto a los cambios estacionales del perfil vertical de temperatura (Figura 85), el modelo mostró buen ajuste con las observaciones realizadas mediante CTD, así durante la época de verano (Figura 86a) se observó la máxima estratificación con temperaturas máximas en la superficie de alrededor de 18 °C, mientras que bajo los 50 m la temperatura se muestra casi homogénea con valores de ~ 11 °C. Para el invierno (Figura 86b) se observó una mezcla total del lago con un perfil homogéneo de alrededor de 11 °C. Hacia la primavera se evidenció una mayor estratificación hasta aproximadamente los 50 m de profundidad, con temperaturas máximas en superficie de alrededor de 14 °C (Figura 85c).

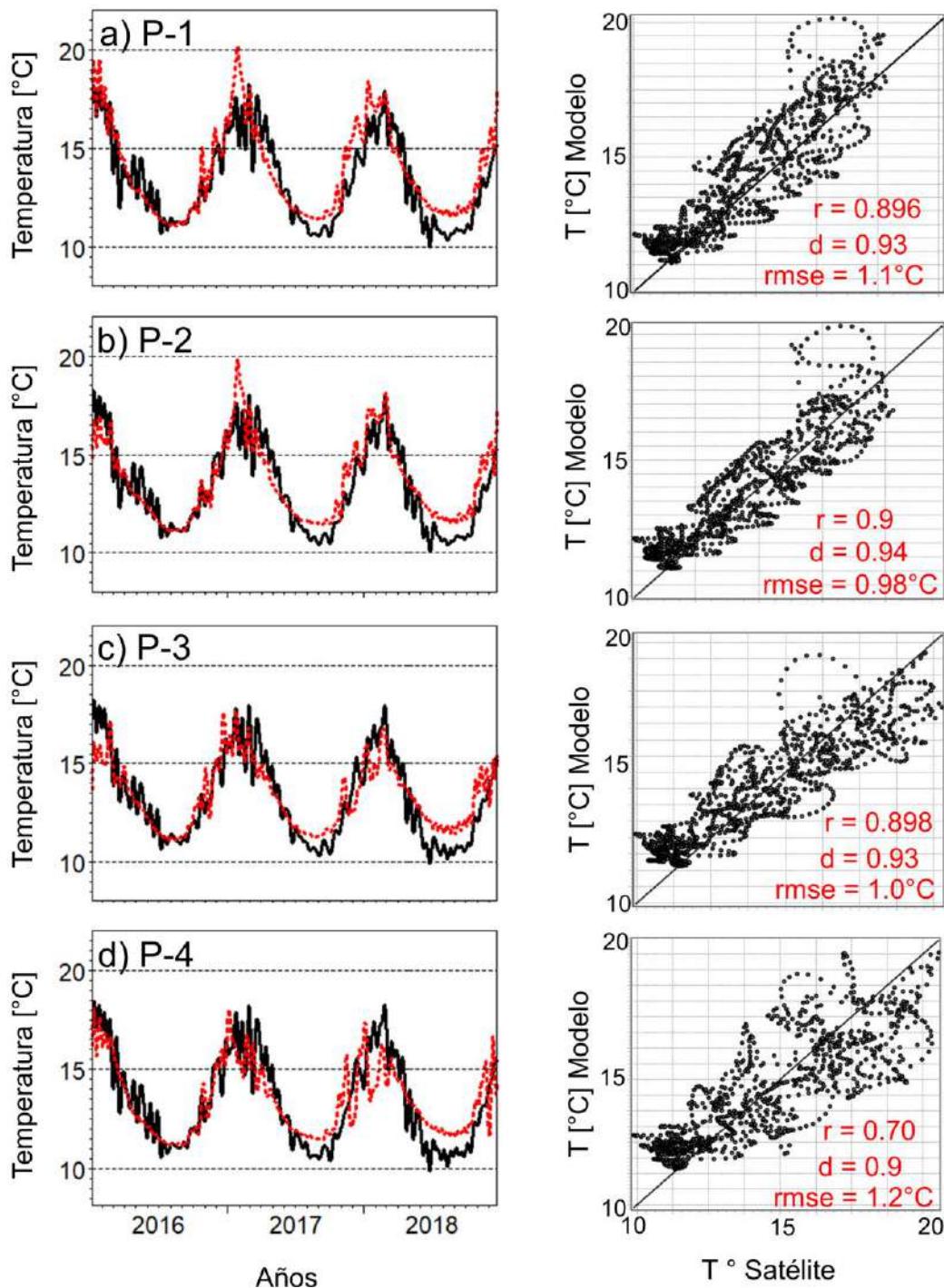


Figura 85. Series de tiempo de temperatura superficial para 4 puntos (P-1, P-2, P-3 y P-4) en el lago Llanquihue, proveniente del satélite (negro) y el modelo (rojo), junto a diagramas de dispersión para cada punto con información de índices estadísticos para evaluar el modelo.

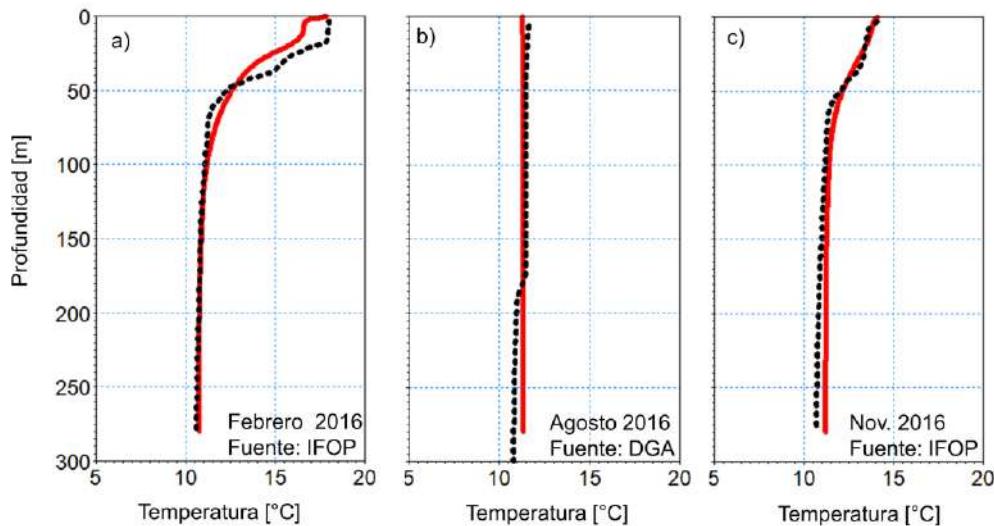


Figura 86. Perfiles de temperatura observado (CTD) (negro) y modelado (rojo), para los meses de a) febrero, b) agosto y c) noviembre.

4.2.2. Temperatura del aire y viento en el lago Llanquihue

La temperatura del aire en las estaciones meteorológicas (Figura 87a, b), en ambos sitios (Octay y Quilanto), mostró un claro ciclo anual, con temperaturas máximas durante el verano (febrero) en torno a 16 °C y mínimas en el invierno (julio) de alrededor de 7 °C. El modelo WRF replicó de manera correcta este ciclo, sin embargo, tendió a subestimar las temperaturas durante los veranos en alrededor de 3 °C, en cambio durante los inviernos se encontraron mejor acoplados, en cualquier caso, la correlación estimada fue relativamente alta ($r= 0,98$), mientras que el RMSE fue inferior a 1,8 °C (Figura 87c,d).

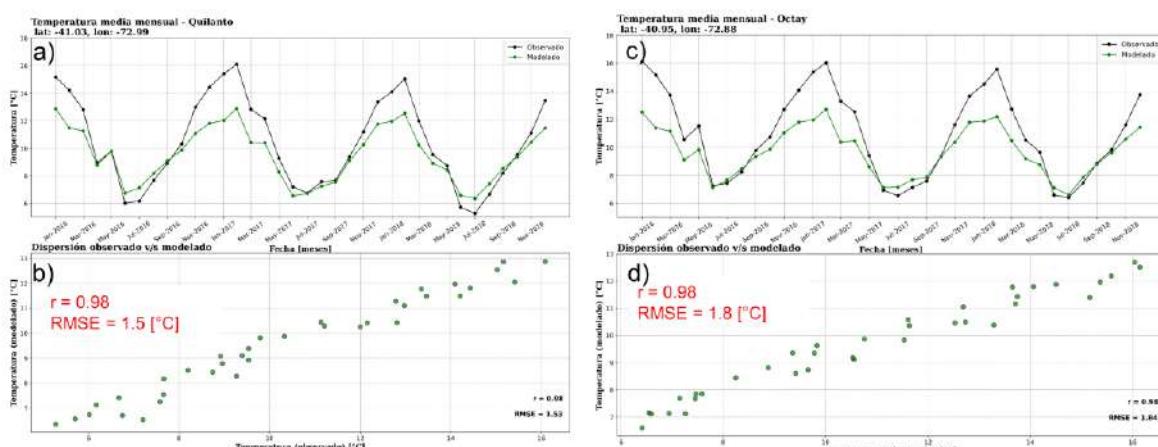


Figura 87. Series mensuales de temperatura del aire para el periodo 2016-2018 en el sector de a) Quilanto y c) Puerto Octay, con valores observados (negro) y modelado por WRF (verde), junto a los respectivos (a, b) diagramas de dispersión e índices estadísticos.

Para el viento, como se indicó en la metodología, no se evaluó la dirección por un posible error al promediar este tipo de variable. Los valores medios mensuales de velocidad del viento indicaron, en general que, durante otoño se registraron los menores valores de magnitud, mientras que para el invierno los máximos. El modelo mostró un mejor ajuste en el sector de Quilanto ($r=0,89$, RMSE=0,4 m s $^{-1}$), respecto de Octay ($r= 0,69$, RMSE= 0,5 m s $^{-1}$),

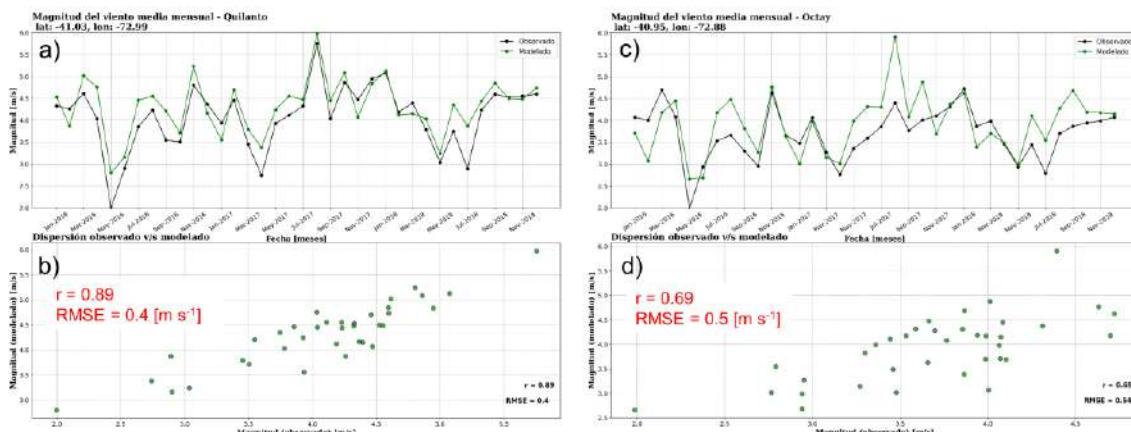


Figura 88. Series mensuales de magnitud del viento para el periodo 2016-2018 en el sector de a) Quilanto y c) Puerto Octay, con valores observados (negro) y modelado por WRF (verde), junto a los respectivos (a, b) diagramas de dispersión e índices estadísticos.

4.2.3. Implementación de salidas de modelo hidrodinámico en la plataforma CHONOS

Las salidas obtenidas mediante el modelo hidrodinámico (MIKE 3 FM) contemplaron un post procesamiento para los campos de temperatura del agua y velocidad de corriente, obteniendo como resultado datos con períodos horarios y mensuales (promedios mensuales). Dicho procesamiento fue publicado en el portal web www.ifop.cl/chonos, el cual comprende un sistema de información oceanográfica mediante múltiples herramientas. Para acceder a su visualización se debe ingresar, específicamente a la herramienta “ATLAS”, cuya finalidad es el alojamiento de las salidas de modelación hidrodinámica.

La herramienta ATLAS (Figura 93) permite la visualización de datos a través de perfiles verticales, series de tiempo, y campos 2D o 3D, según corresponda, además de la descarga de figuras y la data. Para extraer perfiles o series de tiempo, se debe ubicar primero el intervalo de tiempo requerido (barra superior horizontal) y luego el puntero sobre las coordenadas de interés. Para el acceso directo a los datos del lago Llanquihue redirigirse a <http://chonos.ifop.cl/atlas3/index> y hacer click en el mapa, sobre el lago Llanquihue, o bien sobre el hipervínculo “Llanquihue”. Para mayores detalles con respecto al uso de esta herramienta, se puede visitar el enlace <http://chonos.ifop.cl/wiki/atlas-simulaciones-historicas/guia-de-uso/>, el cual comprende detalladamente un manual de uso de ATLAS.

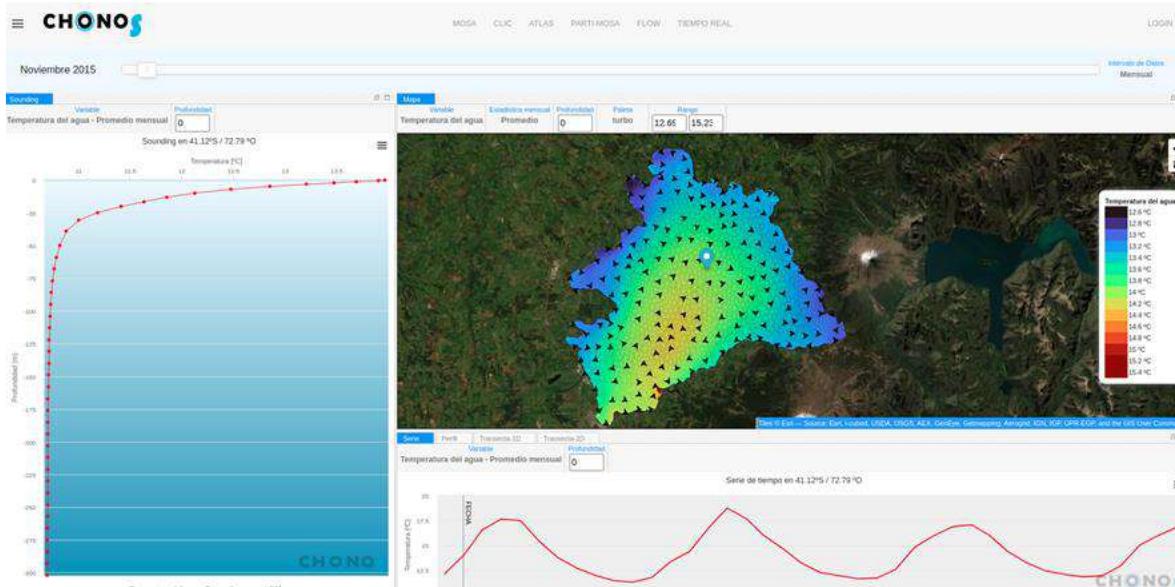


Figura 89. Datos horarios de velocidad de corriente para lago Llanquihue obtenidos mediante modelo hidrodinámico. En el panel izquierdo se presenta un perfil vertical, en el panel derecho superior se presenta el campo de velocidad y en el inferior la serie de tiempo asociada al mismo punto del perfil.

4.2.4. Patrones de circulación en el lago Llanquihue

De acuerdo a las simulaciones del modelo, la circulación en el lago Llanquihue (Figura 90) presentó diferencias a lo largo de las estaciones del año en los distintos estratos de profundidad, en verano (Figura 91a), la circulación media entre 0-25 m, mostró como aspecto más relevante un remolino de gran envergadura que rota de forma ciclónica y que cubre la mayor parte de la zona más profunda del lago, este remolino durante el verano presentó velocidades relativamente altas ($\sim 6 \text{ cm s}^{-1}$) respecto de las otras estaciones del año, mientras que en bahías, la velocidad fue en general menor y con formación de remolinos de menor tamaño. En la zona más profunda del lago (100-300 m) (Figura 91b), la velocidad fue alrededor de 10 veces menor ($< 0.5 \text{ cm s}^{-1}$) y la estructura de remolinos difirió de los visualizados en superficie, por lo cual, aparecen como sistemas desacoplados.

Durante el otoño, la circulación superficial (Figura 91c) mantuvo una estructura similar a la observada en verano, con un gran remolino al centro del lago, pero de menor magnitud (3 a 4 cm s^{-1}). En los estratos profundos (Figura 91d), la velocidad disminuyó ostensiblemente, sin embargo, a diferencia del verano, la estructura del remolino se mantiene respecto de la superficie. En invierno, el patrón de circulación superficial (Figura 91e) presentó un cambio respecto del verano y el otoño, no evidenciándose la aparición del remolino, a su vez, entre 100 y 300 m (Figura 91f) las corrientes fueron más intensas que el otoño e invierno, dando cuenta de mayor energía en estos estratos en esa época del año. Finalmente, en primavera el patrón superficial de corrientes (Figura 91g) retoma en parte la estructura de verano y otoño, con un leve aumento de las magnitudes, mientras que en profundidad (Figura 91h), las corrientes parecen desacopladas de la superficie.

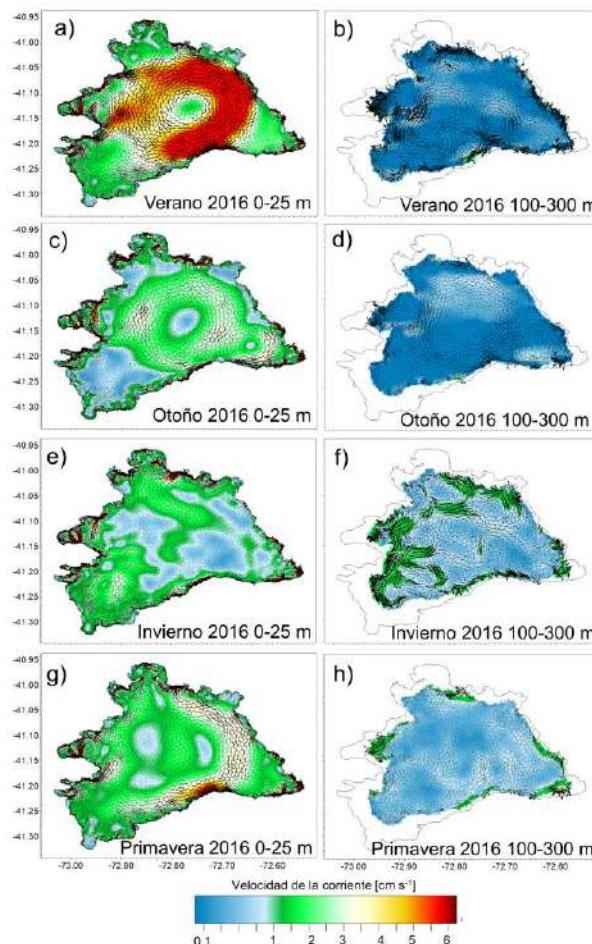


Figura 90. Patrones de circulación en el lago Llanquihue entre los estratos (a,c,e,g) superficiales (0-25m) y (b,d,f,h) profundos (100-300m) para: a) verano, c) otoño, e) invierno y d) primavera del año 2016.

4.2.5. Implementación de un modelo biofísico de dispersión de partículas

Actualmente se implementó un modelo biofísico de dispersión de partículas (individual based model) que parametrizó las principales características biológicas de un organismo en respuesta a las condiciones ambientales que las partículas encontraron en sus trayectorias de deriva dadas por la advección y difusión del modelo hidrodinámico.

Para el caso presente del lago Llanquihue se implementó un modelo biofísico de bacterias fecales, pues en este lago confluyen intereses turístico-recreacionales (playas y balnearios de baño), productivos (acuicultura, ganadería, agroindustria), con presión antrópica por crecimiento urbano y es el segundo lago más grande de Chile.



Según el censo 2017 la población del lago Llanquihue sumó un total de 89596 habitantes (sin contar la población flotante asociada al turismo) y con una previsión de crecimiento de la población de hasta casi el 10% (biblioteca del Congreso Nacional de Chile) distribuidos en 4 comunas: Puerto Varas, Puerto Octay, Frutillar y Llanquihue. Con 6 núcleos urbanos alrededor del lago: las cabezas de comuna anteriormente mencionadas más Ensenada y Las Cascadas, sumado a núcleos rurales y dispersos.

Una parte del área urbana, tiene un sistema de saneamiento ambiental para los desechos líquidos de esta cuenca, son conducidos a través del sistema de alcantarillado y saneamiento ambiental a la planta de tratamiento de agua servidas. Las ciudades de Puerto Varas (PV), Llanquihue (LLA) y Frutillar (FRU), conducen sus aguas a un sistema de tratamiento de aguas servidas, con tratamiento secundario (proceso de decantación, degradación bacteriológica y desinfección con UV). Estas aguas luego son descargadas a tributarios del río Maullín. Puerto Octay, en cambio, cuenta solo con sistema de recolección y tratamiento primario, luego estas aguas son descargadas al lago, fuera de la boca de la bahía de Puerto Octay alrededor de 100 metros de profundidad.

Cuando se rebalsa el sistema de recolección de aguas servidas con aguas lluvia durante las tormentas, con los regímenes de lluvias torrencial o periodos de tormenta, se descargan aguas mixtas al lago, a través, de los “aliviaderos de tormenta”, con ello se espera la presencia de las bacterias fecales (y materia fecal asociada), en el agua del lago.

Por otro lado, la fracción de usuarios que no está conectada a la red de saneamiento ambiental urbano, utilizan para eliminar sus desechos líquidos domiciliarios, ya sea fosas sépticas u otros sistemas de contención y retiro. En otros casos, se estima que posiblemente aún se mantienen pozos negros y conexiones directas al lago o tributarios de su cuenca. Respecto al balance de nutrientes del lago Llanquihue, se puede ver en detalle en el objetivo 1.

Se debe tener en consideración que, si en los sistemas lacustres los materiales fecales se encuentran en niveles por encima de lo indicado por la normativa (aguas baño 1000 coliformes / 100 ml, NCh1333, 1987 - aguas potables 5 CFU / 100 ml, NCh409, 2005), supone un problema para la salud pública.

Si bien, en el mejor de los casos (núcleos urbanos) se realiza tratamiento de aguas servidas (que reduce, pero no erradica la concentración de bacterias fecales). Considerando las descargas de aguas servidas que por una u otra vía llegan al lago asociado a las actividades antrópicas en su cuenca, es que se modeló la dispersión de bacterias fecales en el lago Llanquihue. Este modelo contempló 2 tipos de bacterias: *Escherichia coli* (responsable de contaminación y riesgo para la salud) y *Enterococcus spp* (buen trazador de contaminación fecal, Boehm & Sassebvre 2014). El modelo biofísico contempló el balance de crecimiento y mortalidad de ambas bacterias en función de la temperatura, salinidad y radiación en la columna de agua (DHI 2017) a lo largo de las trayectorias de deriva de las partículas. Las partículas ingresaron al modelo desde cada uno de los 6 núcleos urbanos (Figura 91), a una tasa de 1 partícula / hora durante los años 2016, 2017 y 2018 con una concentración de 100.000 y 700.000 CFU (colony forming units) para *Escherichia coli* y *Enterococcus spp*, respectivamente (concentraciones promedio para aguas sin tratar según Korzeniewska et al. 2013 y Leclercq et al. 2013), y se eliminaron de la simulación cuando la concentración cayó por debajo de 125 y 100 CF / 100 ml



para *Escherichia coli* y *Enterococcus spp*, respectivamente (EPA 1986, Boehm & Sassoubre 2014). Estos umbrales de concentración iniciales y finales se eligieron bajo un marco de riesgo máximo (aguas no tratadas) y estándares de salud internacionales (máximo permitido en aguas de baño de EEUU y UE).

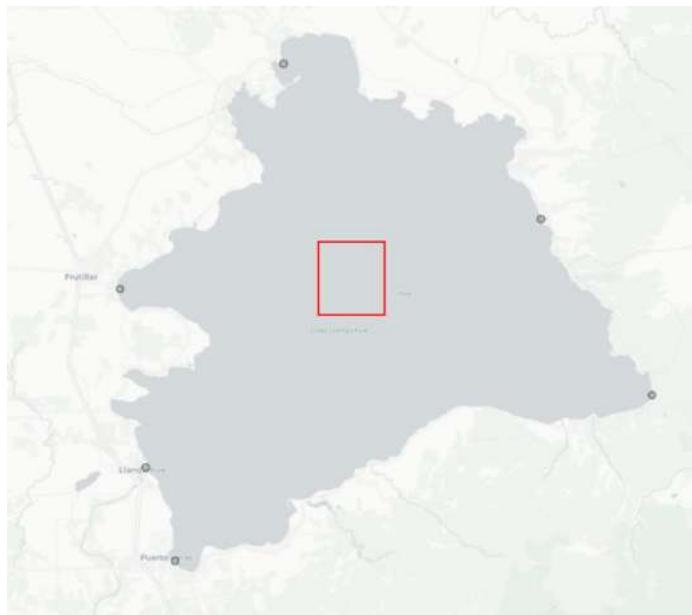


Figura 91. Puntos en gris demarcan las áreas desde las cuales se realizaron las simulaciones de descargas de aguas servidas.

Se realizaron 3 dispersiones de bacterias para cada uno de los años 2016, 2017 y 2018, no observándose diferencias significativas en la variabilidad interanual. Valgan de ejemplo las Figuras (Figura 92, Figura 93, Figura 94, Figura 95, Figura 96, Figura 97, Figura 98, Figura 99, Figura 100, Figura 101, Figura 102, Figura 103) de dispersión de *Enterococcus spp* y *Escherichia coli* para el año 2016, y cada uno de los 6 principales núcleos poblacionales del lago Llanquihue como fuentes dispersoras de bacterias fecales. Las mayores concentraciones se dieron en las inmediaciones de la fuente dispersora, disminuyendo dichas concentraciones a medida que las partículas se distribuyeron a otros sectores más alejados. Dado que el promedio anual de la circulación presentó un giro ciclónico, en general, las conectividades más fuertes se dieron en sectores ubicados hacia el sentido horario de cada núcleo poblacional desde donde se inició cada dispersión (por ejemplo, Puerto Varas conecta más fuertemente con Llanquihue hacia el norte). Respecto de los 2 tipos de bacterias, en general, *Escherichia coli* presentó una menor extensión en su dispersión respecto a *Enterococcus spp*, debido a su mayor y más rápida mortalidad. Estos y otros modelos de dispersión de partículas quedaron disponibles para la libre consulta en CLIC (<https://chonos.ifop.cl/clic/>), herramienta del portal web oceanográfico del IFOP que permite consultas específicas de conectividad para distintos tipos de partículas de interés en el sur de Chile.

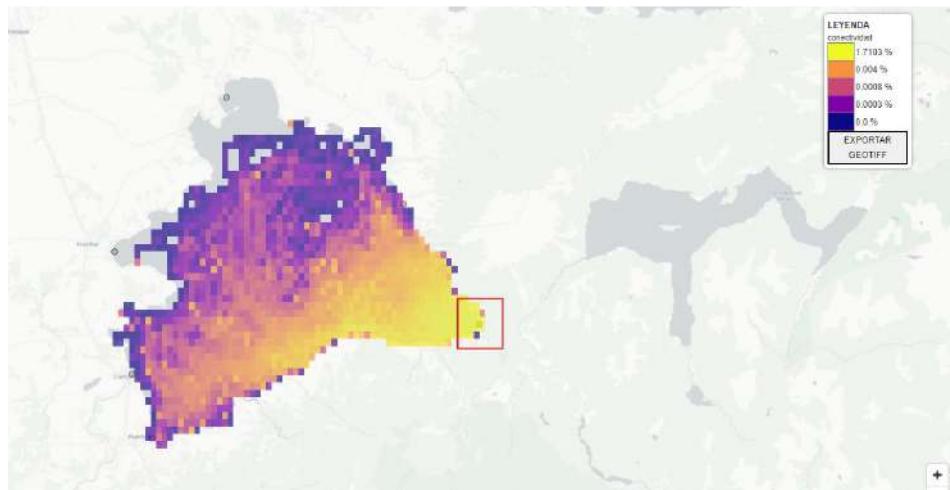


Figura 92. Simulación de dispersión de *Enterococcus spp* desde la bahía de Ensenada, año 2016.

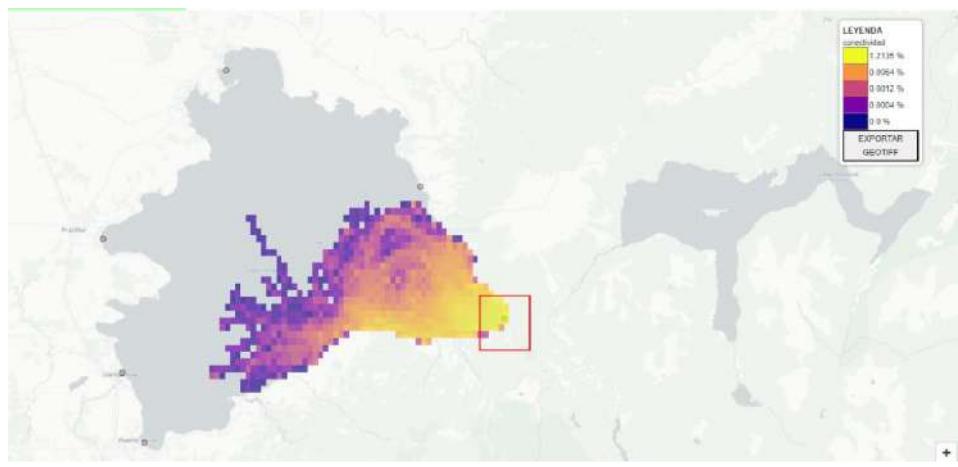


Figura 93. Simulación de dispersión de *Escherichia coli* desde la bahía de Ensenada, año 2016.

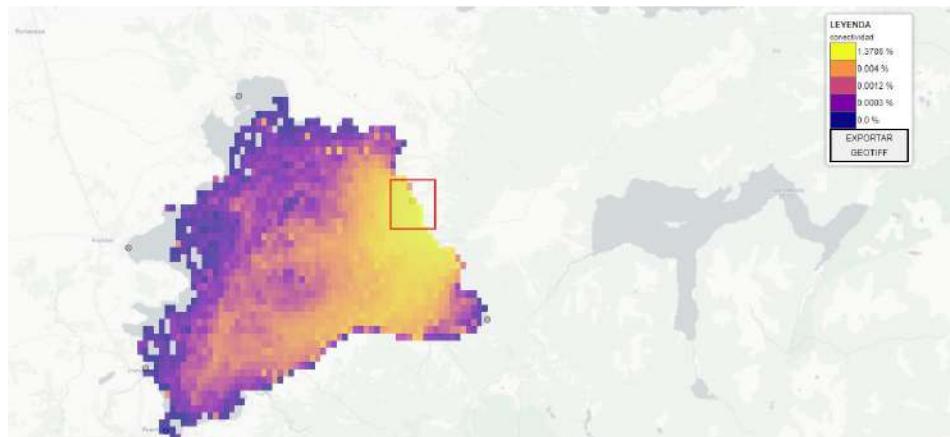


Figura 94. Simulación de dispersión de *Enterococcus spp* desde la bahía de Cascadas, año 2016.

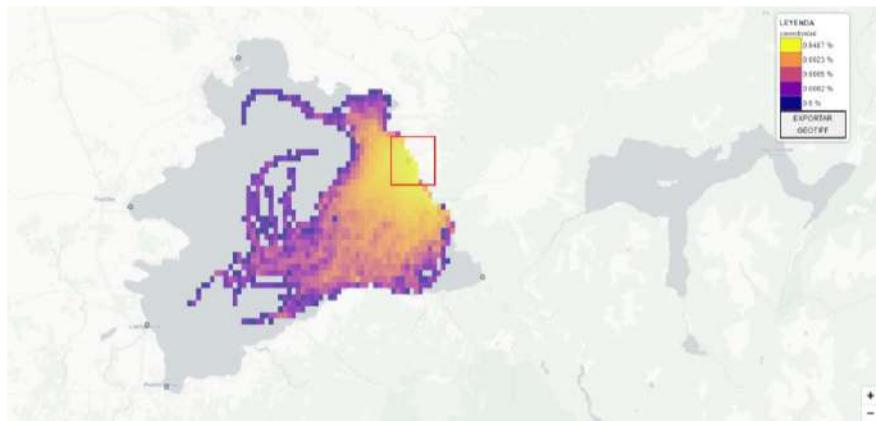


Figura 95. Simulación de dispersión de *Escherichia coli* desde la bahía de Cascadas, año 2016.

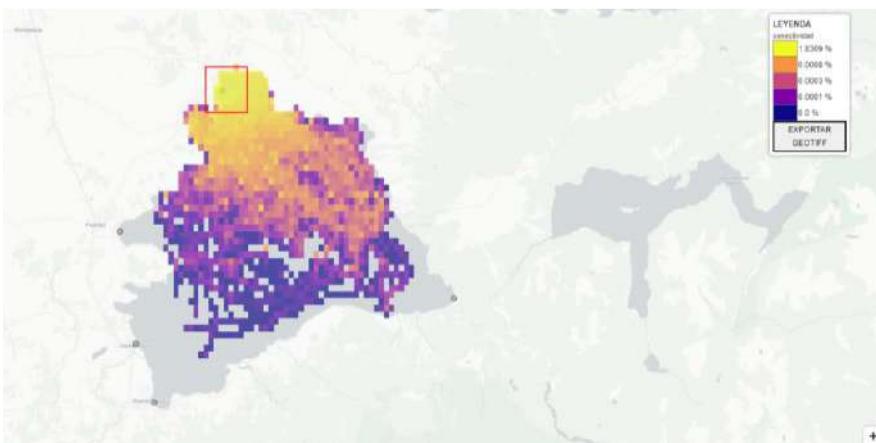


Figura 96. Simulación de dispersión de *Enterococcus spp* desde la bahía de Puerto Octay, año 2016.

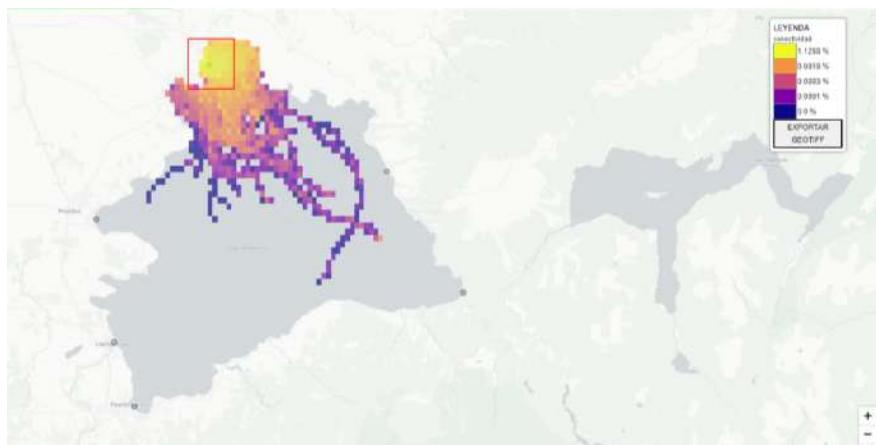


Figura 97. Simulación de dispersión de *Escherichia coli* desde la bahía de Puerto Octay, año 2016.

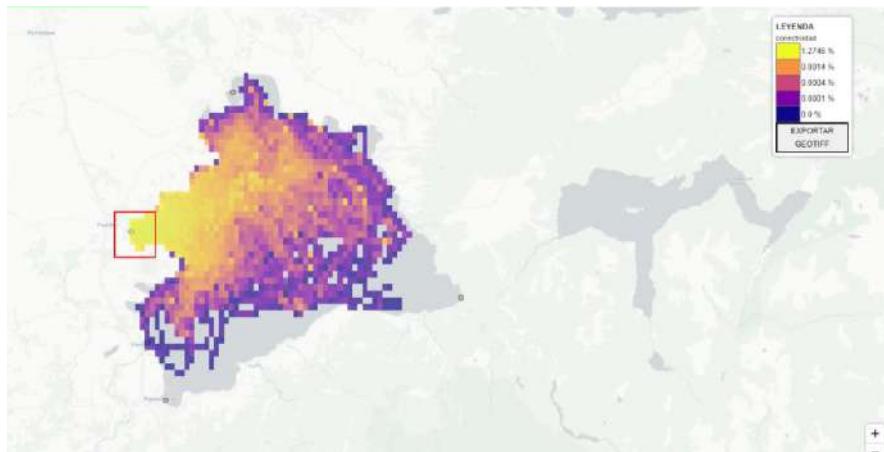


Figura 98. Simulación de dispersión de *Enterococcus spp* desde la bahía de Frutillar, año 2016.

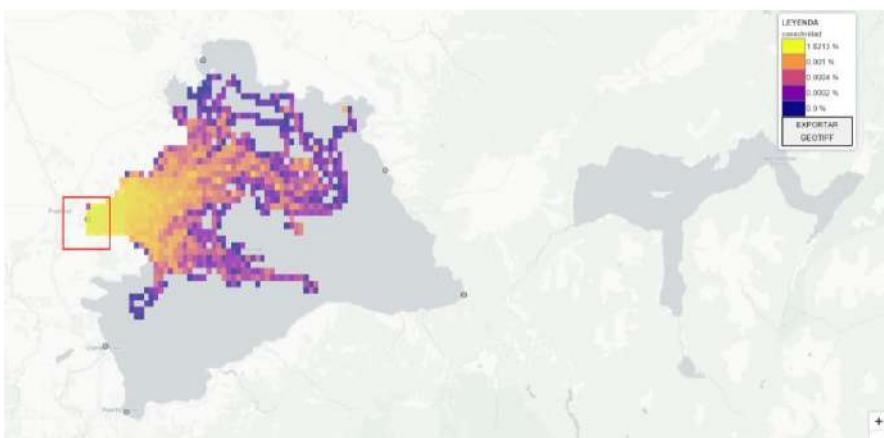


Figura 99. Simulación de dispersión de *Escherichia coli* desde la bahía de Frutillar, año 2016.

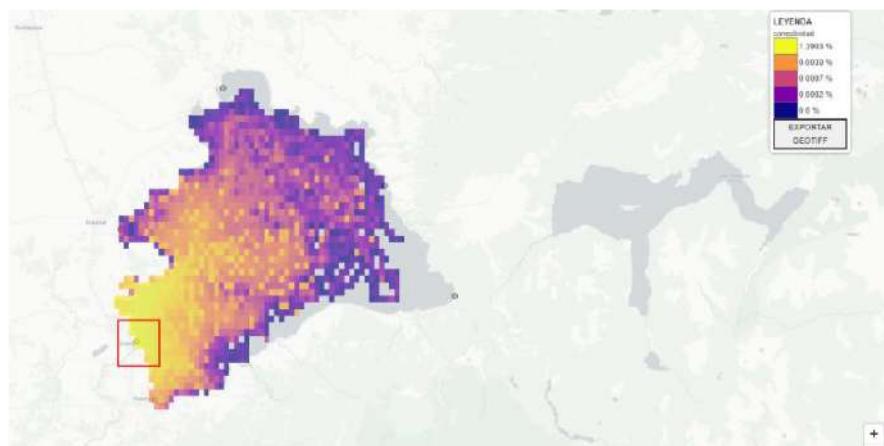


Figura 100. Simulación de dispersión de *Enterococcus spp* desde la bahía de Llanquihue, año 2016.

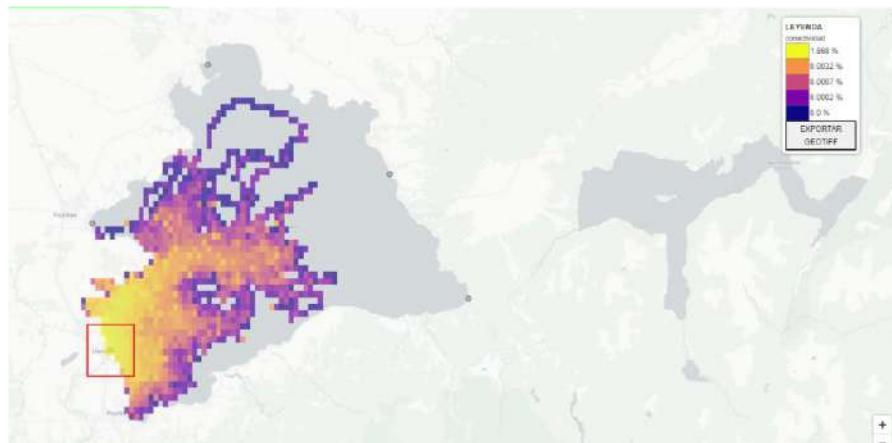


Figura 101. Simulación de dispersión de *Escherichia coli* desde la bahía de Llanquihue, año 2016.

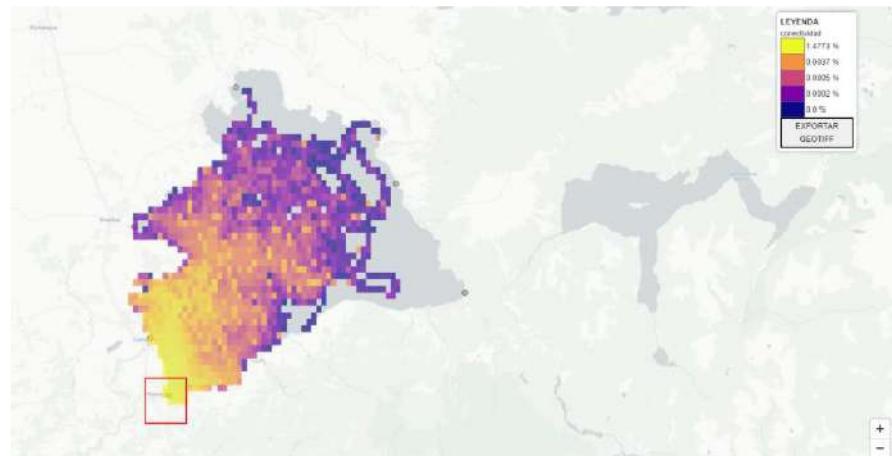


Figura 102. Simulación de dispersión de *Enterococcus spp* desde la bahía de Puerto Varas, año 2016.

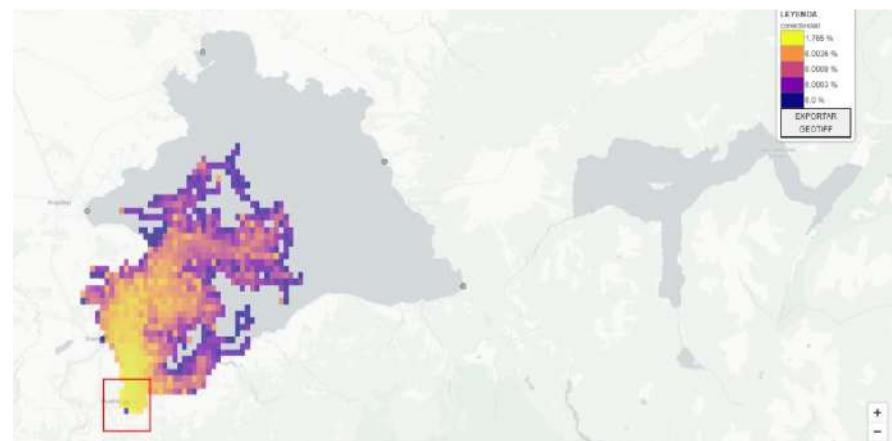


Figura 103. Simulación de dispersión de *Escherichia coli* desde la bahía de Puerto Varas, año 2016.



4.3. Objetivo específico 3

Proponer un modelo conceptual identificando los servicios ecosistémicos de una cuenca lacustre con actividades de acuicultura.

4.3.1. Delimitación, usos y servicios ecosistémicos entregados por la cuenca del lago Puyehue

La cuenca del lago Puyehue se caracteriza por presentar múltiples usos y servicios ecosistémicos caracterizados principalmente por los servicios culturales y de provisión.

a) Servicios ecosistémicos de provisión

Dentro de los SE de provisión que entrega la cuenca se encuentra el agua, siendo parte importante los derechos de agua solicitados en la cuenca del lago Puyehue, que alcanzan las 248 con 75 titulares y en total solicitado son de 116597 L s^{-1} , siendo las tres más importantes: Forestal Comaco S.A. (8591 L s^{-1}), Sonia Elena Vergara Giovannini con 8918 L s^{-1} , y Empresa Eléctrica Lican S.A. con 14250 L s^{-1} (Figura 104).

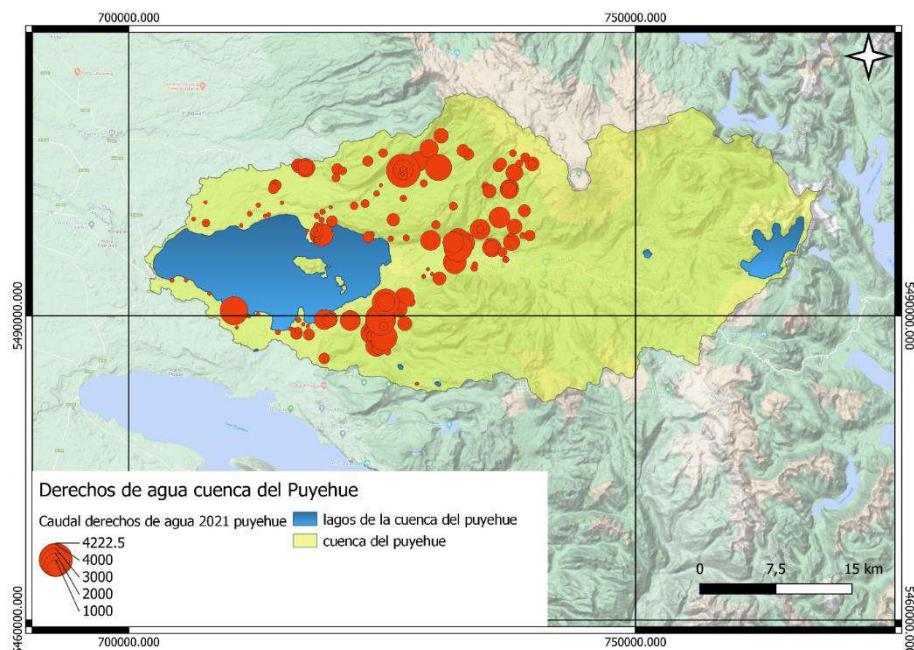


Figura 104. Cuenca del Puyehue y derechos de agua (DGA). Fuente, https://dga.mop.gob.cl/productosyservicios/derechos_historicos/Paginas/default.aspx (2020).

En cuanto a la producción de alimentos, las concesiones de acuicultura ubicadas en la cuenca del lago Puyehue alcanzaron un total de dos, mientras que las pisciculturas fueron 20 (Figura 105). Se hace notar que los titulares y el código de centro indicaron 7 centros con concesiones duplicadas.

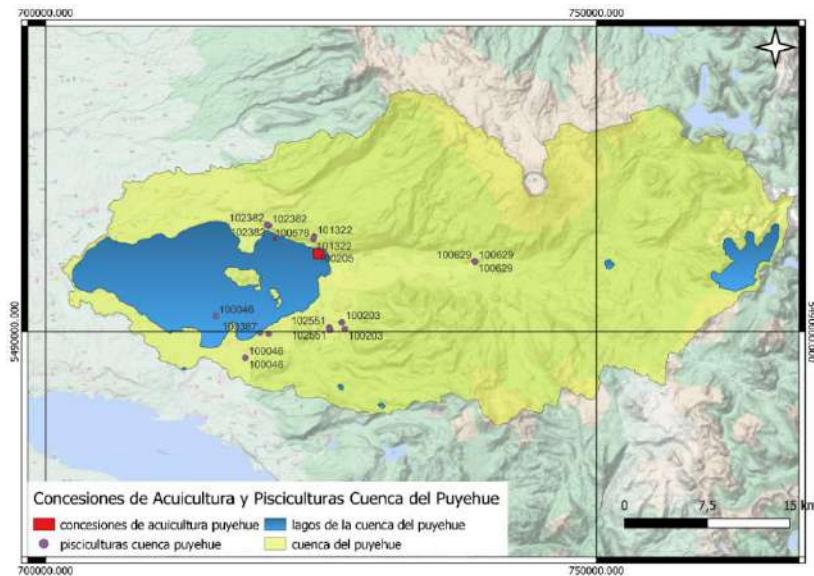


Figura 105. Concesiones de acuicultura y pisciculturas (SUBPESCA) por número de centro en la cuenca del lago Puyehue (elaboración propia). Los nombres que aparecen son los oficiales de la concesión.

La generación de energía por hidroeléctricas se torna importante en la cuenca del Puyehue, donde encontramos tres centrales, una de ellas dentro de la cuenca (Chanleufu) y dos en el efluente río Pilmaiquén (Pilmaiquén y Rucatayo) (Figura 106).

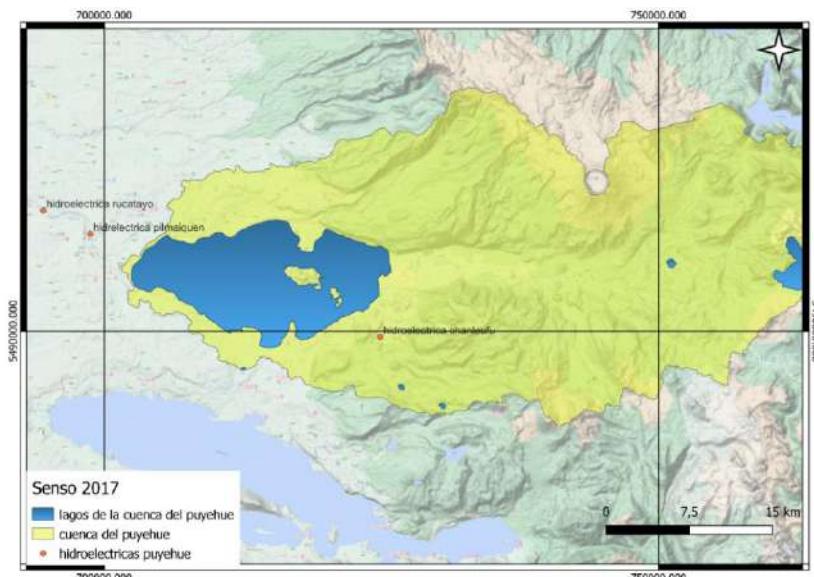


Figura 106. Centrales hidroeléctricas en la cuenca del lago Puyehue. Si bien 2 de ellas se encuentran fuera de la cuenca, éstas se ven influenciadas debido a que su ubicación en el río Pilmaiquén, efluente del Puyehue.

La zona de la cuenca del Puyehue se caracterizó por ser productora de carne y leche, además de hortalizas y productos agrícolas. De acuerdo a esto, se crean los mapas conceptuales de elaboración propia, basados en datos del Ministerio de Agricultura 2022 que se muestran a continuación (Figura 107 a la Figura 112).

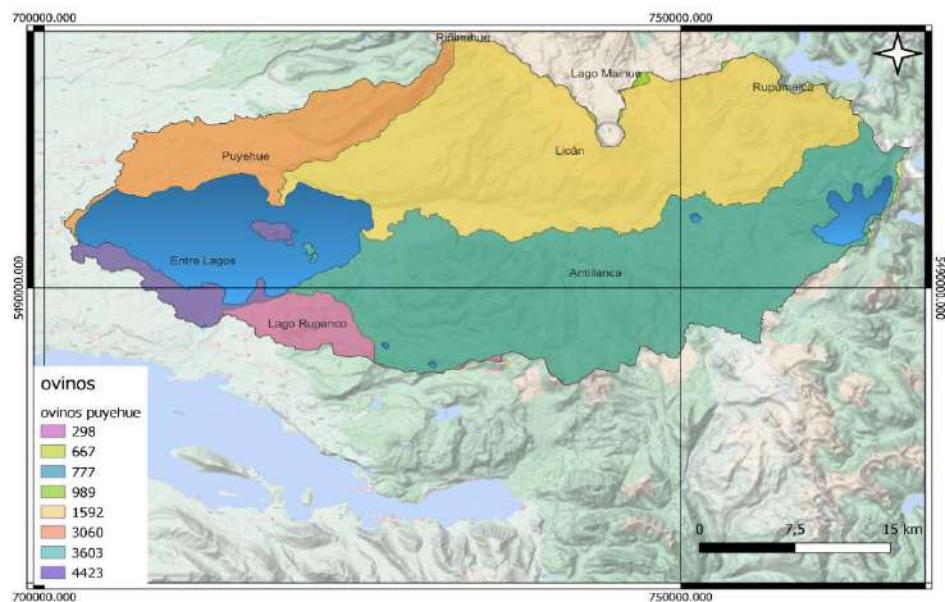


Figura 107. Número de cabezas de ovinos en la cuenca del Puyehue va entre las 298 en la localidad de lago Rupanco, a las 4423 en Entre Lagos.

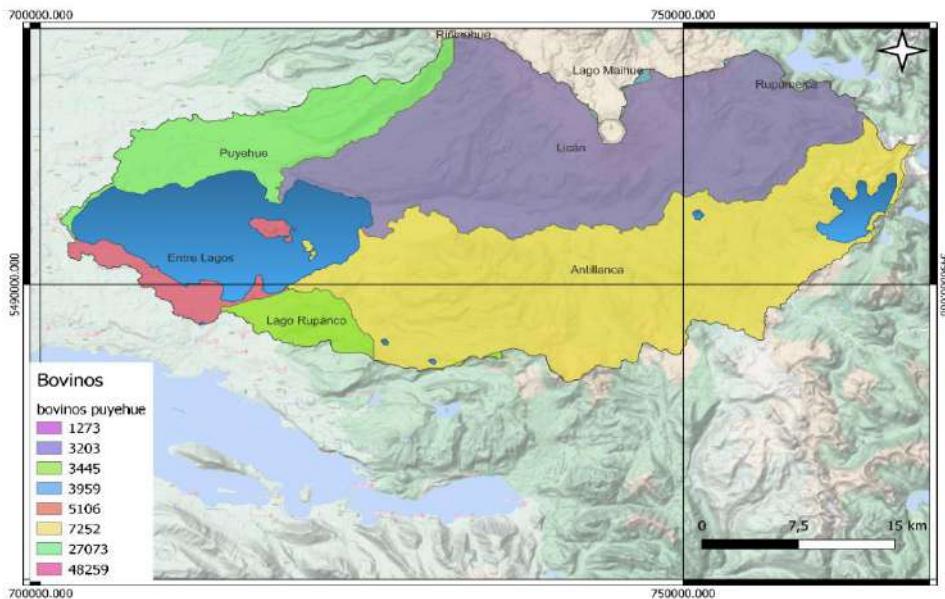


Figura 108. Número de cabezas de bovinos en la cuenca del Rupanco que varían entre las 1273 y las 48259.

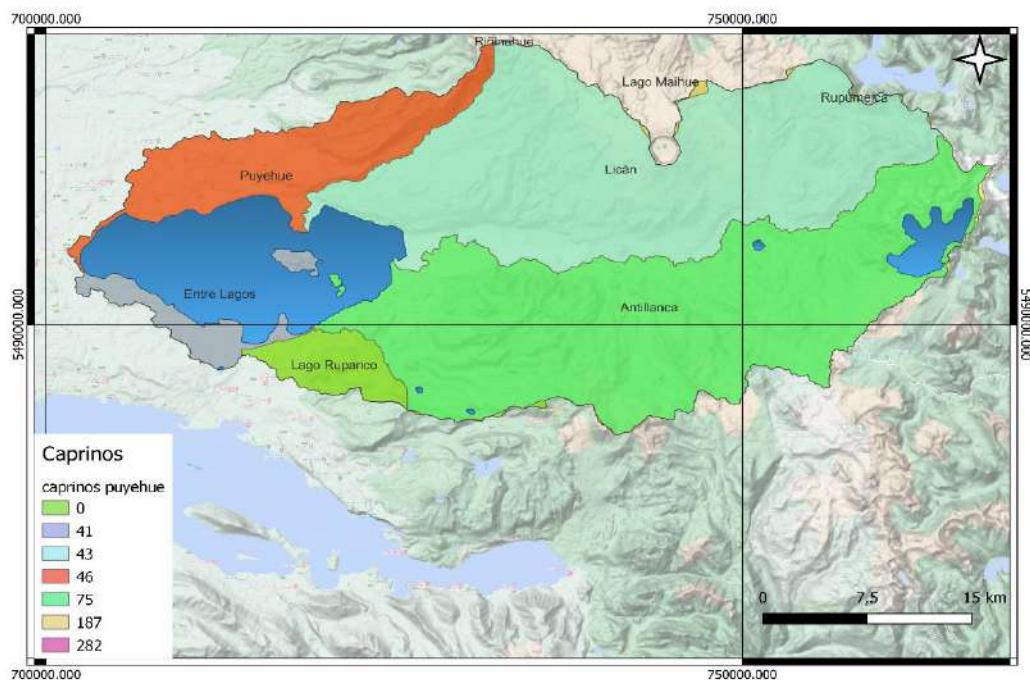


Figura 109. Ganado caprino en la cuenca del Puyehue.

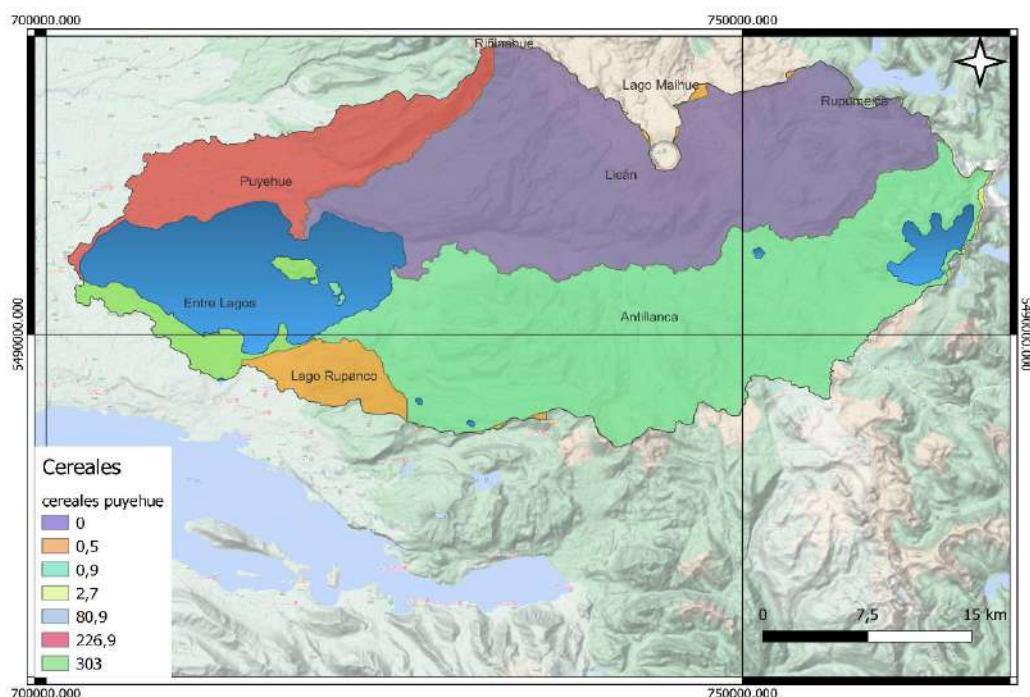


Figura 110. Producción de cereales en la cuenca del Puyehue (ha).

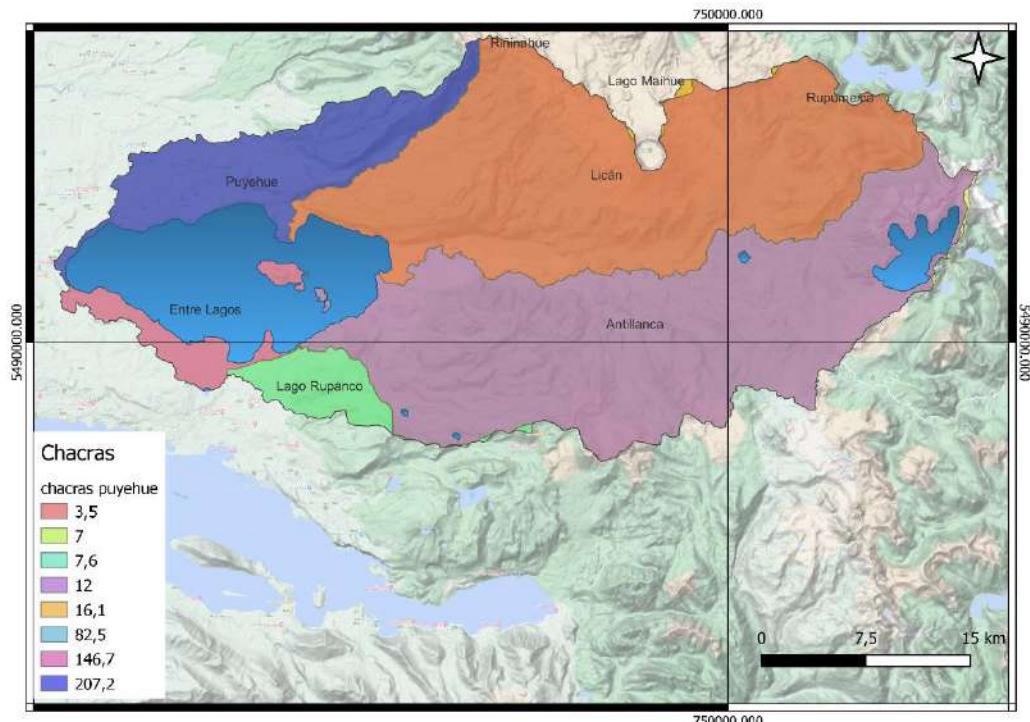


Figura 111. Superficie (ha) de chacras en la cuenca del Puyehue.

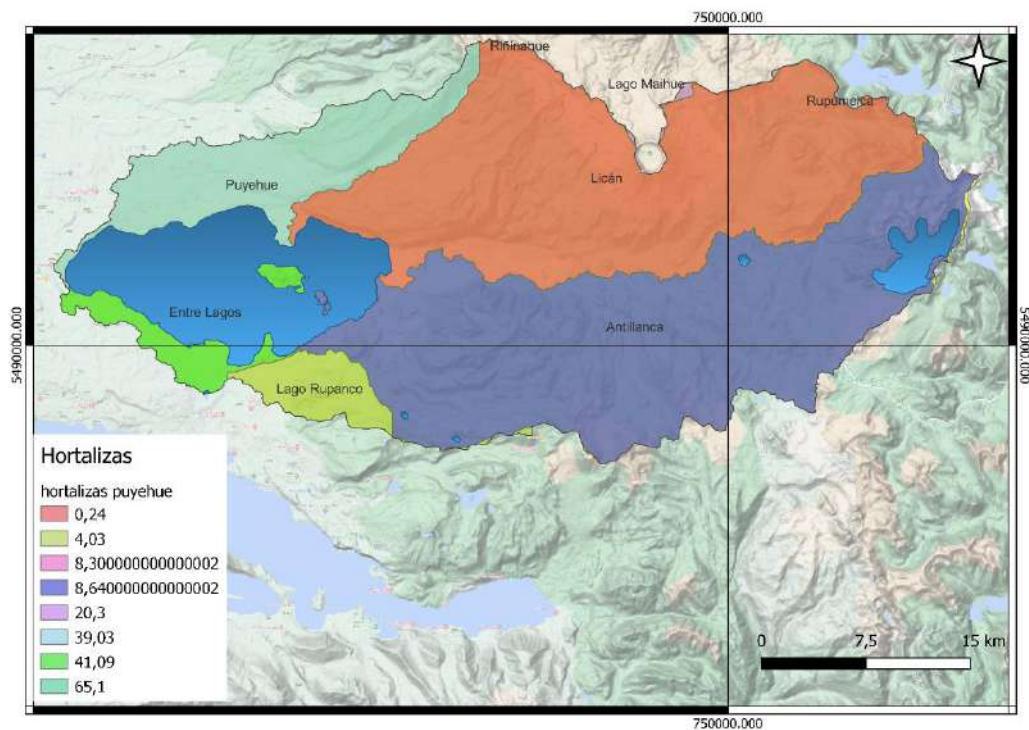


Figura 112. Superficie (ha) de hortalizas sembradas en la cuenca del Puyehue.

b) Servicios ecosistémicos de regulación

La DGA cuenta con 13 estaciones vigentes de calidad de agua que ayudan miden variables que determinan el estado del lago y que se encontraron en la cuenca, mientras que solo hay 2 estaciones meteorológicas, Anticura y Futacuhuin, y una estación de monitoreo de lagos y embalses (Figura 113) (www.dga.cl).

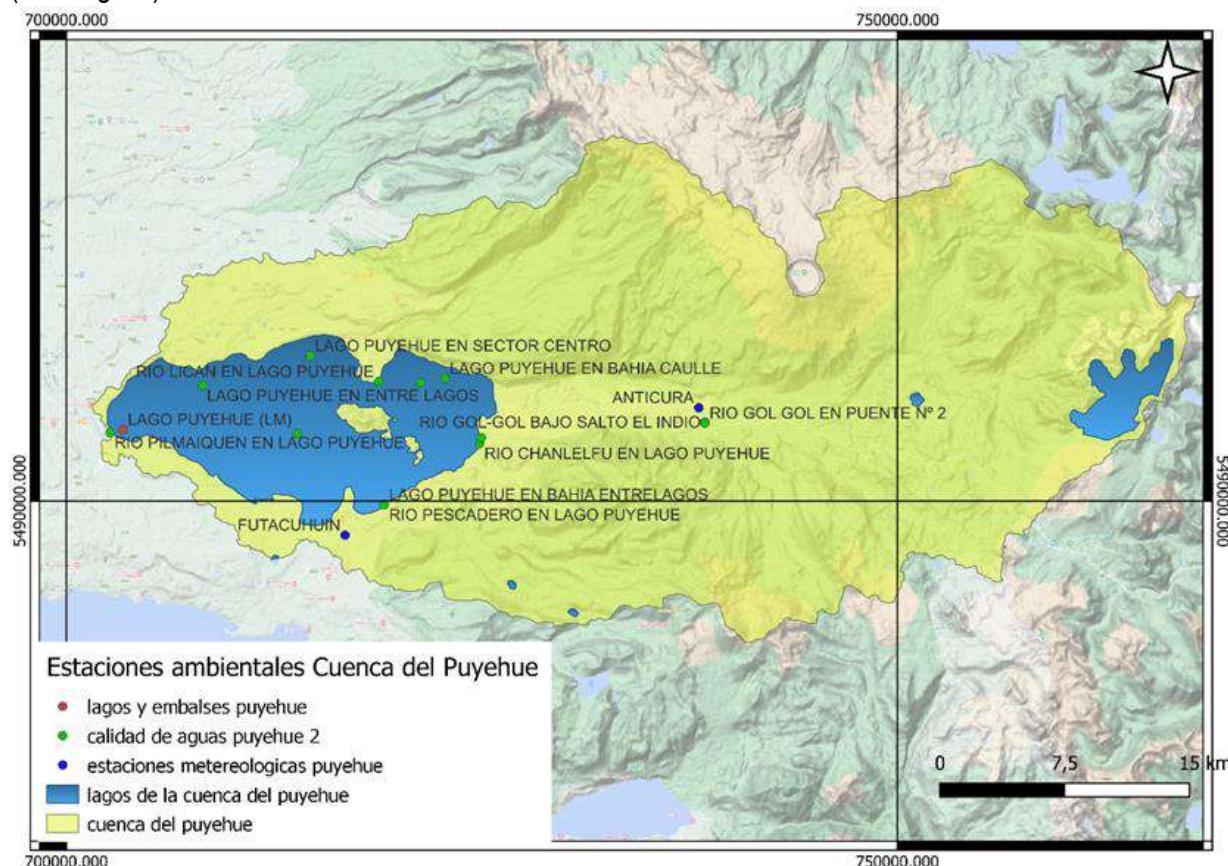


Figura 113. Estaciones de calidad de agua, de la DGA y estación meteorológica de la cuenca del Puyehue (www.dga.cl, 2021).

Los emisarios declarados que debieran aportar RILes a la cuenca y que fueron recopilados en este informe fueron 2 en puntos rojos (Figura 114), mientras que las Unidades Fiscalizables fueron 25.

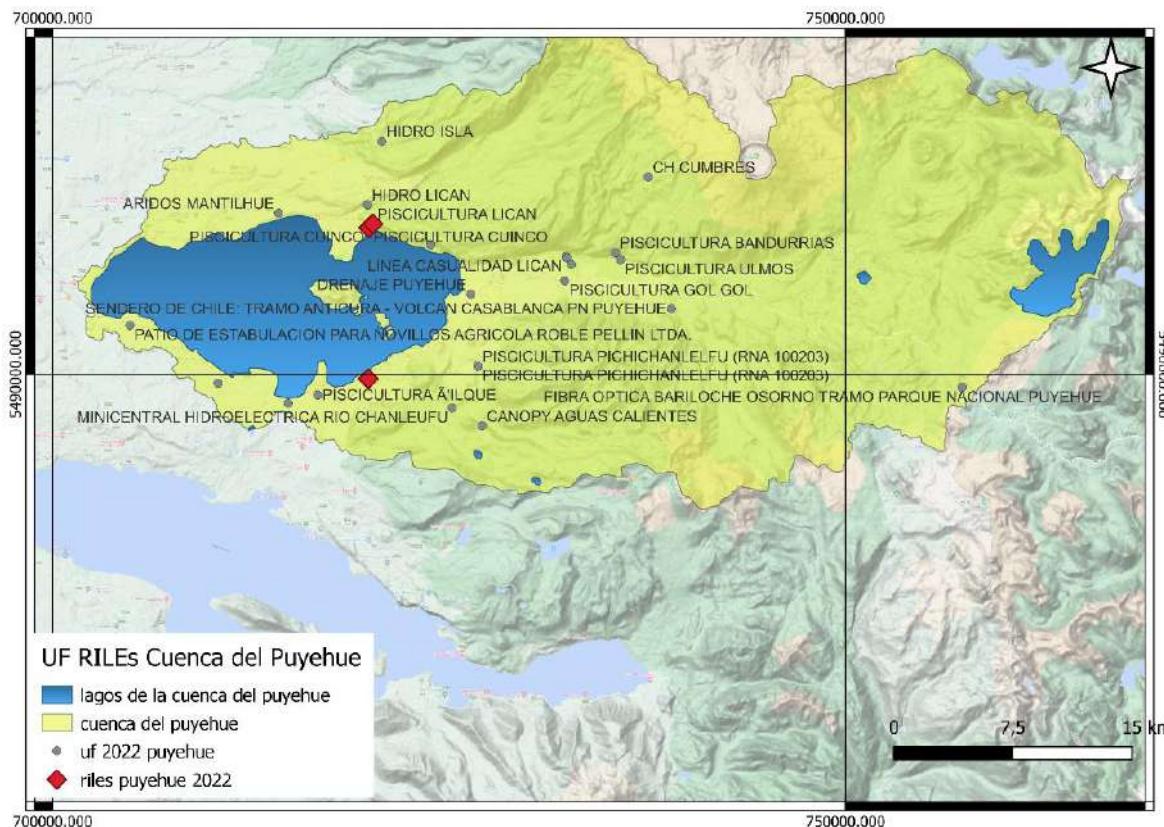


Figura 114. RILES (2022) y unidades Fiscalizables en la cuenca del Puyehue (2022). Este mapa se realizó con la información disponible en los portales de SNIFA.

c) Servicios ecosistémicos culturales y de biodiversidad y hábitat

Las reservas y parques de la zona pueden clasificarse como SE tanto culturales como de biodiversidad y hábitat. El parque nacional Puyehue suma 67857 hectáreas en la cuenca (Figura 115). Esta información fue descargada del repositorio ide.cl pero pertenece al Ministerio de Medio Ambiente y CONAF (<http://ide.mapas.mma.gob.cl/shapes/> y <http://sit.conaf.cl/>).

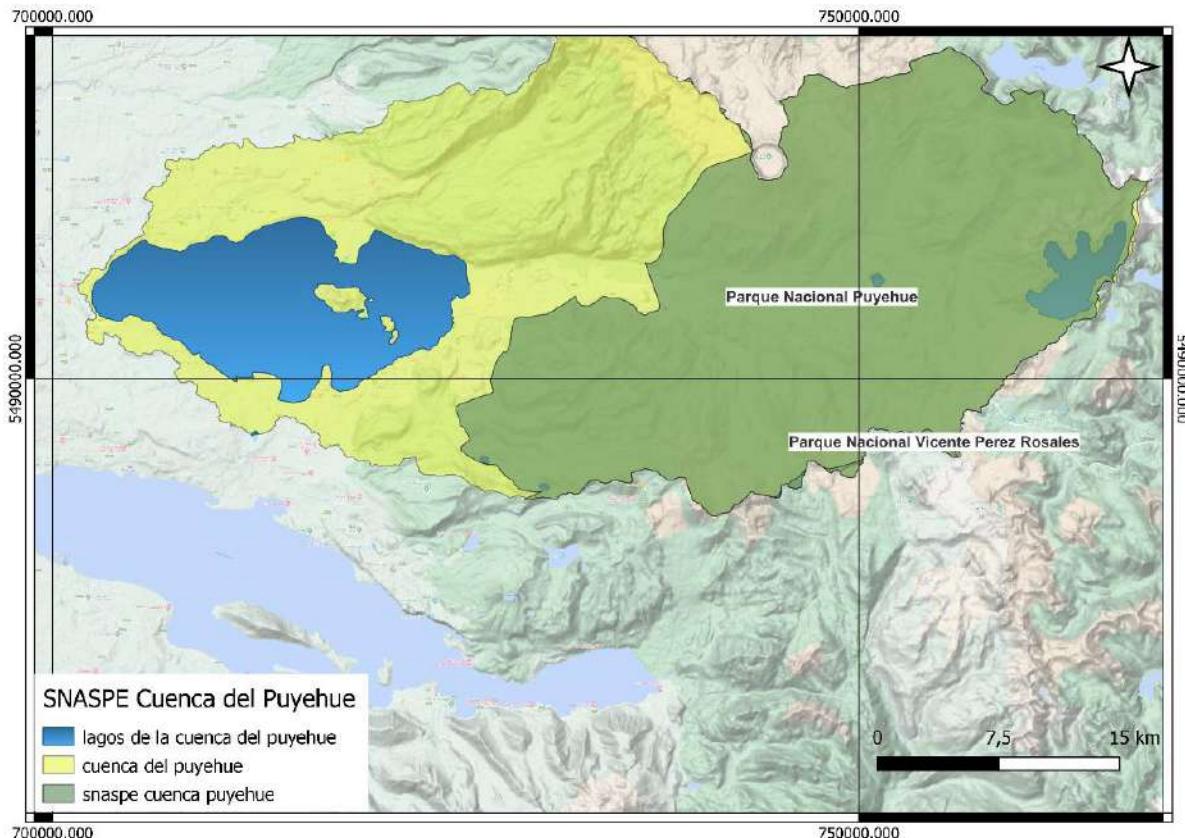


Figura 115. Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Estado (SNASPE). Elaboración propia según información descargada de <http://areasprotegidas.mma.gob.cl/> y <http://sit.conaf.cl/>.

El tipo de bosque que podemos encontrar en la cuenca del Puyehue puede encasillarse dentro de los SE de biodiversidad y hábitat, siendo los encontrados en las zonas de menor altura que correspondieron al tipo bosque laurifolio de los lagos, variando a bosque laurifolio andino al aumentar la altura, llegando a bosque caducifolio altoandino húmedo en la zona cordillerana. El bosque caducifolio altoandino húmedo está presente con 33672 ha, el bosque laurifolio andino con 41161 ha y el bosque laurifolio de los lagos con 54733 ha. La Figura 116 se construyó con información descargada del portal repositorio de información ide.cl (<http://ide.mapas.mma.gob.cl/shapes/?C=N;O=A>).

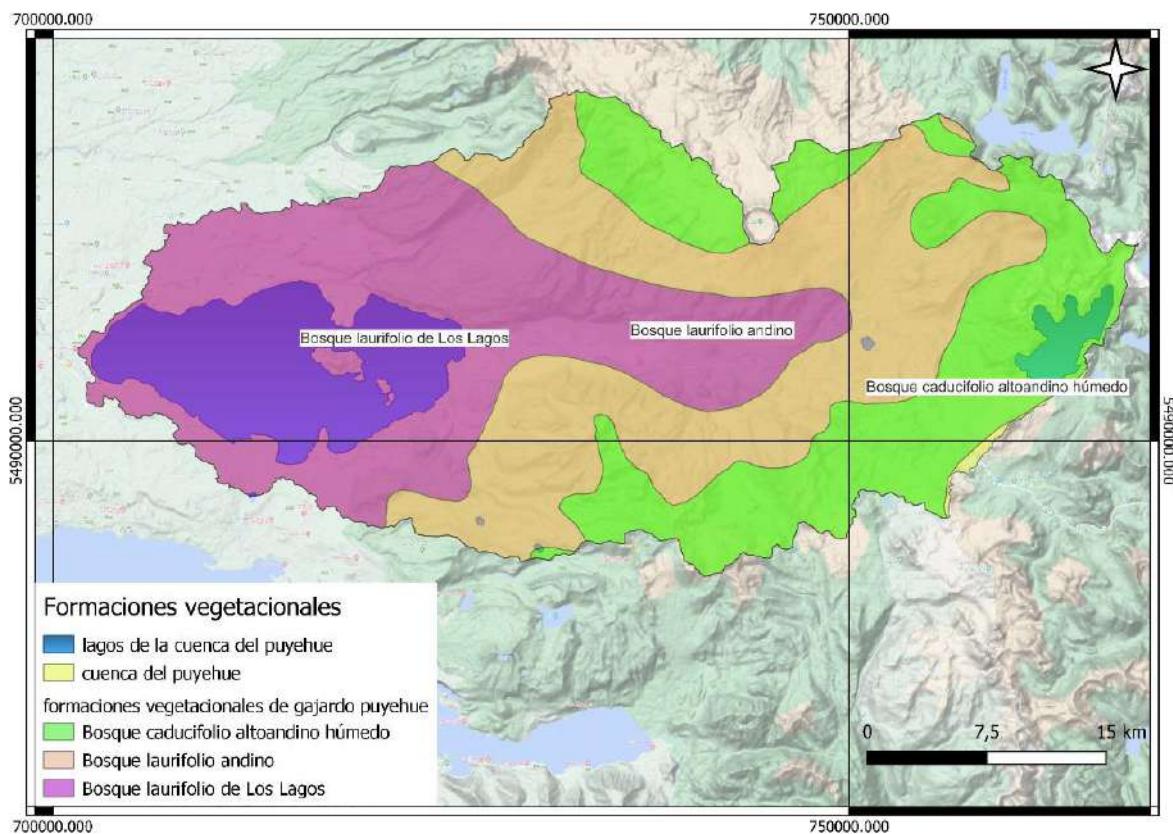


Figura 116. Formaciones vegetacionales en la cuenca del Puyehue. Elaboración propia con información del portal <http://ide.mapas.mma.gob.cl/shapes/?C=N;O=A>.

El inventario de humedales de la cuenca en estudio, identificó 215 zonas como humedales, de las cuales la mayoría apareció como “sin información”, identificando la desembocadura del río Gol Gol y el nacimiento del río Pilmaiquén (Figura 117).

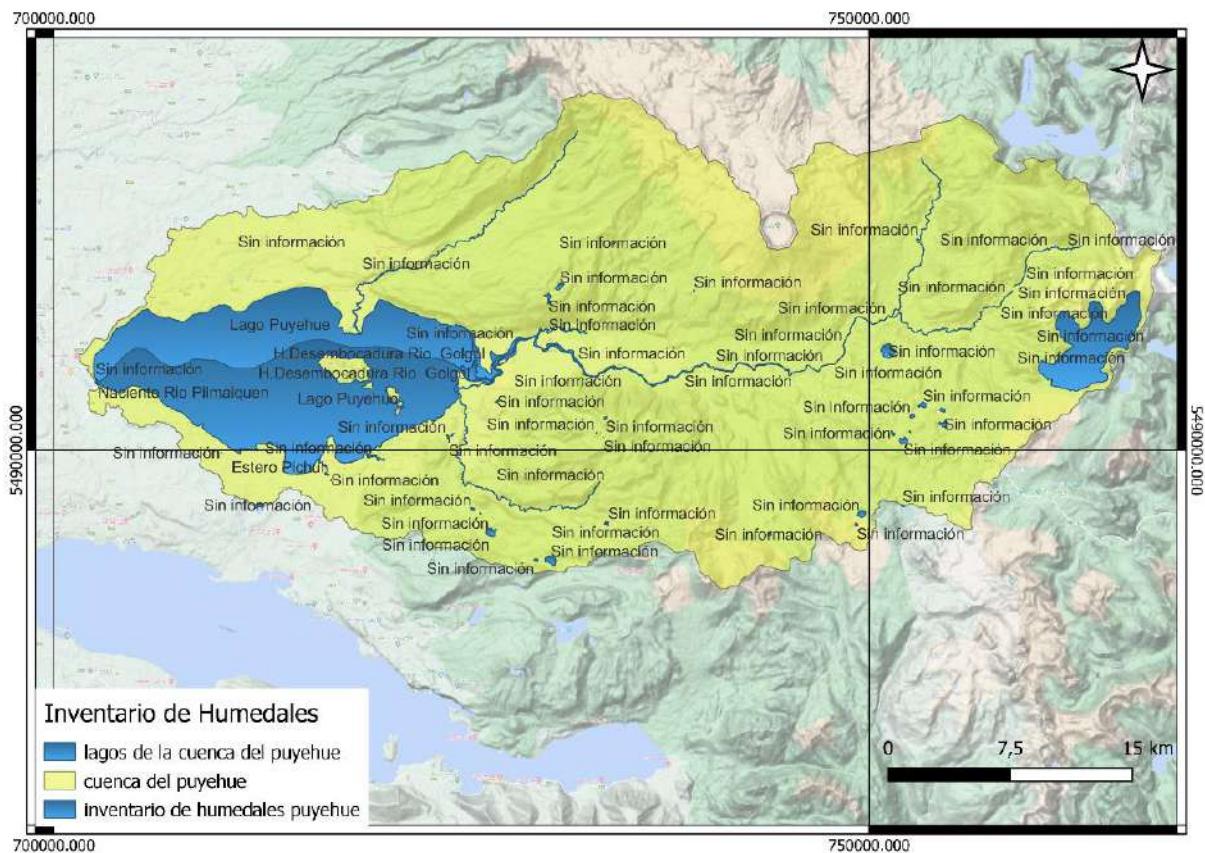


Figura 117. Inventario plataforma humedales cuenca del Puyehue.

Los SE culturales incluyeron el turismo de la zona, donde la información obtenida de SERNATUR y cotejada con Google maps, nos mostró 48 sitios de restaurantes, cabañas o camping en la zona de la cuenca del Puyehue y dentro de los sitios turísticos destacaron las termas de Puyehue (Figura 118).

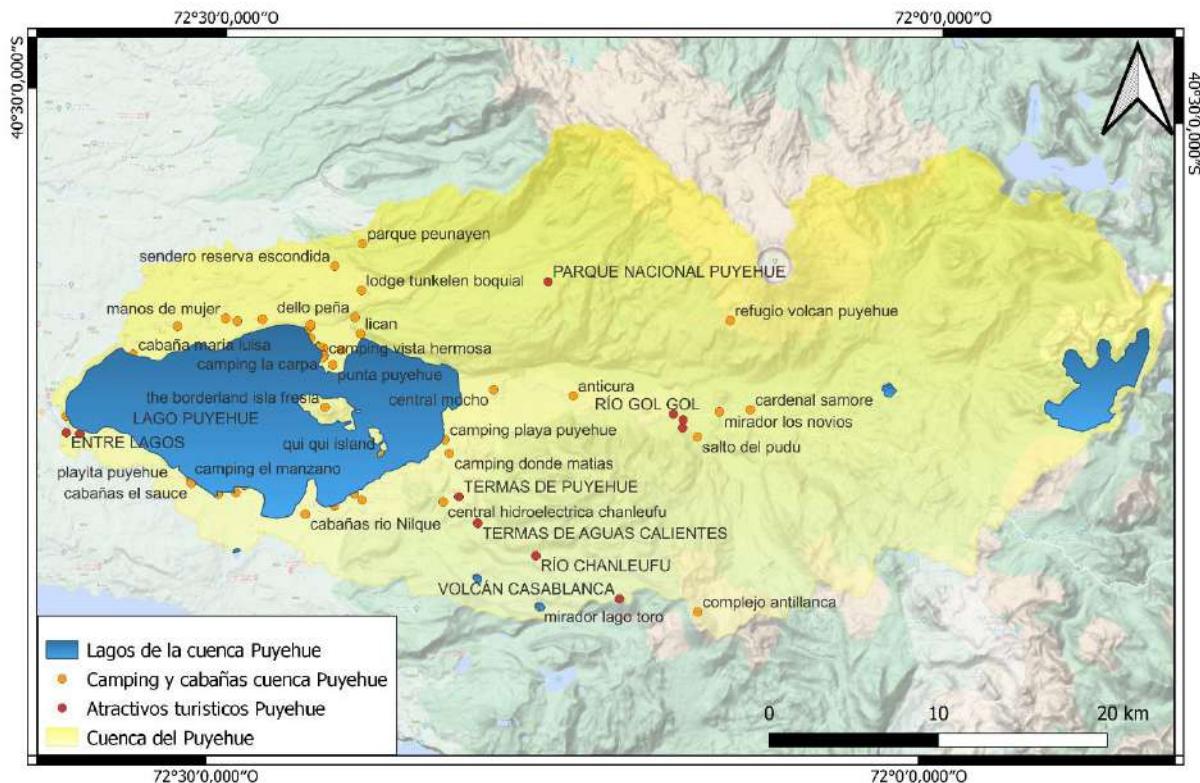


Figura 118. Atractivos turísticos y cabañas y camping de la cuenca del Puyehue.

Como una forma de apreciar la densidad poblacional de la cuenca se usaron los datos del censo 2017 para realizar la Figura 119, donde se observó que el número máximo de personas por zona (70 zonas) fue de 334 habitantes (Mantilhue Alto) y con 0 habitantes Las Salinas, Las Hortencias, Los Copihues, Fundo Puyehue, Anticura, La Hoyería, Puyehue, piscicultura Acuinova y Marine Harvest. Mayores detalles en la tabla

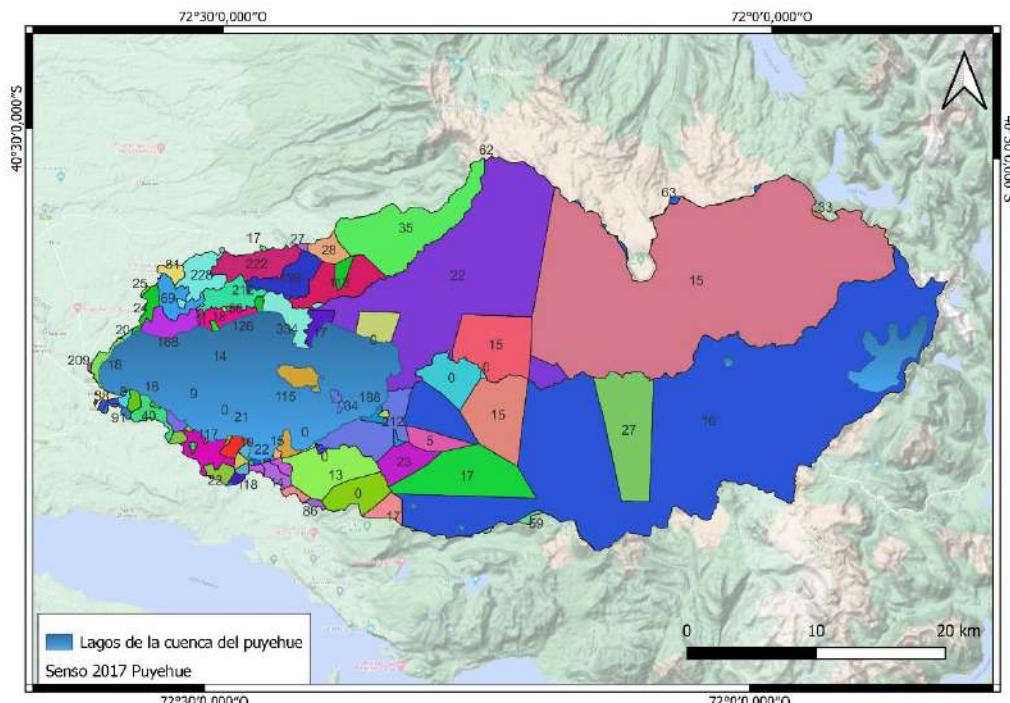


Figura 119. Densidad de habitantes en 70 zonas, delimitadas por el censo 2017. Los números en el mapa indican el número de habitantes por cada zona en la cuenca del Puyehue. Debido a que son 70 zonas, por razones visuales, se omite la leyenda de la figura, pero se detalla en la Tabla 22.

Tabla 22: Número de habitantes en la cuenca del Puyehue de acuerdo al censo 2017 por entidad y categoría.

Región	Entidad	Categoría	Personas	Hombres	Mujeres
REGIÓN DE LOS LAGOS	INDETERMINADA	Indeterminada	38	19	19
REGIÓN DE LOS LAGOS	ENTRE LAGOS SUR	Parcela-Hijuela	8	Indeterminado	Indeterminado
REGIÓN DE LOS LAGOS	FUTACUHÍN	Fundo-Estancia-Hacienda	20	9	11
REGIÓN DE LOS LAGOS	FUTACUHÍN	Parcela-Hijuela	15	6	9
REGIÓN DE LOS LAGOS	FUTACUHÍN	Parcela de Agrado	22	11	11
REGIÓN DE LOS LAGOS	LAS JUNTAS	Parcela-Hijuela	21	11	10
REGIÓN DE LOS LAGOS	LAS SALINAS	Parcela de Agrado	0	0	0
REGIÓN DE LOS LAGOS	PAICAHUE	Fundo-Estancia-Hacienda	12	6	6
REGIÓN DE LOS LAGOS	INDETERMINADA	Indeterminada	19	8	11
REGIÓN DE LOS LAGOS	LAS HORTENSIAS	Parcela de Agrado	0	0	0
REGIÓN DE LOS LAGOS	LOS COPIHUES	Fundo-Estancia-Hacienda	0	0	0
REGIÓN DE LOS LAGOS	LOS COPIHUES	Parcela-Hijuela	117	64	53
REGIÓN DE LOS LAGOS	INDETERMINADA	Indeterminada	22	12	10
REGIÓN DE LOS LAGOS	EL PORTÓN	Fundo-Estancia-Hacienda	40	20	20
REGIÓN DE LOS LAGOS	MUELLE DE PIEDRA ESTE	Parcela de Agrado	9	5	4



Continuación Tabla 22. Número de habitantes en la cuenca del Puyehue de acuerdo al censo 2017 por entidad y categoría.

Región	Entidad	Categoría	Personas	Hombres	Mujeres
REGIÓN DE LOS LAGOS	INDETERMINADA	Indeterminada	18	9	9
REGIÓN DE LOS LAGOS	PUYEHUE	Fundo-Estancia-Hacienda	0	0	0
REGIÓN DE LOS LAGOS	PICHILAFQUÉN	Fundo-Estancia-Hacienda	118	63	55
REGIÓN DE LOS LAGOS	INDETERMINADA	Indeterminada	91	46	45
REGIÓN DE LOS LAGOS	INDETERMINADA	Indeterminada	115	58	57
REGIÓN DE LOS LAGOS	AGUAS CALIENTES	Caserío	17	7	10
REGIÓN DE LOS LAGOS	ANTICURA	Parcela-Hijuela	0	0	0
REGIÓN DE LOS LAGOS	GOL GOL DOS	Fundo-Estancia-Hacienda	15	9	6
REGIÓN DE LOS LAGOS	LA HOYERÍA	Fundo-Estancia-Hacienda	0	0	0
REGIÓN DE LOS LAGOS	INDETERMINADA	Indeterminada	16	7	9
REGIÓN DE LOS LAGOS	PAJARITOS	Caserío	27	16	11
REGIÓN DE LOS LAGOS	HOTEL PUYEHUE	Parcela de Agrado	188	90	98
REGIÓN DE LOS LAGOS	PISCICULTURA	Parcela de Agrado	5	Indeterminado	Indeterminado
REGIÓN DE LOS LAGOS	REGIMIENTO	Otros	212	188	24
REGIÓN DE LOS LAGOS	VILLA TERMAS DE PUYEHUE	Caserío	23	Indeterminado	Indeterminado
REGIÓN DE LOS LAGOS	INDETERMINADA	Indeterminada	34	19	15
REGIÓN DE LOS LAGOS	EL TAIQUE	Parcela-Hijuela	86	47	39
REGIÓN DE LOS LAGOS	RUYEHUE	Fundo-Estancia-Hacienda	0	0	0
REGIÓN DE LOS LAGOS	INDETERMINADA	Indeterminada	17	11	6
REGIÓN DE LOS LAGOS	QUILAFUTACUHÍN	Fundo-Estancia-Hacienda	14	8	6
REGIÓN DE LOS LAGOS	INDETERMINADA	Indeterminada	28	15	13
REGIÓN DE LOS LAGOS	PISICULTURA ACUINOVA	Otros	0	Indeterminado	Indeterminado
REGIÓN DE LOS LAGOS	INDETERMINADA	Indeterminada	13	Indeterminado	Indeterminado
REGIÓN DE LOS LAGOS	INDETERMINADA	Indeterminada	59	42	17
REGIÓN DE LOS RÍOS	MARINE HARVEST	Caserío	0	0	0
REGIÓN DE LOS RÍOS	MANTILHUE CENTRO	Caserío	50	24	26
REGIÓN DE LOS RÍOS	EL CAULLE	Fundo-Estancia-Hacienda	15	8	7
REGIÓN DE LOS RÍOS	EL RETIRO	Fundo-Estancia-Hacienda	15	9	6
REGIÓN DE LOS RÍOS	LICÁN	Fundo-Estancia-Hacienda	17	11	6
REGIÓN DE LOS RÍOS	LAS VERTIENTES	Fundo-Estancia-Hacienda	25	12	13
REGIÓN DE LOS RÍOS	PUYEHUE NORTE	Fundo-Estancia-Hacienda	20	10	10
REGIÓN DE LOS RÍOS	RUCATAYO ALTO	Fundo-Estancia-Hacienda	27	13	14
REGIÓN DE LOS RÍOS	ARRAYÁN	Parcela-Hijuela	228	122	106
REGIÓN DE LOS RÍOS	TICAHUE	Parcela-Hijuela	222	107	115
REGIÓN DE LOS RÍOS	CHISCAIHUE	Parcela-Hijuela	209	107	102
REGIÓN DE LOS RÍOS	BOQUIAL	Parcela-Hijuela	198	102	96
REGIÓN DE LOS RÍOS	BOQUIAL DOS	Parcela-Hijuela	113	61	52
REGIÓN DE LOS RÍOS	MANTILHUE ALTO	Parcela-Hijuela	334	169	165
REGIÓN DE LOS RÍOS	MANTILHUE CENTRO	Parcela-Hijuela	18	8	10



Continuación Tabla 22. Número de habitantes en la cuenca del Puyehue de acuerdo al censo 2017 por entidad y categoría.

Región	Entidad	Categoría	Personas	Hombres	Mujeres
REGIÓN DE LOS RÍOS	MANTILHUE CENTRO NORTE	Parcela-Hijuela	212	117	95
REGIÓN DE LOS RÍOS	MANTILHUE CENTRO SUR	Parcela-Hijuela	126	70	56
REGIÓN DE LOS RÍOS	PISUPISUE NORTE	Parcela-Hijuela	69	42	27
REGIÓN DE LOS RÍOS	PISUPISUE SUR	Parcela-Hijuela	168	93	75
REGIÓN DE LOS RÍOS	AGUAS NEGRAS	Parcela-Hijuela	17	9	8
REGIÓN DE LOS RÍOS	MANTILHUE CENTRO	Comunidad Indígena	11	4	7
REGIÓN DE LOS RÍOS	MILLAQUIPAI	Comunidad Indígena	14	6	8
REGIÓN DE LOS RÍOS	HUENU MAPU	Comunidad Indígena	28	15	13
REGIÓN DE LOS RÍOS	INDETERMINADA	Indeterminada	62	33	29
REGIÓN DE LOS RÍOS	INDETERMINADA	Indeterminada	63	38	25
REGIÓN DE LOS RÍOS	INDETERMINADA	Indeterminada	33	20	13
REGIÓN DE LOS RÍOS	INDETERMINADA	Indeterminada	22	11	11
REGIÓN DE LOS RÍOS	INDETERMINADA	Indeterminada	81	43	38
REGIÓN DE LOS RÍOS	INDETERMINADA	Indeterminada	18	11	7
REGIÓN DE LOS RÍOS	INDETERMINADA	Indeterminada	24	11	13
REGIÓN DE LOS RÍOS	INDETERMINADA	Indeterminada	35	22	13

4.3.2. Modelo conceptual de la cuenca del Puyehue

El modelo conceptual del lago Puyehue fue realizado basado en literatura e información georreferenciada de la cuenca, identificó cuales fueron los servicios ecosistémicos observados con la información disponible y mostró posibles interacciones que se producirían entre las actividades / usos antrópicos y la calidad ambiental del lago (Figura 115).

Servicios ecosistémicos (SE): Dentro de las 4 principales categorías de clasificación de los servicios ecosistémicos entregados por la cuenca del Puyehue estos fueron de provisión, regulación, culturales y biodiversidad y hábitat. Los servicios de *provisión* están relacionados con el alimento, madera y agua que entrega la cuenca, ya sea de forma natural (ej. suministro de agua) o por medio de la producción (agricultura, ganadería, forestal, etc.). Los servicios del tipo de *regulación* están relacionados con lo climático, calidad del aire, erosión, riesgos naturales, agua, polinización, calidad y tratamiento de agua, formación del suelo y regeneración. Los servicios de tipo *cultural* dan origen a los SE de recreación y de valores estéticos, los que se relacionan con el paisaje y la posibilidad de acceder a ellos para desarrollar actividades de recreación y turismo. Por último, los servicios ecosistémicos de *biodiversidad y hábitat* proveen el respaldo genético y ecológico para que la naturaleza se prolongue en el tiempo, siendo fundamentales e interrelacionados con todos los otros SE.

La experiencia nos muestra que a mayor intervención de tipo antrópico o incremento de actividades que degraden el ambiente, disminuyen los SE entregados por la cuenca.



Contribuciones alóctonas hacia el lago: Desde la cuenca del Puyehue se producen diversos aportes al cuerpo de agua (río Gol Gol, río Chalneu, río Lican, río Bonito y río Pajarito). El tipo y concentraciones de estos aportes están relacionados con las coberturas y actividades que se desarrollen en la cuenca, en este caso en especial la agricultura, ganadería, forestal y turismo. El uso de suelo “bosque nativo”, se caracteriza por realizar bajas contribuciones de nutrientes y materia orgánica, predominando lo orgánico (Oyarzún *et al.* 1997). Los cambios en las coberturas y tipos de uso de suelo, repercute sobre las entradas de nutrientes y materia orgánica al cuerpo de agua, siendo las actividades de antrópicas las que en su mayoría realizan los mayores aportes de nutrientes y materia orgánica en la cuenca provenientes principalmente del uso de fertilizantes, desechos de animales, residuos domiciliarios y RILes, cambio de usos de suelo, parcelaciones, entre otros. Adicionalmente a las entradas desde la cuenca, podemos identificar las contribuciones de precipitaciones al lago. Por ejemplo, el nitrógeno gaseoso (N_2) presente en la atmósfera que puede ser fijado por cianobacterias.

Cuerpo de Agua: En sistemas lacustres el fitoplancton necesita nutrientes, carbono y luz para realizar fotosíntesis. En lagos donde los aportes de nutrientes son mínimos, estos pueden ser limitantes para el crecimiento fitoplanctónico y dadas estas condiciones, la zona fótica en los lagos alcanza mayores profundidades (Montecino 1991). En general, la materia orgánica (MO) producida es consumida o degradada por actividad bacteriana antes de llegar al fondo y cuando las condiciones del fondo son aeróbicas, el fósforo soluble puede precipitar en el sedimento al ser adsorbido por hidróxidos férricos y carbonato de calcio.

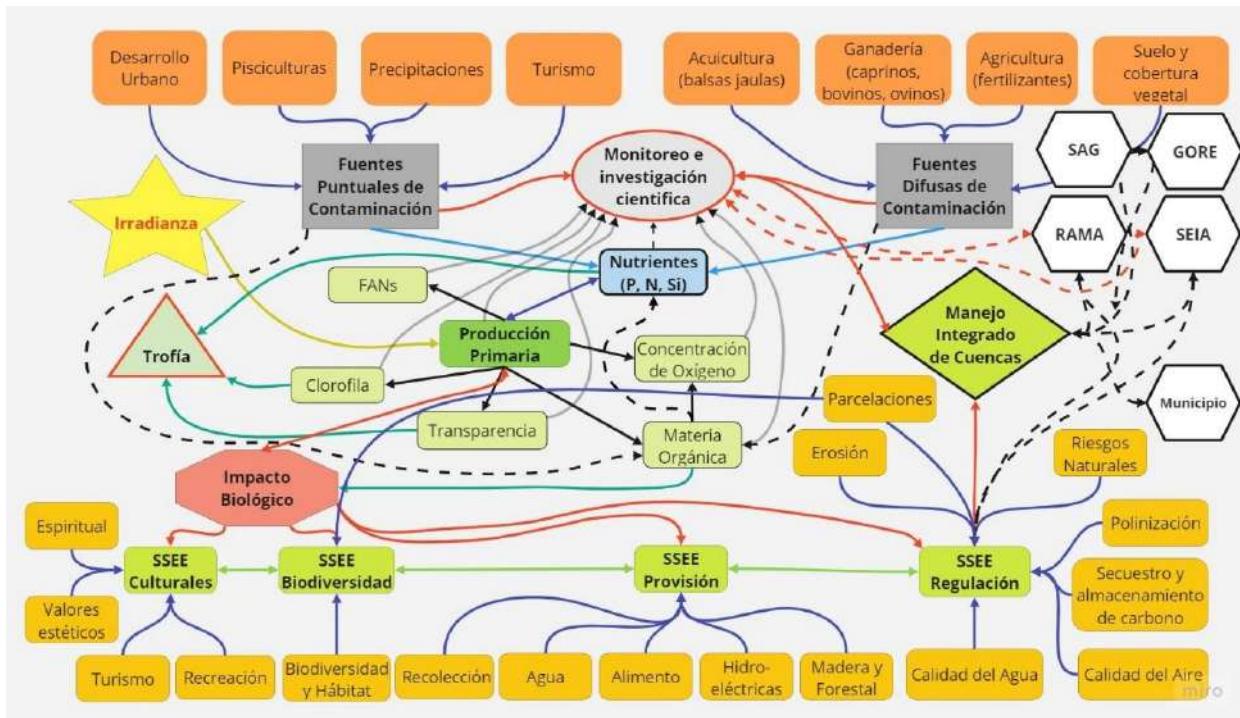


Figura 120. Modelo conceptual de la cuenca del Puyehue. En cuadrados verde claro se observan los 4 grupos principales de servicios ecosistémicos. En cuadrados amarillos los servicios ecosistémicos que se pueden agrupar en las 4 categorías principales. En verde el acoplamiento de las variables biológicas y químicas. En tonos café/naranja aparecen las fuentes de contaminación tanto difusas como puntuales. En gris lo referente a la toma de datos y monitoreos. Se debe resaltar la necesidad de un manejo integrado de cuencas.

La degradación de la materia orgánica en la columna de agua requiere oxígeno, por lo que, en grandes concentraciones, disminuye el oxígeno en la columna de agua. El incremento de los nutrientes disponibles en los lagos estimula el crecimiento fitoplancton (Chislock *et al.* 2013), disminuyendo la zona fótica y produciéndose elevada materia orgánica con la senescencia. Frente a esto, la gran cantidad de materia orgánica proveniente de la floración no alcanza a ser degradada en la columna de agua y sedimenta.

En el fondo, la degradación de la materia orgánica por actividad bacteriana disminuye las concentraciones de oxígeno (Burns *et al.* 2005), al ser utilizado en su descomposición. En el caso de darse condiciones de anoxia, el fósforo presente en los sedimentos puede ser reducido y liberarse hacia la columna de agua. Mientras que el nitrógeno puede acumularse en forma de NH_4^+ al cesar la nitrificación (Hickey & Gibbs 2009).

Por otra parte, para el fitoplancton que forma frústulos (ej. diatomeas de gran tamaño), la disponibilidad de sílice es importante (Egge & Aksnes 1992). En el lago Puyehue los silicatos son naturalmente



abundantes, por lo que parece no ser limitante para diatomeas. En caso de que aumente la productividad biológica, los silicatos en el lago podrían disminuir si las proliferaciones se encuentran dominadas por diatomeas de gran tamaño.

Por otra parte, el mismo modelo conceptual, pero visto desde el punto de vista de los nutrientes se muestra de la siguiente forma:

$$\text{Nut} = \text{Nut}_{\text{entran}} - \text{Nut}_{\text{salen}}$$

Nut = Concentración de nutrientes en la columna de agua.

Nut_{entran} = *RILes + Usos de suelo + Precipitaciones + Salmonicultura + afluentes + Pseudofecas Zooplancton + Fitoplancton senescente + Mortalidad Zooplancton senescente.*

Nut_{salen} = *Efluente + Sedimentación (secuestro) + Consumo Fitoplancton.*

Donde:

RILes: Son los Residuos Industriales Líquidos que son producidos por las empresas y que son eliminados dentro de la cuenca del lago Puyehue.

Usos de Suelo: Son los usos que se les da a la tierra. Varía entre bosque nativo, pradera, agricultura, ganadería, forestal (monocultivo), suelo desnudo, urbano, humedales, cuerpos de agua, nieve, matorral, etc.

Precipitaciones: Poseen una carga de nitrógeno y fósforo que se deposita en el proceso sobre el espejo del agua y que dependiendo del área puede implicar una carga de nutrientes significativa.

Salmonicultura: Aporte de nutrientes hacia la columna de agua y sedimentos, desde concesiones de acuicultura en el lago, como de las pisciculturas también.

Afluentes: Los principales afluentes al lago Puyehue son los ríos Gol Gol, Chalneu, Lican, Bonito y Pajarito.

Efluente: El efluente del lago Puyehue es el río Pilmaiquén.

Sedimentación: En determinadas circunstancias y a través de diversos mecanismos (alimentación de salmonidos, producción de fecas de organismos, fitoplancton senescente, precipitación, etc.), los nutrientes pueden sedimentar y permanecer en el fondo lacustre (secuestro).

Consumo Fitoplancton: El fitoplancton necesita para su ciclo vital consumir nutrientes y luz.



Pseudofecas Zooplancton: Desechos producidos por el zooplancton que mediante el encapsulamiento puede transportar o liberar nutrientes en la columna de agua o en el sedimento dependiendo de su naturaleza.

Fitoplancton senescente: Al morir el fitoplancton genera nutrientes y materia orgánica que puede sedimentar o disolverse en la columna de agua dependiendo de sus características.

Mortalidad Zooplancton: Al morir el zooplancton genera nutrientes y materia orgánica que puede sedimentar o disolverse en la columna de agua dependiendo de sus características.

Adicionalmente, estas variables afectan o se ven afectadas por parámetros medibles y que son:

Temperatura = Aumenta con el incremento de la radiación solar en las épocas estivales (octubre a marzo). Afecta las tasas metabólicas de los organismos y por ende el consumo de oxígeno (Marañón *et al.* 2018). También afecta la solubilidad del oxígeno en la columna de agua (García & Gordon 1992) y las tasas fotosintéticas de plantas, macroalgas y fitoplancton fotosintetizador (Lee *et al.* 2007).

pH = baja (acidifica) al aumentar la descomposición de la materia orgánica tanto en la columna como en el fondo del lago (Hendrey 1979) y puede afectar, dependiendo de la magnitud del cambio, a organismos tanto en su comportamiento como en su sobrevivencia (Muniz 1984). El pH baja al aumentar la producción primaria (pp) (mayor cantidad de materia orgánica disponible).

Conductividad = Se ve afectada (aumenta) al incrementarse la concentración de nutrientes o materia orgánica en suspensión en la columna de agua (Savage & Gazey 1987).

DQO = Aumenta al subir las concentraciones de materia orgánica en la columna de agua y al aumentar la temperatura. Aumenta con la producción primaria (Hargrave 1972) y con la actividad bacteriana.

Oxígeno = Tanto en concentración como en saturación, se ve afectado por la temperatura, tasas metabólicas y actividad fotosintética. Un aumento en la producción primaria genera en primera instancia más oxígeno, pero cuando el fitoplancton muere, el oxígeno disminuye al aumentar la actividad de descomposición (Burns *et al.* 2005).

Sílice (silicatos) = Depende de la composición y de los usos del suelo, lluvia y escorrentía, además del tipo de fitoplancton (diatomeas de gran tamaño usan mayor cantidad de sílice) que habita en la columna de agua en determinada época del año (Egge & Aksnes 1992). Cuando aumenta la producción primaria, disminuyen los silicatos en las capas superficiales de la columna de agua. Y a medida que aumenta el fitoplancton senescente aumenta la concentración de sílice hacia las capas más profundas.



Secchi = La profundidad del disco Secchi se ve afectada directamente por la cantidad de materia en suspensión en la columna de agua (transparencia del agua), esta materia en suspensión puede ser fitoplancton, materia orgánica o inorgánica. A mayor producción primaria, mayor materia orgánica en suspensión.

Nutrientes = Tanto el nitrógeno como el fósforo se ven afectados en su concentración de la columna de agua por la acción antropogénica, y factores naturales anteriormente nombrados y también por la producción primaria (PP) (Chislock *et al.* 2013), donde los nutrientes pueden ser los limitantes del sistema y cuando están disponibles pueden gatillar floraciones de diatomeas de gran tamaño, aumentando la PP (Kitner & Poulickova 2003).

Clorofila-a = Es un reflejo de la cantidad de organismos fotosintetizadores que se encuentran en la columna de agua, cuando se producen condiciones de alta luminosidad y nutrientes en la columna de agua, aumenta la producción primaria, aumentando la concentración de Cl-a en la columna de agua (Montecino 1991).

Finalmente, al verse afectados algunos de estos parámetros, como el aumento de la temperatura, concentración de nutrientes y por consecuencia aumento de la biomasa algal, repercuten sobre la condición trófica del lago, lo que en última instancia afecta los SE que entrega este cuerpo de agua ya sea en relación al turismo, calidad de agua potable, salmonicultura, pérdida de biodiversidad y otros.



5. DISCUSIÓN

La discusión se realizó por objetivo específico y por lago, de modo que fuera posible generar una mirada global del estado ambiental de los lagos y también detallada de las particularidades de cada cuerpo de agua.

Caracterización ambiental y trofía de los lagos en estudio

Ranco

La columna de agua se encontró estratificada, condición característica en lagos monomicticos templados en época de verano (Wetzel 2001). Al incrementar la temperatura atmosférica el lago comienza a absorber calor, y el estrato superficial adquiere mayor temperatura que el de fondo. El delta térmico entre ambos estratos provoca una diferencia de densidad que limita la mezcla. La temperatura registrada en la columna de agua se encontró dentro de rangos previamente descritos para igual época del año (Pesse *et al.* 2017). El oxígeno se encontró dentro de rangos similares descritos para igual época del año, así como su distribución en la columna de agua (Pesse *et al.* 2017). El incremento de oxígeno a los 40 m se encuentra relacionado con la mayor productividad biológica que se desarrolla en esa profundidad.

La distribución de los nutrientes estuvo vinculada a la estratificación de la columna de agua y a la producción primaria. Al encontrarse estratificada la columna de agua, los nutrientes disponibles en el epilimnion se agotan al utilizarse en la fotosíntesis. Mientras que, en el hipolimnion la productividad primaria se encuentra limitada, y por tanto los nutrientes disponibles incrementan. Al comparar con resultados obtenidos en el verano del 2016 (Pesse *et al.* 2017), en ese período los nutrientes disponibles fueron mayores, así como también las concentraciones de clorofila. Podría estar relacionado a que el muestreo del verano del 2016 correspondió a un verano temprano, donde la estratificación es más reciente y así debiera existir una mayor concentración de nutrientes. Mientras que el actual muestreo se desarrolló en un verano tardío, donde el agotamiento de nutrientes se hace evidente.

Los indicadores planctónicos de calidad de agua en el tiempo, permitieron evidenciar un sistema de gran dinamismo y diversidad, donde generalmente la abundancia fitoplanctónica fue relativamente baja, del orden de miles de células por litro. A través de las diferentes etapas del estudio se ha registrado que las Bacillariophyta ex diatomeas suelen ser el grupo más representativo, acompañado de Ochrophyta y Cryptophyta. Las cianobacterias se observaron en mayor medida el año 2015 en Pesse *et al.* (2016b), y en la actualidad en muy baja concentración y generalmente solo de manera cualitativa. Del mismo modo, entre los años 2014 y 2017 (Pesse *et al.* 2016a, 2016b, 2017, 2018), la abundancia zooplanctónica fue generalmente baja y dominada principalmente por microcrustáceos, del 2019 al 2022 (Pesse *et al.* 2019, 2020, 2021). Tendieron a ser mayores las abundancias zooplanctónicas, asociado en parte al aumento de los rotíferos, principalmente *Kellicottia* sp, especie que se comenzó a registrar a partir del estudio realizado por Pesse *et al.* (2020) en este lago.



Puyehue

La columna de agua del lago Puyehue presentó condiciones similares a las descritas en Pesse *et al.* (2017). En el caso del oxígeno, a pesar de presentar una distribución similar a Pesse *et al.* (2017), las concentraciones fueron menores y asociado al fondo se mostró una marcada disminución, la que podría asociarse a la degradación de materia orgánica (Wetzel 2001).

En el lago Puyehue se registraron concentraciones de amonio sobre el límite de detección, al igual que en épocas previas (Pesse *et al.* 2016a, 2016b, 2017, 2018, 2020, 2021b, 2022). La presencia de amonio en profundidad podría estar asociado a la disminución de oxígeno hacia el fondo. Pero en profundidades donde la columna de agua presentó una condición oxigenada permite considerar un aporte externo. Específicamente en las estaciones 100578 (E2) y 100205 (E1) se registró amonio. Estas son estaciones más someras y costeras, asociadas a concesiones de acuicultura, donde en este período en estudio se registró producción de peces. Adicionalmente, en el sector noreste de la cuenca existe la presencia de pisciculturas y un tributario de gran envergadura. Para determinar el origen del amonio registrado sería necesario indagar más.

Con respecto a las concentraciones de nitrógeno total en el lago Puyehue, en todos los casos estuvo en rangos oligotróficos. Sin embargo, en el lago Puyehue se registraron las mayores concentraciones de nitrógeno total de todos los lagos Araucanos en estudio, condición que se ha mantenido desde períodos previos (Pesse *et al.* 2017, 2018, 2020, 2021a, 2021b, 2022). Por otro lado, el fósforo total presentó concentraciones dentro de rangos mesotrófico en profundidad, esto no se refleja en la condición trófica, ya que en ella solo se considera la zona fótica.

En relación a la clorofila, esta es considerada el reflejo de la productividad biológica y por tanto la variable respuesta a la disponibilidad de nutrientes, es así como en respuesta a las concentraciones de nutrientes que posee el lago Puyehue se registraron de las mayores concentraciones de clorofila de los lagos Araucanos. Estas condiciones fueron similares a lo registrado en el verano del 2017 (Pesce *et al.* 2017). Sin embargo, los actuales registros fueron aún más marcados, ya que correspondieron a un verano tardío, donde el epilimnion tiene menos nutrientes disponibles y en consecuencia una menor productividad biológica.

El lago Puyehue, ha presentado una abundancia fitoplanctónica similar a la reportada en etapas precedentes del estudio, observándose la predominancia de diatomeas, y la presencia de otros grupos característicos de aguas frías como las Cryptophyta. En esta décima etapa del estudio, así como en Pesce *et al.* (2016) se reportó una abundancia significativa de cianobacterias, en esta oportunidad conformado por *Limnococcus spp.* No se registró la presencia de *D. geminata* lo cual fue positivo, ya que este lago se encuentra en un área declarada plaga para esta especie de diatomea.

La composición y abundancia zooplanctónica presente en esta etapa del estudio fue similar a la reportada en el verano de 2021 (Pesce *et al.* 2022). Así también la aparición del rotífero *Kellicottia spp.*, el año 2019 y su permanencia desde ese período. Anteriormente se registró otro rotífero *Filinia longiseta* en Pesce *et al.* (2016b).



Rupanco

La columna de agua del lago Rupanco se encontró estratificada, condición característica en lagos monomicticos templados en verano, presentando una distribución similar a la reportada previamente para igual época del año (Pesse *et al.* 2021a). Sin embargo, las concentraciones de oxígeno hacia profundidad disminuyeron aún más en el actual muestreo. Esta condición podría relacionarse con el periodo en que se muestreo, al realizarse en verano tardío, la columna de agua lleva más tiempo estratificada limitando la distribución de oxígeno a estratos de fondo, pudiendo reflejarse en un agotamiento del oxígeno en la columna de agua, al utilizarse en la degradación de materia orgánica.

Por otro lado, a pesar que el fósforo total estuvo en rangos oligotróficos, a diferencia de otros lagos Araucanos, todas las estaciones presentaron alguna profundidad con concentraciones de PT sobre 5 µg/L. En el caso de la estación 101851 se registraron las mayores concentraciones de PT, así como también presentó un marcado descenso de la concentración de oxígeno en profundidad. Esto podría estar relacionado con elevadas contribuciones de materia orgánica y/o nutrientes, así como limitada circulación del lugar.

En relación a la distribución de nutrientes inorgánicos en la columna de agua, presentando una menor disponibilidad en epilimnion e incremento en hipolimnion, refleja su utilización por parte de productores primarios, quienes presentaron sus máximas concentraciones asociadas al epilimnion.

En el lago Rupanco, la abundancia de fitoplancton, osciló dentro del rango observado previamente. En las etapas precedentes (Pesse *et al.* 2021a, 2021b, 2022) estuvo dominado por grandes diatomeas en la mayor parte de las estaciones de muestreo, y también formaron parte importante del fitoplancton Chlorophyta, Cryptophyta, Miozoa, y Ochrophyta.

Cabe destacar que en este lago en esta y en etapas anteriores se han registrado cianobacterias, aunque en muy baja cantidad. Así también la presencia del dinoflagelado *Ceratium hirundinella* descrita por Boltovskoy (2003) como una especie invasiva. La cuenca de este lago aún está libre de *D. geminata*, por lo cual es muy importante que se adopten medidas para que esta microalga no ingrese a esta cuenca, ya que es una de las dos cuencas de lagos Araucanos que no tienen presencia de Didymo.

En esta última etapa del monitoreo en el lago Rupanco se registró la mayor abundancia zooplanctónica dentro de este programa de monitoreo, registrada en las etapas precedentes del estudio, tanto en el monitoreo de primavera de 2020, como primavera de 2021 se han registrado las mayores abundancias. Cabe destacar que en este lago desde el año 2018 se está reportando el rotífero *Kellicottia spp*, y ya en este monitoreo del año 2021 ha sido posible clasificarla como *Kellicottia cf longispina*. Si bien anteriormente se había observado la presencia de rotíferos en el lago, el rotífero más comúnmente observado en las últimas etapas ha sido *K. cf longispina*.

Para la zona central de Chile, se indica en la revisión de Woelfl *et al.* (2018), que un mayor número y riqueza de rotíferos se ha encontrado en Chile central, generalmente en ambientes más eutróficos.



Debe considerarse también, que en las primeras descripciones realizadas para este y otros lagos Araucanos, tanto en Thomasson (1963), como en Campos *et al.* (1988), y en Schmid - Araya (1993), no reportaron la presencia del género *Kellicottia* en el lago.

Llanquihue

El lago Llanquihue es un lago monomictico templado, denominación que hace referencia a lagos que poseen un período donde la columna de agua se mezcla, así como otro periodo donde se estratifica térmicamente. El lago Llanquihue presentó la columna de agua estratificada, condición característica para este tipo de lagos en verano (Wetzel 2001). La temperatura, oxígeno y conductividad se encontraron dentro de rangos previamente registrados para igual época del año (Pesse *et al.* 2016b, 2021a). Sin embargo, el oxígeno en la estación más profunda (C1) presentó una disminución asociada al fondo, lo que podría representar su consumo al degradar materia orgánica.

Las concentraciones de sílice en el lago Llanquihue fueron de las menores registradas en los lagos Araucanos en estudio, lo que podría estar relacionado con el tamaño de su cuenca. La cuenca del lago Llanquihue es de pequeño tamaño en relación al área del lago, presentando una proporción 1:1. Por tanto esto podría representar una menor área de contribución de sílice.

A pesar que los parámetros de trofía indicaron una condición entre ultra y oligotrofia, es necesario colocar atención en algunos puntos del lago Llanquihue, como las estaciones 100507, 100390, 100100, 100545 y 100070. Las estaciones 100507 y 100390 presentaron elevadas concentraciones de amonio y fósforo total, respectivamente. En ambos casos no se identificó un proceso interno del lago que contribuya con estos nutrientes, posiblemente exista alguna fuente externa. Por otra parte, en las estaciones 100100 y 100545 se registraron las mayores concentraciones de nitrato del lago Llanquihue. En el caso de la estación 100070, corresponde a una pequeña bahía, somera y cerrada, con escasa circulación. Estas condiciones propician una mayor disponibilidad de nutrientes y mayor productividad biológica, es así como en esta estación se presentaron las concentraciones más altas de nitrógeno, fósforo y clorofila.

La abundancia y composición fitoplanctónica fue similar a la reportada en etapas previas de este programa de estudio (Pesse *et al.* 2022), encontrándose la abundancia dentro del rango promedio, y la composición como es habitual con una alta proporción de diatomeas. También en las estaciones del área central y oeste presentaron una mayor proporción de Ochrophyta y Miozoa. Por otro lado, en el área este como son Puerto Rosales (100070) y Puerto Varas presentaron una mayor proporción de cianobacterias y *Cryptomonas spp*, respectivamente. La abundancia de cianobacterias fue cuantificable solo en las estaciones 100070 y 100507, la primera de estas por ser una bahía cerrada posee mejores condiciones para la proliferación de este tipo de organismo. Así también 100507 es más protegida que la mayoría de las estaciones de muestreo y da mayor refugio a estas microalgas.



Por la diversidad de hábitat presente en este lago, y las diferentes cianobacterias que se han registrado, junto con la declaración del río Pescado, principal afluente de este lago, como área plaga Didymo (Res. Ex. N° 1854. 2022), deben prenderse las alertas respecto a la necesidad de proteger este ecosistema de especies invasivas. Fomentando la desinfección y educando respecto de la diseminación de plagas hidrobiológicas y sus consecuencias en la salud del ambiente y los servicios ecosistémicos que estos posibilitan.

La componente zooplanctónica del lago Llanquihue, presentó valores en general bajos, las mayores abundancias se han observado usualmente en períodos de verano, como lo actualmente registrado y lo reportado por Pesce *et al.* (2016b, 2021b, 2022). En las últimas cuatro temporadas de monitoreo 2019, 2020, 2021 y 2022 (Pesce *et al.* 2021a, 2021b, 2022), realizadas en primavera - verano se ha registrado una importante presencia y abundancia del rotífero *Kellicottia spp* y/o *K. cf longispina*.

Este mayor número de rotíferos en primavera - verano ya había sido descrito anteriormente por Schmid - Araya (1993) para el lago Llanquihue, lo cual, concuerda con los resultados obtenidos para verano de 2022.

Otros géneros de *Kellicottia*, como es *K. bostoniensis* ha sido reportada por Oliveira *et al.* (2019), como una especie exótica capaz de modificar la trama trófica, al producirse la sedimentación de la materia orgánica presente en el agua. Por lo cual, en las siguientes etapas del programa de estudio se realizarán las acciones tendientes a identificar con mayor precisión a qué especie pertenece el género de *Kellicottia* que se ha estado observando.

Chapo

El lago Chapo ha sido clasificado como un lago monomictico templado, debido a que posee un período donde la columna de agua se mezcla completamente (Wetzel 2001). Y asociado a la época de verano, la columna de agua se encuentra estratificada, como se observa en el actual período estudiado. Condicionando el comportamiento de la columna de agua, asociado a los parámetros físicos, químicos y biológicos. Al encontrarse estratificada la columna de agua, se limita la oxigenación de estratos profundos, como el abastecimiento de nutrientes en estratos superiores.

En el caso del oxígeno, el descenso en las concentraciones de oxígeno a través de la columna de agua ha observado previamente, en otras épocas del año, inclusive en período de mezcla (Pesce *et al.* 2016b, 2017, 2018, 2021a, 2021b, 2022). Al parecer es una condición que permanece en el transcurso del año. La disminución de oxígeno con la profundidad puede vincularse a procesos donde se consume oxígeno, como en la degradación de materia orgánica (Wetzel 2001).

La componente fitoplanctónica del lago Chapo fue diversa, siendo los grupos más representativos diatomeas, Ochrophyta, Chlorophyta, y Cyanobacteria. Las cianobacterias presentes fueron 3, *Limnococcus spp*, *Dolichospermum spp* y *Aphanocapsa spp*, aunque en baja abundancia (valores



generalmente menores 2.500 cél/L). En etapas anteriores del estudio (Pesse *et al.* 2021a, 2021b), se han descrito cianobacterias para este lago generalmente en bajas abundancias.

El zooplancton del lago Chapo, ha presentado a través de las diferentes etapas del estudio, diferencias en la abundancia, con un aumento ocurrido el año 2017. Hasta dicho año las abundancias no superaron ~0,5 ind/L y posterior a ello generalmente se mantuvieron los valores sobre ~ 1 ind/L. Las especies más representativas del zooplancton durante este programa de estudio en el lago Chapo fueron: *Daphnia pulex*, *Kellicottia*, *Bosmina chilensis*, *Ceriodaphnia dubia*, *Acanthocyclops vernalis*, *Mesocyclops araucanus*, y nauplii de copépodos.

De acuerdo a los registros de Thomasson (1963), Schmid-Araya (1993) y Woelfl *et al.* (2013) para los lagos Araucanos en estudio, el género *Kellicottia* no fue observado. Así también de acuerdo a Pesse *et al.* (2020), durante el monitoreo de otoño de 2019 se presentó por primera vez asociado a este monitoreo el género *Kellicottia* en el lago Chapo.

Huillinco – Cucao

El sistema lacustre Huillinco – Cucao corresponde a un tipo de lago meromíctico, clasificación que considera a lagos que nunca se mezclan completamente, lagos donde la estratificación de la columna de agua es una condición permanente (Wetzel 2001). El sistema Huillinco – Cucao tiene una gran diferencia de densidad en la columna de agua, limitando la mezcla, influyendo sobre el comportamiento del sistema. En general el estrato superficial cambia a través de las diferentes épocas del año, mientras que el estrato de fondo no cambia entre épocas de año (Pesse *et al.* 2016b, 2017, 2018, 2020, 2021a, 2021b, 2022). Es así como el estrato de fondo se encuentra totalmente anóxico y con elevadas concentraciones de materia orgánica y nutrientes. Donde en el mayor constituyente de nitrógeno total es el amonio, donde el mayor constituyente posiblemente proveniente del proceso de desnitrificación.

Por otra parte, el sistema lacustre Huillinco – Cucao se caracteriza por tener elevada materia orgánica, principalmente de origen alóctono, representada por ácidos húmicos (UVC y UVA) y fúlvicos. Así también en algunas estaciones se registró un incremento de DOC vinculado a la productividad biológica autóctona del sistema, relacionada a componentes similares a proteínas y triptófanos. Relacionándose con su trofía, según el modelo nutriente color, el sistema lacustre Huillinco – Cucao se encuentra dentro de una condición distrófica, haciendo referencia a la importante productividad autóctona, como alóctona del sistema, representadas por las concentraciones de fósforo total y color, respectivamente.

En general las diferentes variables fluctuaron dentro de rangos similares a los reportados previamente para igual época del año (Pesse *et al.* 2016b, 2020). Sin embargo, las concentraciones de clorofila fueron más elevadas a las anteriormente registradas (Pesse *et al.* 2016b, 2020), especialmente en estaciones más someras, como la E3 y 100968.



La componente fitoplanctónica del sistema lacustre Huillinco - Cucao ha presentado particularidades que muestran un cuerpo de agua de elevada vulnerabilidad y por su alto nivel trófico. En temporadas anteriores durante el monitoreo del año 2016 (Pesse et al. 2017) y del año 2019 (Pesse et al. 2021a), se habían registrado cianobacterias, pero en una menor abundancia, más esta temporada de monitoreo se observó una elevada concentración de cianobacterias pudiendo considerarse como una floración. Además, en los monitoreos de 2019 al 2021, se produjo una importante abundancia de *Monoraphidium spp*, que es una microalga característica de condiciones mixotróficas, de acuerdo a Reynolds et al. (2002).

El zooplancton del lago Huillinco Cucao, a través del tiempo ha registrado las mayores abundancias zooplanctónicas dentro de los lagos monitoreados en este programa de estudio. Las principales especies que se han registrado son: *Tumeodiaptomus diabolicus*, *Bosmina chilensis*, *Filinia longisetus*, estadios nauplii de copépodos, y larvas de poliqueto. Estas larvas de poliqueto demuestran que este ambiente tiene influencia marina.

Tarahuin

En el lago Tarahuin se apreció una columna de agua estratificada, condición típica para lagos monomicticos templados en época de verano. En general, las concentraciones de oxígeno en el lago Tarahuin fueron bajas, principalmente asociado al hipolimnion presentó una importante disminución de las concentraciones hacia el fondo. Las bajas concentraciones de oxígeno y su descenso en la columna de agua se han evidenciado previamente en diferentes épocas del año (Pesse et al. 2020, 2021a, 2022), pero las del actual período fueron aún más bajas. Esto podría relacionarse con la elevada materia orgánica que tiene el lago, ya sea de origen autóctono como alóctono.

El lago Tarahuin, además de las importantes contribuciones alóctonas de carbono, posee un importante aporte autóctono, relacionado con la elevada productividad biológica que tiene el lago. A diferencia de otros lagos Chilotas en estudio, los componentes vinculados a la productividad autóctona (proteína y triptófano), poseen una mayor relevancia, especialmente en algunas profundidades. Es así como se refleja en su condición trófica, según el paradigma nutriente color indica una condición eutrófica, relacionado con las elevadas concentraciones de fósforo disponible para la producción

La componente fitoplantónica del lago Tarahuin, se relacionó con un ambiente de elevada vulnerabilidad ambiental producto de la proliferación de cianobacterias. Pérez et al. (2022), realizaron análisis de toxinas a las cianobacterias que hicieron floración en este lago encontrando la presencia y concentración de cianotoxinas. Así también se registró la presencia de *Kellicottia spp* en Pesse et al. (2020) encontrándose en los monitoreos anuales desde otoño de 2019 para este lago.

Las especies zooplanctónicas que se han registrado con mayor frecuencia fueron: *Tumeodiaptomus diabolicus*, *Keratella americana*, larvas nauplii de copépodos, *Bosmina chilensis*, *B. hagmanni*, como también *C. unicornis*, *Asplanchna sp.* y *Kellicottia spp*. Se hace hincapié en la presencia del rotífero



Kellicottia ya que algunas especies de este género han sido descritas como especies capaces de transformar la trama trófica (Oliveira et al. 2019).

Natri

La columna de agua del lago Natri se encontró estratificada térmicamente, condición característica de lagos monomictos templados en verano (Wetzel 2001). Esta estratificación térmica se encontró modelando las dinámicas en el lago Natri, limitando la oxigenación de estratos profundos y la disponibilidad de nutrientes en el epilimnion. En el lago Natri el oxígeno fue disminuyendo desde el epilimnion al hipolimnion, este descenso en la concentración podría estar relacionado con su utilización en la degradación de materia orgánica. Por otro lado, en el epilimnion se registraron menores concentraciones de nutrientes, reflejando su utilización en la productividad biológica y una columna de agua estratificada, ya que la ausencia de mezcla de la columna de agua, limita que el estrato superficial se provea de nutrientes.

Por otra parte, las concentraciones de oxígeno registradas en este período fueron las más bajas a lo previamente reportado para igual época del año (Pesse et al. 2020). Aquello podría vincularse con la estratificación térmica, ya que a diferencia de lo registrado previamente en época de verano (Pesse et al. 2020), en donde la columna de agua presentó una mayor estratificación.

El lago Natri presentó elevadas concentraciones de carbono orgánico disuelto, lo que se condice con las concentraciones de nutrientes totales (N, P) y sus constituyentes inorgánicos, que permiten concluir que los nutrientes totales están conformados principalmente por formas orgánicas. Según análisis PARAFAC, el origen del carbono orgánico fue principalmente alóctono. Sin embargo, los constituyentes similares a proteína y triptófano tuvieron una mayor presencia en el epilimnion, asociado a la productividad biológica. La dominancia de las fuentes alóctonas, se relaciona con su estado trófico, según lo obtenido del modelo nutriente color el lago Natri posee una condición distrófica, debido a que en los lagos distróficos domina la materia orgánica proveniente de la cuenca por sobre la producción autóctona del lago.

La componente planctónica del lago Natri registró una de las más bajas abundancias fitoplanctónicas registradas dentro de este programa de monitoreo, como también presentó la mayor abundancia zooplanctónica registrada para este lago a través de las diferentes etapas de este estudio. Dentro de los sistemas lacustres estudiados fuera del sistema lacustre Huillinco - Cucao, es uno de los que mayor abundancia de organismos ha registrado.

Las especies más características del zooplancton del lago Natri, a través de las diferentes etapas del estudio han sido: *Tumeodiaptomus diabolicus*, *Kellicottia cf longispina*, estadios nauplii de copépodos, *Daphnia pulex*, *Diaphanosoma chilensis*, *Gastropus* sp., *Mesocyclops araucanus*, y *Keratella americana*. En esta última etapa durante el monitoreo de 2022, los rotíferos fueron el grupo con mayor riqueza de especies y abundancia. Esto podría deberse a que *Kellicottia* en condiciones normales no



puede competir con *Daphnia*, pero ante el declinamiento en las poblaciones de cladóceros, se promueve la sucesión en la que los rotíferos dominan el sistema (Gilbert 1988).

Yelcho

En general los perfiles se encontraron en rangos reportados previamente para igual época del año, al igual que su comportamiento a través de la columna de agua (Pesse et al. 2018, 2020, 2021a, 2021b, 2022). Sin embargo, en una primavera más avanzada el epilimnion puede alcanzar mayores temperaturas (Pesse et al. 2020, 2022). A pesar de corresponder a un muestreo de primavera más temprana, la estación más profunda registró una marcada estratificación de la columna de agua.

En general, las concentraciones de nutrientes fueron bajas en el lago Yelcho, exceptuando por la estación 101521, aunque se encontró dentro de rangos oligotróficos, en superficie presentó más del doble de la concentración de NT registrada en otros puntos. El área norte del lago es donde se encuentra la mayor influencia antropogénica. Es posible que esta mayor concentración esté relacionada con ello.

En el lago Yelcho la transparencia es reducida, encontrándose en límites mesotróficos y eutróficos. Sin embargo, esto no tiene relación con la productividad biológica que pudiera tener el lago, la que se encontró en rango ultraoligotróficos. La baja transparencia de este cuerpo de agua está relacionada con las contribuciones de deshielo, caracterizadas por tener elevados minerales.

El fitoplancton del lago Yelcho estuvo dominado por las Bacillariophyta y Ochrophyta. Así también no se registraron especies potencialmente tóxicas ni nocivas en esta oportunidad. A pesar de ser parte del área plaga de *D. geminata* no se registraron células de esta microalga en esta oportunidad. De acuerdo a Soto et al. (2002), fueron las diatomeas el grupo más representativo del fitoplancton del lago Yelcho, lo cual concuerda con lo registrado en este estudio.

En el plancton del lago Yelcho a través de las diferentes etapas del estudio ha estado compuesto principalmente por microcrustáceos como *Boeckella gracilipes*, *Daphnia pulex*, *Mesocyclops araucanus* y *Bosmina chilensis*, como también se destacan los rotíferos *Kellicottia cf longispina* y *Filinia longiseta*. Hasta el monitoreo de primavera del año 2018 (Pesse et al. 2020) y en las etapas previas del estudio generalmente se observó una mayor proporción de microcrustáceos. Sin embargo, en el monitoreo de mayo del año 2019 (Pesse et al. 2020) en adelante (Pesse et al. 2021a, 2021b, 2022), se observó en los monitoreos anuales una mayor proporción de rotíferos especialmente del género *Kellicottia*.

Riesco

En el lago Riesco la temperatura de la columna de agua se encontró dentro de rangos previamente reportados para igual época del año (Pesse et al. 2018, 2021a, 2022). Con respecto al oxígeno, a



pesar de mostrar un comportamiento similar a periodos previos, presentó una columna de agua más oxigenada. En registros previos las concentraciones fueron mucho menores (Pesse *et al.* 2018, 2021a, 2022), alcanzando concentraciones inferiores a 2 mg/L en profundidad, especialmente en las estaciones localizadas en el brazo sur (Pesse *et al.* 2018, 2021a, 2022), considerando que el consumo de oxígeno en profundidad está principalmente relacionado con la degradación de materia orgánica. Sin embargo, en este periodo se registró una menor producción de materia orgánica autóctona, las concentraciones de clorofila fueron menores que en épocas previas. Es posible que en este período existió un menor ingreso de materia orgánica alóctona, sería necesario realizar otro tipo de estudios para determinarlo.

La transparencia en el lago Riesco se encontró en rangos mesotróficos a eutróficos, pero en este lago, al igual que en el lago Yelcho, la transparencia no es un resultado de la producción autóctona del sistema, más bien tiene que ver con la contribución de agua de deshielo, agua que posee muchos minerales.

En el lago Riesco los principales componentes de la comunidad fitoplanctónica fueron Bacillariophyta, lo cual concuerda con lo reportado anteriormente para este lago (Pesse *et al.* 2022). En esta etapa no se han reportado especies potencialmente tóxicas ni nocivas. No se registraron células de *D. geminata*, lo cual es relevante ya que este lago se encuentra inmerso en un área plaga de Didymo.

En el plancton del lago Riesco a través de las diferentes etapas del estudio, las especies de organismos zooplanctónicos más abundantes han sido los microcrustáceos: *Boeckella gracilipes*, *Daphnia pulex*, los estadios nauplii de copépodos, más rotíferos del género *Ascomorpha* y *Kellicottia*. En esta última etapa *Ascomorpha* sp y *B. gracilipes* fueron las especies más representativas. Se ha observado en este programa de estudio que hasta el monitoreo de mayo del año 2019 (Pesse *et al.* 2020), generalmente los microcrustáceos dominaron el zooplancton, luego en ese monitoreo se empezó a observar una mayor representatividad de rotíferos. El aumento en la abundancia de rotíferos se ha reflejado en el aumento de la abundancia total. Sin embargo, cabe considerar que el pequeño tamaño de los rotíferos no estaría necesariamente implicando un aumento de la biomasa zooplanctónica disponible. De acuerdo a Woelfl *et al.* (2018), en promedio el aporte de los rotíferos a la biomasa total del zooplancton sería < 1 %, para el caso de los lagos Araucanos del sur de Chile.

Variables físico químicas de la columna de agua a través del tiempo

Al analizar las tendencias de las variables fisicoquímicas de la columna de agua, se observó que es necesario separar de acuerdo a cada variable, lago y época de muestreo.

La temperatura parece tener una tendencia al alza a través de los años entre 2014 y 2022, pero se debe tener en cuenta que existieron periodos de muestreo en época estival con mayor promedio de temperatura que en épocas de muestreo otoño-invierno, donde las temperaturas fueron más bajas,



cabe considerar que los 3 últimos períodos de muestreo han sido llevados a cabo entre los meses de noviembre y abril del siguiente año, pudiendo de esta forma alterar artificialmente la tendencia natural.

Diferente fue el caso del pH, donde la tendencia pareció ser independiente de la época del año en que se tomaron las muestras, mostrando los lagos Puyehue, Rupanco, Llanquihue, Huillinco, Cucao, Tarahuin, Natri, Yelcho y Riesco una leve tendencia al alza del pH (más básico) con los años, mientras que el lago Chapo y Ranco parecen estar acidificándose.

La concentración de nitrógeno total, nitrógeno del nitrato, nitrógeno del nitrito y nitrógeno del amonio de la columna de agua indicaron que la tendencia de los lagos a medida que pasa el tiempo fue a la baja, exceptuando los lagos Puyehue, Yelcho y Riesco, donde la pendiente de la tendencia fue notoriamente al alza.

Algo similar a lo que pasó con el nitrógeno, se observó con la concentración de fósforo del fosfato y el fósforo total en la columna de agua, donde solo los lagos Yelcho y Riesco parecieron ir al alza con el paso de los años, mientras que los restantes lagos disminuyeron su tendencia a través del tiempo.

Los silicatos parecieron tener una tendencia al alza en general, independiente de la época del año cuando fue realizado el muestreo, pareciendo no influir los deshielos de primavera o las lluvias de invierno, por lo que la causa puede estar asociado a una mayor entrada de este nutriente a los lagos en general, o que su uso por parte de fitoplancton de gran tamaño, como las diatomeas y que utilizan este nutriente se encuentren cada vez en menor abundancia.

La concentración de clorofila a en la columna de agua en los lagos Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue, Chapo y Natri fue a la baja entre 2014 y 2022, mientras que la tendencia al alza se mostró en los lagos Huillinco, Cucao, Tarahuin, Yelcho y Riesco. La clorofila a en los lagos Chilotas fue generalmente alta y parece seguir esta tendencia, mientras que los lagos Araucanos fueron a la baja y los lagos Patagónicos al alza.

La transparencia de la columna de agua en la forma de la profundidad de disco Secchi mostró que a medida que pasa el tiempo la columna de agua de los lagos Araucanos se hicieron más transparentes (valor mayor), mientras que para los lagos Chilotas y Patagónicos sucedió lo contrario, la columna de agua fue menos transparente (valor menor).

Finalmente, si analizamos en conjunto la concentración de fósforo total de la columna de agua de los Araucanos y Patagónicos en estudio, la concentración de clorofila a y la profundidad del disco de Secchi, en la forma del Índice Trófico de Carlson, se observó tendencias a la baja del índice trófico (TSI) en los lagos Araucanos en estudio, mientras que los lagos Patagónicos se observó una tendencia al alza a través de los años de estudio. De acuerdo a ello, se recomienda poner especial atención en las futuras evaluaciones de los lagos Riesco y Yelcho.



Serie de tiempo lago Llanquihue

En la serie del tiempo de la estación C2, se observó una dinámica estacional de las comunidades planctónicas, relacionado a las condiciones físico químicas de la columna de agua. Se identificaron periodos de mezcla, que propiciaron una mayor disponibilidad de nutrientes en estratos superficiales, así como periodos de estratificación térmica que limitaron las contribuciones de nutrientes al estrato superficial.

Esto determinó la abundancia y composición fitoplanctónica y zooplanctónica en los diferentes periodos de la estación C2. En general, cuando la columna de agua se encontró completamente mezclada dominaron las diatomeas. Mientras que, en periodos de estratificación térmica donde los nutrientes disponibles se fueron agotando en el epilimnion pasaron a dominar organismos capaces de optimizar el uso de los nutrientes u organismos que poseen diversas formas de alimentación. Como por *Cyclotella* sp que es una diatomea con bajos requerimientos nutricionales, o por *Dinobryon* sp y *Rhodomonas* sp, que corresponden a organismos mixotróficos.

Exceptuando por el periodo de mezcla del 2022, donde dominaron las Cryptophyta por sobre las Bacillariophyta. Este cambio en la comunidad fitoplanctónica podría relacionarse a la disponibilidad de nutrientes. En este periodo el fósforo disponible fue menor a otros periodos de mezcla.

Este cambio comunitario del fitoplancton determinó la dinámica zooplanctónica, por sobre las condiciones ambientales. Se evidenció una relación significativa entre la composición fitoplanctónica con la zooplanctónica, no así con las variables ambientales. Por lo tanto, al cambiar la oferta alimenticia, en consecuencia, también lo hizo el zooplancton.

Monitoreo continuo en lago Llanquihue

El anclaje con sensores de profundidad, temperatura y concentración de oxígeno de la columna de agua a profundidades de 5, 50 y 250 m, mostró de que, en general las profundidades se mantuvieron estables y la flotabilidad del anclaje no ha fallado entre diciembre 2021 y junio 2023.

La temperatura de los 4 sensores mostró la presencia de estratificación de la columna de agua durante los meses estivales (diciembre-abril) con una capa superficial que va aumentando su temperatura entre octubre (~ 10,8 °C) y febrero (~ 18 °C) para luego declinar hasta mediados de julio (~ 10,8 °C), mientras que la variación de la temperatura en la capa de los 50 m de profundidad fluctuó ampliamente (entre 11,8 y 15 °C) durante la época estival para igualar la temperatura de la capa superficial en el mes de mayo 2021 y 2022 (15° a 16 °C aprox.), pudiendo deberse estas fluctuaciones a la estratificación observada en el lago y que se produjo entre los 40 y 60 metros (variación de la profundidad de las isotermas), pudiendo incluso formarse una termoclina en los meses más calurosos alrededor de los 50 m de profundidad. La capa de fondo pareció mantener su temperatura estable durante el año alrededor de los 10,6 a 10,8 °C.



La concentración de oxígeno de la columna de agua de la estación C2 del lago Llanquihue, en relación a la ubicación de los sensores (15 y a 50 metros de profundidad), indicaron concentraciones similares, alrededor de 10 mg/L de O₂, durante todo el año, pero el sensor ubicado a los 15 metros durante el segundo periodo del anclaje muestra fluctuaciones inesperadas y de gran magnitud (0-27 mg/l de O₂ en la columna de agua) que pueden dar cuenta de una falla del sensor que a primera vista parecía intacto. Ya se ha planificado la sustitución del sensor de oxígeno y temperatura durante el mes de agosto 2023.

Comparación de variables sedimentológicas de los lagos para todas las etapas de estudio

Al comparar las variables sedimentológicas de los lagos en estudio para todas las etapas de estudio, se identificó cómo las variables sedimentológicas (arena, fango, grava, materia orgánica, materia inorgánica, redox, pH, y temperatura) difieren entre los distintos grupos de lagos en estudio, Araucanos, Chilotes y Patagónicos. En general, se visualizó que en los lagos Araucanos y Patagónicos estas variables se comportaron de manera similar, en comparación a los lagos Chilotes. Los lagos Araucanos y Patagónicos presentaron menores concentraciones de materia orgánica y fango, similar contribución de fango y arena, y valores de redox mayormente positivos (> a 100 mV). Empero, en la variable pH, los lagos Ranco, Chapo y Yelcho presentaron el pH más ácido en comparación al resto de los lagos Araucanos y Patagónicos. Por su parte, los lagos Chilotes, presentaron concentraciones muy altas de materia orgánica y fango, escasa grava y arena, y bajos valores de redox (incluso algunos valores negativos en la zona del Huillinco), y pH más básico. En el sistema lacustre Huillinco – Cucao, tal como se ha mencionado con anterioridad (en el presente estudio como en la etapa precedente a ésta), la estación 100617, estaría incumpliendo la Resolución Exenta N° 3.612, tanto para el pH y redox en su conjunto, como también para la materia orgánica. La presencia de materia orgánica alóctona en cantidades extremadamente altas constituye el rasgo más notable de los sedimentos de los lagos Chilotes, sobre todo en el sistema lacustre Huillinco – Cucao, en donde hay ausencia de oxígeno en el hipolimnium. La ausencia de oxígeno hipolimnético disminuye la actividad degradadora de las bacterias aeróbicas y la descomposición mediada por bacterias anaeróbicas, que al reducir sulfatos y bicarbonatos producen sulfuro de hidrógeno y metano, se hace más importante (Wetzel 1975 en Pérez-Rojas *et al.* 1999). Como el ingreso de detritos desde la cuenca lacustre es constante y la degradación anaeróbica es menos eficiente que la aeróbica, la materia orgánica en distintos estados de descomposición se acumula progresivamente en los sedimentos. Como en este sistema lacustre la columna de agua no presenta períodos de mezcla, y que de manera constante presenta una oxiclina y picnoclina, producto de la circulación es escasa, sobre todo en profundidad, la opción de que los descomponedores aeróbicos actúen sobre la materia orgánica es mínima. Esto hace que se favorezca la acumulación de materia húmica en los sedimentos del lago, sobre todo en las zonas de mayor profundidad, y cercanas al canal caldera, en la zona del Huillinco mayormente.



Balance hidrológico y de nutrientes de lagos en estudio, y capacidad de carga en lagos Araucanos y Patagónicos

De acuerdo a este programa de estudio, los lagos Araucanos y Patagónicos aún pueden considerarse oligotróficos en relación a las concentraciones de nitrógeno y fósforo medidas en sus columnas de agua, situándose dentro de los lagos más oligotróficos estudiados en el mundo. Empero, es necesario recalcar que, para atender al objetivo general de este estudio, la toma de muestras para el análisis de los nutrientes se hace desde estaciones de agua que prácticamente no están directamente relacionadas con grandes urbes, ni en zonas litorales, sino más bien en zonas más profundas, en donde la circulación tiende a facilitar una dilución de los nutrientes. Probablemente, si se tomasen muestras de agua más cercanas a las ciudades, las concentraciones de nutrientes sean mayores, y por tanto la trofía en alguno de estos lagos, en un tiempo determinado, pueda presentarse como mesotrófico. En tanto, los lagos Chilotas se consideran ambientalmente vulnerables, dada su alta concentración de nutrientes, y dependencia absoluta de la precipitación como fuente de ingreso hídrica.

Los mayores aportes de nutrientes a los lagos Araucanos, Patagónicos y Chilotas provienen de las fuentes difusas, principalmente del uso de suelo y cobertura vegetal, lo que hace necesario poner mayor atención al continuo cambio de la cobertura vegetal bosque nativo hacia praderas, deforestación, y/o a parcelaciones con destino urbanístico.

Actualmente, todos los lagos en estudio están bajo presión de modificación de uso de suelo y cobertura vegetal, ante ello se debe tomar en cuenta que los principales aportes de nutrientes, como por ejemplo en el caso del fósforo que ocurre de manera particulada, provienen de la erosión o arrastre de materiales desde la cuenca, por lo que el cambio de uso de suelo y cobertura vegetal desde bosque nativo a otro uso, favorece a la menor retención del material transportado. Según Werner (1991) y Kronvang *et al.* (1993), el aporte de fósforo por erosión de suelo es probablemente uno de los aportes más significativos, además de difícil medición, por ser un aporte de origen difuso. Por ello, resulta clave mantener y/o reforestar con bosque nativo las cuencas lacustres, además del resguardo de la vegetación ribereña, ya que ayudaría a regular la entrada de nutrientes y otros xenobióticos.

En el caso de la cuenca lacustre del lago Llanquihue, que es pequeña en relación a las demás cuencas lacustres en estudio, es necesario poner foco sobre la presión antrópica que se ejerce sobre las riberas, además de los aliviaderos de tormenta Santa Rosa y Puerto Chico, que aún son utilizados cuando la planta de tratamiento de ESSAL colapsa por las lluvias intensas y prolongadas, y de la planta de tratamiento primaria de Puerto Octay que evacúa de manera directa y constante hacia el lago mismo. Si bien los volúmenes de descarga de los aliviaderos de tormenta Santa Rosa y Puerto Chico han disminuido en más de la mitad con respecto al año 2021, el ideal es que no haya en el futuro este tipo de descarga a los lagos, y se incorporen tratamientos terciarios en todos los lagos que están siendo vulnerados por este tipo de descargas, a fin de preservar lo prístino de estos lugares, que presentan además un gran aporte de servicios ecosistémicos, tanto a nivel local, como zonal. Al examinar la relación entre el área de la cuenca con el área del lago, se indica que mientras mayor sea este índice, es decir el tamaño de la cuenca es mucho mayor al tamaño del área del lago, más sensible será ante cambios de uso de suelo y cobertura vegetal, y además tendrá un mayor aporte de nutrientes



provenientes de la cuenca lacustre. Por ejemplo, la cuenca del lago Yelcho supera en ~ 82 veces el espejo de agua del lago, y además hay que considerar que 2/3 de su cuenca se encuentra en territorio argentino, por lo que se requiere un manejo adecuado y en sincronía de ambas naciones a la hora de realizarse en Argentina ciertas modificaciones o disturbios, ya sean naturales como artificiales. Cabe recalcar que toda intervención en la cuenca lacustre del lago Yelcho en Argentina, afectará a la cuenca lacustre que está en territorio chileno. Ahora, cuando la relación entre el área de la cuenca y el área del lago es pequeña, como es el caso del lago Llanquihue, se considera que será más sensible a cambios globales atmosféricos que afecten directamente la composición química del agua de lluvia, y en este caso hay que tener cuidado, ya que como el área de este lago es grande (es el segundo lago más grande de Chile), la precipitación ingresa de manera directa sobre el espejo de agua, sin capacidad de ser filtrada previamente. En regiones alejadas de contaminación atmosférica, como es gran parte de la región sur de Chile, se esperaría que un lago con un alto índice del área cuenca/área lago debiera presentar una mayor afinidad a la eutroficación de manera más temprana que un lago con bajo índice (Soto & Campos 1995). Esto, en la actualidad, aún no se ve reflejado. En los lagos Llanquihue y en menor grado en el Ranco, el nitrógeno y fósforo provenientes de las precipitaciones son una buena fuente de entrada. Aquello se debe a la mayor área de estos lagos, ingresando este nutriente de manera directa, sin filtro alguno.

Entonces no tan solo la cantidad de precipitación es importante, sino además la calidad de ésta. Eso hace tomar nota sobre la importancia de monitoreos de las descargas atmosféricas industriales que tengan influencia sobre el área de los lagos de estudio, y de las precipitaciones, a fin de contar con una base científico-técnico para evitar lluvias contaminadas. Éstas no tan solo pueden estar contaminadas con nutrientes, sino también con xenobióticos que se utilizan como herbicidas e insecticidas en la ganadería y agricultura, tal como lo que se ha registrado en lluvias en la provincia de Buenos Aires, Argentina, que contienen agroquímicos glifosato y atrazina (Alonso *et al.* 2018). Tomando entonces en cuenta los cambios globales y locales actuales, tales como el avance de la industrialización, la deforestación tanto de las riberas como en zonas superiores de la cuenca lacustre, la urbanización con un alto grado de encementado, el uso indiscriminado de agroquímicos, entre otros, es esperable observar un mayor impacto global en estos lagos en el futuro inmediato. Además, hay que considerar las abundantes precipitaciones en toda la zona de estudio, lo que hace que nuestros lagos y sus cuencas sean sensibles a impactos atmosféricos que incidan sobre la calidad como la cantidad de precipitación.

Por otro lado, como ya se ha mencionado con anterioridad, los lagos Chilotés dependen en su totalidad de la precipitación para poder llenar y mantener sus acuíferos, en donde los lagos Chilotés, junto con las turberas son las reservas de agua que tiene la Isla de Chiloé. Ante ello, los lagos Chilotés son considerados altamente vulnerables a cambios globales y locales, no tan solo a cambios producto del calentamiento global, sino también a la extracción del musgo *Sphagnum*, considerado un recurso económico, jugando como especie un rol crucial en el resguardo y almacenamiento de las aguas en las turberas. Las turberas, además también son consideradas reservorios de nutrientes, y que con la extracción de *Sphagnum* se disminuye la capacidad de filtrar y retener estos nutrientes, fluyendo luego todo hacia los lagos Chilotés, aumentando las concentraciones de nutrientes en los cuerpos de agua,



especialmente en el sistema lacustre Huillinco – Cucao, que, dada su gran cuenca lacustre, recibe las aguas de los lagos Tarahuin y Tepuhueico, entre otros cuerpos de agua de menor tamaño.

Otro elemento importante a considerar es el tiempo de renovación de las aguas de un lago. Sin embargo, no existe una relación clara entre el contenido de nutrientes en la columna de agua y el tiempo de renovación, debido a que, en nuestro estudio, los lagos con rápida renovación, como por ejemplo el Yelcho y Riesco, tienen la misma concentración de nutrientes que un lago con una lentísima renovación, como es el caso del lago Llanquihue. Según Soto y Campos (1995), el tiempo de renovación podría ser un mejor predictor una vez que se hayan alcanzado niveles mesotróficos de nutrientes en los lagos. Igualmente hay que recordar que los lagos con una rápida renovación tienen mayor posibilidad de evacuar los nutrientes a través de su efluente, por tanto, presentan una menor sedimentación dentro del lago, contrario a lo que sucede en los lagos con mayor tiempo de renovación, como es el caso del lago Llanquihue (65 años), que permitiría una mayor acumulación de nutrientes.

Como segunda fuente aportante de nutrientes se identificó a la acuicultura, específicamente en: los lagos Puyehue, Rupanco y Llanquihue, que declararon producción de alevines en balsas jaulas durante el año 2022; en el lago Chapo, que, si bien cesó su producción acuícola desde el año 2016, su tiempo de renovación teórico calculado fue de 10 años; y el sistema Huillinco – Cucao, que, por presentar escasa renovación de sus aguas, se considera que lo ingresado y sedimentado queda finalmente retenido en el tiempo, producto de su perpetua picnoclina, termoclina y oxiclina, que inhibe mezcla alguna de su columna de agua. Desde el año 2016 se observó una creciente y continua disminución de la producción de alevines en balsas jaulas en los lagos, esto asociado a principalmente a los avances tecnológicos en los sistemas de cultivo, favoreciéndose el cultivo de los salmónidos en pisciculturas, algunas de ellas con sistemas de recirculación acuícola (RAS). Así, parte de la producción que antes se realizaba en lagos, actualmente se está llevando a cabo en pisciculturas en tierra. Si bien, estas tecnologías empleadas parecieran ser robustas, presentando un menor impacto ambiental en relación al cultivo en balsas jaulas, sí se hace necesario evaluar el impacto de estos nuevos sistemas en ríos, en donde luego de limpiar cada cierto tiempo los estanques, el agua se retorna a los cauces más cercanos.

Modelo hidrodinámico en lago Llanquihue

La hidrodinámica en lagos puede llegar a ser muy variable debido, por ejemplo, a geometrías diversas, profundidad, y exposición a condiciones meteorológicas (Imberger 1998). La naturaleza física de los lagos es importante para comprender la estructura física, química y biológica del lago, por ejemplo, el transporte y distribución de sustancias disueltas o particuladas (Lerman & Imboden 1995).

Para contextualizar, se hace referencia al desarrollo de este objetivo a través de las diferentes etapas del programa de estudio. Durante la primera etapa de este objetivo, se implementó un modelo hidrodinámico (MIKE 3) de alta resolución forzado con información atmosférica de un modelo meteorológico (WRF) para 3 años (2016-2018).



Dicho modelo hidrodinámico replicó de manera adecuada el ciclo anual de la temperatura superficial, esto fue contrastado con información satelital (MUR), sin embargo, un aspecto que debe ser revisado se refiere a la tendencia de un mayor calentamiento del modelo respecto a MUR ocurrida durante los inviernos de 2017 y 2018, lo que sugeriría que existe un desajuste en el balance de calor del lago. Por otra parte, el modelo replicó de forma correcta el cambio estacional desde lo estratificado en verano a la mezcla de invierno y, además, se ajustó relativamente bien a la profundidad de la termoclina, sin embargo, será necesario utilizar mayor cantidad de información para contrastar aspectos más locales dentro del lago.

El modelo atmosférico fue evaluado respecto de 2 estaciones meteorológicas ubicadas alrededor del lago Llanquihue (Puerto Octay y Quilanto) entre los años 2016-2018, en ambas se observó un ciclo anual de temperatura adecuado.

El modelo hidrodinámico permitió simular los patrones generales de circulación para cada una de las estaciones del año 2016, separados en estratos superficial (0-25 m) y profundo (100-300 m). El conocimiento de la circulación media de los lagos es importante para aspectos ecológicos y de gestión, porque proporciona información sobre las vías de transporte de nutrientes y/o contaminantes en escalas de tiempo más largas (Beletsky *et al.* 1999). Un aspecto relevante encontrado respecto de la estructura de las corrientes, fue un remolino de giro ciclónico de gran tamaño y que ocupó gran parte del lago, este giro estuvo presente claramente durante el verano y el otoño y desapareció en invierno, reapareciendo de manera menos evidente en primavera. Sin embargo, este remolino, durante el verano, no se reflejó en la circulación de aguas más profundas, lo que sí ocurrió durante el otoño. Esto sugiere que durante el periodo de máxima estratificación (verano), la circulación superficial del lago parece desacoplada de los estratos más profundos, en donde, la circulación se mueve muy lentamente. La circulación durante el invierno se caracterizó por no tener una estructura de gran escala muy definida, sin embargo, un aspecto importante fue el aumento en la magnitud de las corrientes en el estrato profundo, esto sugiere que, durante el invierno, la mayor energía entregada por el viento, permitió un mayor dinamismo de los estratos profundos, induciendo la mezcla y transporte de calor entre otros aspectos.

Lo anterior, sin embargo, debe tomarse con precaución dada la incertidumbre en el patrón de la dirección del viento, lo cual, no pudo ser validada en el modelo WRF, por tanto, las características de los patrones hidrodinámicos del lago, antes descritos, solo deben ser vistos como una hipótesis de su circulación, representando rasgos muy generales y que deben estar sujeto a validaciones con un mayor número de observaciones, tanto del modelo hidrodinámico como de su forzante atmosférico. Tampoco han sido abordados durante esta etapa aspectos de escala temporal y espacial menor, por ejemplo, el efecto en el transporte de un viento persistente en verano en una bahía específica. Es conocido la influencia del viento como generador directo de circulación, que transfiere *momentum* y energía a la superficie del agua (Bengtsson 2012), sin embargo, también existen procesos que son dependientes de este último y originan otro tipo de mecanismos tales como distintos tipos de ondas



internas (Schwab & Beletsky 2003), estos son modos de fluctuación de lago ante distintas perturbaciones y que generan mezcla y transporte de nutrientes o material biológico, esto debe ser abordado en un estudio futuro.

Basado en el modelo hidrodinámico implementado y ajustado, se construyó un modelo de dispersión de partículas, el cual mostró posibles vías que seguirían bacterias fecales dentro del lago Llanquihue, al ser aportadas desde diferentes núcleos urbanos. De acuerdo a las simulaciones generadas por el modelo, las mayores concentraciones se dieron en las inmediaciones de la fuente dispersora, disminuyendo dichas concentraciones a medida que las partículas se distribuyeron a otros sectores más alejados. Dado que el promedio anual de la circulación presentó un giro ciclónico, en general, las conectividades más fuertes se dieron en sectores ubicados hacia el sentido horario de cada núcleo poblacional desde donde se inició cada dispersión (por ejemplo, Puerto Varas conecta más fuertemente con Llanquihue hacia el norte).

En conclusión, se implementó un modelo hidrodinámico en el lago Llanquihue que fue forzado con información atmosférica de un modelo meteorológico regional. Así también se obtuvo que el modelo hidrodinámico respondió adecuadamente a ciclo anual de temperatura superficial cotejado con información satelital, sin embargo, presentó una tendencia a sobre estimar la temperatura durante el invierno. A su vez, el modelo hidrodinámico, contrastado con perfiles de temperatura de CTD, describió de forma correcta el periodo de estratificación y mezcla en el lago Llanquihue. A la par, el modelo atmosférico fue contrastado con observaciones de estaciones meteorológicas, dando cuenta de una apropiada descripción del ciclo anual de temperatura, sin embargo, el modelo subestimaría los valores máximos durante los veranos. Por otro lado, no pudo validarse la dirección del viento en el modelo atmosférico WRF, por lo cual, la circulación del lago Llanquihue, descrita por el modelo, debe tomarse con precaución.

Finalmente, los patrones de circulación superficial simulados para el lago Llanquihue indicaron la formación de un gran giro ciclónico que cubriría gran parte del lago y que fue más definido en verano y otoño. Durante el invierno, la circulación profunda fue más dinámica, lo que sugiere que la acción del viento perturba el lago en todas las profundidades.

Se incorporaron los resultados del modelo hidrodinámico, los que se encuentran visibles en el portal web CHONOS de IFOP en la herramienta ATLAS. Así también los resultados de matrices de conectividad están disponibles en el portal web CHONOS de IFOP en la herramienta CLIC.

Servicios ecosistémicos

Los aportes de nutrientes (fósforo y nitrógeno) provenientes de actividades productivas humanas como la agricultura, acuicultura, ganadería, el cambio de uso de suelos, la parcelación en las zonas lacustres y la falta de tratamiento de aguas servidas, han causado que algunos lagos de Chile hayan acelerado su proceso natural de eutrofificación, impulsando la modificación de las funciones ecosistémicas (ej. abastecimiento de agua potable, turismo, paisaje y biodiversidad) (León-Muñoz *et al.* 2007). Los lagos



en general, suministran una amplia variedad de servicios ecosistémicos, pero lamentablemente esto no es percibido por la sociedad, minimizando su importancia y visibilidad (De Groot *et al.* 2006, Camacho Valdez & Ruiz Luna, 2012). En general el borde del lago es percibido como lugar vacacional en época estival y de paisajismo en época invernal.

El cambio de uso de suelo o las parcelaciones, posibilitan que sectores anteriormente cubiertos de vegetación boscosa nativa, se transformen en zonas de pastizales o de cultivo de alimento, incluyendo la ganadería. Este cambio que puede parecer inocuo, provoca que las precipitaciones arrastren una mayor cantidad de nutrientes mediante escorrentía hacia el cuerpo del lago aumentando las concentraciones de fósforo, nitrógeno y materia orgánica en la columna de agua del lago y, por otro lado, este cambio en la estructura del bosque puede provocar la fragmentación del hábitat. En un escenario hipotético de cambio climático, donde las precipitaciones se ven alteradas tanto en intensidad como en abundancia, provocando cambios en la cantidad de nutrientes transportados desde la cuenca hacia el lago Puyehue, nos encontramos que el aporte actual de fósforo total de 138,5 ton/año (2022) y de nitrógeno total fue de 1018,8 ton/año (2022). Por otra parte, la actividad acuícola, mediante la alimentación de los peces, provoca que tanto fecas como restos de alimento ingresen al medio acumulándose en parte, en los sedimentos de las inmediaciones de los centros de cultivo o disolviéndose en la columna de agua, siendo el aporte de fósforo debido a las balsas jaulas de alrededor del 12,8 % y para las pisciculturas de un 2,7 %. Por otra parte, el aporte de nitrógeno para el 2022 fue de un 68,8 % y 19,5 % respectivamente.

Se le ha atribuido a la acuicultura efectos no deseados sobre los servicios ecosistémicos del sur de Chile (Outeiro & Villasante 2013), deteriorando el ambiente y el paisaje, mientras que otros estudios (O’Ryan & Pereira 2015), han fomentado el uso de indicadores de desarrollo sustentable para evaluar este tipo de efectos. Otros aportes son los que tratan de modelar los SE agrícolas, relacionando servicios culturales como el “valor del patrimonio”, “conocimiento de los cultivadores”, y sus “relaciones sociales” (Nahuelhual *et al.* 2014a, b). Por otra parte, también buscan establecer la relación entre el cambio de uso de suelo y la prestación de SE como la degradación y fragmentación del bosque, cambios de paisaje, disminución de sitios de recreación y pérdida de biodiversidad.

Las reservas biológicas, humedales, parques nacionales y otras formas de protección de los ecosistemas en los alrededores de las cuencas lacustres, posibilitan que estos sistemas tengan un efecto amortiguador frente a cambios ambientales bruscos y permitan un sistema más resiliente a las actividades humanas y alteraciones medioambientales.

De acuerdo a los resultados de este estudio, se puede presentar un escenario hipotético, donde la presión de las actividades como la acuicultura y la urbanización sobre los servicios ecosistémicos del lago Puyehue, pueden causar alteraciones en las masas de agua, aumentando la cantidad de materia orgánica, fósforo y nitrógeno que ingresan al cuerpo de agua, generando como consecuencia un enriquecimiento de nutrientes y que junto con el aumento de la temperatura y la irradiancia se pueden conjugar para posibilitar el aumento de biomasa fitoplanctónica y que finalmente redundaría en un aumento de la trofía del lago.



Un claro ejemplo del escenario anterior es lo sucedido en el lago Villarrica, donde la actividad antropogénica ha acelerado la eutrofificación del lago, llevando a la implementación de unas NSCA propias del lago (MMA 2017) y una posterior propuesta del plan de descontaminación del lago.

Si bien, hasta ahora hemos presentado efectos antrópicos sobre los SE, las condiciones físico-químicas de la columna de agua también se ven afectadas por variaciones tanto estacionales como interanuales e incluso a escala decadal, pudiendo reflejar también efectos el aumento de temperatura, variación en el régimen de precipitaciones y en algunos casos acidificación de las aguas por efecto de mayor disolución de CO₂ atmosférico en la columna de agua. También hay que considerar que cada ecosistema encuentra su equilibrio en forma singular y donde determinadas comunidades abundan de forma particular, dependiendo tanto de las condiciones de la columna de agua y/o sedimento como de los nichos generados en el ambiente.

También es importante forjar un trabajo integrativo para facilitar las posibilidades de evitar o aminorar la eutrofificación. Es imperante un trabajo mancomunado con diversas entidades públicas y privadas, sobre todo con las relacionadas a la contaminación por fuentes difusas, como es el rubro de la agricultura/ganadería, en donde podamos en primera instancia contar con información fidedigna que permita crear una base de datos nacional y local sistematizada con información relacionada a: ubicación y características del predio, tipo de agricultura/ganadería, cantidad de cabezas de ovino/bovino/caprino, cantidad de fertilizantes y otros químicos a utilizar, periodo de uso de estos xenobióticos, entre otros, y en base a esta información sistematizada realizar estudios enfocados en determinar cuánto de estos químicos llegan efectivamente a los cuerpos de agua dulce, ya sean ríos y/o lagos, información considerada clave para el manejo integrado de cuencas.

Si bien existen ciertas normas, reglamentos y acciones que conllevan a un “manejo parcial”, sin duda, se requiere de la mirada y participación integral de actores gubernamentales, privados, científicos y de las comunidades que permita un manejo proyectado hacia el futuro de la cuenca lacustre y que incluya tanto a las actividades humanas como el cambio climático, donde el principal objetivo sea hacer un uso racional sobre los recursos, incorporando siempre el concepto de “manejo integrado de cuencas”.

A modo de reflexión, quisiéramos deliberar ante la pregunta sobre, ¿cuáles son nuestras posibilidades para evitar la eutrofización? En primera instancia, queremos recalcar la importancia del estudio que estamos llevando a cabo, el cual identifica y cuantifica las principales fuentes aportantes de nutrientes, y en el cual se lleva a cabo una constante actualización de estos aportes para contar con valores más fidedignos. Para obtener resultados más certeros sobre la exportación de nutrientes desde fuentes difusas, se requieren estudios enfocados a determinar los coeficientes de exportación según uso de suelo y cobertura vegetal, y sitio específico, ya que los aportes provenientes del uso de suelo y cobertura vegetal de las cuencas de los lagos Araucanos difieren de las cuencas de los lagos Chilotas, y en donde las turberas son de gran importancia para los lagos Chilotas, existiendo escasa información sobre el almacenamiento y aporte de nutrientes hacia los cuerpos de agua aledaños.



Algunas de las posibles acciones a seguir para asegurar la sustentabilidad de la o las cuencas lacustres son: programas de vigilancia, monitoreo y fiscalización, planes de acción forestal, apoyo y financiamiento para pequeños agricultores y empresas medianas en el tratamiento de RILes y RISes, asegurar un mayor porcentaje de aguas tratadas en zonas rurales, contar con “ciencia ciudadana”, proyectar o planificar el uso de las tierras, contar con subsidios energéticos libres de contaminantes, fomentar el uso de la agricultura orgánica libre de fertilizantes externos, evaluar la carga de nutrientes y otros xenobióticos (metales, combustibles, detergentes, drogas antidepresivas y antipsicóticas, hormonas anticonceptivas, etc.), asegurar eficacia de tratamiento de RILes en pisciculturas, industrias, plantas de tratamiento, etc., mayor participación de organizaciones sociales relacionadas con la cuenca en la toma de decisiones ambientales, reciclado de materiales, participación de tratados y convenios, por nombrar algunos, pero sin duda uno de los puntos más importantes es que exista un ente u organización que reúna a todos los actores o stakeholders para poder llegar a un acuerdo tanto en la planificación sustentable urbana como en la rural, de las cuencas lacustres.

Finalmente, la ejecución de este programa de estudio permitió ahondar sobre cómo estos cuerpos de agua dulce continentales pueden variar en el mediano como largo plazo y cómo esto afecta al ecosistema completo donde estáemplazado, considerando incluso a estos cuerpos como reservas estratégicas de agua dulce, con un nivel estratégico a nivel nacional.



6. BIBLIOGRAFÍA

- Adrian, R., C.M. O'Reilly, H. Zagarese, S.B. Baines, D.O. Hessen, W. Keller, D.M. Livingstone, R. Sommaruga, D. Straile, E. Van Donk, G.A. Weyhenmeyer, M. Winder. 2009. Lakes as sentinels of climate change. *Limnol. Oceanogr.* 54: 2283–2297.
- Alaback, P. 1991. Comparative ecology of temperate rainforests of the Americas along analogous climatic gradients. *Revista Chilena de Historia Natural.* 64: 399-412.
- Almanza, V., Parra, O., Bicudo, DE M.C.E., González, M.A., López, M., Urrutia, R. 2016. Floraciones de fitoplancton y variación de la estructura comunitaria fitoplanctónica en tres lagos someros eutróficos de Chile Central. *Gayana Botánica* 73(2): 191-205.
- Alonso, L., P. Demetrio, A. Etchegoyen, D. Marino. 2018. Glyphosate and atrazine in rainfall and soils in agroproductive areas of the pampas region in Argentina. *Science of the total environment.* 645: 89-96.
- Alonso, M., A. Kotov. 2017. A new species of *Alonella sars*, 1862 (Crustacea: Cladocera: Chydoridae) from the Ecuadorian Andes. *Zootaxa.* 4290(3): 581–590.
- Araya, J.M., L. Zúñiga. 1985. Manual taxonómico del zooplancton lacustre de Chile. *Boletín Informativo Limnológico, Chile.* 8:1-110.
- Barton, J.R., A. Fløysand. 2010. The political ecology of Chilean salmon aquaculture, 1982–2010: a trajectory from economic development to global sustainability. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions.* 20 (4): 739 – 752.
- Bayly, I. 1992. Fusion of the genera *Boeckella* and *Pseudoboekella* (Copepoda) and revision of their species from South America and sub-Antarctic island. *Revista Chilena de Historia Natural.* 65: 17-63.
- Beletsky, D., J.H. Saylor, D.J. Schwab. 1999. Mean circulation in the Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research.* 25(1):78-93.
- Bengtsson, L. 2012. Circulation Processes in Lakes. In: Bengtsson L., Herschy R.W., Fairbridge R.W. (eds) *Encyclopedia of Lakes and Reservoirs. Encyclopedia of Earth Sciences Series.* Springer, Dordrecht.
- Bjørndal, T. 2002. The competitiveness of the Chilean salmon aquaculture industry. *Aquacult. Econ. Manage.* 6: 97 – 116.
- Boehm, A.B., L.M. Sassoubre. 2014. *Enterococci* as indicators of environmental fecal contamination. In: *Enterococci: From Commensals to Leading Causes of Drug Resistant Infection.* Massachusetts Eye and Ear Infirmary, Boston; 2014. PMID: 24649503.
- Burns, N.M., D.C. Rockwell, P.E. Bertram, D.M. Dolan, J.J.H. Ciborowski. 2005. Trends in temperature, Secchi depth, and dissolved oxygen depletion rates in the central basin of Lake Erie, 1983–2002. *J. Great Lakes Res.* 31 (2): 35–49.



- Bustos-Gallardo, B. 2013. The ISA crisis in Los Lagos Chile: A failure of neoliberal environmental governance? *Geoforum*. 48: 196 – 206.
- Byers S., E. Mills, P. Stewart. 1978. A comparison of methods of determining organic carbon in marine sediments, with suggestions for a standard method. *Hidrobiología*. 58(1): 43 - 47.
- Camacho Valdez, V., A. Ruíz Luna. 2012. Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos. *Revista Biociencias*. 1 (4): 3-15.
- Campos, H. 1984. Limnological studies of Araucanian lakes. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, Verhandlungen*. 22: 1319 - 1327.
- Campos, H., J. Arenas, W. Steffen, C. Roman, G. Agüero. 1982. Limnological study of lake Ranco (Chile) morphometry, physics, chemistry, and plankton. *Arch. Hydrobiol.* 94: 137–171.
- Campos, H., A. Huber, O. Parra, C. Oyarzún, L. Villalobos, E. Jaque, C. Bertrán, A. Bravo, M. Grandjean, D. Avilés, G. Agüero, C. Campusano. 1997. Determinación de la capacidad de carga y balance de fósforo y nitrógeno del lago Natri, Cucao, Huillínco, Tepuhueico y Tarahuin.
- Campos, H., W. Steffen, G. Agüero, O. Parra. 1988. Limnological study of lake Llanquihue (Chile) Morphometry, physics, chemistry, plankton and primary productivity. *Arch. Hydrobiol./Supp. 81 (Monographische Beiträge)*. 1: 37-67.
- Carlson, R.E., J. Simpson. 1996. A coordinator's guide to volunteer lake monitoring methods. North American Lake Management Society, Madison, Wisconsin. pp 96.
- Castillo, M., J. Allan, S. Bronzel. 2000. Nutrient concentrations and discharges in a Midwestern agricultural catchment. *Journal of Environmental Quality*. 29: 1142-1151.
- Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL). 2012. La economía del cambio climático en Chile. Documento elaborado en el marco del Programa de la Cuenta del Desarrollo de las Naciones Unidas. pp 369.
- Cicchino, G., R. Ringuelet. 1977. Copépodos del género *Antarctobiotus* de Tierra del Fuego e Islas Malvinas (Rep Argentina) *Limnobiós*. 1 (6): 207- 228.
- CONAF-CONAMA-BIRF. 2007. Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos Chile: Informe nacional con variables ambientales. Santiago. 99 págs.
- CONAF-CONAMA-BIRF. 2013. Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos Chile: Informe nacional con variables ambientales. Santiago. 99 págs.
- Cuthbert, I., P. del Giorgio. 1992. Toward a standard method of measuring color in freshwater. *Limnol. Oceanogr.* 37(6): 1319-1326.
- Chislock, M.F., E. Doster, R.A. Zitomer, A.E. Wilson. 2013. Eutrophication: Causes, consequences, and controls in aquatic ecosystems. *Nature Education Knowledge*. 4(4): 10.



- David, C.P.C., Y.Y. Sta Maria, F.P. Siringan, J.M. Reotita, P.B. Zamora, C.L. Villanoy, E.Z. Sombrito, R.V. Azanza. 2009. Coastal pollution due to increasing nutrient flux in aquaculture sites. *Environmental Geology*. 58: 447 - 454.
- De Groot, R., M. Stuip, M. Finlayson, N. Davidson. 2006. Valoración de humedales: Lineamientos para valorar los beneficios derivados de los servicios de los ecosistemas de humedales. Informe Técnico de Ramsar núm. 3, Núm. 27 de la serie de publicaciones técnicas del CDB.
- De Groot, R.S., R. Alkemade, L. Braat, L. Hein, L. Willemen. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*. 7: 260-272.
- Danish Hydraulic Institute (DHI). 2017. Mike 3, User guide and reference manual. Danish Hydraulic Institute, Denmark.
- Díaz, M. E. 2017. Evaluación de los servicios ecosistémicos asociados al recurso hídrico: Cuenca del río Biobío como caso de estudio. Tesis para optar al grado de Doctor en Ciencias Ambientales con Mención en Sistemas Acuáticos Continentales. Universidad de Concepción.
- Díaz, M.E., R. Figueroa, M.L. Suárez Alonso, M.R. Vidal-Abarca. 2018. Exploring the complex relations between water resources and social indicators: The Biobío basin (Chile). *Ecosystem Services*. 31: 84–92.
- Dodds, W.K., C.T. Robinson, E.E. Gaiser, G.J.A. Hansen, H. Powell, J.M. Smith, N.B. Morse, S.L. Johnson, S.V. Gregory, T. Bell, T.K. Kratz, W.H. McDowell. 2012. Surprises and insights from long-term aquatic data sets and experiments. *BioScience*. 62 (8): 709-721.
- Donoso, C., P. Donoso, M. González, V. Sandoval. 1998. Los bosques siempreverdes, p. 261-289. In Donoso, C. & Lara, A (eds.), *Silvicultura de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Chile.
- Donoso, C., A. Lara. 1999. Introducción, p. 25-33. In Donoso, C. & Lara, A (eds.), *Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Chile.
- Donoso, P., L. Otero. 2005. Hacia una definición de país forestal: ¿Dónde se sitúa Chile? *Bosque, Valdivia*. 26: 5–18.
- Decreto Supremo N° 345 (D.S.N. 345). 2005. Reglamento sobre plagas hidrobiológicas (actualizado D.S. 239-2010).
- Egge, J.K., D.L. Aksnes. 1992. Silicate as regulating nutrient in phytoplankton competition. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 83: 281-289.
- Environmental Protection Agency (EPA). 1986. Ambient water quality criteria for bacteria - 1986. EPA 440/5- 84-002. United States Environmental Protection Agency, January.
- Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España. 2011. *Ecosistemas y biodiversidad para el bienestar humano. Síntesis de resultados*. Madrid, España: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Fundación Biodiversidad.



- Fenwick, G. 2007. Quick guide to free-living orders of New Zealand freshwater Copepoda. Terrestrial and freshwater Biodiversity information system (TFBIS). Programme N° 194.
- Fisher, B., R.K. Turner, P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*. 68 (3): 643-53.
- Folk, R.L. 1980. Petrology of sedimentary rocks; Hemphill Publishing Co., Austin, Texas, U.S.A, 182.
- Folk, R., P. Andrews, D. Lewis. 1970. Detrital sedimentary rock classification and nomenclature for use in New Zealand, *New Zealand Journal of Geology and Geophysics*. 13 (4): 937-968.
- Folk, R.L., W.C. Ward. 1957. Brazos Riverbar: a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*. 27: 3–26.
- Fontaneto, D., C. Ricci. 2004. Rotifera: Bdelloidea. In: Yule C.M. & Yong H.S. (eds.), Freshwater invertebrates of the Malaysian Region. Academy of Sciences Malaysia, Kuala Lumpur, Malaysia, pp 121- 126.
- Fryer, G. 1987. A new classification of the branchiopod Crustacea. *Zoological Journal of Linnean Society*. 91:357-383.
- García, H. E., L.I. Gordon. 1992. Oxygen solubility in seawater: Better fitting equations. *Limnology and Oceanography*. 37(6): 1307–1312.
- Garreaud, R. 2011. Cambio climático: Bases físicas e impactos en Chile. *Rev. Tierra Adentro* 13–19.
- Gavazov, K., J. Ingrisch, R. Hasibeder, R.T.E. Mills, A. Buttler, G. Gleixner, J. Pumpanen, M. Bahn. 2017. Winter ecology of a subalpine grassland: Effects of snow removal on soil respiration, microbial structure and function. *Science of The Total Environment*. 590–591: 316-324.
- Gilbert, J.J. 1988. Suppression of rotifer populations by *Daphnia*: a review of the evidence, the mechanisms, and the effects on zooplankton community structure. *Limnol. Oceanogr.* 33 (6, part1),1286-1303.
- Gómez, S., J.M. Gee. 2009. On four new species of *Cletocamptus shmankevich*, 1875 (Copepoda: Harpacticoida) from inland waters of Argentina', *Journal of Natural History*. 43 (45): 2853 -2910.
- Gómez, S., R. Scheihing, P. Labarca. 2007. A new species of *Cletocamptus* (Copepoda: Harpacticoida) from Chile and some notes on *Cletocamptus axi* Mielke, 2000. *Journal of natural history*. 41: 39-60.
- Gonzalez, M. A., I. Inostroza. 2016. Manual taxonómico y fotográfico de géneros fitoplanctónicos (excl. Diatomeas) de 7 lagunas del Gran Concepción, Concepción, Chile.
- Gowen R.J., H. Rosenthal, T. Mäkinen, I. Ezzi. 1990. Environmental impact of aquaculture activities Aquaculture Europe'89. Business Joins Science de Pauw N., Billard R. (Eds.), Spec. Publ. No. 12, European Aquaculture Society, Bredene, Belgium, pp. 257-283.
- Haines-Young, R., M. Potschin. 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. En: D.G. Raffaelli, C.L.J. Frid. (eds), *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. Published by Cambridge, University Press. British Ecological Society. pp. 110 – 139.



- Hargrave, B.T. 1972. A comparison of sediment oxygen uptake, hypolimnetic oxygen deficit and primary production in Lake Esrom, Denmark. Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen. 18 (1): 134-139.
- He, J., Z. Diao, Z. Zheng, D. Su, S. Lyu. 2020. Laboratory investigation of phosphorus loss with snowmelt and rainfall runoff from a Steppe wetland catchment. Chemosphere. 241: 125137.
- Hendrey, G.R. 1979. Effects of acidity on primary productivity in lakes: Phytoplankton. Presentado en: Second Annual ORNL Life Sciences Symposium. Catlinburg, Tennessee, October 14-18.
- Hervé-Fernández, P., C. Oyarzún, S. Woelfl. 2016. Throughfall enrichment and stream nutrient chemistry in small headwater catchments with different land cover in southern Chile. South American Hydrology. 1 – 12.
- Holmer, M., M. Argyrou, T. Dalsgaard, R. Danovaro, E. Díaz-Almela, C.M. Duarte, M. Frederiksen, A. Grau, I. Karakassis, N. Marbà, S. Mirtó, M. Pérez, A. Pusceddu, M. Tsapakis. 2008. Effects of fish farm waste on *Posidonia oceanica* meadows: synthesis and provision of monitoring and management tools. Mar. Pollut. Bull. 56: 1618 – 1629.
- International Environmental Technology Centre (IETC). 2001. Planificación y manejo de lagos y embalses: Una visión integral de la eutrofización. PNUMA Serie de publicaciones técnicas Nº12.
- International Lake Environment Committee (ILEC). 2005. Managing Lakes and their Basins for Sustainable Use, a Report for Lake Basin Managers and Stakeholders.
- Imberger, J. 1998. Physical processes in lakes and oceans, coastal and estuarine Studies, no. 54, American Geophysical Union, Washington, DC.
- Jeffrey, S.W., G.F. Humphrey. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c₁ and c₂ in higher plants, algae and natural phytoplankton. Biochem. Physiol. Pflanz. 167: 191–194.
- Jordan, T., D. Correl, D. Werrel. 1997. Effects of agriculture on discharges of nutrients from coastal plain watersheds of Chesapeake Bay. Journal of Environmental Quality. 26: 836-848.
- Kaste, O., A. Henriksen, A. Hindar. 1997. Retention of atmospherically-derived nitrogen in subcatchments of the Bjerkreim river in South-Western Norway. Ambio. 26: 296-303.
- Kirk, J. 2011. Light and photosynthesis in aquatic ecosystems 3rd ed. Cambridge University Press New York, NY, USA. pp 662.
- Kitner, M., A. Poulickova. 2003. Littoral diatoms as indicators for the eutrophication of shallow lakes. Hydrobiologia. 506–509: 519–524.
- Kořínek, V., L. Villalobos. 2003. Two South American endemic species of *Daphnia* from high Andean lakes. Hydrobiologia. 490: 107-123.



- Koroleff, F. 1983. Determination of total phosphorus by alkaline persulphate oxidation. In: Grashoff, KM, Ehrhardt, M. Kremling, K (Eds), Methods of Seawater Analysis. Verlag Chemie, Wienheim. pp.136-138.
- Kotov, A. 2007. Revision of the *hirsuticornis*-like species of *Macrothrix* Baird, 1843 (Cladocera: Anomopoda: Macrothricidae) from Subantarctic and temperate regions of the southern hemisphere. *Journal of Natural History*. 41: 41–44, 2568-2620.
- Kotov, A., M. Elías-Gutiérrez, M.G. Nieto. 2003. *Leydigia louisii* Jenkins, 1934 in the Neotropics, *L. louisii mexicana* n.subsp. in the Central Mexican highlands. *Hydrobiologia*. 51: 239–255.
- Kotov, A., S. Ishida, D.J. Taylor. 2009. Revision of the genus *Bosmina* Baird, 1845 (Cladocera: Bosminidae), based on evidence from male morphological characters and molecular phylogenies. *Zoological Journal of the Linnean Society*.156(1): 1–51.
- Kotov A., A. Sinev, V. Berrios. 2010. The Cladocera (Crustacea: Branchiopoda) of six high altitude water bodies in the North Chilean Andes, with discussion of Andean endemism. *Zootaxa*. 2430: 1-66.
- Kotov, A., P. Stifter. 2005. Notes on the genus *Ilyocryptus* Sars, 1862 (Cladocera: Anomopoda: Ilyicryptidae). 6. South American *I. denticulatus denticulatus* Delachaux, 1919 and *I. denticulatus freyi* subsp.n. *Arthropoda Selecta*. 14(3): 207–218.
- Krammer, K., H. Lange-Bertalot. 1991. Bacillariophyceae 3. Teil. Centrales, Fragilariaeae, Eunotiaceae, In: Süsswasserflora con Mitteleuropa (H. Ettl, J. Gerloff, H. Heyning & D. Mollenhauer, eds) Band 2/3, 1-576. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Krammer, K., H. Lange-Bertalot. 2000. Süsswasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae 3. Teil. Centrales, Fragilariaeae, Eunotiaceae. Ergänzte und korrigierte 2. Auflage. In: Süsswasserflora von Mitteleuropa (H. Ettl, J. Gerloff, H. Heyning & D. Mollenhauer, eds), 2 (3), 1-599. Sepktrum, Heidelberg & Berlin.
- Kronvang, B., G. Aertebjerg, R. Grant, P. Kristensen, M. Hovmand, J. Kirkegaard. 1993. Nationwide monitoring of nutrients and their ecological effects: State of th Danish Aquatic Environment. *Ambio* 22: 176-187.
- Lampert, W., U. Sommer. 2007. Limnoecology: The ecology of lakes and streams: Oxford, Oxford University Press. pp. 336.
- Lara, A., M. Solari, P. Rutherford, O. Thiers, R. Trecaman. 1999. Cobertura de la vegetación original de la ecorregión de los bosques Valdivianos en Chile hacia 1550. Informe técnico. Proyecto WWF- Universidad Austral de Chile. Valdivia, 32 págs.
- Lara, A., R. Urrutia, C. Little, A. Martínez. 2010. Servicios ecosistémicos y ley del bosque nativo: No basta con definirlos. *Revista Bosque Nativo*. 47: 3 – 9.
- Lee, K., S.R. Park, Y.K. Kim. 2007. Effects of irradiance, temperature, and nutrients on growth dynamics of seagrasses: A review. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 350(1): 144-175.



- León-Muñoz, J., D. Tecklin, A. Farías, S. Díaz. 2007. Salmonicultura en los lagos del sur de Chile-ecorregión valdiviana: Historia, tendencias e impactos ambientales. WWF Valdivia. 40 págs.
- Lerman, D. M., J.R. Imboden. 1995. Physics and chemistry of lakes, Springer, Berlin XVI. pp. 334.
- Lewis, M. 1972. Freshwater harpacticoid copepods of New Zealand. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research. 6(3): 23–47.
- Locascio de Mitrovich C., S. Menu-Marque. 2001. A new Diacyclops (Copepoda, Cyclopoida) from northwester Argentina. Hydrobiologia. 453/454: 533-538.
- Löffler, H. 1961. Zur systematik und ökologie der chilenischen süsswasserentomostraken. Beitrage Zur Neotropischen Fauna. 2(3):143–222.
- Löffler, H. 1966. Beitrag zur Kenntnis der Harpacticiden- und Ostracodenfauna Chiles. Zoologischer Anzeiger.
- Marañón, E., M.P. Lorenzo, P. Cermeño, B. Mouríño-Carballido. 2018. Nutrient limitation suppresses the temperature dependence of phytoplankton metabolic rates. The ISME Journal. 12 (7): 1836–1845.
- Mercado-Salas, N., E. Suárez-Morales. 2009. A new species and illustrated records of Paracyclops Claus,1893 (Copepoda: Cyclopoida: Cyclopinae) from Mexico. Journal of Natural History. 43(45): 2789-2808.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. Ecosystems and human well-being: Health synthesis. Island Press. Washington, D.C., USA. pp. 53.
- Ministerio del Medio Ambiente (MMA). 2017. Guía para la elaboración de normas secundarias de calidad ambiental en aguas continentales y marinas. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile.
- Mischke, U., S. Thackeray, M. Dunbar, C. McDonald, L. Carvalho, C. de Hoyos, M. Jarvinen, C. Laplace-Treyture, G. Morabito, B. Skjelbred, A.L. Solheim, B. Brierley, B. Dudley. 2012. Deliverable D3.1-4: Guidance document on sampling, analysis and counting standards for phytoplankton in lakes. Collaborative project (large-scale integrating project) Grant Agreement 226273 Theme 6: Environment (including Climate Change). pp. 51.
- Mitrovich, I., S. Menu-Marque. 2001. A new Diacyclops (Copepoda, Cyclopoida) from northwester Argentina. Hydrobiologia. 453/454: 533-538.
- Montecino, V. 1991. Productividad primaria en lagos y embalses de la región templada de Sudamérica. Revista Chilena de Historia Natural. 64: 555-567.
- Montgomery, D.R., G.E. Grant, K. Sullivan. 1995. Watershed analysis as a framework for implementing ecosystem management. Journal of the American Water Resources Association. 31(3): 369–386.
- Movellán, E. 2004. Modelado de la cuña salina y del flujo de nutrientes en el tramo estuarino del río EBRO. Memoria de Tesis para optar al título de Doctor en Biología. Departamento de Ecología, Universidad de Barcelona.



- Muniz, I.P. 1984. The effects of acidification on Scandinavian freshwater fish fauna. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*. 305 (1124): 517–528.
- Nahuelhual, L., A. Carmona, P. Laterra, J. Barrena, M. Aguayo. 2014a. A mapping approach to assess intangible cultural ecosystem services: The case of agriculture heritage in southern Chile. *Ecological Indicators*. 40: 90-101.
- Nahuelhual, L., A. Carmona, M. Aguayo, C. Echeverría. 2014b. Land use change and ecosystem services provision: A case study of recreation and ecotourism opportunities in southern Chile. *Landscape Ecology*. 29 (2): 329-344.
- National Center for Environmental Prediction (NCEP). 2000. FNL Operational Model Global Tropospheric Analyses, Continuing from July 1999. National Weather Service, U.S. Department of Commerce, Research Data Archive at the National Center for Atmospheric Research, Computational and Information Systems Laboratory, Boulder, CO.
- NCh1333, I. N. N. 1987. Requisitos de calidad del agua para diferentes usos. Instituto Nacional de Normalización. Santiago, Chile.
- NCh409, I. N. N. 2005. Drinkable water requirements. Instituto Nacional de Normalización. Santiago, Chile.
- Nieto, D., R. Norambuena, E. González, L. González, D. Brett. 2010. Sistema de producción de smolts en Chile: análisis de alternativas desde la perspectiva ambiental, sanitaria y económica. Valdivia, Chile: WWF.
- Noges, P., S. Poikane, T. Koiv, T. Noges. 2010. Effect of chlorophyll sampling design on water quality assessment in thermally stratified lakes. *Hydrobiologia*. 649:157–170.
- Ochoa Cardona, V., S. Cuellar, N. Urbina-Cadona. 2015. Herramientas para el análisis y modelado de servicios ecosistémicos: tendencias espacio-temporales y desafíos futuros. Tesis de maestría en Conservación y uso de la biodiversidad. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá.
- Oliveira, R., F. Miranda, B. Ramos, B. Segovia, C. Cochak, F. Machado. 2019. Effects of the exotic rotifer *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) on the microbial food web components. *Aquatic Ecology*. 53: 581 - 594.
- Organization for economic co-operation and development (OECD). 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, Assessment and Control. pp. 156.
- Orlova-bienkowskaja, M. 2001. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world (Daphniidae: Simocephalus) (H. Dumont, Ed.). Leiden: Blackhuys Publishers.
- O’Ryan, R., M. Pereira. 2015. Participatory indicators of sustainability for the salmon industry: The case of Chile. *Marine Policy*. 51: 322–330.



- Otero, L. 2006. La huella del fuego. Historia de los bosques nativos y cambios en el paisaje del sur de Chile. Editorial Pehuén. Chile, 171 págs.
- Outeiro, L., S. Villasante. 2013. Linking salmon aquaculture synergies and trade-offs on ecosystem services to human wellbeing constituents. *AMBIÖ*. 42: 1022–1036.
- Oyarzún, C., E. Campos, A. Huber. 1997. Exportación de nutrientes en microcuencas con distinto uso del suelo en el sur de Chile (Lago Rupanco, X Región). *Rev. Chil. Hist. Nat.* 70: 507 - 519.
- Oyarzún, C., A. Huber. 2003. Nitrogen export from forested and agricultural watersheds of southern Chile. *Gayana Botánica*. 60 (1): 63-68.
- Paggi, J.C. 1979. Revisión de las especies argentinas del género *Bosmina* Baird agrupadas en el subgénero *Neobosmina* Lieder (Crustacea: Cladocera). *Acta Zoologica Lilloana*. 39: 138-162.
- Parra, O., M. González, V. Dellarossa, P. Rivera, M. Orellana. 1982a. Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales con especial referencia al fitoplancton de Chile. I. Cyanophyceae. Universidad de Concepción (Chile), Santiago. 70 págs.
- Parra, O., M. González, V. Dellarossa, P. Rivera, M. Orellana. 1982b. Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales con especial referencia al fitoplancton de Chile. II. Chrysophyceae-Xanthophyceae. Universidad de Concepción (Chile), Santiago. 82 págs.
- Parra, O., M. González, V. Dellarossa, P. Rivera, M. Orellana. 1982c. Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales con especial referencia al fitoplancton de Chile. III. Cryptophyceae-Dinophyceae-Euglenophyceae. Universidad de Concepción (Chile), Santiago, 99 págs.
- Pérez, C., V. Almanza, L. Norambuena, G. Fuenzalida, A. Lisperger, J. Mardones. 2022. Floraciones de cianobacteria invasora *Dolichospermum lemmermannii* en sistemas dulceacuícolas de la isla de Chiloé, Chile. XVI Congreso de Limnología, Coyhaique.
- Pesse, N., C. Oyarzo, C. Pérez. 2016a. Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile (Segunda Etapa). Convenio de desempeño 2014. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).
- Pesse, N., C. Oyarzo, C. Pérez. 2016b. Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile (Tercera Etapa). Convenio de desempeño 2015. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).
- Pesse, N., C. Oyarzo, C. Pérez, R. Vera. 2017. Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile (Cuarta Etapa). Convenio de desempeño 2016. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).
- Pesse, N., C. Oyarzo, C. Pérez, R. Vera. 2018. Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile (Quinta Etapa). Convenio de desempeño 2017. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).



- Pesse, N., C. Oyarzo, C. Pérez, R. Vera. 2020. Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile (Sexta Etapa). Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).
- Pesse, N., C. Oyarzo, C. Pérez, P. Riquelme, R. Vera. 2021a. Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile (Séptima Etapa). Convenio de desempeño 2019. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).
- Pesse, N., M. Arriagada, C. Oyarzo, C. Pérez, E. Pinilla, P. Riquelme, O. Venegas, R. Vera. 2021b. Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile (Octava Etapa). Convenio de desempeño 2020. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).
- Pesse, N., M. Arriagada, J. Cortes, P. Hinojosa, C. Pérez, E. Pinilla, C. Rösner, J. San Martín, R. Vera. 2022. Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile (Novena Etapa). Convenio de desempeño 2021. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).
- Pilati, A., S. Menu-Marque. 2002. Morphological comparison of *Mesocyclops araucanus* Campos et al., 1974, and *M. longisetus* Thiebaud, 1912, and first description of their males. Beaufortia. 52(3): 45-52.
- Ponce, R., F. Vásquez, A. Stehr, P. Debels, C. Orihuela. 2011. Estimating the economic value of landscape losses due to flooding by hydropower plants in the Chilean Patagonia. Water Resources Manage. 25: 2449.
- Prado-Fiedler, R., G. Leighton, Italo Serey, N. Silva, S. Vega, M. Escobar. 1999. Determinación de la capacidad de carga y balance de fósforo y nitrógeno de los lagos Chapo, Yelcho, Popetán y laguna San Antonio en la X Región. Fondo de Investigación Pesquera (FIP), FIP-IT/97-40. Universidad de Valparaíso.
- Prato, T. 2000. Multiple attribute evaluation of landscape management. Journal of Environmental Management. 60: 325–337.
- Reid, J.W. 1985. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem cyclopoida (Crustacea, Copepoda). Bolm. Zool., Univ. S. Paulo. 9: 17-143.
- Reynolds, C., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores, S. Melo. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. Jounal of Plancton Research. 25 (5): 417-428.
- Res. Ex. N° 1854. 2022. Declara área de plaga y de riesgo de plaga que indica, en cuerpos de agua de la región del Maule a región de Magallanes y La Antártica Chilena.
- Rivera, P. 1970. Diatomeas de los lagos Ranco, Laja y Laguna Chica de San Pedro, Chile. Gayana Botánica (Chile) 20: 23 págs.
- Rivera, P. 1974. Diatomeas de agua dulce de Concepción y alrededores, Chile. Gayana Botánica. 28: 134 págs.



- Rivera, P., O. Parra, M. González. 1973. Fitoplancton del estero Lenga Chile. *Gayana Bot.* 23: 1-93.
- Rivera, P., O. Parra, M. González, V. Dellarosa, M. Orellana. 1982a. Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales con especial referencia al fitoplancton de Chile. I. Cyanophyceae.
- Rivera, P., O. Parra, M. González, V. Dellarosa, M. Orellana. 1982b. Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales con especial referencia al fitoplancton de Chile. II. Chrysophyceae-Xanthophyceae
- Rivera, P., O. Parra, M. González, V. Dellarosa, M. Orellana. 1982c. Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales con especial referencia al fitoplancton de Chile. III. Cryptophyceae-Dinophyceae-Euglenophyceae.
- Rivera, P., O. Parra, M. González, V. Dellarosa, M. Orellana. 1982d. Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales. IV Bacillarophyceae. Concepción, Chile.
- Ryding, S., W. Rast (eds). 1993. El control de la eutrofificación en los lagos y pantanos. Publicación UNESCO, Ediciones Pirámide, Madrid. 375 págs.
- Savage, A.A., G.M. Gazey, 1987. Relationships of physical and chemical conditions to species diversity and density of gastropods in English lakes. *Biological Conservation.* 42 (2): 95-113.
- Scheffer, M., E. Jeppesen. 1998. Alternative Stable States BT - The Structuring role of submerged macrophytes in Lakes, in: Jeppesen, E., Søndergaard, Martin, Søndergaard, Morten, Christoffersen, K. (Eds.). Springer New York, New York, NY. pp. 397–406.
- Schwab, D., D. Beletsky. 2003. Relative effects of wind stress curl, topography, and stratification on large-scale circulation in Lake Michigan, *J. Geophys. Res.* 108(26):1-10.
- Schmid-Araya, J.M. 1993. Rotifer communities from some Araucanian lakes of southern Chile. *Hydrobiologia* 255: 397-409.
- Shiel, R. J. 1995. Guide to freshwater Rotifera, Cladocera, Copepoda. pp. 150.
- Sibson, R. 1981. A brief description of natural neighbor interpolation Interpreting Multivariate Data (pp. 21-36). Chichester: John Wiley.
- Silva-Briano, M., H.J. Dumont. 1999. Redescription of *Macrothrix laticornis*. *Hydrobiologia.* 403: 39–61.
- Skamarock, W.C., Klemp, J.B., Dudhia, J., Gill, D.O., Barker, D.M., Duda, M.G., Huang, X.-Y., Wang, W., Powers, J.G. 2008. A description of the advanced research WRF version 3. In: NCAR Technical Note (475). p. 125.
- Smirnov, N., B. Timms. 1983. A revision of Australian Cladocera (Crustacea). *Records of the Australian Museum.* 1: 1-132.
- Soil Conservation Service (SCS). 1975. SCS National Engineering Handbook, Section 4. Hydrology, Soil Conservation Service. US Department of Agriculture, Washington, DC.



- Soto, D. 2002. Patrones oligotróficos en lagos del sur de Chile: relevancia de los nutrientes y de la profundidad de mezcla. Rev. Chil. Hist. Nat. 75: 377-393.
- Soto, D., H., Campos. 1995. Los lagos oligotróficos del bosque templado húmedo del sur de Chile. In: Armesto J, M Khalin & C Villagrán (eds) Ecología de los bosques templados de Chile: 134-148. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- Soto, D., J. León-Muñoz, J. Dresdner, C. Luengo, J. Tapia, R. Garreaud. 2005. Salmon farming vulnerability to climate change in southern Chile: understanding the biophysical, socioeconomic and governance links Standard Methods. Standard Methods for the examination of water and wastewater. Revision to NSF/ANSI 41-2005. Reviews in Aquaculture. 1 – 21.
- Soto, D., J. León-Muñoz, J. Dresdner, C. Luengo, F. Tapia, R. Garreaud. 2019. Salmon farming vulnerability to climate change in southern Chile: understanding the biophysical, socioeconomic and governance links. Reviews in Aquaculture, 1-21.
- Strickland, J.D.H, T.R. Parson. 1972. A practical handbook of seawater analysis. Fisheries research board of Canada.
- Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. 2016. Manual para el monitoreo e identificación de la microalga bentónica *Didymosphenia geminata*. 2da edición.
- The economics of ecosystems and Biodiversity (TEEB). 2014. Glossary of terms.
- Thomasson, K. 1963. Araucanian lakes: Plankton studies in north Patagonia, with notes on terrestrial vegetation. Acta Phytogeographica Suecica. pp. 47.
- Urrutia, R., A. Araneda, O. Parra, A. Stehr, R. Figueroa, J. Feléz, P. Pedreros, V. Almanza, N. Araneda, M.E. Díaz. 2017. Análisis y formulación de red de monitoreo de los lagos de la región de Los Ríos. Informe Final. Centro EULA. Universidad de Concepción.
- Vera, R., C. Aguirre, C. Espinoza, A. Oyanedel, C. Oyarzo, C. Pérez, N. Pesse. 2020. Recopilación y análisis de antecedentes para la revisión de la norma secundaria de calidad ambiental del lago Llanquihue. IFOP - Ministerio del Medio Ambiente.
- Villalobos, L., O. Parra, M. Grandjean, E. Jaque, S. Woelfl, H. Campos. 2003. A study of the river basins and limnology of five humic lakes on Chiloé Island. Revista Chilena de Historia Natural. 76: 563-590.
- Vollenweider, R.A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia. 33: 53–83.
- Wallace, R.L., T.W. Snell. 2001. Rotifera. pp 195-254 in J. H. Thorp and A. P. Covich, editors. Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. Academic Press, San Diego.
- Wang, X., L.M. Olsen, K.L. Reitan, Y. Olsen. 2012. Discharge of nutrient wastes from salmon farms: environmental effects, and potential for integrated multi-trophic aquaculture. Aquacult environ Interact. 2: 267-283.



- Webster, K.E., P.A. Soranno, K. Spence, M.T. Bremigan, J.A. Downing, P.D. Vaux, T.R. Asplund, L.C. Bacon, J. Connor. 2008. An empirical evaluation of the nutrient-color paradigm for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 53 (3): 1137-1148.
- Wentworth, C. 1922. A Scale of grade and class terms for clastic sediments. *The Journal of Geology.* 30 (5): 377-392.
- Werner, W. 1991. Agriculture and diffuse nutrient inputs into surface water. Present positions and perspectives. pp 111-130, In Mykletun, J., and L. Nærland. 1991. Seminar on agriculture and aquaculture. Environmental northern seas. Stavanger Norway.
- Wetzel, R. 1975. Limnology. W.B. Saunders, Filadelfia. 743 p. En Pérez-Rojas A., R. Torres-Orozco, E. Morales-Gutiérrez, E. Pérez-Méndez. 1999. Textura, composición y contenido de materia orgánica de los sedimentos recientes de un lago tropical de México. *Hidrobiología* vol. 10 n° 1, versión impresa ISSN 0188-8897.
- Wetzel, R. 2001. Limnology. Lakes and river ecosystem. Academic Press. New York. 1006 pp.
- Williamson, C.E., J.A. Brentrup, J. Zhang, W.H. Renwick, B.R. Hargreaves, L.B. Knoll, E.P. Overholt, K.C. Rose. 2014. Lakes as sensors in the landscape: Optical metrics as scalable sentinel responses to climate change. *Limnol. Oceanogr.* 59: 840–850.
- Williamson, C.E., W. Dodds, T.K Kratz, M.A. Palmer. 2008. Lakes and streams as sentinels of environmental change in terrestrial and atmospheric processes. *Front. Ecol. Environ.* 6: 247–254.
- Williamson, C.E., D.P. Morris, M.L. Pace, O.G. Olson. 1999. Dissolved organic carbon and nutrients as regulators of lake ecosystems: Resurrection of a more integrated paradigm. *Limnol. Oceanogr.* 44 (3, part 2): 795-803.
- Woelfl, S., L. Caputo, J. García-Chicote, P. de Los Ríos. 2018. Manuales para la bioindicación: Zooplancton. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. Edición Manuales Sociedad Chilena de Limnología 1: 45 págs.
- Woelfl, S., J. Nimptsch, C. Oyarzún, M. Grandjean, W. Steffen, D. Schories, C. Bertrán, L. Caputo, J. Jaramillo. 2013. Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile (Primera Etapa). PROYECTO N 4728-42-LP12. Universidad Austral de Chile.
- Zhou G., X. Wei, X. Chen, P. Zhou, X. Liu, Y. Xiao, G. Sun, D.F. Scott, S. Zhou, L. Han, Y. Su. 2015. Global pattern for the effect of climate and land cover on water yield. *Nature communications.* 6:5918.



ANEXO 1

Tabla 1. Composición y abundancia fitoplanctónica del lago Ranco, en verano de 2022.

Clase	Orden	Familia	Género/Especie	Lago Ranco		
				C1	100972 (E1)	1011955 (E2)
Bacillariophyceae	Achnanthales	Achnanthidiaceae	<i>Planothidium cf. frequentissimum</i>		x	
			<i>Achnanthidium cf. minutissimum</i>		x	
		Gomphonemataceae	<i>Nitzschia cf. sigmaeoides</i>	40		
			<i>Gomphoneis spp</i>	x	x	x
			<i>Reimeria sinuata</i>			x
	Naviculales	Naviculaceae	<i>Diploneis spp</i>			x
			<i>Navicula spp</i>	80	600	480
		Pinnulariaceae	<i>Navicula cryptotenella</i>		x	
			<i>Pinnularia sp.</i>			x
			<i>Diatomella sp.</i>			
Rhabdonematales	Tabellariales	Tabellariaceae	<i>Asterionella formosa</i>	2800	640	800
			<i>Rhopalodia gibba</i>			x
		Rhopalodiales	<i>Epithemia adnata</i>	80	40	
			<i>Epithemia spp</i>	80	40	
			<i>Epithemia sorex</i>			x
	Surirellales	Entomoneidaceae	<i>Surirella spp</i>			x
			<i>Aulacoseira granulata</i>	6720	9800	3200
Coscinodiscophyceae	Melosirales	Melosiraceae	<i>Melosira varians</i>		x	
			<i>Melosira hustedti</i>		400	640
		Fragilariales	<i>Fragilaria crotonensis</i>	680	80	
			<i>Fragilaria spp</i>			480
			<i>Hannaea spp</i>			x
	Tabellariales	Tabellariaceae	<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>			x
			<i>Pseudostaurosira sp.</i>			x
		Chlorophyceae	<i>Staurosirella pinnata</i>			x
			<i>Staurosirella martyi</i>			x
			<i>Staurastrum cf. construens</i>			x
Mediophyceae	Desmidiales	Chaeocerotales	<i>Ulvaria spp</i>		480	680
			<i>Ulvaria cf. ulna</i>	x	x	
		Stephanodiscaceae	<i>Tabellaria cf. feneustrata</i>	x	x	x
			<i>Tabellaria flocculosa</i>			x
			<i>Cyclotella ocellata</i>	x	x	x
	Klebsormidiophyceae	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella spp</i>	8040	5440	320
			<i>Urosolenia eriensis</i>	80	160	240
		Klebsormidiaceae	<i>Elakothrix gelatinosa</i>	320	800	840
			<i>Closterium acutum var. variabile</i>	360		
			<i>Desmidaceae</i>	x	x	
Chlorophyceae	Chlamydomonadaceae	Chlorophyceae	<i>Eudorina elegans</i>		x	x
			<i>Volvocaceae</i>			x
		Trebouxiiales	<i>Botryococcaceae</i>	<i>Botryococcus sp</i>		
			<i>Chlorellaceae</i>	<i>Mucidospherium pulchellum</i>	20480	9920
			<i>Oocystaceae</i>	<i>Oocysts spp</i>	x	x
	Dinophyceae	Cryptomonadales	<i>Cryptomonadaceae</i>	<i>Cryptomonas spp</i>	800	400
			<i>Pyrenomonadaceae</i>	<i>Rodomonina cf. lacustris</i>		80
		Cyanophyceae	<i>Chroococcales</i>	<i>Cyanothrichaceae</i>	<i>Limnococcus sp.</i>	
			<i>Nostocales</i>	<i>Aphanizomenonaceae</i>	<i>Dolichospermum aff flos-aquae</i>	
					<i>Dolichospermum spp</i>	400
Chrysophyceae	Peridiniales	Synechococcales	<i>Anathaea sp.</i>	x		
			<i>Prochlorococcaceae</i>			
		Gymnodiniales	<i>Gonyaulacales</i>	<i>Ceratium hirundinella</i>	320	160
			<i>Gymnodiniaceae</i>	<i>Gymnodinium fuscum</i>		80
				<i>Gymnodinium sp.</i>	120	400
	Chrysophyceae	Dinobryaceae	<i>Peridiniaeae</i>	<i>Parvodinium spp</i>	40	x
				<i>Peridinium cinctum</i>	200	400
		Chromulinales	<i>Dinobryon divergens</i>	x	x	x
				Abundancia total por estación (cél/L)	41.240	30.320
				N° taxa	28	30
						43



Tabla 2. Listado y abundancia de zooplancton en el lago Ranco, por estación de muestreo, en verano de 2022.

LAGO RANCO	Estación de muestreo		
	C1	100972	1001955
Taxa	ind/L	ind/L	ind/L
<i>Boeckella gracilipes</i>	11,025	10,063	6,123
<i>Mesocyclops longisetus</i>	2,646	1,504	2,149
hembra con huevos	0,418	0,072	0,322
Nauplii	1,926	0	0,501
<i>Diaphanosoma chilensis</i>	0,418	0,322	0,215
<i>Daphnia pulex</i>	0,464	0,072	0
<i>Bosmina (Liederobosmina) chilensis</i>	0,255	0,466	0,036
<i>Asplanchna</i> sp.	0,650	0	0
Abundancia total por estación	17,802	12,498	9,346



Tabla 3. Composición y abundancia fitoplanctónica del lago Puyehue, en verano de 2022.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Género/ Especie	Lago Puyehue		
					Estaciones de muestreo		
					C1	100205 (E1)	100578 (E2)
Bacillariophyta				<i>Nitzschia</i> spp		40	
				<i>Navicula</i> spp		40	x
				<i>Stauroneidaceae</i>	<i>Stauroneis</i> sp.	x	
				<i>Asterionella formosa</i>		80	280
				<i>Epithemia adnata</i>			x
				<i>Aulacoseira granulata</i>	1840	320	x
				<i>Aulacoseira</i> spp	160		
			Melosirales	<i>Melosira varians</i>			x
				<i>Melosira hustedti</i>	x	x	
Fragilariophyceae				<i>Fragilaria</i> cf. <i>asterionelloides</i>	480	1680	2560
				<i>Fragilaria crotonensis</i>	13920	4960	4400
				<i>Fragilaria</i> spp		640	x
				<i>Ulnaria</i> cf. <i>accus</i>	80	40	
				<i>Ulnaria</i> cf. <i>ulna</i>	x	320	x
				<i>Tabellaria</i> cf. <i>fenestrata</i>	6720	5280	4560
				<i>Tabellaria</i> <i>flocculosa</i>	x		
				<i>Tabellaria</i> spp	x		
				<i>Cyclotella ocellata</i>	x	x	x
Charophyta				<i>Cyclotella</i> spp	80	120	240
				<i>Elakathotrix gelatinosa</i>	400	720	840
				<i>Cosmarium</i> spp		40	
				<i>Sphaerocystis schroeterii</i>	2320		
				<i>Kirchneriella obesa</i>		40	
				<i>Kirchneriella</i> spp		x	
				<i>Selenastrum</i> sp.			40
				<i>Eudorina elegans</i>	x		
				<i>Ankistrodermus</i> cf. <i>falkatus</i>			x
Chlorophyta				<i>Sphaerocystis schroeterii</i>	x	x	
				<i>Chroococcaceae</i>	<i>Chroococcus</i> spp	x	x
				<i>Scenedesmus</i> spp			x
				<i>Trebouxiophyceae</i>	<i>Chlorella</i> sp.		400
				<i>Chlorellales</i>	<i>Mucidospaerium pulchellum</i>		x
				<i>Oocystaceae</i>	<i>Oocystis marssonii</i>	120	120
				<i>Trebouxiales</i>	<i>Oocystis</i> spp	x	x
				<i>Trebouxiaceae</i>	<i>Crucigeniella apiculata</i>	x	x
				<i>Dinophyceae</i>	<i>Crucigenia</i> spp	160	640
Cryptophyta				<i>Cryptomonadales</i>	<i>Cryptomonadaceae</i>	12000	10240
					<i>Rodomonina</i> cf. <i>lacustris</i>	1800	240
					<i>Limnococcus</i> sp.	1280	5320
Cyanobacteria				<i>Cyanophyceae</i>	<i>Microcystaceae</i>		x
					<i>Aphanocapsa</i> spp		
					<i>Prochlorococcaceae</i>	<i>Anatheece</i> sp.	x
Miozoa				<i>Gonyaulacales</i>	<i>Ceratiaceae</i>	80	80
					<i>Ceratium hirundinella</i>		x
					<i>Gymnodinium fuscum</i>	40	240
					<i>Gymnodinium</i> sp.	240	240
				<i>Peridiniales</i>	<i>Parvodinium</i> spp	2600	9920
					<i>Peridinium cinctum</i>	x	80
					Abundancia total por estación (cél/L)	43.920	41.240
					Nº taxa	28	29
							32



Tabla 4. Listado y abundancia de zooplancton en el lago Puyehue, por estación de muestreo, en verano de 2022.

LAGO PUYEHUE	Estaciones de muestreo		
	C1	100578 (E2)	100205 (E1)
Taxa	ind/L	ind/L	ind/L
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	1,6711269	1,93970087	1,58160225
hembra con huevos	0,11936621	0,23873241	0,38794017
<i>Mesocyclops araucanus</i>	1,46223604	1,49207759	1,93970087
hembra con huevos	0,11936621	0,20889086	0,14920776
<i>Tropocyclops prasinus</i>	0,08952466	0	0
Nauplii	0,865405	1,10413742	0,83556345
<i>Daphnia pulex</i>	0,77588035	3,90924329	4,44639122
<i>Kellicottia cf longispina</i>	0	0	1,40255294
Abundancia total por estación	5,10	8,89	10,74



Tabla 5. Composición y abundancia fitoplanctónica del lago Rupanco, en verano de 2022.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Estación Género/ Especie	Lago Rupanco						
					Estaciones de muestreo				100081	100389	
					C2						
Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Achnanthales	Cocconeidaceae	<i>Cocconeis</i> sp.					x		
				<i>Nitzschia</i> spp	80	40	80			x	
		Gomphonemataceae	<i>Gomphonema</i> sp.	<i>Cymbella</i> cf <i>lanceolata</i>					x		
				<i>Didymosphenia geminata</i>	x						
				<i>Encyonema</i> sp.					x		
				<i>Navicula</i> spp		x			x	x	
				<i>Navicula</i> cf <i>viridula</i>					x		
				<i>Rhoicosphenia</i>					40		
				<i>Diploneis</i> spp	40						
				<i>Pinnularia</i> spp	x				x		
		Rhabdonimatales	Tabellariaceae	<i>Sellaphoraceae</i>	<i>Sellaphora pupula</i>				x		
				<i>Asterionella formosa</i>	640	800	13600	320	400	x x 320	
Cocconidiophyta	Cocconidiophyceae	Melosirales	Melosiraceae	<i>Rhopalodia gibba</i>					x x		
				<i>Epithemia adnata</i>		x	x	x	x x		
		Fragilariales	Fragilariaeae	<i>Epithemia spp</i>					x		
				<i>Epithemia sorex</i>					x		
				<i>Surirella</i> spp				x			
				<i>Aulacoseira granulata</i>	2000	3280	12400		7280	7600 2000 3200	
				<i>Melosira</i> spp		x				x	
				<i>Melosira hustedti</i>			x	x	160	160 x x	
				<i>Diatom</i> spp	x	x	x	x	x	x x x	
				<i>Fragilaria</i> cf <i>pinpinnata</i>						x	
Stramenopiles	Stramenopilean	Mediophyta	Mediophyceae	<i>Fragilaria</i> cf <i>crotonensis</i>	42160	63360	16640	6960	85040	16480 22560 22240	
				<i>Fragilaria</i> cf <i>construens</i>						x	
		Rhipidiophyta	Rhipidiophyceae	<i>Fragilaria</i> spp						x	
				<i>Pseudostaurosira</i> spp					x		
				<i>Pseudostaurosira decipiens</i>					x		
				<i>Staurosira</i> illa martyi					x		
				<i>Ulnaria</i> cf <i>accus</i>	x	x	x	x	x	x x x	
				<i>Ulnaria</i> spp		8320	16840	7360	3920	8640 400	
				<i>Tabellaria</i> cf <i>fenestrata</i>	1520	3040	240	x	760	160 1920 360	
				<i>Tabellaria</i> flocculosa			15760				
Rhipidiophyta	Rhipidiophyceae	Chlorophytina	Chlorophytaceae	<i>Cyclotella</i> ocellata		x		x	x	x	
				<i>Cyclotella</i> spp	880	480	160	1120	640	560 800 720	
		Heterokontobionta	Heterokontophyta	<i>Unsolentia</i> eriensis					120	40	
				<i>Elakothrix gelatinosa</i>	120	1120	320	160	360	80 200 160	
				<i>Closterium</i> acutum var. <i>variabile</i>			x			x	
				<i>Sphaeroszoma aubertianum</i>	x	x	x	40	x	x x	
				<i>Staurastrum</i> spp						x	
				<i>Mougeotia</i> sp						x	
				<i>Eudorina elegans</i>	x	x	x	x	x	x x x	
				<i>Pandorina morum</i>						x	
Rhipidiophyta	Rhipidiophyceae	Chlorophytina	Chlorophytaceae	<i>Sphaerocystis schroeterii</i>	x	x	x	x	x	x x x	
				<i>Oedogonium</i> spp	x	x	x	x	x	x x x	
		Rhizarians	Rhizarians	<i>Scenedesmus</i> spp						x	
				<i>Selenastraceae</i>							
				<i>Bryococcus</i> sp			x	x		x	
				<i>Chlorella</i> sp			x		160	x x	
				<i>Mucidospaerium pulchellum</i>	10400	7200	4160	x	12480	800 1840 x	
				<i>Oocystis</i> spp			80				
				<i>Oocystis</i> acustris	x			x		x	
				<i>Volvox</i> spp			x		x	x x x	
Cryptophyta	Cryptophyceae	Chlorophytina	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas</i> spp	360	800	480	640	1920	560 280 880	
				<i>Rodomon</i> cf. <i>lacustris</i>	480	720	320	160	1120	1920	
		Excavata	Cyanophyceae	<i>Cyanothrichaceae</i>				x		x	
				<i>Limno</i> coccus sp.		x		x		x	
				<i>Microcystaceae</i>					x	x x x	
				<i>Aphanizomenon</i> spp		x	x			x	
				<i>Dolichospermum</i> spp	1960	1600	2400	760	3120	x 2000 1200	
				<i>Anathice</i> sp.		x	x		x	x x x	
				<i>Euglena</i> spp	80					40	
				<i>Ceratium</i> hirundinella	320	240	280	480	480	800 240 560	
Euglenozoa	Euglenozoa	Excavata	Gymnodiniidae	<i>Gymnodinium</i> fuscum	560	560	40	800	280	800 480 640	
				<i>Gymnodinium</i> sp.	320	200	80				
		Alveolates	Pendiniidae	<i>Parvordinum</i> spp					3760	3200 6800 2080	
				<i>Parvordinum</i> cf. <i>inconspicuum</i>	1840	4000	1280	880	x	x x x	
				<i>Peridinium</i> cf. <i>willei</i>						x	
				<i>Peridinium</i> spp.	x	40	160	40	80	160 80 160	
				<i>Peridinium</i> cinctum	x	x	x	x	x	x x x	
				<i>Dinobryon</i> divergens	x	920	480	1000	480	680 960 320	
				Abundancia total por estación (cél/L)	63.720	88.440	77.280	30.200	126.000	37.880 48.880 33.280	
				Nº taxa	26	32	37	26	32	42 45 33	

CONVENIO DE DESEMPEÑO 2022 – IFOP SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMT: INFORME FINAL:

“EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL DE LOS LAGOS UTILIZADOS PARA ACTIVIDADES DE ACUICULTURA EN LA ZONA SUR DE CHILE (X ETAPA).



Tabla 6. Listado y abundancia de zooplancton en el lago Rupanco, por estación de muestreo, en verano de 2022.

LAGO RUPANCO	Estaciones de muestreo							
	101862	100522	101851	100389	100081	101707	C2	100625
Taxa	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L
<i>Boeckella gracilipes</i>	0,08	0,11	0	0	0	0,09	0	0,02
hembra con huevos	0	0,03	0	0	0	0	0	0
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	0,05	0,09	0,07	0,59	0	0	0,13	0
hembra con huevos	0	0	0	0	0	0	0,02	0
<i>Mesocyclops araucanus</i>	0	0	0	0,71	0	0	0	0
Nauplii	0	0	0	0,23	0,34	0,03	0,10	0,02
<i>Bosmina (Liederobosmina) chilensis</i>	0,11	0	0,08	0,11	0,04	0,09	0,10	0,11
<i>Asplanchna</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0,02	0
<i>Kellicottia cf longispina</i>	1,93	0	1,88	6,44	3,87	1,72	1,51	1,93
<i>Keratella americana</i>	0,28	0,03	0,05	0	0,1492	0,03	0,10	0,26
<i>Polyarthra</i> sp.	0	0	0	0	0	0,09	0	0
<i>Ploesoma</i> sp.	0,28	0,05	0	0,71	0,39	0	0,53	0
Abundancia total por estación	2,78	0,34	2,10	8,83	4,82	2,09	2,55	2,39



Tabla 7. Composición y abundancia fitoplanctónica del lago Llanquihue, en verano de 2022.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Género/Espécie	Logo Llanquihue												
					100100	100332	100507	100545	100527	100628	100370	100390	100070	Pto. Varas	C1	C2	
Bacillorophyta	Bacillorophyceae	Achrophytales	Cocconeisidae	Cocconeis spp.													
		Bacillorales	Bacilloraceae	Nitzschia cf. sigmoides					40	40	x						
				Nitzschia cf. linearis	x	40									40		
			Cymbellales	Cymbellaceae											x	40	
				Cymella cystula													
				Cymella spp.	x												
			Gomphonematidae	Gomphonema spp.											x		
				Gomphonema cf. truncatum							x						
		Eurotiales	Eurotidae	Eurotia spp.	x												
		Fragilariales	Fragilaridae	Odontium mesodon											x		
		Naviculales	Diplopeltididae	Diplothele cf. ovalis										40	x		
			Diplopeltidae	Diplothele spp.							x				40		
			Naviculaceae	Gyrodinium spp.								80					
				Navicula spp.	x		x	40					40	40	40		
			Prasinophyceae	Prasinella spp.					x					80	40		
		Rhabdonymatales	Tabellariaeae	Asterionella formosa	21600	15040	8640	7200	5360	6080	28800	37600	17040	32240	8560	4920	
		Rhopalodiales	Rhopalodiidae	Rhopalodia gibba					x	x	x	40			x	40	
				Esthermia adriatica	x	x	x	120	x	40	40	40	160	x	120		
				Esthermia spp.										x			
		Sutinales	Entomonedidae	Entomene spp.											x		
			Surveolidae	Survelea spp.		x			x	x	x	x	x	x	x		
		Thaumasiophytes	Catenulidae	Amphora spp.		40		40			40		x	40	x		
				Amphora cf. splendida							x	160					
		Coccolithophoridales	Alvaciaceae	Alvaciella granulata	560	80	880	280	160	1400	880	x	x	x	x	400	
		Metrosiderolites	Metrosideridae	Metrosidera varians	x	x	x			x	x				x		
				Metrosidera hustedii	x									x	x		
	Fragilariophyceae	Fragilariales	Fragiliidae	Diatoma spp.	x		160					1280	240	x	x		
				Fragilaria cf. asteroleioides	2080	720	2480	120	400	1400	80	x	x	x	x		
				Fragilaria crotonensis	38720	4720	320	2960	1200	1400	5680	3120	15280	2400	1200	480	
				Fragilaria spp.	x						x	x					
				Pseudostaurastraea sp.										x			
				Staurastria cf. constricata													
				Ulvaria spp.									x	400	1080		
				Ulvaria cf. acusa		x	x		x	x	x	x	x	x	x		
		Tabellariales	Tabellariaeae	Tabellaria cf. fenestrata	560	2440	x		x	x	x	x	x	x	x	x	
				Tabellaria fociculata	840		1600	120			4640						
				Tabellaria spp.	240	120		400	240	80					160	1160	
	Mediophyceae	Chaetocerotales	Chaetocerotidae	Chaetoceros spp.										x			
			Steinopelmatidae	Steinopelmatidae	Cyclotella spp.	240	80	400	120		240		960	1520		80	
	Klebsormidiophyta	Klebsormidiates	Eckloniidae	Ecklonia celatiformis	480	x	80	x	x	x		x		x	x	120	
	Zygnematiophyta	Desmidales	Closterococcidae	Closterium acutum var. variabile	40				40	40							
				Closterium spp.								40	160	x	240	x	
				Kromkampella spp.							x						
				Desmididae	Cosmarium spp.		x								x	x	
					Scheroecoma aubertanum							x	x				
					Staurastrum denticulatum							x	x	x	x		
					Staurastrum gracile		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
	Zygnematales	Zygnemataceae	Sorocystis spp.	Sorocystis spp.										x			
	Chlorophytta	Chlorophyceae	Chlorophydomonadidae	Chlorophydomonas spp.													
			Tetrasporidae	Tetraspora spp.		x		x	x								
			Ulvococcidae	Eudoruca californica			x	x		x	x	x	x	x			
				Eudoruca elegans	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
				Pandorina mucor	x	x				x	x	x	x	x			
		Chlorococcales	Palmitaceae	Scheroecysts schoeteri	640	x	x	x						x	560	x	
				Scheroecysts spp.	x										40	2040	
				Chlorococcus spp.	240												
		Oedopeltidales	Oedopeltidae	Oedopeltium spp.							x						
				Hydrodictyonidae	Pediastrium spp.											x	
					Sorathrium americanum							x				1080	
				Selenastridae	Quadrula spp.	x											
		Trebouxiophyceae	Bryothrixococcidae	Bryothrixococcus spp.	x	x	x				x	x					
		Chlorophytes	Chlorophyllosporales	Chlorophyllosporaceae	Chlorophyllum spp.		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
					Microcoleus spp.	120	80	200	80	80			160	80	x		
					Nephrocytaceae		x			x				320	x		
					Oscillatoriaceae	x	x	x	x	x							
					Oscyliopsis spp.	x	x	x	x	x		x					
	Cryptophytta	Cryptophyceae	Cryptomonadidae	Cryptomonas spp.	1280	400	320	760	720	200	2480	5360	3480	80	160		
			Peranomonadidae	Peranomonas spp.	720	160	160	200	320		240	1640	1600	160		40	
	Gymnodiniales	Gymnodinidae	Gymnodinaceae	Gymnodinium spp.										x	x		
				Limonichnidae	Limonichnus spp.												
				Microsympistidae	Achanoecystis spp.		x	x	x	x	x	x	x	x			
				Nostocales	Aphanizomenoncf. Dolichospermum aff. flos-aquae			x									
					Dolichospermum circinalis				x								
					Dolichospermum spp.	x	x	x	x	x		x		7360	x	x	
			Pseudanabaenidae	Pseudanabaena catenata	x												
			Prochlorococcidae	Anthrincea spp.			1680										
	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiales	Ceratium triundulatum	x	x	80	x	120	x	640	400	400	80	160	320	
		Gymnodiniales	Gymnodinidae	Gymnodinium fuscum	800	720	520	680	1200	400		880	160	240	600	200	
				Gymnodinium sp.	40							x					
		Peridiniales	Peridinidae	Peridinium spp.	1120			6240		2320		5520	800	280			
				Peridinium cf. incanum	x	2320	720	x	5600	x	4640	x	x	x	x	1160	
	Ochrophyta	Ochrophyceae	Dinobryidae	Dinobryon diversum	10720	13520	8240	10720	10400	6040	4080	240	880	40	6680	3320	
	Xanthophyceae	Tribonematales	Tribonemataceae	Tribonema spp.	x	x	x	280	x	680	640		3120				
				Abundancia total por estación (b/L)	80640	40840	26560	29680	27200	2040	54360	57240	53680	36040	21480	15480	
				Nº de Taxis	40	29	39	32	33	39	29	34	32	47	28	29	



Tabla 8. Listado y abundancia de zooplancton en el lago Llanquihue, por estación de muestreo, en verano de 2022.

LAGO LLANQUIHUE	C1	Pto V.	Estación de muestreo										C2
			10050 7	10037 0	10010 0	10062 8	10054 5	10062 7	10033 2	10039 0	10007 0	ind/L	
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	0	0,02	0,06	0,03	0	0,015	0	0	0	0,10	0,13	0,09	
hembra con huevos	0	0	0	0,006	0	0	0	0	0	0,017	0	0	
<i>Mesocyclops araucanus</i>	0,02	0,13	0,14	0,08	0	0	0,08	0,03	0	0,03	0,13	0,13	
Nauplii	0	0	0	0,08	0	0	0	0	0	0,07	0	0	
<i>Daphnia pulex</i>	0	0	0	0	0	0,066	0	0	0	0	0	0	
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0,12	0,3	0,05	0,1	0,03	0	0,04	0	0,01	0,1	0	0,3	
<i>Bosmina (Liederobosmina) chilensis</i>	0,02	1,1	0,03	0,1	0,05	0,06	0,06	0	0,16	0,14	15,6	0,09	
<i>Chydorus sphaericus</i>	0	0,02	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	
<i>Kellicottia cf longispina</i>	1,2	0	0,4	0,13	1,3	1,7	1,3	0,7	1,07	0,1	0	0,7	
<i>Keratella americana</i>	0	0	0	0,01	0	0,022	0	0	0	0	0	0	
<i>Ploesoma</i> sp.	0	0	0	0	0,13	0	0,15	0,12	0	0	0	0	
Abundancia total por estación	1,4	1,68	0,71	0,62	1,57	1,87	1,66	0,93	1,28	0,71	15,92	1,53	



Tabla 9. Composición y abundancia fitoplanctónica del lago Chapo, en verano de 2022.

Clase	Orden	Familia	Género/ Especie	Lago Chapo			
				100394	101051	C2	101278
Bacillariophyceae			<i>Epithemia adnata</i>			x	
	Thalassiothryales	Catenulaceae	<i>Asterionella formosa</i>	200	x	x	
Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	80	x		x
Fragilariophyceae	Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Diatoma spp</i>	x		80	
			<i>Fragilaria crotonensis</i>	920	12880	19120	21920
			<i>Navicula spp</i>		40		
	Tabellariales	Tabellariaceae	<i>Tabellaria cf. fenestrata</i>	80	3040	1840	3600
			<i>Tabellaria flocculosa</i>			x	x
Mediophyceae	Stephanodiscales	Stephanodisceae	<i>Cyclotella spp</i>	120			
Klebsormidiophyceae	Klebsormidiales	Elakatotrichaceae	<i>Elakatotrix gelatinosa</i>	240	160	x	80
Zygnematophyceae	Desmidiales	Desmidiaceae	<i>Cosmarium spp</i>		120		
			<i>Staurastrum gracile</i>		x		
			<i>Staurastrum spp</i>	x	80	120	80
Zygnematales	Spirogyraceae	<i>Spirogyra sp.</i>		x	x		
		zygnemataceae	<i>Zygnema spp</i>	x	x		
Chlorophyceae	Chlamydomonadaceae	Volvocaceae	<i>Eudorina elegans</i>			x	
			<i>Pandorina morum</i>				x
	Chlorococcales	Palmellaceae	<i>Sphaerocystis schroeterii</i>	1640	2880	x	x
Trebouxiophyceae	Chlorellales	Nephrocystaceae	<i>Nephrocystum lunatum</i>	x	x	x	
		Oocystaceae	<i>Oocystis marssonii</i>	160	80	160	400
			<i>Oocystis solitaria</i>		40		
			<i>Oocystis spp</i>				
			<i>Oocystis lacustris</i>	80		80	
Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas spp</i>	600	280	280	160
	Pyrenomonadales	Pyrenomonadaceae	<i>Rodomon cf. lacustris</i>	5200	2240	3120	3360
Cyanophyceae	Chroococcales	Cyanothrichaceae	<i>Limno coccos sp.</i>	1120	x	2200	1200
		Microcystaceae	<i>Aphanocapsa spp</i>	x	x	1040	2320
	Nostocales	Aphanizomenonaceae	<i>Dolichospermum spp</i>	x	840		1200
	Synechococcales	Prochlorococcaceae	<i>Anathice sp.</i>	x		x	x
Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Ceratium hirundinella</i>	x		x	x
			<i>Ceratium spp</i>	x	x		
	Gymnodiniales	Gymnodiniaceae	<i>Gymnodinium fuscum</i>			40	
			<i>Gymnodinium sp.</i>		80	120	40
	Peridiniales	Peridiniaceae	<i>Peridinium cf. willei</i>				x
			<i>Parvodinium cf. inconspicuum</i>			x	x
			<i>Parvodinium spp</i>	840	960	4320	4480
			<i>Peridinium cf. willei</i>				x
			<i>Peridinium spp.</i>	120	x	x	x
Chrysophyceae	Chromulinales	Dinobryaceae	<i>Dinobryon divergens</i>	120	120	400	
			Abundancia total por estación (cel/L)	11.520	23.840	32.920	38.840
			Nº taxa	25	25	24	23



Tabla 10. Listado y abundancia de zooplancton en el lago Chapo, por estación de muestreo, en verano de 2022.

LAGO CHAPO	Estaciones de muestreo			
	101278	100394	C2	101051
Taxa	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L
<i>Boeckella gracilipes</i>	0	0,06	0,019	0
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	1,73	0	0,139	0,278
hembra con huevos	0	0	0,039	0
<i>Mesocyclops araucanus</i>	0	0,24	0,079	0,116
hembra con huevos	0	0,06	0	0
Nauplii	0,05	0	0,0197	0,208
<i>Daphnia pulex</i>	1,432	3,814	0,9748	1,021
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0	0,242	0,019	0
<i>Bosmina (Liederobosmina) chilensis</i>	0	0,423	0,039	0,02
<i>Keratella americana</i>	0	0,968	0	0
Abundancia total por estación	3,22	5,81	1,33	1,65



Tabla 11. Composición y abundancia fitoplanctónica del lago Huillinco-Cucao, en verano de 2022.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Género/Especie	Sistema lacustre Huillinco - Cucao							
					100616	100958	C1	100520	100617	E3	C2	E1(100618)
Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Nitzschia cf linearis</i>				x				x
				<i>Nitzschia spp</i>						x	x	x
		Diplopodioidales	Diplopodiaceae	<i>Diplolepis cf ovalis</i>		x				x		
				<i>Diplolepis spp</i>			x			x	40	
		Naviculariales	Naviculaceae	<i>Navicula cf viridula</i>								
				<i>Navicula cryptotenella</i>					x			
		Rhabdonematiales	Tabellariales	<i>Navicula spp</i>	40	40						40
				<i>Asterionella formosa</i>		x			x			
		Coscinodiscophyceae	Rhizopodioidales	<i>Rhopalodiaceae</i>						x		
				<i>Epithemia adnata</i>								
Ciliophyta	Ciliophorophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>				120	x	x		x
				<i>Melosira spp</i>	x	80	240		x			x
		Fragilariales	Fragilariaeae	<i>Melosira varians</i>				x				
				<i>Fragilaria crotonensis</i>				320		40	160	40
		Tabellariales	Tabellariaceae	<i>Fragilaria spp</i>			x	x		x		
				<i>Ulnaria cf ulna</i>						x		
		Mediophyceae	Chaetocerotales	<i>Ulnaria spp</i>								40
				<i>Tabellaria cf fenestrata</i>	240	480	240	x	40	240	40	200
		Stephanodiscophyceae	Stephanodiscaceae	<i>Chaetoceros spp</i>				x	x		x	x
				<i>Cyclotella spp</i>				120	80	40	x	40
Charophyta	Zygnematophyceae	Desmidiales	Closteriaceae	<i>Pennada indeterminada</i>						240	200	240
				<i>Closterium acutum var. variable</i>								160
		Chlorophyta	Chlorococcales	<i>Closterium spp</i>	4160	140000	16480	160520	102120	x		
				<i>Staurastrum gracile</i>						x		
		Chlorophyta	Chlorococcales	<i>Zygnemataceae</i>								x
				<i>Zygnema spp</i>								
		Cryptophyta	Cryptophyceae	<i>Sphaerocystis schroeterii</i>								
				<i>Selenastraceae</i>				x				
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Ulotrichales	Ulotrichaceae	<i>Ulothrix spp</i>								
		Pyrenomonadales	Pyrenomonadaceae	<i>Cryptomonas spp</i>					40			
				<i>Rodomonas cf lacustris</i>				80			120	40
		Nostocales	Aphanizomenonaceae	<i>Rodomonas spp</i>	21314760	18091440	30949680	4886760	11583320	4261200	6231280	6856120
				<i>Dichospernum spp</i>	x	x	x	x	x			
Miozoa	Dinophyceae	Synchococcales	Merismopediaceae	<i>Merismopedia aff lauca</i>								
				<i>Ceratium hirundinella</i>								40
		Gymnodiniales	Gymnodinaceae	<i>Gymnodinium fuscum</i>		x						
				<i>Gymnodinium sp.</i>		x	120	120		240	40	240
		Thoracosphaerales	Thoracosphaeraceae	<i>Peridinium spp.</i>						x		
				<i>Peridinium dinctum</i>	x							
Ochrophyta	Xanthophyceae	Tribonematales	Tribonemataceae	<i>Scyphella spp</i>		80		x				
				<i>Tribonema spp</i>			x	560	x			400
				Abundancia total por estación (cél/L)	21.319.200	18.232.120	30.966.600	5.048.800	11.685.560	4.262.160	6.231.960	6.857.360
				Nº taxa	6	13	9	16	12	17	13	15



Tabla 12. Listado y abundancia de zooplancton en el lago Huillinco-Cucao, por estación de muestreo, en verano de 2022.

LAGO HUILINCO - CUCAO	C2	100618	E3	Estaciones de muestreo				
				100968	100617	100616	100520	C1
Taxa	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	0,017	0,296	0,06	0,3	2,5	0,05	0,47	1,43
hembra con huevos	0	0,0079	0	0	0,106	0	0,038	0,12
<i>Mesocyclops araucanus</i>	0	0,0047	0	0	0	0	0	0,006
Nauplii	0,01	0,74	0,073	1,32	4,77	0,657	0,81	1,57
<i>Simocephalus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0,001	0
<i>Chydorus sphaericus</i>	0	0	0	0	0	0	0,006	0,001
<i>Keratella americana</i>	0	0	0,340	0	0	0	0	0
<i>Keratella valga</i>	0	0	0	10,477	0,849	0,22	1,69	2,16
<i>Hexarthra</i> sp.	0	0	0,658	0	0	0,06	0,076	0
<i>Filinia longiseta</i>	0	0	0	0,132	0	0,001	0	0
Poliqueto	0,033	0,119	0,001	0,39	0,84	0,12	0,18	0,19
Abundancia total por estación	0,07	1,17	1,14	12,73	9,13	1,12	3,31	5,50



Tabla 13. Listado de fitoplancton presente en el lago Tarahuin, por estación de muestreo, en verano de 2022.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Género/ Especie	Lago Tarahuin			
					Estaciones de muestreo			
Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Rhabdonematales	Tabellariaceae	<i>Asterionella formosa</i>	100436	C1	100521	
				<i>Rhopalodiaceae</i>	322640	484000	404120	
	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Epithemia adnata</i>	40			
				<i>Aulacoseira granulata</i>	2800	200	880	
	Fragilariphycaceae	Fragilariales	Fragilariacae	<i>Diatoma spp</i>		x		
Charophyta	Klebsormidiophyceae	Tabellariales	Tabellariaceae	<i>Tabellaria cf.fenestrata</i>	960	x	x	
				<i>Tabellaria flocculosa</i>		x	x	
		Klebsormidiales	Elakatotrichaceae	<i>Elakatotrix gelatinosa</i>	x	80		
		Desmidiales	Closteriaceae	<i>Closterium acutum var. variabile</i>	40	80		
	Zygnematophyceae	Zygnematales	Zygnemataceae	<i>Staurastrum spp</i>		x		
				<i>Mougeotia sp</i>	x			
		Zygnematales	Spirogyraceae	<i>Sirogonium sp.</i>			x	
Chlorophyta	Chlorophyceae	Chlamydomonadaceae	Volvocaceae	<i>Zygnema spp</i>			x	
				<i>Eudorina elegans</i>	x	x	x	
		Chlorococcales	Palmellaceae	<i>Pandorina morum</i>	x	x	x	
				<i>Sphaerocystis schroeterii</i>			x	
				<i>Sphaerocystis spp</i>		x		
	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Chlorellaceae	<i>Pediastrum spp</i>	x			
				<i>Quadrigula spp</i>	x	x	x	
		Ulvophyceae	Ulotrichales	<i>Selenastrum sp.</i>	x			
				<i>Micractinium pusillum</i>	x		x	
				<i>Geminella spp</i>		x		
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Chroococcales	Volvocaceae	<i>Volvox spp</i>	x			
				<i>Ulothrix spp</i>	x		x	
		Cyanothrichaceae	Limnococcaceae	<i>Limnococcus sp.</i>	2000			
				<i>Microcystaceae</i>		x		
Miozoa	Dinophyceae	Nostocales	Aphanizomenonaceae	<i>Aphanocapsa spp</i>				
				<i>Dolichospermum spp</i>	306800	122240	36240	
		Peridiniales	Ceratiaceae	<i>Ceratium hirundinella</i>	40080	44960	36720	
				<i>Ceratium furcoides</i>	x	x		
			Peridiniaceae	<i>Parvodinium cf. inconspicuum</i>			x	
				<i>Peridinium cf. willei</i>		x	x	
Ochrophyta	Xanthophyceae	Mischococcales	Characiopsidaceae	<i>Peridinium cinctum</i>	27440	44720	19920	
				<i>Characiopsis spp</i>		x		
		Tribonematales	Tribonemataceae	<i>Tribonema spp</i>		x		
					Abundancia total por estación (cel/L)	702.800	696.280	
					Nº taxa	19	19	
						15		



Tabla 14. Listado y abundancia de zooplancton en el lago Tarahuin, por estación de muestreo, en verano de 2022.

LAGO TARAHUIN	Estaciones de muestreo		
	100521	C1	100436
Taxa	Ind/L	Ind/L	Ind/L
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	0,33	0	0,13
Nauplii	5,11	1,79	0
<i>Daphnia ambigua</i>	0,20	0,53	0,20
<i>Bosmina (Liederobosmina) chilensis</i>	2,52	2,19	1,46
<i>Asplanchna</i> sp.	0,13	0,40	0,27
<i>Kellicottia</i> cf <i>longispina</i>	0,93	1,99	12,14
<i>Keratella americana</i>	15,52	1,46	2,32
<i>Synchaeta</i> sp.	0,07	0,33	0,27
<i>Conochilus unicornis</i>	0	0,13	1,13



Tabla 15. Composición y abundancia fitoplanctónica del lago Natri, en verano de 2022.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Género/ Especie	Lago Natri		
					Estaciones de muestreo	100437	C1
Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Cymbellales	Gomphonemataceae	<i>Gomphonema spp</i>	x		
				<i>Gomphonema sp.</i>	x		
		Naviculales	Amphipleuraceae	<i>Navicula spp</i>	x		
				<i>Asterionella formosa</i>	8800	4800	5320
			Tabellariaeae	<i>Aulacoseiraceae</i>	1280	5440	4560
	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	<i>Fragilariaeae</i>	<i>Aulacoseira granulata</i>	2720	20120	16280
		Fragilariales	Tabellariaeae	<i>Fragilaria crotonensis</i>	12880	23920	21120
				<i>Tabellaria cf.fenestrata</i>			
		Mediophyceae	Stephanodiscales	<i>Tabellaria flocculosa</i>	x	x	x
				<i>Stephanodiscaceae</i>	960	160	400
Charophyta	Klebsormidiophyceae	Klebsormidiales	Elakatotrichaceae	<i>Cyclotella spp</i>	14640	24680	7200
		Zygnematophyceae	Desmidiales	<i>Elakathothrix gelatinosa</i>	2960	600	400
			<i>Closteriaceae</i>	<i>Closterium spp</i>		x	x
	Zygnematales		<i>Spirogyraceae</i>	<i>Staurastrum spp</i>			x
			zygnemataceae	<i>Sirogonium sp.</i>			x
Chlorophyta	Chlorophyceae	Chlamydomonadaceae		<i>Zygnema spp</i>			x
		Chlorococcales	Palmellaceae	<i>Pandorina morum</i>		x	
				<i>Sphaerocystis schroeterii</i>		x	x
			Sphaeropleales	<i>Sphaerocystis spp</i>			x
		Trebouxiophyceae	Chlorellales	<i>Hydrodictyaceae</i>	<i>Pediastrum spp</i>	x	
				<i>Chlorellaceae</i>	<i>Chlorella sp.</i>		x
				<i>Mucidospaerium pulchellum</i>		x	x
			Oocystaceae	<i>Oocystis marssonii</i>			x
				<i>Cryptomonadaceae</i>	<i>Cryptomonas spp</i>	3440	2320
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Cryptomonadales	Pyrenomonadaceae	<i>Rodomonia cf. lacustris</i>	36640	12000	39200
		Nostocales	Aphanizomenonaceae	<i>Dolichospermum spp</i>		x	x
		Pseudanabaenales	Pseudanabaenaceae	<i>Pseudoanabaena catenata</i>			x
Miozoa	Dinophyceae	Synechococcales	Prochlorococcaceae	<i>Anathece sp.</i>			x
		Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Ceratium hirundinella</i>	280	1360	640
		Peridiniales		<i>Ceratium furcoides</i>	x	x	x
			Peridiniaceae	<i>Peridinium cinctum</i>	40	400	480
		Mischococcales	Characiopsidaceae	<i>Characiopsis spp</i>		x	x
Ochrophyta	Xanthophyceae	Tribonematales	Tribonemataceae	<i>Tribonema spp</i>		x	x
				Abundancia total por estación (cé/L)	84.640	95.800	97.000
				Nº taxa	16	21	26



Tabla 16. Listado y abundancia de zooplancton en el lago Natri, por estación de muestreo, en verano de 2022.

LAGO NATRI	Estaciones de muestreo		
	100437	100427	C1
Taxa	Ind/L	Ind/L	Ind/L
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	0	0,61893589	2,43153385
hembra con huevos	0	0	0,17683883
<i>Mesocyclops araucanus</i>	0	0	0,08841941
Nauplii	0,29841552	0,44209706	0,08841941
<i>Diaphanosoma chilensis</i>	0	0,75156501	0,7073553
<i>Bosmina (Liederobosmina) chilensis</i>	0,04973592	0	0
<i>Asplanchna</i> sp.	0,2486796	1,50313002	1,23787178
<i>Kellicottia cf longispina</i>	22,1822202	13,7492187	5,39358418
<i>Gastropus</i> sp.	13,6773779	1,32629119	0
<i>Conochilus unicornis</i>	0	0	0,26525824
Abundancia total por estación	36,46	18,39	10,39



Tabla 17. Composición y abundancia fitoplanctónica del lago Yelcho, en primavera de 2022.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Género/ Especie	Lago Yelcho			
					C2	101521	101522	
Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Nitzschia cf. sigmaeida</i>			120	
				<i>Nitzschia cf. linearis</i>		40	280	
		Cymbellales	Cymbellaceae	<i>Cymbella spp</i>			40	
				<i>Gomphonemataceae</i>	<i>Gomphonema sp.</i>	x	x	
		Naviculales	Naviculaceae	<i>Gyrosigma spp</i>			40	
				<i>Navicula spp</i>	240	120		
		Rhabdonematales	Stauroneidaceae	<i>Stauroneis sp.</i>		120		
				<i>Tabellariaceae</i>	<i>Asterionella formosa</i>	4240	10720	
		Rhopalodiales	Rhopalodiaceae	<i>Rhopalodia gibba</i>			2000	
				<i>Epithemia adnata</i>			120	
Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Surirellales	Surirellaceae	<i>Surirella spp</i>		160		
				<i>Aulacoseira granulata</i>	10080	20480	18640	
		Fragilariales	Fragilariaeae	<i>Fragilaria cf. asterionelloides</i>		x		
				<i>Fragilaria crotonensis</i>	104200	112240	116480	
		Tabellariales	Tabellariaceae	<i>Ulnaria spp</i>		40	200	
				<i>Ulnaria accus</i>			x	
		Mediophyceae	Stephanodiscales	<i>Ulnaria ulna</i>		40	x	
				<i>Tabellaria cf. fenestrata</i>	5680	15360	6880	
Rhizosoleniophycidae	Rhizosoleniales	Rhizosoleniaceae	Stephanodiscaceae	<i>Tabellaria flocculosa</i>	1120	x	2000	
				<i>Cyclotella spp</i>			40	
		Pennadiales	Urosoleniaceae	<i>Urosolenia eriensis</i>	x	x	13840	
				<i>Urosolenia cf. longiseta</i>	x		x	
		Charophyta	Zygnematophyceae	<i>Pennada indeterminada</i>			120	
				<i>Closterium spp</i>	80	40	80	
		Chlorophyta	Chlorophyceae	<i>Cosmarium spp</i>		x	x	
				<i>Staurastrum gracile</i>		x		
		Chlorococcales	Palmellaceae	<i>Staurastrum spp</i>	40	120	x	
				<i>Eudorina elegans</i>		x		
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Chlorophyceae	Chlorococcaceae	<i>Pandorina morum</i>	x	x	x	
				<i>Ankistrodesmus falcatus</i>		x		
		Trebouxiophyceae	Chlorellales	<i>Ankistrodesmus sp</i>			160	
				<i>Sphaerocystis schroeterii</i>	x	x	480	
		Euglenozoa	Euglenophyceae	<i>Actinastrum hantzschii</i>		x		
				<i>Nephrocystum spp</i>			160	
		Miozoa	Gymnodiniales	<i>Nephrocystum lunatum</i>	x	x	x	
				<i>Oocystaceae</i>	<i>Oocysts cf. marssonii</i>	x	x	
Ochrophyta	Chrysophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas spp</i>	480	3040	1240	
				<i>Pyrenomonadaceae</i>	<i>Rodomonina cf. lacustris</i>		x	
		Xanthophyceae	Chroococcales	<i>Cyanothrichaceae</i>	x			
				<i>Limnococcus sp.</i>				
		Peridiniales	Euglenaceae	<i>Euglena spp</i>	x	x		
				<i>Gymnodinium fuscum</i>	80			
		Chromulinales	Gymnodiniaceae	<i>Gymnodinium sp.</i>		80	120	
				<i>Parvodinium spp</i>	80			
		Synurales	Peridiniaceae	<i>Peridinium cf. willei</i>			x	
				<i>Peridinium spp.</i>	x			
Xanthophyceae	Dinobryaceae	Tribonematales	Tribonemataceae	<i>Dinobryon divergens</i>	720	160	24880	
				<i>Tribonema spp</i>		x	x	
		Synurales	Synuraceae	<i>Synura sp.</i>	x	x	x	
Abundancia total por estación (cel/L)					127.040	162.840	187.960	
Nº taxas					22	32	33	



Tabla 18. Listado y abundancia de zooplancton en el lago Yelcho, por estación de muestreo, en primavera de 2022.

Taxa	LAGO YELCHO	Estaciones de muestreo		
		101521 ind/L	101522 ind/L	C2 ind/L
<i>Boeckella gracilipes</i>		1,326291192	1,47218322	3,42183128
hembra con huevos		0	0	0,07957747
<i>Mesocyclops araucanus</i>		0,132629119	0,07957747	0,29178406
hembra con huevos		0	0	0,13262912
Nauplii		0,663145596	3,85950737	3,89929611
<i>Daphnia pulex</i>		0	0,03978874	0,05305165
<i>Bosmina (Liederobosmina) chilensis</i>		0	0,03978874	0,02652582
<i>Kellicottia cf longispina</i>		2,984155183	2,30774667	5,03990653
Abundancia total por estación		5,11	7,80	12,94



Tabla 19. Listado de fitoplancton presente en el lago Riesco, por estación de muestreo, en primavera de 2022.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Género/Especie	Lago Riesco	
					Estaciones de muestreo	
Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Achnanthales	Gomphonemataceae	<i>Gomphonema</i> sp.	x	
		Eunotiales	Eunotiaceae	<i>Eunotia</i> spp	x	
		Naviculales	Diploneidaceae	<i>Diploneis</i> spp		x
		Rhabdonematales	Tabellariaceae	<i>Asterionella formosa</i>	x	x
		Surirellales	Surirellaceae	<i>Surirella</i> spp		x
	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	x	x
		Fragilariales	Fragilariaeae	<i>Diatom</i> <i>mesodon</i>	x	
				<i>Fragilaria capucina</i>	x	
				<i>Fragilaria crotonensis</i>		480
				<i>Hannaea arcus</i>	x	
Charophyta	Zygnematophyceae	Tabellariales	Tabellariaceae	<i>Tabellaria cf. fenestrata</i>	45760	27120
				<i>Tabellaria flocculosa</i>	19200	11800
		Mediophyceae	Stephanodiscales	<i>Discostella stelligera</i>	x	
		Rhizosoleniophycidae	Rhizosoleniales	<i>Urosolenia eriensis</i>	x	x
		Zygnematophyceae	Zygnematales	<i>Zygnemataceae</i>	x	
	Chlorophyta	Chlorophyceae	Chlamydomonadaceae	<i>Eudorina elegans</i>	x	x
			Volvocaceae	<i>Pandorina morum</i>	x	
		Trebouxiophyceae	Chlorellales	<i>Mucidospherium pulchellum</i>		x
		Cryptophyceae	Pyrenomonadales	<i>Rodomon</i> <i>cf. lacustris</i>	10320	12720
		Miozoa	Peridiniales	<i>Peridinium</i> spp.		x
Ochrophyta	Chrysophyceae	Chrysophyceae	Chromulinales	<i>Chromulina</i> spp	x	x
				<i>Dinobryon divergens</i>	10080	8720
			Synurales	<i>Mallomonadaceae</i>	x	x
			Tribonematales	<i>Tribonema</i> spp	x	x
				Abundancia total por estación (cél/L)	85.360	60.840
				Nº de Taxa	19	17



Tabla 20. Listado y abundancia de zooplancton en el lago Riesco, por estación de muestreo, en primavera de 2022.

Taxa	LAGO RIESCO	Estaciones de muestreo	
		110048	110038
<i>Boeckella gracilipes</i>		1,96291096	8,99225428
hembra con huevos		0,0596831	0,23873241
<i>Parabroteas sarsi</i>		0,04642019	0,02652582
<i>Mesocyclops araucanus</i>		0	0
Nauplii		0,05305165	0,23873241
<i>Ascomorpha</i> sp.		6,31314608	10,1593905
Abundancia total por estación		8,44	19,66



Comparación de variables sedimentológicas de los lagos en estudio para todas las etapas de estudio.

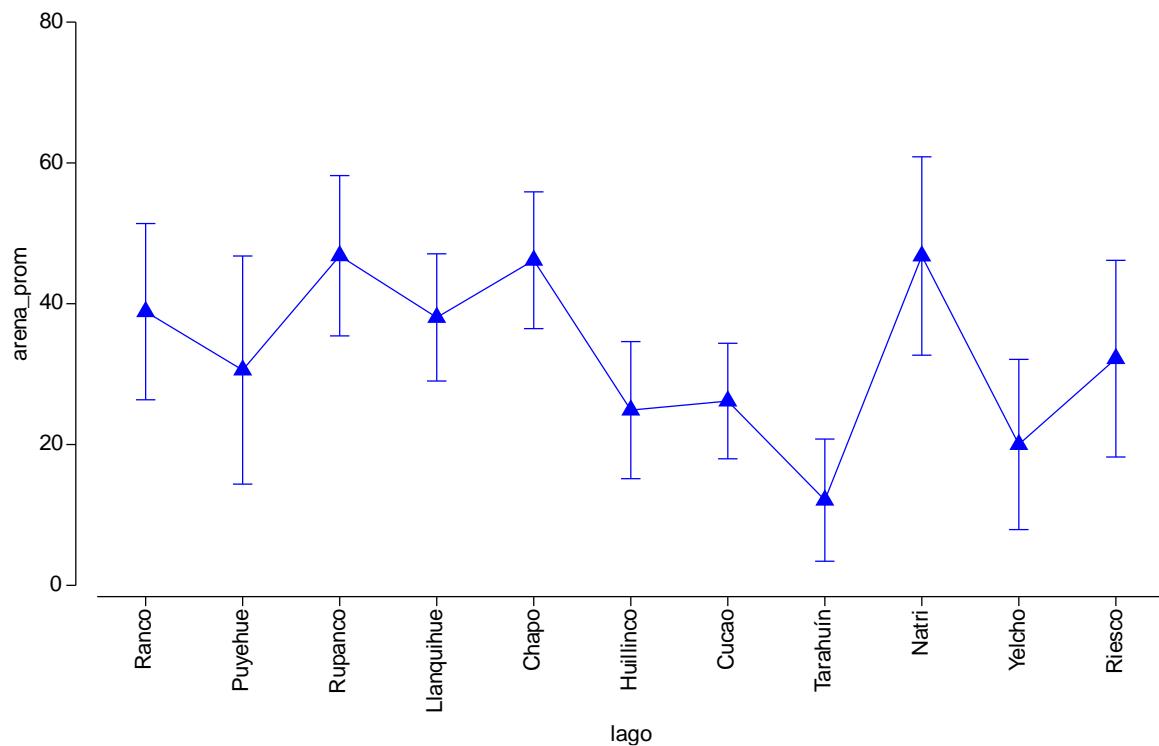


Figura 121. Gráfico de medias para la variable arena (%) de los lagos en estudio, incluyendo todas las etapas de estudio.

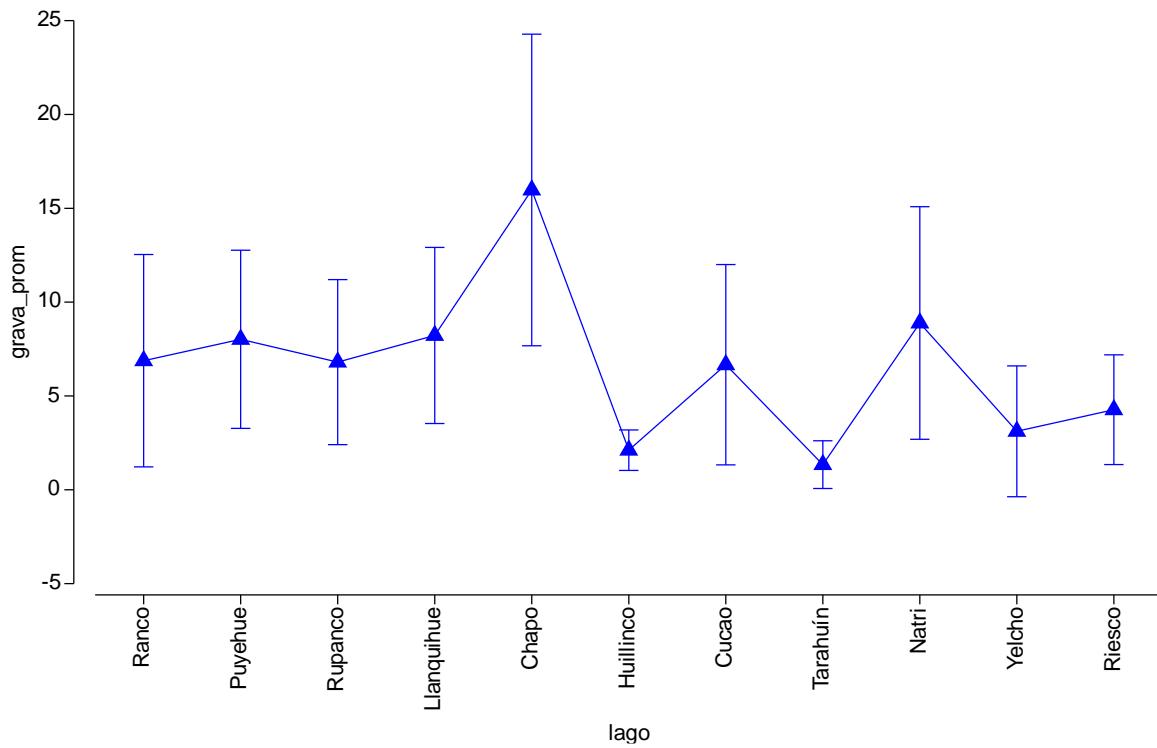


Figura 122. Gráfico de medias para la variable grava (%) de los lagos en estudio, incluyendo todas las etapas de estudio.

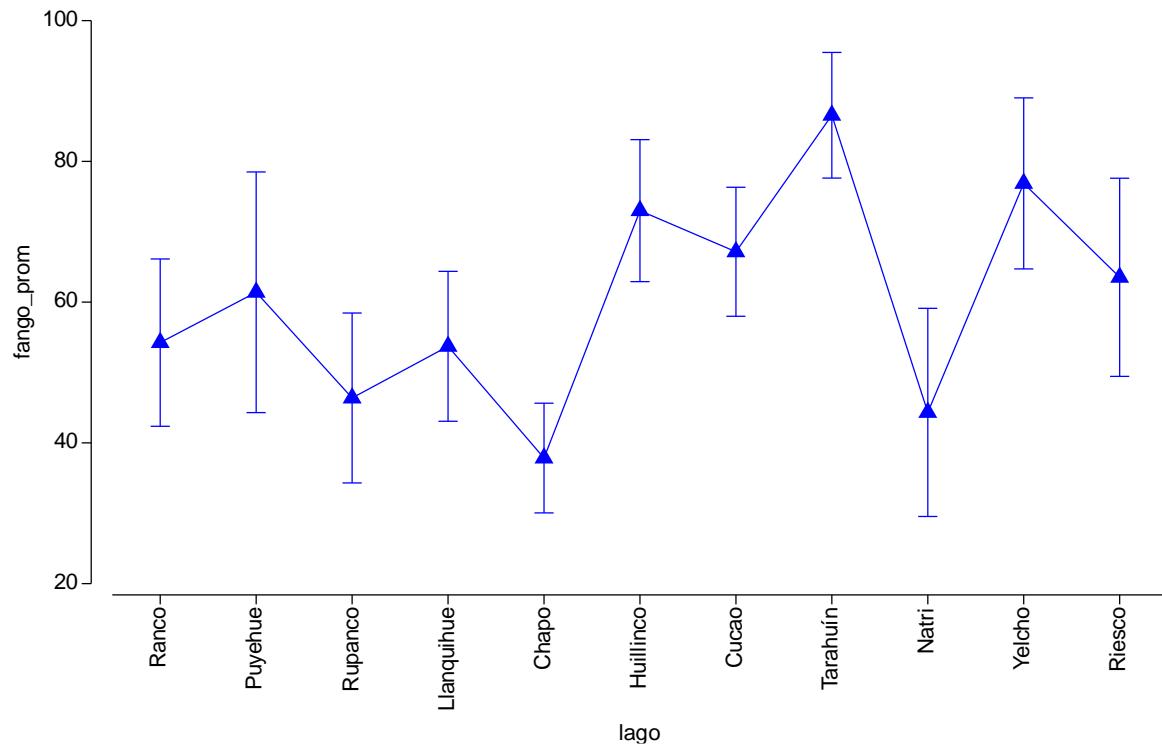


Figura 123. Gráfico de medias para la variable fango (%) de los lagos en estudio, incluyendo todas las etapas de estudio.

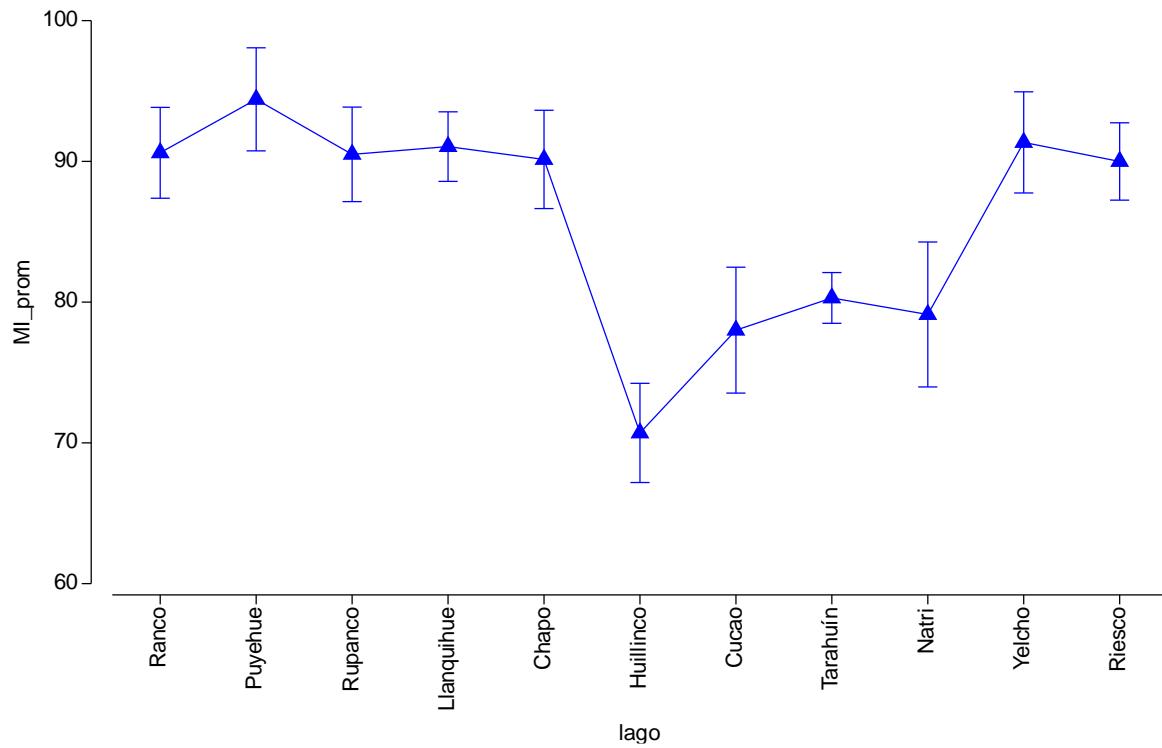


Figura 124. Gráfico de medias para la variable materia inorgánica (%) de los lagos en estudio, incluyendo todas las etapas de estudio.

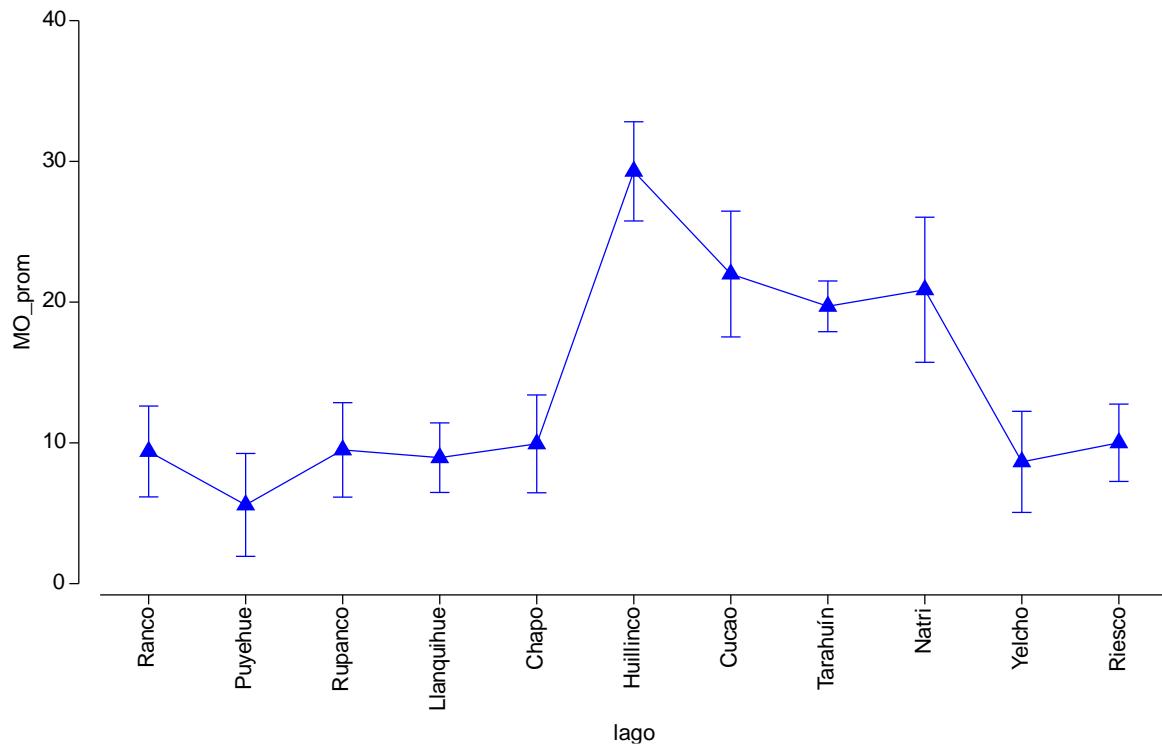


Figura 125. Gráfico de medias para la variable materia orgánica (%) de los lagos en estudio, incluyendo todas las etapas de estudio.

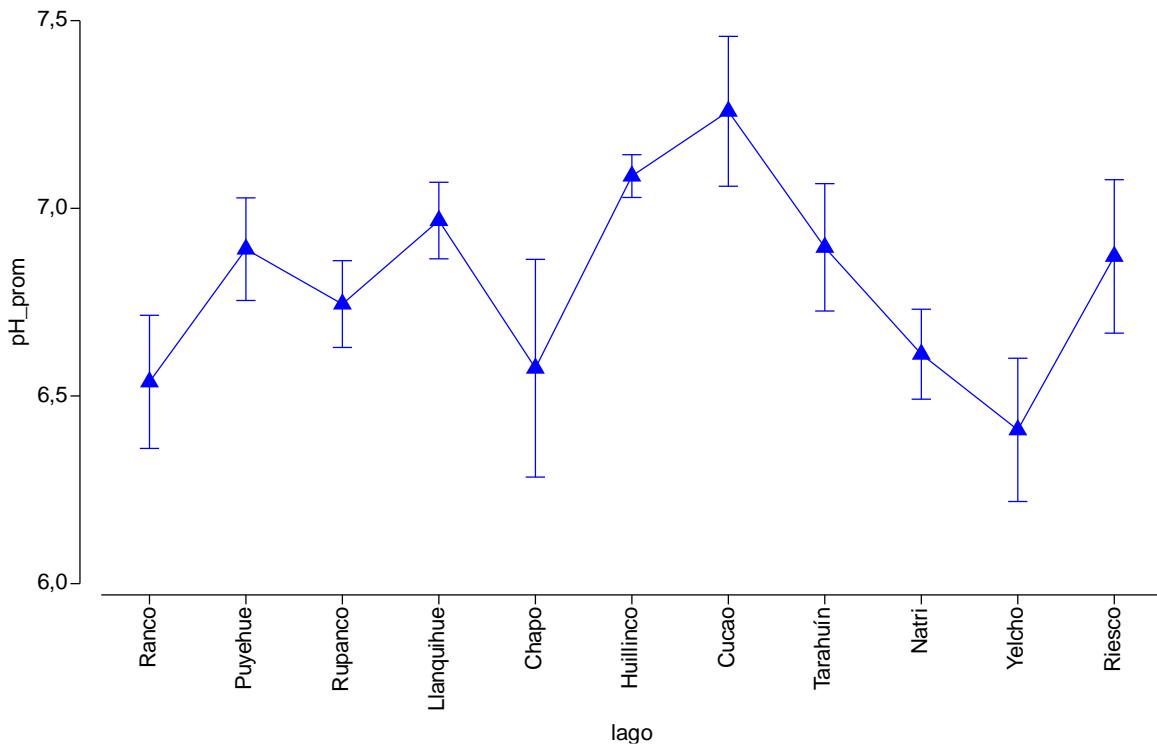


Figura 126. Gráfico de medias para la variable pH de los lagos en estudio, incluyendo todas las etapas de estudio.

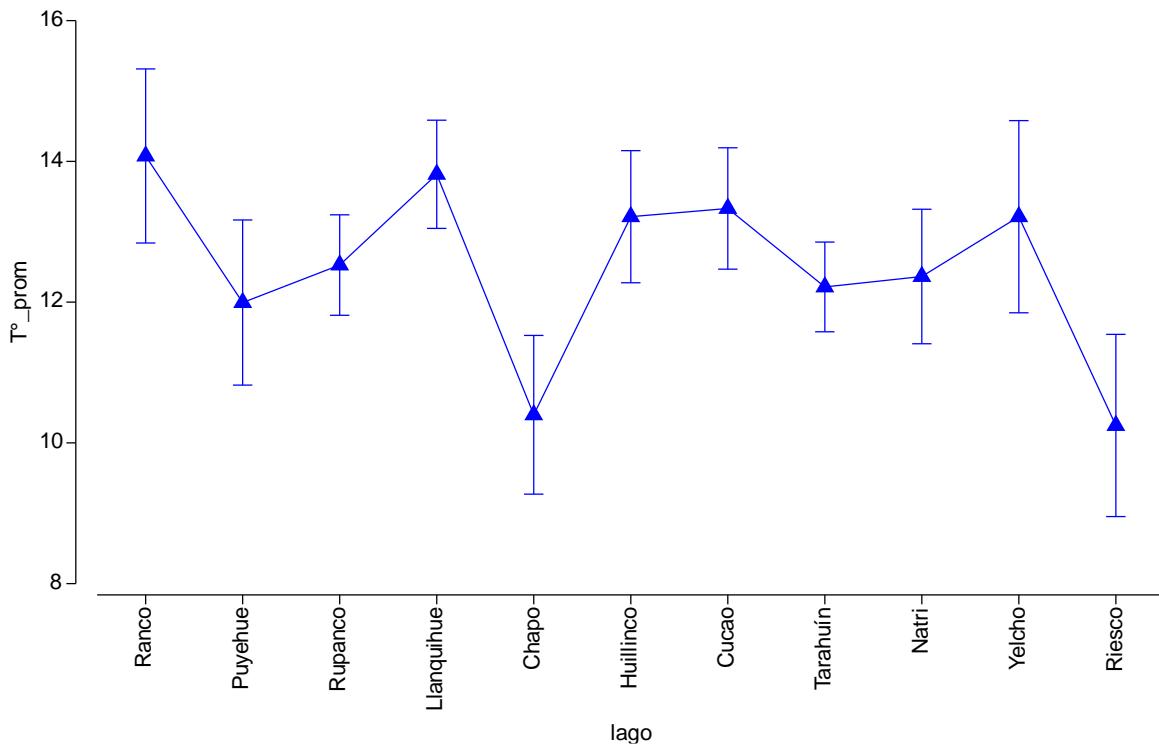


Figura 127. Gráfico de medias para la variable temperatura (°C) de los lagos en estudio, incluyendo todas las etapas de estudio.

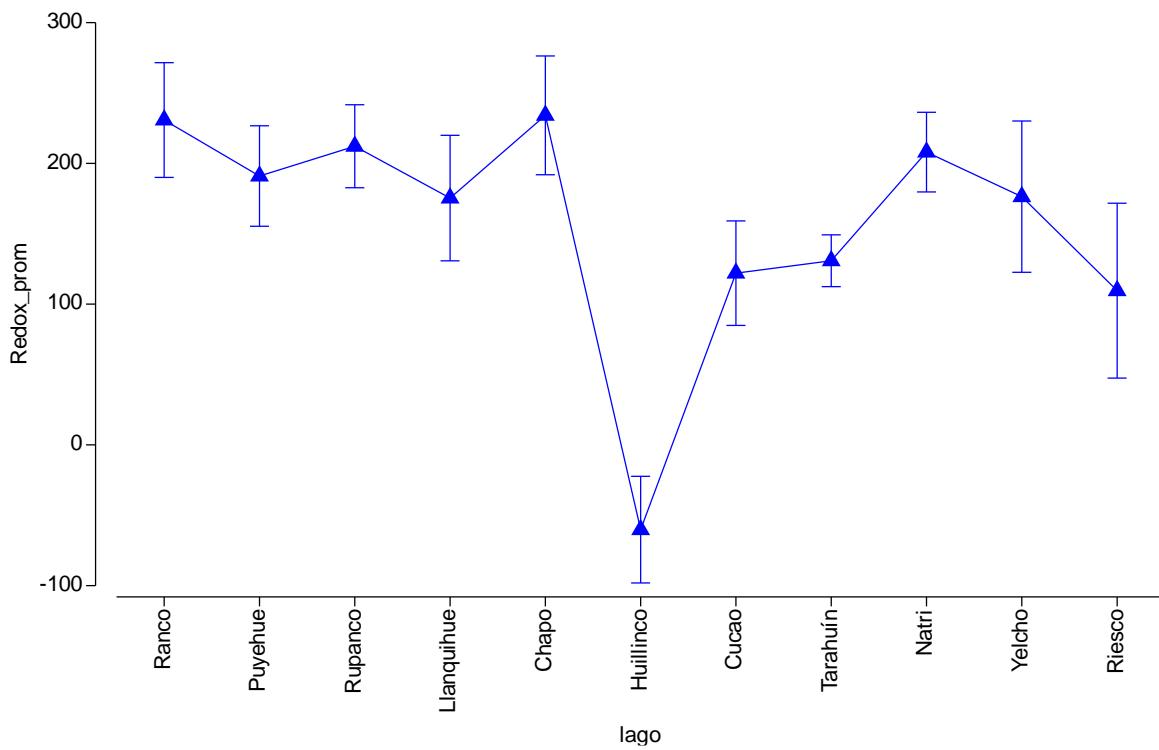


Figura 128. Gráfico de medias para la variable redox (mV) de los lagos en estudio, incluyendo todas las etapas de estudio.



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

ANEXO 2. DIFUSIÓN

Programa del taller de difusión



PROGRAMA TALLER DE DIFUSIÓN "EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL DE LAGOS UTILIZADOS PARA ACTIVIDADES DE ACUICULTURA EN LA ZONA SUR DE CHILE, DECIMA ETAPA".

Nos encontramos el 23 de junio de 2023,
en el siguiente link: meet.google.com/vyj-zwed-prj
Números de teléfono: (CL) +56 43 245 2070
PIN: 325 897 684 7290#

Convoca: Instituto de Fomento Pesquero, Sr. Leonardo Guzmán Méndez,
Jefe División de Investigación en Acuicultura

En el marco del Convenio de Desempeño entre la Subsecretaría de Economía y Empresas de menor tamaño y el Instituto de Fomento Pesquero, se desarrolla el presente Taller de difusión, para dar a conocer los principales resultados del estudio, como la calidad ambiental del sistema de estos y las recomendaciones a la autoridad y usuarios de cuencas lacustres.

Hora	Actividad
10:00	Recepción y café de bienvenida.
10:05 - 10:15	Palabras introductorias al taller. (Leonardo Guzmán Méndez. Jefe de División de Investigación en Acuicultura, Instituto de Fomento Pesquero).
10:20 - 10:35	Consideraciones limnológicas y programa de monitoreo de lagos con acuicultura. (Nicole Pesse Lastra, Investigadora, Instituto de Fomento Pesquero)
10:35 – 11:05	Avances y desafíos en el estudio ambiental de los lagos en el sur de Chile. (Carolina Rösner Oyarzo, Investigadora, Instituto de Fomento Pesquero)
11:05: – 11:30	Conociendo la variabilidad ambiental y dinámica planctónica del lago Llanquihue. (Claudia Pérez Sáez , Investigadora, Instituto de Fomento Pesquero)
11:30 – 11:50	Modelo lagrangiano de dispersión de bacterias fecales para el lago Llanquihue. (Pablo Reche García, Investigador, Instituto de Fomento Pesquero).
11:50– 12:00	Preguntas
12:00– 12:25	Servicios ecosistémicos del lago Puyehue. (Rodrigo Vera Sepúlveda, Investigador, Instituto de Fomento Pesquero)
12:25 – 12:35	Conclusiones (Nicole Pesse Lastra, Investigadora, Instituto de Fomento Pesquero)
12:35 – 12:50	Preguntas, retroalimentación y cierre del taller.

Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, Bellavista 168, piso 16, Casilla 100-V, Valparaíso, Chile.
Instituto de Fomento Pesquero, Balmaceda 252, Puerto Montt. Chile

**Listado de participantes inscritos en el taller de difusión**

Nombre	Institución	Email
Rodrigo Jaramillo Teufert	IFOP	rodrigo.jaramillo@ifop.cl
Vladimir Murillo	IFOP	vladimir.murillo@ifop.cl
Rodrigo Vera S.	IFOP	rodrigo.vera@ifop.cl
Paola Hinojosa	IFOP	paola.hinojosa@ifop.cl
Carolina Rösner	IFOP	carolina.rosner@ifop.cl
Hernán Padilla	IFOP	hernan.padilla@ifop.cl
Leonardo Guzmán	IFOP	leonardo.guzman@ifop.cl
Marina Oyarzún	IFOP	marina.oyarzun@ifop.cl
Fernando Coz	Fundación Chile Lagos Limpios	
Johana A. Ojeda Palma	IFOP	johana.ojeda@ifop.cl
Verónica Irarrázabal	Fundación Legado Chile	virarrazabal@legadochile.cl
Felipe Briceño	Fundación NIVA Chile	felipe.briceno@nivachile.cl
Macarena Herrera	IFOP	macarena.herrera@ifop.cl
Avril Bernales	MMA-NC	abernales@mma.gob.cl
Samuel Niklitschek	CUENCA	Samuel.Niklitschek@gmail.com
Sergio Sairafi Bazán	MMA-NC	ssairafi@mma.gob.cl
Felipe Tucca	INTESAL	f.tucca@intesal.cl
Cristián Acevedo	Subpesca	cristianac@subpesca.cl
Nicole Pesse Lastra	IFOP	nicole.pesse@ifop.cl
Jaiber Solano Iguaran	IFOP	jaiber.solano@ifop.cl
Claudia Pérez	IFOP	claudia.perez@ifop.cl
Pablo Reche	IFOP	pablo.reche@ifop.cl



Presentaciones

Presentación 1. Nicole Pesse



GENERANDO
CONOCIMIENTO Y
SUSTENTABILIDAD



Programa de estudio: “Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura, en la zona sur de Chile”

Ministerio de Economía y EMT & Instituto de Fomento Pesquero

Claudia Pérez Sáez, Nicole Pesse Lastra, Carolina Rösner Oyarzo y Rodrigo Vera Sepúlveda.



Presentación 2. Carolina Rösner

Taller de difusión
“Evaluación ambiental de los lagos con acuicultura, X Etapa”
23 de junio del 2023

Avances y desafíos en el estudio ambiental de los lagos en el sur de Chile

Claudia Pérez, Nicole Pesse, Carolina Rösner y Rodrigo Vera.



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

Presentación 3. Claudia Pérez

Lago Llanquihue: (Des) Conociendo variabilidad ambiental y dinámica planctónica

Claudia Pérez Sáez
Departamento de Medio Ambiente
IFOP
claudia.perez@ifop.cl

Presentación 4. Pablo Reche

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur de Chile.

Modelo lagrangiano de dispersión de bacterias fecales para el lago Llanquihue

Pablo Reche

Junio 2023



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

Presentación 5. Rodrigo Vera

A large background image showing a calm lake at sunset or sunrise. The sky is filled with warm, orange and yellow hues. In the top left corner of this image, there is a smaller, semi-transparent blue square containing the IFOP logo. The main title of the presentation is overlaid on the center of the image.

Servicios Ecosistémicos de la Cuenca del Lago Puyehue.

Vera, Rodrigo (1); Pérez, Claudia (1); Pesce, Nicole (1); Rösner, Carolina (1)
(1) Instituto de Fomento Pesquero, Balmaceda 252, Puerto Montt, Chile.
e-mail: rodrigo.vera@ifop.cl