



INFORME FINAL

Convenio de Desempeño 2021

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



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

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 2021

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

SUBSECRETARIA DE ECONOMÍA y EMT / SEPTIEMBRE DE 2022

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

Marcela Arriagada Ortega

Javier Cortes Puebla

Paola Hinojoza Carrasco

Claudia Pérez Sáez

Nicole Pesse Lastra

Elias Pinilla Matamala

Carolina Rösner Oyarzo

Javiera San Martín Parra

Rodrigo Vera Sepúlveda

COLABORADORES

Karina Díaz Valle

Ana Lorca Torres

Jorge Nimptsch Mass

Juan Pablo Oyanedel Muñoz

Luis Vallejos Riquelme

Stefan Woelfl



ÍNDICE GENERAL

	Página
ÍNDICE GENERAL	3
ÍNDICE FIGURAS	5
ÍNDICE TABLAS	11
1. RESUMEN EJECUTIVO.....	12
2. ANTECEDENTES.....	15
3. OBJETIVOS.....	20
4. METODOLOGÍA	21
4.1. Objetivo específico 1.....	21
4.1.1. Selección de puntos y época de muestreo.....	21
4.1.2. Evaluación de variables limnológicas - fisicoquímicas y biológicas.....	22
4.2. Objetivo específico 2.....	39
4.3. Objetivo específico 3.....	40
4.3.1. Identificación de los usos de suelo de la cuenca del lago Huillinco-Cucao	41
4.3.2. Marco conceptual de los servicios ecosistémicos	41
4.3.3. Clasificación de los servicios ecosistémicos.....	42
5. RESULTADOS	46
5.1. Objetivo específico 1.....	46
5.1.1. Ranco	46
5.1.2. Puyehue	50
5.1.3. Rupanco	54
5.1.4. Llanquihue	59
5.1.5. Chapo	63
5.1.6. Huillinco-Cucao	67
5.1.7. Tarahuín	72
5.1.8. Natri	77
5.1.9. Yelcho	81
5.1.10. Riesco	85
5.1.11. Análisis de monitoreo intensivo en lago Llanquihue	89
5.1.12. Análisis parámetros en el tiempo en los lagos estudiados	93
5.1.13. Estado trófico de los lagos en estudio	97
5.1.14. Balance de nutrientes en lagos Araucanos y Patagónicos.....	102
5.1.15. Capacidad de carga de nutrientes en lagos Araucanos y Patagónicos.....	105
5.2. Objetivo específico 2.....	108
5.3. Objetivo específico 3.....	112
6. DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN	126
7. BIBLIOGRAFÍA.....	144



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA



ÍNDICE FIGURAS

Figura 1. Estaciones de muestreo en los lagos Araucanos (rojo), Chilotas (verde) y Patagónicos (azul) en estudio.....	21
Figura 2. Modelo conceptual nutriente color (Williamson <i>et al.</i> 1999, Webster <i>et al.</i> 2008).	27
Figura 3. Sección de monitoreo del río Pescado, actividad de aforo, y lectura de información del sensor de nivel.....	31
Figura 4. Mapa conceptual presión e impactos provenientes de fuentes difusas y puntuales desde cuencas lacustres.....	32
Figura 5. Esquema del sistema de anclaje permanente en la columna de agua de la estación C2 del lago Llanquihue	39
Figura 6. Modelo de cascada extraído de Haines-Young & Potschin (2010).	41
Figura 7. Aproximación metodológica para la identificación y evaluación de los servicios suministrados por los ecosistemas. Modificado de De Groot <i>et al.</i> (2010).	44
Figura 8. Variables físico, químicas y biológicas en la columna de agua del lago Ranco. a) Mapa del lago Ranco con la ubicación de las estaciones 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 ₃ (µg/L), f) NT (µg/L), g) P-PO ₄ (µg/L) h) PT (µg/L), i) Si-SiO ₂ (mg/L) y j) clorofila (µg/L).....	46
Figura 9. Abundancia relativa de taxa fitoplanctónicos y densidad total por estación/profundidad de muestreo del lago Ranco.....	48
Figura 10. Porcentaje de abundancia relativa (%) y abundancia (ind/L) de zooplancton por taxa en el lago Ranco.	49
Figura 11. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100972 (E1) y 101955 (E2) del lago Ranco.	50
Figura 12. Variables físico, químicas y biológicas en la columna de agua del lago Puyehue. a) Mapa del lago Puyehue con la ubicación de las estaciones 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-NO ₃ (µg/L), f) NT (µg/L), g) P-PO ₄ (µg/L), h) PT (µg/L), i) Si-SiO ₂ (mg/L) y j) clorofila (µg/L).....	51
Figura 13. Abundancia relativa de taxa fitoplanctónicos y densidad total por estación/profundidad de muestreo del lago Puyehue.....	52
Figura 14. Porcentaje de abundancia relativa (%) y abundancia (ind/L) de zooplancton por taxa en el lago Puyehue.	53
Figura 15. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100578 (E2) y 100205 (E1) del lago Puyehue.....	54
Figura 16. Variables físico, químicas y biológicas en la columna de agua del lago Rupanco. a) Mapa del lago Rupanco con la ubicación de las estaciones 101707 (verde), 100081 (morado), 100389 (verde oscuro), 100522 (calipso), 100625 (rosado), 101851 (amarillo), 101862 (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) Si-SiO ₂ (mg/L) y l) clorofila (µg/L).....	55



Figura 17. Abundancia relativa de taxa fitoplanctónicos y densidad total por estación/profundidad de muestreo del lago Rupanco.....	56
Figura 18. Porcentaje de abundancia relativa (%) y abundancia (ind/L) de zooplancton por taxa en el lago Rupanco.	57
Figura 19. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100389 y 101862 del lago Rupanco.	58
Figura 20. Variables físico, químicas y biológicas en la columna de agua del lago Llanquihue. a) Mapa del lago Llanquihue con la ubicación de las estaciones Pto. Varas (calipso), 100100 (azul), 100332 (verde claro), 100507 (amarillo), 100545 (lila), 100627 (verde), 100628 (rojo), 100370 (negro), 100390 (amarrillo), 100070 (lila), C1 (marrón) y C2 (rosado). 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) Si-SiO ₂ (mg/L) y j) clorofila (μg/L).	59
Figura 21. Abundancia relativa de taxa fitoplanctónicos y densidad total por estación de muestreo del lago Llanquihue.....	60
Figura 22. Porcentaje de abundancia relativa (%) y abundancia (ind/L) de zooplancton por taxa en el lago Llanquihue.	62
Figura 23. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100100 y 100070 del lago Llanquihue.....	63
Figura 24. Variables físico, químicas y biológicas en la columna de agua del lago Chapo. a) Mapa del lago Chapo con la ubicación de las estaciones 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 ₃ (μg/L) f) NT (μg/L), g) Si-SiO ₂ (mg/L) y h) clorofila (μg/L).	64
Figura 25. Abundancia relativa de taxa fitoplanctónicos y densidad total por estación/profundidad de muestreo del lago Chapo.	65
Figura 26. Porcentaje de abundancia relativa (%) y abundancia (ind/L) de zooplancton por taxa en el lago Chapo.	66
Figura 27. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100394 y 100278 del lago Chapo.....	67
Figura 28. Variables físico, químicas y biológicas en la columna de agua del sistema lacustre Huillinco-Cucao. a) Mapa del lago Huillinco-Cucao con la ubicación de las estaciones E3 (amarillo), C2 (azul), 100618 (E1) (calipso), 100617 (marrón), 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) Si-SiO ₂ (mg/L) y l) clorofila (μg/L).....	68
Figura 29. Concentraciones de DOC (mg/L) y Fmax (R.U.) en el sistema lacustre Huillinco - Cucao. AH: Ácidos húmicos, AF: Ácidos fulvicos; P: Proteína; T: Triptófano. Gráficos achurados corresponden al sector Cucao.....	69
Figura 30. Abundancia relativa de taxa fitoplanctónicos y densidad total por estación/profundidad de muestreo del lago Huillinco Cucao.	70
Figura 31. Porcentaje de abundancia relativa (%) y abundancia (ind/L) de zooplancton por taxa en el sistema lacustre Huillinco-Cucao.....	71



Figura 32. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones E3, 100618 (E1), 100617 y 100520 del sistema lacustre Huillinco-Cucao.....	72
Figura 33. Variables físico, químicas y biológicas en la columna de agua del lago Tarahuín. a) Mapa del lago Tarahuín con la ubicación de las estaciones 100436 (rojo), C1 (verde) y 100521 (azul). 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) Si-SiO ₂ (mg/L) y j) clorofila (μg/L).....	73
Figura 34. Concentraciones de DOC (mg/L) y Fmax (R.U.) en el lago Tarahuín. AH: Ácidos húmicos, AF: Ácidos fulvicos; P: Proteína; T: Triptófano.....	74
Figura 35. Abundancia relativa de taxa fitoplanctónicos y densidad total por estación/profundidad de muestreo del lago Tarahuín.....	75
Figura 36. Porcentaje de abundancia relativa (%) y abundancia (ind/L) de zooplancton por taxa en el lago Tarahuín.....	75
Figura 37. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100436 y 100521 del lago Tarahuín.....	76
Figura 38. Variables físico, químicas y biológicas en la columna de agua del lago Natri. a) Mapa del lago Natri con la ubicación de las estaciones 100437 (rojo), C1 (azul) y 100427 (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) Si-SiO ₂ (mg/L) y j) clorofila (μg/L).....	77
Figura 39. Concentraciones de DOC (mg/L) y Fmax (R.U.) en el lago Natri. AH: Ácidos húmicos, AF: Ácidos fulvicos; P: Proteína; T: Triptófano.....	78
Figura 40 Abundancia relativa de taxa fitoplanctónicos y densidad total por estación/profundidad de muestreo del lago Natri	79
Figura 41. Porcentaje de abundancia relativa (%) y abundancia (ind/L) de zooplancton por taxa en el lago Natri.....	80
Figura 42. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100437 y 100427 del lago Natri.....	81
Figura 43. Variables físico, químicas y biológicas en la columna de agua del lago Yelcho. a) Mapa del lago Yelcho con la ubicación de las estaciones 101521 (verde), 101522 (rojo) y C2 (azul). 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) Si-SiO ₂ (mg/L) y h) clorofila (μg/L)	82
Figura 44. Abundancia relativa de taxa fitoplanctónicos y densidad total por estación/profundidad de muestreo del lago Yelcho	83
Figura 45. Porcentaje de abundancia relativa (%) y abundancia (ind/L) de zooplancton por taxa en el lago Yelcho.....	84
Figura 46. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 101521 y 101522 del lago Yelcho	85
Figura 47. Variables físico, químicas y biológicas en la columna de agua del lago Riesco. a) Mapa del lago Riesco con la ubicación de las estaciones 110038 (verde) y 110048 (azul). 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) Si-SiO ₂ (mg/L) y h) clorofila (μg/L)	86



Figura 48. Abundancia relativa de taxa fitoplanctónicos y densidad total por estación/profundidad de muestreo del lago Riesco.....	87
Figura 49. Porcentaje de abundancia relativa (%) y abundancia (ind/L) de zooplancton por taxa en el lago Riesco.....	88
Figura 50. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 110038 y 110048 del lago Riesco.....	89
Figura 51. a) Localización de estación C2 en el lago Llanquihue. b) Variabilidad temporal y espacial de temperatura (°C) en la estación C2. Distribución espacial y temporal de c) N-NO ₃ (µg/L), d) NT (µg/L), e) P-PO ₄ (µg/L), f) PT (µg/L), g) Si-SiO ₂ (mg/L) y h) clorofila (µg/L) en la estación C2.....	90
Figura 52. Abundancia (cel/L, %) y composición fitoplanctónica y zooplanctónica mensual en la estación C2 del lago Llanquihue.....	91
Figura 53. Abundancia (cel/L, %) de fitoplancton mensual a los a) 0 m, b) 10 m, c) 20 m, d) 40 m y e) en el máximo de fluorescencia.....	92
Figura 54. nMDS del fitoplancton a) integrado y b) discreto mensual. c) nMDS del zooplancton mensual.....	93
Figura 55. Temperatura en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época.....	93
Figura 56. pH en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época.....	94
Figura 57. Concentración de nitrógeno del amonio en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época.....	94
Figura 58. Concentración de nitrógeno del nitrato en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época.....	94
Figura 59. Concentración de nitrógeno del nitrito en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época.....	95
Figura 60. Concentración de nitrógeno total en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época.....	95
Figura 61. Concentración de fosforo del fosfato en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época.....	95
Figura 62. Concentración de fosforo total en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época.....	96
Figura 63. Concentración de óxido de silicio en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época.....	96
Figura 64. Concentración de Cla en la columna de agua por año y por época del año.....	96
Figura 65. Transparencia en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época.....	96
Figura 66. Valores de a) transparencia (m) y concentraciones promedio de b) fósforo total (µg/L), c) nitrógeno total (µg/L) y d) clorofila (µg/L) en zona fótica, para lagos Araucanos y Patagónicos. Líneas punteadas indican límite trófico, azul: oligotrófico, naranjo: mesotrófico, rojo: eutrófico.....	98
Figura 67. Índice de estado trófico de Carlson (TSI) calculado a partir de las concentraciones superficiales de fósforo total (TSI.PT), clorofila-a (TSI.Cla) y transparencia (TSI.Tr) entre 2014 y 2021 (2 a 9 etapa).	99
Figura 68. Modelo conceptual nutriente color para lagos Chilotes.....	102



Figura 69. Análisis histórico de la relación estequeométrica N/P en los lagos Araucanos y Patagónicos.	102
Figura 70. Aportes de fósforo total y nitrógeno total a partir de fuentes difusas y directas en lagos Araucanos y Patagónicos.....	103
Figura 71. Aportes de PT (ton/año 2021) según fuente difusa o puntual para los lagos Araucanos y Patagónicos.....	104
Figura 72. Aportes de NT (ton/año 2021) según fuente difusa o puntual para los lagos Araucanos y Patagónicos.....	105
Figura 73. A) Concentración promedio de fósforo total. B) Concentración promedio de nitrógeno total. C) Carga actual (barras de color azul) y carga crítica de fósforo total (barras color rojo). D) Carga actual (barras de color rojo) y carga crítica de nitrógeno total (barras color azul). 106	
Figura 74. Análisis de la precipitación (PP) obtenida desde la estación meteorológica del INIA en Ensenada, y el caudal medido en el río Pescado.....	107
Figura 75. 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	108
Figura 76. Sensores de Temperatura instalados en anclaje estación C2 del lago Llanquihue entre el 22 de diciembre de 2021 y el 24 de agosto 2022	109
Figura 77. Sensores de Oxígeno, instalados en anclaje estación C2 del lago Llanquihue entre el 22 de diciembre de 2021 y el 24 de agosto 2022	109
Figura 78. Variables de CTD obtenidas al momento de rescatar los sensores del anclaje.....	110
Figura 79. 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.	111
Figura 80. Identificación de los usos de suelos y cobertura vegetal de la cuenca de los lagos Huillinco-Cucao (Fuente CONAF, en: http://www.ide.cl/descargas/capas/conaf/).	112
Figura 81. Cuenca del Huillinco-Cucao y derechos de agua (DGA) Fuente, https://dga.mop.gob.cl/productosyservicios/derechos_historicos/Paginas/default.aspx (2020).....	113
Figura 82. Concesiones de acuicultura y pisciculturas (SUBPESCA) por número de centro en la cuenca HC (elaboración propia). Los nombres que aparecen son los oficiales de la concesión. 114	
Figura 83. Estaciones de calidad de agua, de la DGA y estación meteorológica de la cuenca HC (www.dga.cl , 2021).....	114
Figura 84. RILes (2020) como concentración de fósforo total en círculos naranjos y nitrógeno total en círculos morados (mg/l) y unidades fiscalizables en la cuenca HCTT (mayo 2021). Este mapa se realizó con la información disponible en los portales de SNIFA y SEA.....	115
Figura 85. Riesgo de erosión cuenca HCTT (CIREN 2019).....	115
Figura 86. Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Estado. Elaboración propia según información descargada de http://areasprotegidas.mma.gob.cl/ y http://sit.conaf.cl/	116
Figura 87. Formaciones vegetacionales en la cuenca HCTT. Elaboración propia con información del portal http://ide.mapas.mma.gob.cl/shapes/?C=N;O=A	117
Figura 88. Inventario plataforma humedales cuenca del Huillinco-Cucao.....	117
Figura 89. Atractivos turísticos y cabañas y camping de la cuenca del Huillinco-Cucao.	118



Figura 90. densidad de habitantes en 71 zonas delimitadas por el censo 2017 indicando el número de habitantes por zona.....	118
Figura 91. Puntos de extracción de pompón (musgo genero <i>Sphagnum</i>) en la zona del lago Tarahuín y Huillínco (Díaz et al. 2008).....	119
Figura 92. Lugares de avistamiento de huillín en el sistema de cuencas del Huillínco-Cucao. (información extraída de Inaturalist.org).....	120
Figura 93. Modelo conceptual del complejo de lagos Huillínco-Cucao. En cuadrados verde claro 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.....	121
Figura 94. Esquema sobre el funcionamiento del sistema Huillínco Cucao durante el invierno y verano, incluyendo los servicios ecosistémicos presentes.....	124



ÍNDICE TABLAS

Tabla 1. Límites utilizados para la clasificación del estado trófico de lagos.....	26
Tabla 2. Rangos tróficos según valor de TSI.....	26
Tabla 3. Relación entre las variables TSI (adaptado de Carlson & Simpson, 1996).	27
Tabla 4. Usos de suelo y cobertura vegetal (ha) según cuenca lacustre en estudio.	29
Tabla 5. Cálculo de balance de nitrógeno total y fósforo total según año de estudio.	33
Tabla 6. Producción de salmónidos en balsas jaulas en lagos Llanquihue, Rupanco, y Puyehue, durante el año 2021.....	34
Tabla 7. Volúmenes de descarga de los aliviaderos de tormenta Santa rosa y Puerto Chico durante el año 2021.....	34
Tabla 8. Clasificación de los servicios ecosistémicos (MEA 2005, Fisher <i>et al.</i> 2009).....	42
Tabla 9. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100972 y 101995 del lago Ranco.....	49
Tabla 10. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100205 y 100578 del lago Puyehue.....	54
Tabla 11. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 101862 y 100389 del lago Rupanco.....	58
Tabla 12. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100100 y 100070 del lago Llanquihue.....	62
Tabla 13. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100394 y 100278 del lago Chapo.	66
Tabla 14. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100617, 100520, E3 y 100618 (E1) del sistema lacustre Huillinco - Cucao.	72
Tabla 15. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100521 y 100436 del lago Tarahuín.....	76
Tabla 16. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100437 y 100427 del lago Natri.	80
Tabla 17. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 101522 y 101521 del lago Yelcho.	84
Tabla 18. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 110038 y 110048 del lago Riesco.	88
Tabla 19. Estadísticas básicas de las variables medidas en la columna de agua durante la etapa IX.	97
Tabla 20. Índice de Carlson por etapa y por lago. Se calculó con el promedio de los datos por lago.	100
Tabla 21. Balance de nitrógeno y fósforo total (ingreso, egreso, sedimentación en ton/año, y % de sedimentación), tiempo de renovación, área cuenca/área lago, de los lagos Araucanos y Patagónicos, calculado para el año 2021.....	102
Tabla 22. Superficie y porcentaje del total de los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Huillinco-Cucao.....	113



1. RESUMEN EJECUTIVO

El estudio “*Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura, en la zona sur de Chile*”, posee una red de monitoreo de calidad de agua localizada en las regiones de Los Ríos, Los Lagos, Aysén y del General Carlos Ibáñez del Campo. Se inició el año 2012, con el monitoreo de 6 lagos, los lagos: Rupanco, Llanquihue, Chapo, Tarahuín, Natri, y Huillinco. En la segunda etapa el año 2014, se incluyeron los lagos Ranco, Puyehue, y Cacao. Posteriormente, en la tercera etapa se sumaron los lagos Tepuhueico, Popetán, Yelcho y Riesco, en la cuarta etapa del proyecto se adicionaron los lagos San Antonio de Chiloé y el lago Sofía de Magallanes y la Antártica Chilena, llegando a un total de 15 lagos estudiados. Monitoreado la red completa de lagos donde se ha realizado actividades de acuicultura en balsas jaula.

De la red de monitoreo completa, en esta etapa 2021-2022, se debió priorizar la red de muestreo, contando con información de un monitoreo anual de los lagos Araucanos: Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo, y los lagos Chilotas: Cacao-Huillinco, Natri, y Tarahuín, y de los lagos Patagónicos: Yelcho y Riesco y además el monitoreo mensual del lago Llanquihue. Se considera al lago Llanquihue altamente vulnerable a la eutrofificación, y debido a sus los múltiples servicios ecosistémicos y su estado oligotrófico, se estima que debe ser una prioridad para el estudio continuo y comprender de mejor forma como es la circulación en este ecosistema. Adicionalmente, se evaluaron los servicios ecosistémicos del sistema de cuencas de los lagos Huillinco- Cacao, que muestran características únicas en el mundo, cuencas interconectadas y especies nativas de singular valor.

A continuación, se hace un resumen por objetivo:

Objetivo 1: se evalúo 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.

Los lagos Araucanos, en general se encontraron en estado oligotrófico, sin embargo, estos cuerpos de agua actúan como importantes reservorios de xenobióticos y nutrientes provenientes de los usos de suelo y de la cobertura vegetal, así como de las actividades antrópicas tanto en su cuenca lacustre, como en los lagos en sí. La principal fuente de fósforo a los lagos en estudio, fue en general el uso de suelo “bosque nativo” en cuencas con menor intervención, tales como las cuencas de los lagos Riesco, Yelcho, Chapo y Rupanco. En tanto, en el Puyehue, Llanquihue y Ranco, la predominancia de aporte proveniente del uso de suelo corresponde a las “praderas”. En los lagos en donde aún existe acuicultura, en segundo lugar, fue la acuicultura en balsas jaulas los que aportaron con nutrientes. La lluvia también fue una fuente muy importante de aporte en lagos con gran área, ya que no existe un filtro sobre la precipitación al caer sobre estos cuerpos de agua. Considerando esto, es necesario limitar el ingreso de nutrientes especialmente vía fuentes puntuales y uso de suelo praderas, y balsas jaulas, además de monitorear la calidad química de la precipitación (nutrientes, trazas de herbicidas, entre otros). Se recomienda no aumentar e ir disminuyendo paulatinamente la acuicultura *in situ* en



estos lagos Araucanos. Los lagos Chilotas oscilaron entre la oligotrofia, distrofia y mixotrofia, presentando una mayor oscilación de trofia que en etapas previas del estudio. Estos sistemas acuáticos son vulnerables a la eutrofización producto de su reducido tamaño, y elevadas contribuciones de materia orgánica desde sus cuencas. Ha sido posible registrar elevados porcentajes de materia orgánica en los sedimentos de estos lagos, inclusive valores de pH y redox sobre los límites de aceptabilidad del RAMA en el lago Huillinco. Tanto en el lago Tarahuín como en el Cacao, se han producido eventos de floraciones algales de la cianobacteria *Dolichospermum* spp. Se recomienda no retomar la acuicultura *in situ* en estos lagos y que las autoridades relacionadas con actividades recreativas y de captación de agua para consumo humano y animal consideren establecer un programa de monitoreo de cianobacterias y su posible toxicidad. En los lagos Patagónicos, en general se mantuvieron en condiciones ultraoligotróficas a oligotróficas. Solamente se observaron valores de transparencia cercanos a la mesotrofia, lo cual podría deberse principalmente a los sedimentos glaciares que aumentan la turbidez del agua. Se recomienda no aumentar e ir disminuyendo paulatinamente la acuicultura *in situ* en estos lagos.

Objetivo 2: Durante el desarrollo de este programa de estudio, se ha implementado un modelo hidrodinámico de alta resolución forzado con información atmosférica de un modelo meteorológico regional para 3 años en el lago Llanquihue. En esta etapa, se han obtenido datos de temperatura y oxígeno mediante un anclaje en una estación control a gran profundidad en el lago Llanquihue y se ha construido en la plataforma CHONOS de IFOP un sitio web interactivo que muestra las salidas dinámicas del modelo. Ahí es posible visualizar tanto información de temperatura, como corrientes meridionales y zonales, y velocidad de la corriente a diferentes profundidades. Se considera que el modelo hidrodinámico divulgado en la página mencionada, replica de manera adecuada el ciclo anual de la temperatura superficial, sin embargo, el modelo tiene tendencia a sobreestimar la temperatura, respecto a MUR, 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 ajusta relativamente bien a la profundidad de la termoclinia.

Objetivo 3. En general los servicios ecosistémicos del Sistema de cuencas del Huillinco-Cacao, se caracterizaron por presentar servicios de provisión, los cuales están relacionados con la utilización del agua por parte de privados, y de alimento por parte de la acuicultura en la zona, además de la poca agricultura y sitios urbanos presentes en la cuenca. Los servicios ecosistémicos de regulación se hacen presentes en la forma de estaciones de monitoreo de calidad de agua, meteorológicas y la producción de RILes por parte de empresas y la caracterización del riesgo de erosión en la cuenca. Los servicios culturales y de biodiversidad y hábitat la cuales se agruparon en parques nacionales, reservas de la biosfera, tipos de bosques presentes en la cuenca, humedales, destinos turísticos y alojamiento en la zona, incluyendo también la densidad de habitantes por área delimitada por el censo 2017 incluyendo especies en peligro como el Huillín. Puntos especiales tienen los humedales y el Pompón que, si bien pueden ser clasificados como SE de biodiversidad, también cumplen una importante función reguladora de inundaciones, evaporación y regulación climática. El modelo conceptual propuesto relacionó estos servicios ecosistémicos junto con las características presentes



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

en el cuerpo de agua, mostrando un panorama general de cómo funcionarían las cuencas del sistema Huillinco-Cucao. Al analizar estas interrelaciones es posible señalar que el manejo integrado de cuencas es una alternativa viable para la gestión y sustentabilidad de los recursos presentes en la zona.



2. 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, de Magallanes y Antártica Chilena, concentrándose principalmente en los lagos Araucanos (Llanquihue, Rupanco, Puyehue, Ranco y Chapo) y con menor intensidad productiva en los lagos Patagónicos (Yelcho, Riesco y Sofía). Si bien, históricamente en los lagos Chilotas se realizó el cultivo de alevines en balsas jaulas, 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 bento 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 eutrofización (León-Muñoz 2006). 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 2012-2021 (primera a novena etapa del proyecto).

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 datado 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.* (2016, 2017a, 2017b, 2018, 2020, 2021a, 2021b) 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.* 1997, 1982, 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.

En etapas previas del estudio, 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 (Pesse *et al.* 2021a), además de ser el segundo lago más grande de Chile. Por tanto, se considera necesario mantener el monitoreo de registro continuo en sistemas lacustres, por la valiosa información y múltiples beneficios que generan al contar con ellos. Por ello, en esta novena etapa del estudio, se ha continuado con el monitoreo de registro continuo de temperatura y oxígeno en el lago Llanquihue. Se cuenta actualmente con data de registro continuo de sensores instalados en la estación C2. Esta información periódica nos permitirá conocer de mejor modo el comportamiento y posibles tendencias ambientales para el lago Llanquihue. En esta novena etapa, se ha incorporado los avances en la modelación del lago Llanquihue a la página CHONOS de IFOP.

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 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 *et al.* 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 Española, 2011; TEEB 2014). Respecto a su clasificación, se puede utilizar la



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

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 esta octava etapa del estudio, se entrega un modelo conceptual de los SE del lago Rupanco, 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 y fidedignos 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.



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

3. 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. Calibración y validación del modelo hidrodinámico desarrollado para el lago Llanquihue.
3. Proponer un modelo conceptual identificando los servicios ecosistémicos de una cuenca lacustre con actividades de acuicultura.



4. METODOLOGÍA

4.1. Objetivo específico 1

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

4.1.1. 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).

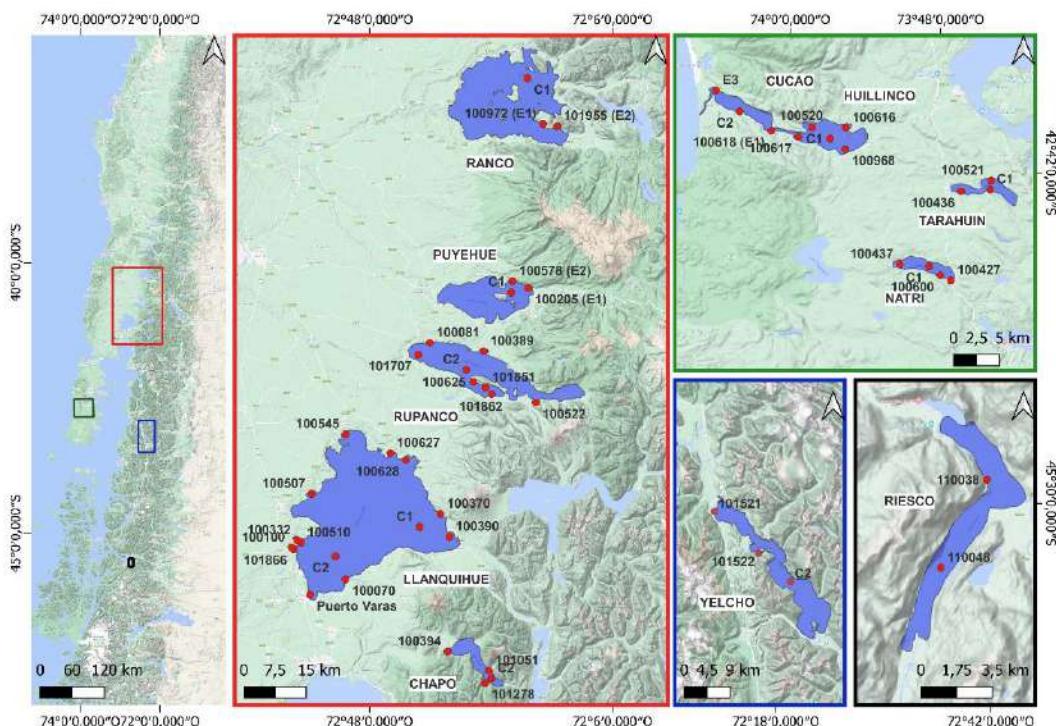


Figura 1. Estaciones de muestreo en los lagos Araucanos (rojo), Chilotés (verde) y Patagónicos (azul) en estudio.

Los lagos en estudio son 11: 5 lagos Araucanos (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo); 4 lagos Chilotés (Huillinco – Cacao, Tarahuín y Natri); y 2 lagos Patagónicos (Yelcho y Riesco) (Figura 1). Se 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 a la hora de seleccionar las estaciones sedimentológicas fue que contaran con una profundidad menor a 60 m, y se declararía 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. La época de muestreo seleccionada para realizar el monitoreo regular de calidad ambiental lacustre, fue primavera 2021. Este monitoreo se realizó de manera anual para los catorce lagos.

Para evaluar en detalle los posibles efectos de la variabilidad temporal, sobre el estado trófico y variables complementarias de la calidad ambiental en el lago Llanquihue, se está realizando un muestreo intensivo de carácter mensual en un sitio control de máxima profundidad del lago Llanquihue, en la estación C2 del lago.

Durante cada muestreo y al finalizarlo, se han seguido 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.

4.1.2. Evaluación de variables limnológicas - fisicoquímicas y biológicas

a) 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 Sea Bird 19 plus). Para ello se sumergió una sonda a 5 metros de profundidad, se estabilizó el equipo, luego se subió a ras de agua, y se bajó lentamente hasta la profundidad máxima de la estación, sin tocar el fondo, subiendo el equipo luego lentamente hasta la superficie. Además, se evaluó el pH del agua directamente desde las muestras discretas para cada profundidad, a través de un equipo ORION modelo Star A324 con electrodo ROSS Ultra PH/ATC epóxico. Antes de iniciar cada muestreo los sensores fueron calibrados en terreno.

En puntos discretos de la columna de agua, mediante una botella Niskin se tomaron muestras de agua para análisis de nutrientes, fósforo total (PT), ortofosfato (PO_4^{3-}), nitrógeno total (NT), amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-) y dióxido de silicio (SiO_2). Se extrajeron 500 ml para el análisis de PT, PO_4^{3-} , NT, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- y 125 ml para análisis de SiO_2 .

El análisis de PT se realizó mediante digestión ácida y oxidación con persulfato de potasio según Koroleff (1983) y 4500-P B/5, Standard Methods (2005), límite de detección (LD.): 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 Standard Methods (2005), Segmented flow analysis Modul SKALAR, L.D.: 0,015mg N/L. El análisis de amonio se realizó mediante el método



de fenato (SM 4500 – NH₃ F), L.D.: 0,005 mg N/L. El fósforo soluble se medió mediante la técnica 4500-P del Standard Methods (2005), Segmented flow analysis Modul SKALAR, LD.: 0,002 mg N/L. El nitrato se medió mediante la técnica 4500-NO₃ – E Standard Methods (2005), segmented flow analysis Modul SKALAR, L.D.: 0,002 mg N/L. El análisis de nitrito se realizó mediante la técnica 4500-NO₂ – B Standard Methods Edición 2005; Segmented flow análisis Modul SKALAR, (LD: 0,002 mg/L). El silicato se analizó según la metodología de Strickland y Parson (1972), con un L.D.: 0,005 mg/L. Las muestras obtenidas se almacenaron en botellas plásticas conservadas a -20 °C hasta el momento del análisis en laboratorio.

En los lagos ubicados en la isla de Chiloé se consideró además el análisis de materia orgánica disuelta coloreada (MODC) según metodología de Kirk (2011), con el fin de cuantificar los componentes absorbentes de la radiación que afecten las propiedades bio-ópticas y su relación con el resto de las variables físico-químicas y biológicas de cada lago. Para ello, se tomaron muestras de agua con la botella Niskin en todas las estaciones y a cada profundidad, las cuales fueron almacenadas en botellas de polipropileno de 125 ml. En laboratorio fueron filtradas con un filtro de 0,2 µm (Nucleopore, policarbonato) y se obtuvieron los espectros totales de estas muestras de agua filtrada en un espectrofotómetro Shimadzu UV-Visible, utilizando como blanco agua pura (Alpha-Q, MilliQ o nanopure). La longitud de onda seleccionada como indicador de la cantidad de Gilvin presente en las muestras de agua fue de 440 nm.

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, la determinación de clorofila a se realizó filtrando 1 L de agua, antes de que transcurrieran 6 hrs. 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) serán 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 fitoplancónicos 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 trama de malla 25 micras, colectadas entre 0 y 40 m de profundidad o la máxima profundidad posible dependiendo de la batimetría de la estación de muestreo (procurando no llegar al fondo, a unos 2 metros sobre el fondo), luego estas muestras fueron fijadas con formalina al 2 %. Para cada estación de muestreo, se analizaron tres alícuotas de 1 ml de las muestras cualitativas en cámara Sedgewick Rafter obteniendo una diversidad fitoplancónica inicial.

La toma de muestra de fitoplancton cuantitativo se realizó dentro del mismo estrato comprendido para las muestras cualitativas, es decir, entre 0 y 40 metros de profundidad. Con una botella Niskin de 5



litros se colectaron cada 5 metros, iguales volúmenes de agua, los cuales se fueron colectando en una botella, luego de obtenidos las submuestras de cada profundidad de la columna de agua, se homogenizó suavemente y se colectó finalmente la muestra en un frasco y se fijó con lugol. Luego, el análisis cuantitativo se realizó de acuerdo al método de Mischke *et al.* (2012), el cual complementa el método de Utermöl en la manera de observar las cámaras de sedimentación principalmente. Consiste en: conteos de la cámara completa de meso-fitoplancton bajo aumento (10x), posteriormente se realizó conteos por transecto con aumento (32x). La determinación de la composición específica se realizó mediante la utilización de un microscopio invertido (Leica DM1000), utilizando la siguiente literatura: 1. Bacillariophyceae (diatomeas): Krammer & Lange-Bertalot (1991, 2000), Rivera (1970), Rivera *et al.* (1973), Rivera (1974), Rivera *et al.* (1982); 2. Chlorophyta (algas verdes): Parra *et al.* (1982a); 3. Cyanophyceae (algas verde-azules): Parra *et al.* (1982b) y 4. Chrysophyceae: Parra *et al.* (1982c).

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 era menor a 60 m. La muestra se almacenó en frascos de 125 ml y se fijó con alcohol al 70 %. Para conocer el volumen que filtra la red, se midió el diámetro de la boca de la red y la profundidad a la cual fue sumergida, con ello se calcula el volumen filtrado y se obtiene la densidad de individuos por litro. Las muestras serán analizadas utilizando en lupa estereoscópica Wild M3 en la cámara de conteo de zooplancton y se utilizarán las descripciones de Araya & Zúñiga (1985), Williamson & Reid (2001) y Wallace & Snell (2001).

b) 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, son 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 es el diámetro de la partícula en mm. Para la clasificación de los sedimentos se aplicó el triángulo ternario de Folk *et al.* (1970) que considera 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 utilizó las medidas de tendencia central (media, mediana) y de dispersión (desviación estándar) para inferir las condiciones asociadas al ambiente de deposición, así como su distribución espacial principalmente en asociación con el comportamiento de las profundidades en el sector.

El análisis materia orgánica se analizaron realizando en primer lugar una homogenización de la muestra, desde la cual se toma una submuestra de aproximadamente 10 g, la cual es 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 dejan enfriar en un desecador, para finalmente pesar los crisoles con las submuestras calcinadas. Por diferencia de peso se obtiene el peso de la materia orgánica total de cada submuestra (Byers *et al.* 1978).

c) Monitoreo intensivo en lago Llanquihue

Se seleccionó el lago Llanquihue para realizar un monitoreo intensivo, producto de su vulnerabilidad ambiental y amplia gama de servicios ecosistémicos. Esto conlleva la necesidad de conocer las variaciones en el ciclo estacional. Se escogió una zona del lago que involucra 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 2021, el muestreo consideró el monitoreo mensual de variables físicas (perfles de temperatura), junto con el análisis de nutrientes y clorofila a, a 8 profundidades (0-10-20-30-40-50-80-250 m de profundidad), registrándose además el fitoplancton cuantitativo, discreto (0, 10, 20, 40 m) e integrado (de 0 a 40 m), y zooplancton, se consideran las mismas metodologías de toma de muestras y análisis utilizados para el monitoreo regular tratado entre el punto 3.1.

Para evaluar si cambiaba la estructura comunitaria del fitoplancton y zooplancton, se realizó un nMDS a partir de un SIMPROF, y se comprobó su significancia realizando un ANOSIM. Además se efectuó un RELATE, para evaluar la relación entre las matrices ambientales con las biológicas. Y para obtener las variables ambientales que influyen en la estructura comunitaria se realizó un BIO-ENV.

d) Análisis de parámetros en el tiempo en lagos en estudio

Se utilizó la base de datos de variables físico químicas desde la segunda a la novena etapa del estudio, es decir, del monitoreo anual del año 2014 al año 2021, y se calcularon las estadísticas básicas, media, mediana, máximos y mínimos, y se construyeron gráficos de Boxplot por año y época de muestreo. Los gráficos de Boxplot se utilizaron para indicar el rango, mediana, outliers, y cuartiles, indicando la



distribución de cada dato de acuerdo al factor (época y año). De este modo fue posible visualizar el comportamiento de dichas variables en el tiempo.

e) Estado trófico

i) 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 (CONAMA 2004) para los parámetros de trofía, transparencia, PT, NT y clorofila a. Los rangos correspondientes a cada estado trófico se indican en la Tabla 1. Para determinar el estado trófico se realizó un promedio de las concentraciones, considerando solo las profundidades incluidas dentro de la zona fótica de cada estación.

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

	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Transparencia (m)	> 20	20 - 10	10 – 5	< 5
Fósforo total ($\mu\text{g/L}$)	< 5	5 - 10	10 - 20	>20
Nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$)	< 60	60 - 250	250 - 400	> 400
Clorofila a ($\mu\text{g/L}$)	< 1	1 - 3	3 - 10	>10

ii) 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, en lagos Araucanos y Patagónicos 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 en $\mu\text{g/l}$ a 0 m, la concentración de clorofila a (Cla) a 0 m en $\mu\text{g/l}$ y transparencia del disco Secchi (m) en cada estación de muestreo. Este índice varía entre 0 y 100, de acuerdo a las siguientes ecuaciones:

Ecuación 1:	$TSI.SD = 60 - 14,41 * (\log (Secchi))$
Ecuación 2:	$TSI.PT = (14,42 * \log (PT)) + 4,15$
Ecuación 3:	$TSI.Cla = (9,81 * \log (Cla)) + 30,6$

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 interpretará 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 las variables TSI	Condiciones
$TSI.Cla = TSI.PT = TSI.SD$	Algas dominan la atenuación de la luz; $NT/PT \sim 33:1$.
$TSI.Cla > TSI.SD$	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 ($NT/PT > 33:1$).
$TSI.PT > TSI.Cla = TSI.SD$	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 compusieron y para poder visualizar la variabilidad en el espacio y en el tiempo se realizó un gráfico ternario que transforma proporcionalmente estos índices individuales.

iii) 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 basa 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 utilizamos la concentración de $10 \mu\text{g/L}$, que corresponde al límite de un estado oligotrófico en sistemas lacustres. Para la variable de color se utilizó como límite $20,46 \text{ mg Pt/L}$ (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 en profundidades y estaciones de los lagos Chilotés. 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. Los espectros totales se obtuvieron por medio de un espectrofotómetro Shimadzu UV-Visible, utilizando como blanco agua pura (MilliQ). Para calcular el valor de color se determinó el coeficiente de absorción (gilvin, m⁻¹) (Cuthbert & del Giorgio 1992), según la siguiente ecuación:

Ecuación 7:	Gilvin (m⁻¹) = 2,303 * D / r
--------------------	--

Donde “D” corresponde a la medición de absorbancia a 440 nm (Cuthbert & del Giorgio 1992, Kirk 2011) y “r” es 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 8:	Color (mg Pt/L) = 18,216 * g₄₄₀ - 0,209
--------------------	---

f) Balance hidrológico y nutrientes de lagos Araucanos y Patagónicos

i) Balance hidrológico

Se realizó una estimación del balance hidrológico anual actualizado para el año 2021 para los lagos considerados en este objetivo, utilizando la siguiente ecuación:

Ecuación 9:	R + P = S + Ev + D ± ΔL
--------------------	--------------------------------

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 generaron análisis de pendientes, de dirección y acumulación de flujos. A partir de éstos 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 (Tabla 4).



Tabla 4. Usos de suelo y cobertura vegetal (ha) según cuenca lacustre en estudio.

USOS DE SUELO (ha)	Lagos ARAUCANOS					Lagos CHILOTES			Lagos PATAGÓNICOS	
	Ranco	Puyehue	Rupanco	Llanquihue	Chapo	Natrl	Tarahuín	Huill-Cucao	Yelcho	Rlesco
Suelo desnudo	24405	14372	5416	529	1681	0	0	0	170111	1700
Protección	528	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Urbano	182	93	6	1032	0	0	0	47	1211	0
Bosque nativo	203913	79739	46218	34447	24131	6199	3058	54737	416060	23186
Bosque mixto	6099	188	188	1307	0	0	0	2	577	0
Cuerpos de agua	8355	2161	610	203	291	4	0	268	32903	568
Humedales/vegas	457	24	46	102	72	313	7	1169	21042	365
Matorral	27281	5161	7332	8054	515	483	245	8843	133856	1815
Nieve	6046	263	701	586	403	0	0	0	49391	7495
Glaciares	131	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Estepa patagónica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plantación	968	400	758	947	1	25	0	48	337	25
Praderas	24461	11643	13791	28757	349	579	643	9656	152476	24
Agricultura	5093	94	80	173	0	0	0	4	17352	0
Total suelo	307919	114140	75146	76137	27443	7604	3953	74774	995316	35178

Una vez definidas las subcuencas, el uso de suelo, y las características y series de suelo para cada una de las subcuencas, 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 obtendrán a partir de los mapas de SERNAGEOMIN y de literatura.

La Curva Número (CN) refleja 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 es 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 (m³/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 subcuencas 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 subcuencas con distintos usos de suelo, se obtendrá calculando una CN ponderada para cada subcuenca y luego utilizando las ecuaciones 10 y 11).

Las precipitaciones se obtendrán de estaciones meteorológicas de la red agrometeorológica del INIA y DGA-MOP cercanas a los lagos, actualizadas al año 2021.



Para la determinación de caudal de los efluentes de los lagos que no cuenten 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 permite generar caudales para cuencas donde no existe información fluviométrica observada, a partir de datos en cuencas con información fluviométrica existente. Esta metodología consiste 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 a utilizar 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.

A modo de calibrar el balance de hidrológico de la cuenca lacustre del lago Llanquihue, se realizó un estudio de caudal del principal afluente del lago, el río Pescado, cuyos registros comenzaron a partir de junio del 2020 hasta enero del 2022. Para ello, se instalaron sensores de nivel del agua y de presión en una sección del río ubicada 50 metros aguas arriba del puente de la ruta 225, camino a Ensenada. Allí, en la ribera derecha de la sección, mirando aguas arriba, se realizaron los aforos para registrar el caudal y se instaló el sensor de nivel de agua de lectura continua (Figura 3). Se instaló un sensor de



nivel de agua marca HOBO modelo U20L en la ribera derecha del río Pescado, a una profundidad de agua de 0,45 metros de profundidad. Este sensor se calibró para realizar mediciones cada una hora en forma continua.

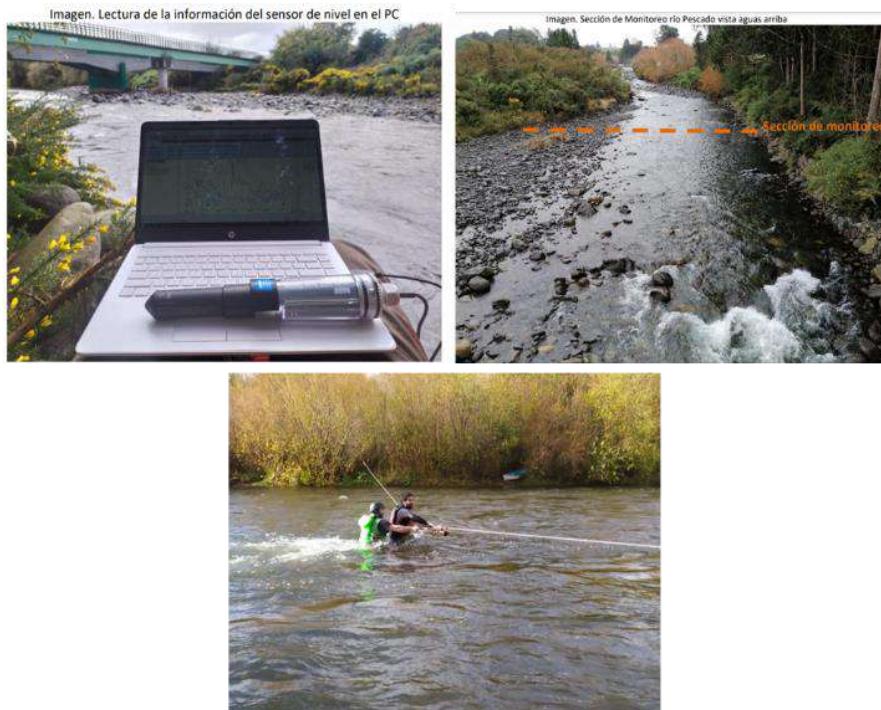


Figura 3. Sección de monitoreo del río Pescado, actividad de aforo, y lectura de información del sensor de nivel.

En forma paralela, en la misma fecha se instaló otro sensor de las mismas características fuera del agua, en un árbol de la comisaría ubicada a pocos metros, con el objeto de monitorear y finalmente compensar la presión atmosférica. No se instaló regla limnimétrica permanente, debido a que acusaría la presencia del sensor que suelen ser robados, particularmente en este lugar que es frecuentado por numerosos pescadores. Esta opción fue sustituida por mediciones puntuales con regla móvil cada vez que se realizaron los aforos. Con el objeto de conocer el caudal del río en distintas estaciones del año, se efectuaron 4 aforos en la sección de interés y se registró el nivel de agua con regla en cada uno de ellos. El 2020 fue un año particularmente seco, que presentó pocas crecidas por lo que debimos esperar un caudal de crecida hasta el 01 de junio del 2021. Se aforó por vadeo con molinete Gurley 622, mismo modelo empleado por la Dirección General de Aguas. Los primeros tres aforos se realizaron en la misma sección. En tanto, el cuarto aforo se realizó a 220 metros aguas abajo antes de la desembocadura al lago, producto de lo crecido que venía el río, y por ser el único lugar que permitía hacerlo en dichas condiciones de manera segura. Con los registros obtenido se elaboraron curva de descarga, basada en la relación entre nivel de agua y caudal, variación estacional de caudales en el período de registro, curva de frecuencia de caudales, y elaboración de histograma de frecuencia de caudales.



La data registrada se cotejó con los valores obtenido de la escorrentía de la subcuenca por donde el río Pescado fluye (escorrentía calculada a través de las curvas número), y se procedió a comparar los valores obtenidos desde ambas metodologías.

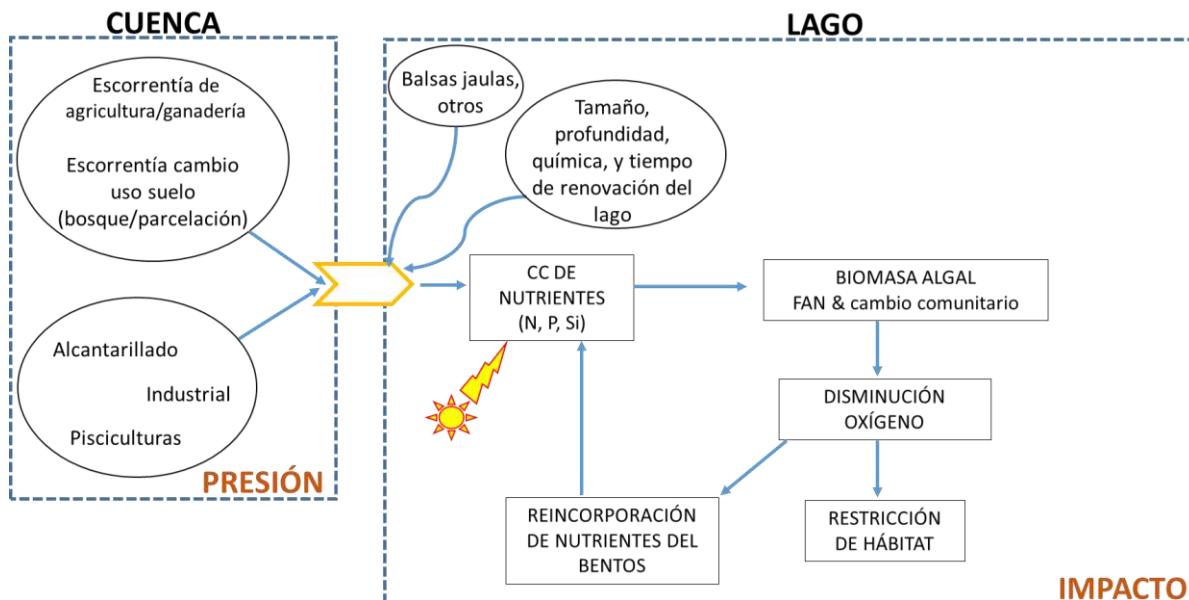


Figura 4. Mapa conceptual presión e impactos provenientes de fuentes difusas y puntuales desde cuencas lacustres.

ii) Balance de nutrientes

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) para lagos Araucanos y Patagónicos. Las fuentes puntuales (mayormente alcantarillados, RILes provenientes de las industrias y pisciculturas) y difusas (escorrentías provenientes de uso de suelo y cobertura vegetal y balsas jaulas) que operan o descargan nutrientes desde la cuenca lacustre, ejercen presión sobre los cuerpos de agua, generando un incremento de nutrientes en el agua dulceacuícola, y un consiguiente impacto sobre la productividad primaria, desencadenando procesos físico-químicos y biológicos en desmedro del ecosistema lacustre (Figura 4).

Figura 4). Aquello hace imprescindible identificar estas fuentes puntuales y difusas a modo de poder salvaguardar y legislar sobre estas descargas, sobretodo sobre las descargas provenientes de las fuentes difusas.

En los años previos a este estudio se calculó el balance de fósforo para todos los lagos en estudio, más en esta oportunidad se entrega además el balance de nitrógeno de todos los lagos Araucanos y Patagónicos en estudio (Tabla 5). Se consideró oportuno no tan sólo evaluar el nutriente fósforo como



la principal limitante de la productividad primaria en estos lagos evaluados, sino que también se tomó en cuenta el nitrógeno total como nutriente colimitante a la productividad primaria, ya que en ciertos períodos mostró una clara tendencia de limitación. Para ello, se calculó el índice de Redfield N/P, el cual indica que si el valor es $<16/1$ la productividad primaria estaría siendo limitada por N, en tanto si la razón N/P es $>16/1$, la productividad primaria estaría limitada por el P. El análisis histórico sobre la razón estequiométrica N/P en todas las etapas previas a este estudio, ratificó la necesidad de calcular el balance de nitrógeno total y fósforo total para todos los lagos Araucanos y Patagónicos en estudio.

Tabla 5. Cálculo de balance de nitrógeno total y fósforo total según año de estudio.

		Años de estudio							
		2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Balance de fósforo	Llanquihue								
		Chapo							
		Puyehue							
		Ranco							
		Rupanco							
		Riesco							
		Yelcho							
Balance de nitrógeno								Llanquihue	
								Rupanco	
								Puyehue	
								Ranco	
								Chapo	
								Riesco	
								Yelcho	

Para el cálculo del balance de nutrientes (nitrógeno total y fósforo total) se incluyeron las fuentes puntuales y difusas. La actividad de acuicultura en balsas jaulas es considerada una fuente puntual, información que se extrajo en base a información entregada por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SUBPESCA) para el año 2021 (

Tabla 6). La carga de nutrientes que aporta 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 consecuencia, los aportes de fósforo y nitrógeno total mostraron la misma tendencia temporal que la producción neta de los peces. En el caso que, el lago ya no cuente con concesiones operativas, no se consideraron los aportes de nutrientes desde las balsas jaula, tomando en cuenta el tiempo de renovación de sus aguas por lago. Es decir, por ejemplo, si para un lago determinado se ha calculado un tiempo de renovación de 5 años, y el último registro de producción de salmonídos en balsas jaulas fue hace 6 años, no se considera este aporte de nutrientes proveniente de esta actividad.



Tabla 6. Producción de salmónidos en balsas jaulas en lagos Llanquihue, Rupanco, y Puyehue, durante el año 2021.

	Código Centro	Suma de tara en kg/año 2021	Ton/año 2021
Llanquihue	100507	322.194	
	101866	1.275.941	
	total	1.598.135	1.598,135
Rupanco	100081	361.310	
	101862	322.383	
	101707	1.032.688	
	total	2.988.462	2.988,462
Puyehue	100205	536.561	
	100578	495.562	
	total	1.032.123	1.032,123

En tanto, en relación a los aliviaderos de tormenta Santa Rosa y Puerto Chico, ubicados en la costanera de la ciudad de Puerto Varas, 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 2021, como se muestra en la Tabla 7:

Tabla 7. Volúmenes de descarga de los aliviaderos de tormenta Santa rosa y Puerto Chico durante el año 2021.

2021	Sta. Rosa (m ³ /mes)	Puerto Chico (m ³ /mes)
Enero	161	103
Febrero	0	0
Marzo	0	0
Abril	1.071	910
Mayo	544	790
Junio	12.823	6.866
Julio	2.804	893
Agosto	1.409	770
Septiembre	175	0
Octubre	0	0
Noviembre	0	55
Diciembre	0	0
Total	18.987	10.387



El periodo para el cual se calculó el balance de nutrientes fue entre enero y diciembre del 2021. Esto, dado que, una de las principales fuentes aportantes de nutrientes, la salmonicultura en balsas jaulas, declara su producción al Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA), la cual está disponible con cierto periodo de desfase. Es decir, la producción acuícola del año 2021 se puede obtener a partir de marzo del 2022.

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.* 2019, Hervé-Fernández *et al.* 2016, Oyarzún *et al.* 1997, Gavazov *et al.* 2017, He *et al.* 2020, y Vera *et al.* 2020).

La carga de PT y NT aportada por la población ubicada en la cuenca de los lagos en estudio, se calculó según la metodología de la primera etapa de este proyecto (misma metodología de Campos, 1991), determinando primeramente el número de casas en la cuenca de drenaje del lago, tomando en consideración el aporte por asentamientos humanos fuera del radio de las concesiones de tratamiento de agua servidas, en un margen de 200 m sobre la ribera del lago, conteo que se realizó a través de las imágenes satelitales del Google-Earth. Por casa contabilizada se consideró un núcleo familiar compuesto por 4 personas de forma permanente durante el año completo, con un aporte por persona al día de 1,6 g de PT y 10,4 g de NT (D.S. N°90, específicamente en la Tabla Fuente Emisora “Carga Contaminante”).

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.

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

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

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 calculó mediante la siguiente ecuación:



Ecuación 15: $\Delta [PT] (\text{ton/año}) = PT \text{ ingreso} - PT \text{ salida}$

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

Donde:

$\Delta [PT, NT]$: 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 asume que, los nutrientes que no salen por el efluente quedan 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 asume, según el modelo de Vollenweider, que la concentración de nutrientes en el efluente es 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 es la siguiente:

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

$E. \text{ efl.} = Q * [N]$

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.

[P]: Concentración de nutrientes que corresponde a un periodo determinado (año 2021).

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

Para la determinación de contenido de fósforo 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:	$P_{lago} = [P]_{geo} * Vol$
	$N_{lago} = [N]_{geo} * Vol$

Donde:

P_{lago} : Contenido de P en el lago

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

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

Vol: Volumen de lago (m^3).

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

Determinación de la descarga por el efluente

Se asume, según el modelo de Vollenweider, que la concentración de nutrientes en el efluente es igual a la concentración promedio en la columna de agua del lago. La descarga o salida de agua de los efluentes de los lagos fue multiplicada por el promedio de la concentración de nutrientes de la columna de agua.

La ecuación para determinar la descarga por el afluente es la siguiente:

Ecuación 19:	$E_{efl.} = Q * [P]$
	$E_{efl.} = Q * [N]$

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.

$[P, N]$: concentración de nutrientes que corresponde a un periodo determinado (año 2021).

g) Capacidad de carga

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. Al igual que en el cálculo del balance de nutrientes, es la primera vez que se considera evaluación de la capacidad de carga de ambos nutrientes en todos estos lagos. 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 $\mu g/L$ de fósforo total, y los 250 $\mu g/L$ de nitrógeno total. Si se sobrepasan estas concentraciones, de manera separada y/o conjunta, los lagos en general entrarían a un estado mesotrófico.



Se utilizó la ecuación 20 según Vollenweider para calcular la carga crítica, es decir, la carga de nutrientes que debe contener un lago para pasar del estado oligotrófico a mesotrófico. Esta ecuación

$$\text{Ecuación 20: Carga crítica PT (mg/m}^2\text{*año)} = 10 \text{ qs} \cdot (1 + \sqrt{\text{Tw}})$$

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

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. Para lagos con un tiempo de renovación < 1 año, las diferencias aumentan considerablemente (hasta factor 2 o más), siendo las diferencias independientes de la profundidad.

Donde:

z: Profundidad media (volumen/área) del lago (m).

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:

$$\text{Ecuación 21 Tw} = \text{vol. lago} / \sum Q_{\text{sub.}}$$

Donde:

vol. lago: Volumen del lago (km^3)

$\sum Q_{\text{sub.}}$: Suma de los caudales o escorrentías provenientes de las subcuenca que posee el lago en estudio ($\text{km}^3/\text{año}$).

Estimación de la carga actual con modelo predictivo

En base a la concentración promedio de PT y NT en la columna de agua de los lagos en estudio, se calculó la carga actual de fósforo total y nitrógeno total para todos los lagos Araucanos y Patagónicos, de acuerdo a las fórmulas predictivas de Vollenweider (1976) (Ecuación 22). 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:

$$\text{Ecuación 22: Carga actual (mg/m}^2\text{/año)} = \text{PT} * z / \text{Tw} / (1 - R)$$

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

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.



T_w : Renovación teórica del volumen del lago.

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

4.2. Objetivo específico 2

Calibración y validación del modelo hidrodinámico desarrollado para el lago Llanquihue.

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 encuentra 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.

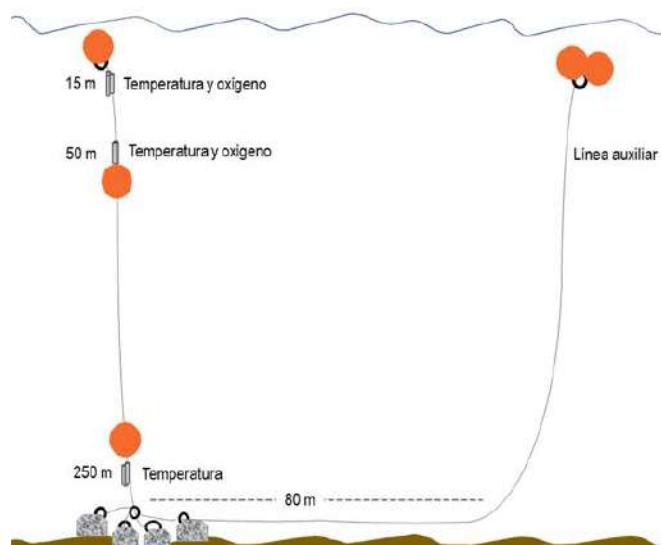


Figura 5. Esquema del sistema de anclaje permanente en la columna de agua de la estación C2 del lago Llanquihue.

El día 23 de diciembre de 2021 se procedió a re-instalar los sensores al anclaje con las características de la Figura 5, que consta de un muerto rosario de 100 kg de 4 secciones independientes, cabo 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.

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

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 grosor diámetro 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) cadena, con sus respectivos guardacabos y grilletes. El anclaje será recuperado alrededor de mayo de 2022, con sus respectivos sensores.

Los sensores fueron rescatados el día 24 de agosto de 2022, pudiendo obtener data continua de 8 meses. Los datos del anclaje de la estación C2 están siendo utilizados para ir calibrando el modelo, así también se generó en la plataforma CHONOS asociado a la página web de IFOP, un espacio donde es posible encontrar y descargar la información que se ha implementado referente al lago Llanquihue. La información de la plataforma CHONOS corresponde al periodo 2016 – 2018, el cual fue validado para ese periodo.

4.3. Objetivo específico 3

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

Se seleccionó el sistema lacustre Huillinco-Cucao en Chiloé, para realizar los análisis de servicios ecosistémicos, ya que de los lagos en estudio es el que ha presentado históricamente la condición ambiental más vulnerable. Posee una elevada concentración de nutrientes nitrogenados, fosforados, y carbono orgánico disuelto. De acuerdo a su clasificación trófica realizada correlacionando PT y color se ha visto que este sistema oscila entre la mixotrofia y eutrofia generalmente. Lo que implica que sea un ecosistema altamente productivo. Inclusive tiene una capa anóxica bajo los 10 a 15 metros de profundidad, además existe un riesgo fehaciente de floraciones por cianobacterias, ya que, durante el verano de 2021, se produjo una importante floración la cual fue reportada por este equipo de trabajo en el informe final de la VIII etapa del estudio (Pesse *et al.* 2021b).



4.3.1. Identificación de los usos de suelo de la cuenca del lago Huillinco-Cucao

Las investigaciones en Chile sobre servicios ecosistémicos, comienzan 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 del sistema de cuencas de los lagos Huillinco-Cucao. El lago Tarahuín tributa mediante el río Tarahuín que se une con el río Coihuín, uniéndose luego al río Negro y éste con el río Bravo, que finalmente llega al lago Huillinco. Por otra parte, el lago Tepuhueico tributa por medio del río Bravo al lago Huillinco. Finalmente, el lago Huillinco se une con el Cucao que desemboca al mar (costa oriental del Pacífico).

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 las cuencas de los lagos Huillinco-Cucao (CONAF 2013, en: <http://www.ide.cl/descargas/capas/conaf/>).

4.3.2. Marco conceptual de los servicios ecosistémicos

El marco conceptual de los servicios ecosistémicos se abordó de acuerdo a la Figura 6, donde a partir de la estructura o procesos biofísicos, se generan una serie de funciones que se traducen en los servicios de los cuales se benefician las comunidades humanas (Haines-Young & Potschin 2010), y que pueden ser valorados desde una perspectiva ecológica, económica y social.

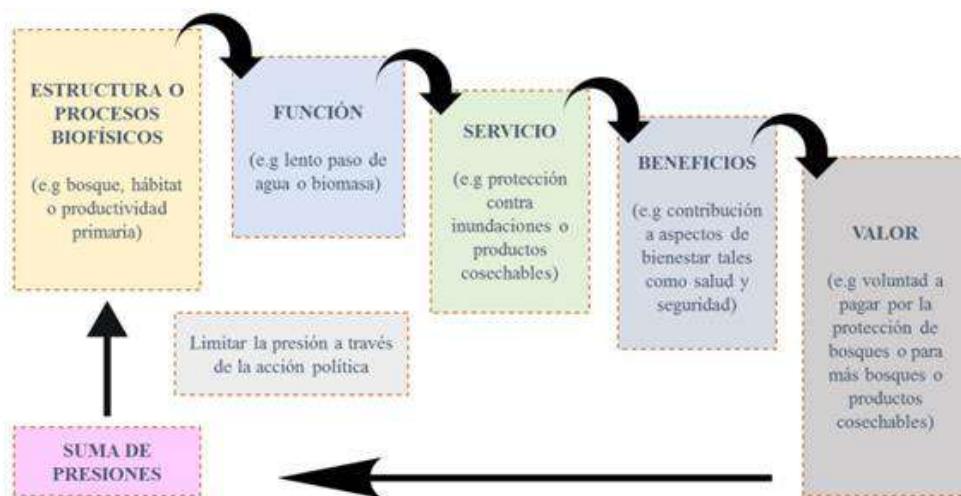


Figura 6. Modelo de cascada extraído de Haines-Young & Potschin (2010).

Las publicaciones científicas que analizan y modelan espacialmente los SE han incrementado sustancialmente durante los últimos 10 años, pero el mayor aporte se hace desde algunos 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).

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.

4.3.3. Clasificación de los servicios ecosistémicos

Por otra parte, la clasificación de los SE se basó en lo propuesto por Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005, Fisher *et al.* 2009) que se aprecia en la Tabla 8.

Tabla 8. 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
	Alimento	Producción de cultivos
		Producción agrícola
		Producción en acuicultura
	Madera	Producción de madera



Regulación	Calidad y tratamiento del agua	Calidad del agua
		Purificación del agua
		Control de sedimentos
		Retención de sedimentos
		Retención del suelo
	Calidad del aire	Calidad del aire
	Regulación climática	Captura de carbono
		Almacenamiento de carbono
	Formación del suelo	Conservación del suelo
		Producción de sedimentos
		Regulación de sedimentos
		Retención de nutrientes
		Producción de fósforo
		Producción de nitrógeno
Culturales	Regulación de la erosión	Control de la erosión
	Regulación de riesgos naturales	Mitigación de tormentas
		regulación a inundaciones de ríos
Biodiversidad y hábitat	Polinización	Polinización
	Valores estéticos	Proximidad a espacios abiertos
		Paisajismo
		Recreación
	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 son la provisión de agua, alimento, regulación climática, y recreación y turismo. Estos SE generan 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, con la finalidad de sistematizar la información e identificar con precisión los SE y sus presiones, para desarrollar una herramienta de gestión hídrica que permita una buena planificación del territorio.

Una aproximación metodológica propuesta por De Groot *et al.* (2010) se muestra en la Figura 7 , donde se aprecian 6 pasos antes de la incorporación de la información en el proceso de toma de decisiones.

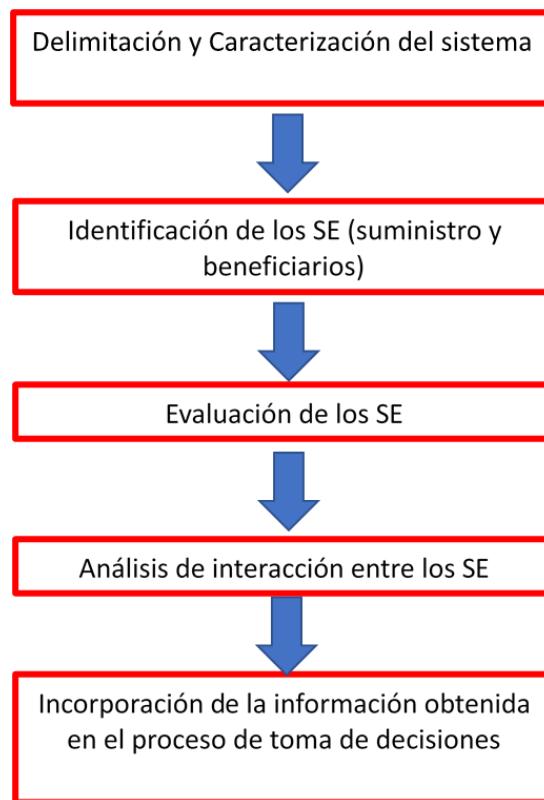


Figura 7. Aproximación metodológica para la identificación y evaluación de los servicios suministrados por los ecosistemas. Modificado de De Groot *et al.* (2010).

Teniendo en cuenta lo anterior, se recopiló de bibliografía nacional e internacional, de bases como DGA, Sciedirect, ESBO, Scielo y CONICYT, además se consideró 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,



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

como DGA, MMA y Corporación Nacional Forestal (CONAF), que permitieron la creación de mapas que contienen información sobre servicios ecosistémicos y que fueron de utilidad para el desarrollo de un modelo conceptual del lago Huillinco-Cucao. 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 regulan las condiciones tróficas del sistema y los cambios de estado.



5. RESULTADOS

5.1. Objetivo específico 1

Evaluación del estado ambiental de ecosistemas lacustres que presentan actividades de acuicultura.

5.1.1. Ranco

Columna de agua

En el lago Ranco se evidenció el comienzo de la estratificación térmica de la columna de agua (Figura 8b). Con una temperatura superficial de ~ 12,5 °C, la que descendió con la profundidad hasta los ~ 10,6 °C. El oxígeno presentó mayores concentraciones en superficie, disminuyendo con la profundidad, principalmente en la estación más profunda (C1), donde el oxígeno registrado fue cercano a los 7,5 mg/L (Figura 8c). La conductividad en superficie fue entre 55,1 y 56,7 µS/cm, para descender a ~ 51,3 µS/cm en profundidad en la estación C1 (Figura 8d).

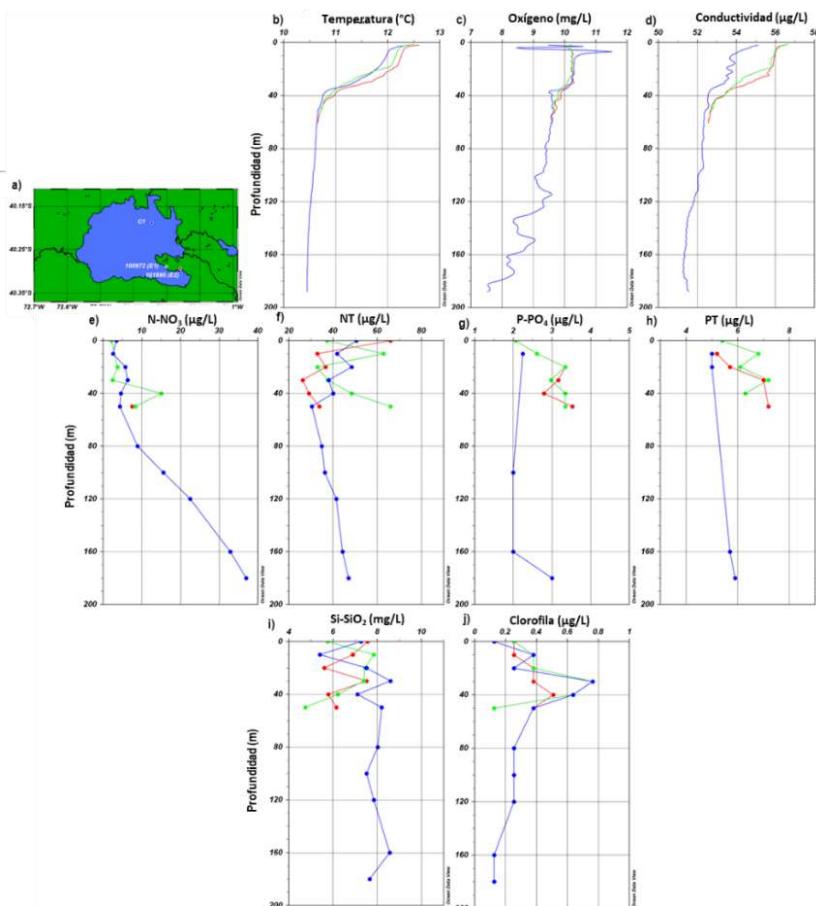


Figura 8. Variables físico, químicas y biológicas en la columna de agua del lago Ranco. a) Mapa del lago Ranco con la ubicación de las estaciones 100972 (E1) (verde), 101955 (E2) (rojo) y C1 (azul). Perfiles de b) temperatura (°C), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad (µS/cm). Concentraciones de e) N-NO₃ (µg/L), f) NT (µg/L), g) P-PO₄ (µg/L), h) PT (µg/L), i) Si-SiO₂ (mg/L) y j) clorofila (µg/L).



Las concentraciones de amonio y nitrito en todos los casos se encontraron bajo los límites de detección, de 5 y 2 µg/L respectivamente. En el caso del nitrato, alcanzó 37 µg/L en la estación C1 (Figura 8e). En la estación 101955 (E2) el nitrato se presentó mayoritariamente bajo el límite de detección (2 µg/L), exceptuando por la profundidad más cercana al fondo. El nitrógeno total fue de 26,3 a 66 µg/L, con un comportamiento variable en la columna de agua de las estaciones menos profundas (Figura 8f), donde estuvo conformado mayoritariamente por sus formas orgánicas. Mientras que en la C1 mostró una tendencia a disminuir hasta los 50 m, para luego aumentar paulatinamente con la profundidad, incrementando sus constituyentes inorgánicos, hasta estar conformado principalmente por nitrato.

Las concentraciones de P-PO₄ y PT alcanzaron los 3,5 y 7,2 µg/L (Figura 8g,h), las mayores concentraciones se presentaron en las estaciones 100972 (E1) y 101955 (E2), que corresponden a las más costeras y menos profundas. El sílice fluctuó entre 4,8 y 8,6 µg/L, con concentraciones variables en el estrato más superficial, para encontrarse más homogéneo desde los 50 m en la estación más profunda (C1) (Figura 8i). La concentración de clorofila alcanzó los 0,8 µg/L en las estaciones 100972 (E1) y C1, presentándose las mayores concentraciones entre los 30 y 40 m de profundidad, para luego descender (Figura 8j).

Fitoplancton

En primavera de 2021, se registraron en la columna de agua del lago Ranco 49 taxa de organismos fitoplanctónicos y la densidad celular osciló entre ~86 mil y ~135 mil cél/L. (tabla 1, anexo 1). Los organismos fitoplanctónicos más diversos y abundantes fueron las diatomeas - phylum Bacillariophyta con más de un 70% de la abundancia total por estación y 32 taxa, en la Figura 9, se observó en colores tierra (amarillos-café y anaranjados) a este phylum. *Tabellaria flocculosa* var. *andina* fue la especie que domino en abundancia todas las estaciones de muestreo y profundidades. Así también presentaron importante abundancia en todas las estaciones *Cyclotella ocellata*, *Aulacoseira distans* y *A. granulata*. Luego las algas verdes con 6 taxa (tabla 1, anexo 1) (tonos verdes oscuro en la Figura 9), estuvieron compuestas en mayor medida por *Sphaerocystis schroeteri* y *Dictyosphaerium* spp. alcanzaron abundancias menores al 1% salvo en la estación 101955 peak que superaron el 2% de la abundancia principalmente ligado a la abundancia de *S. schroeteri*. Los Charophyta fueron 4, las especies más abundantes fueron *Elakothrix gelatinosa* y *Closterium acutum variante variable*, siendo *la E. gelatinosa* la más abundante de este grupo alcanzado un 7% de la abundancia total por estación. Las Cryptophyta estuvieron representadas por 2 especies, *Cryptomonas aerosa* y *Rhodomonas lacustris* en conjunto alcanzaron abundancias en torno al 10%. Por otro lado, el phylum Dinophyta estuvo compuesto por 3 taxa, representado en colores morados en la Figura 9, se observaron en todas las estaciones de muestreo en baja abundancia generalmente menor a un 2%, las especies que lo caracterizaron fueron *Gymnodinium* spp., *Peridinium* y *Ceratium hirundinella*. El Phylum Ochrophyta estuvo presente con *Dinobryon divergens* en las tres estaciones de muestreo solo en 101955 peak tuvo representatividad numérica ya que en las otras dos estaciones solo se registró en muestras

cualitativas (tabla 1 anexo 1). Finalmente, las Rhodophyta algas rojas estuvieron presentes en muy baja cantidad 80 cél/L con una especie, *Audoniella* spp. y solo en una estación de muestreo.

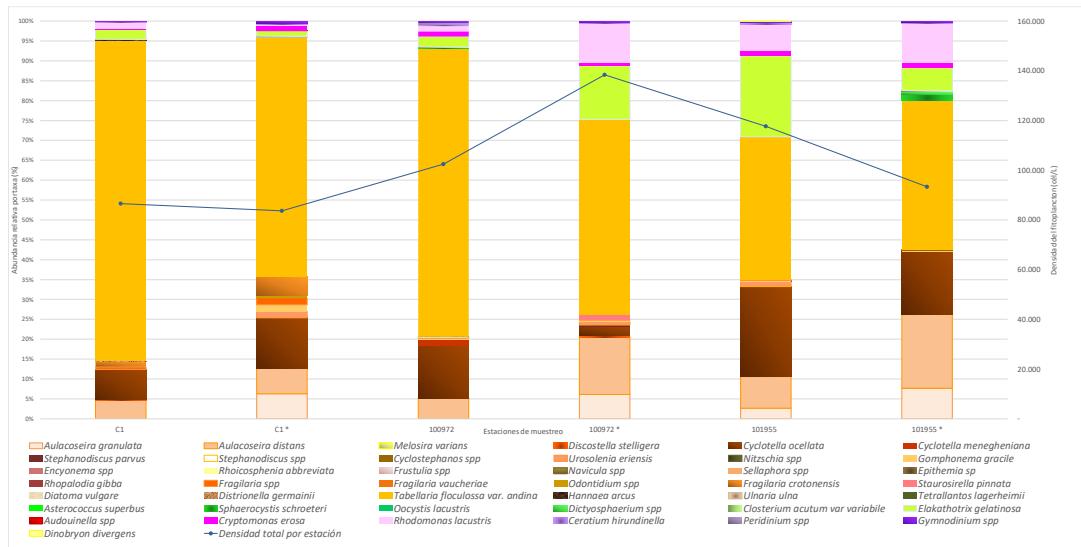


Figura 9. Abundancia relativa de taxa fitoplanctónicos y densidad total por estación/profundidad de muestreo del lago Ranco.

En las estaciones C1 integrado, C1 peak y 100972 integrado las diatomeas dominaron sobre un 94%, en cambio en las estaciones el phylum de los Charophyta, Cryptophyta y Dinophyta con representatividad menor al 5%, en cambio en las estaciones 100972 peak y 101955 integrado y peak se observó una mayor proporción de Charophyta, Cryptophyta y Dinophyta sobre un 15 % del total por estación.

No se han encontrado células de *Dydimosphenia geminata* en este lago. Se menciona este antecedente ya que la cuenca del lago Ranco es parte de la cuenca del río Bueno que es área FAN para *Dydimosphenia geminata*.

Zooplancton

El zooplancton del lago Ranco durante primavera de 2021, osciló entre ~7,510 y ~16.176 ind/L, la diversidad de taxa estuvo compuesta completamente de crustáceos, 3 copépodos como: *Boeckella gracilipes*, *Tumeodiaptomus diabolicus* y *Mesocyclops longisetus*, además de estadios Nauplii de copépodos, también se registraron 2 crustáceos braquíopodos: *Diaphanosoma chilensis* y *Bosmina chilensis* (Figura 10). La especie dominante fue *B. gracilipes*, con presencia de hembras de huevos de esta especie en todas las estaciones, así también fueron importantes los estadios Nauplii de copépoda (anexo 1, tabla 11).

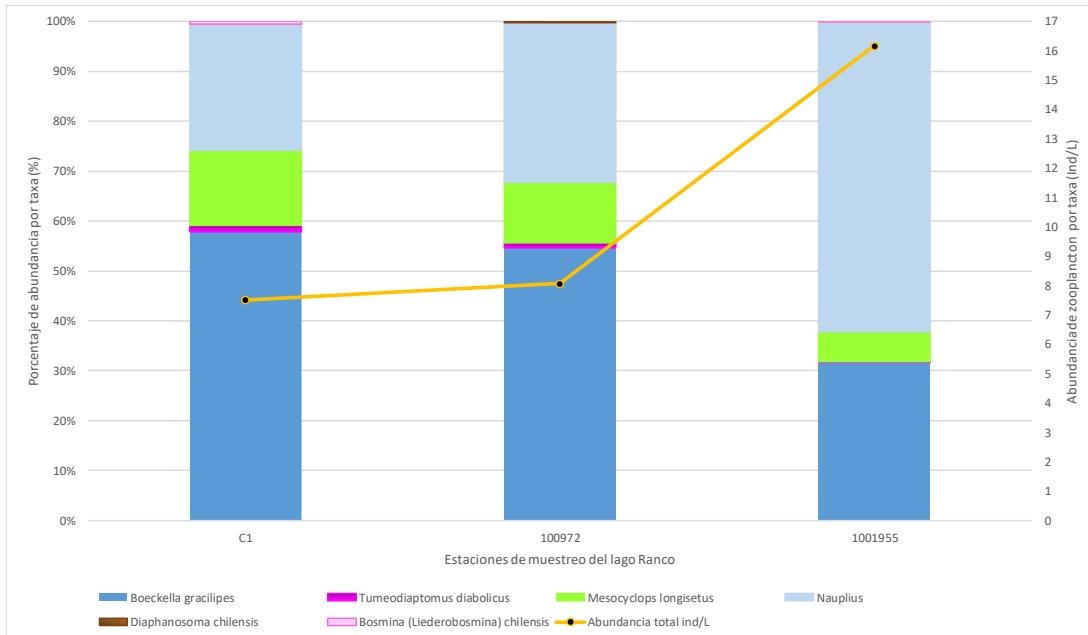


Figura 10. Porcentaje de abundancia relativa (%) y abundancia (ind/L) de zooplancton por taxa en el lago Ranco.

Variables sedimentológicas

De las dos estaciones evaluadas, la estación 101995 presentó mayor profundidad. Valores promedio de materia orgánica, pH, T° y redox se presentan en la Tabla 9, en donde se visualiza un bajo porcentaje de materia orgánica (< 10 %), un pH tendiente a la acidificación, y redox sobre los 200 mV. En general, no se observan grandes diferencias entre ambas estaciones, salvo una tendencia en la estación 101995 de presentar valores más positivos de redox.

Tabla 9. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100972 y 101995 del lago Ranco.

Estación	Prof. (m)	Materia orgánica (%)		pH		T° (C)		Redox (mV)	
		Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds
100972	44.3	8.4	6.2	6.1	0.5	11.7	0.7	206.2	28.6
101995	63.7	7.2	0.3	5.9	0.2	11.4	0.2	327.6	67.0

Al igual que en la etapa previa de este estudio, el sedimento de las estaciones de estudio estuvo compuesto principalmente por fango y arena (Figura 11).

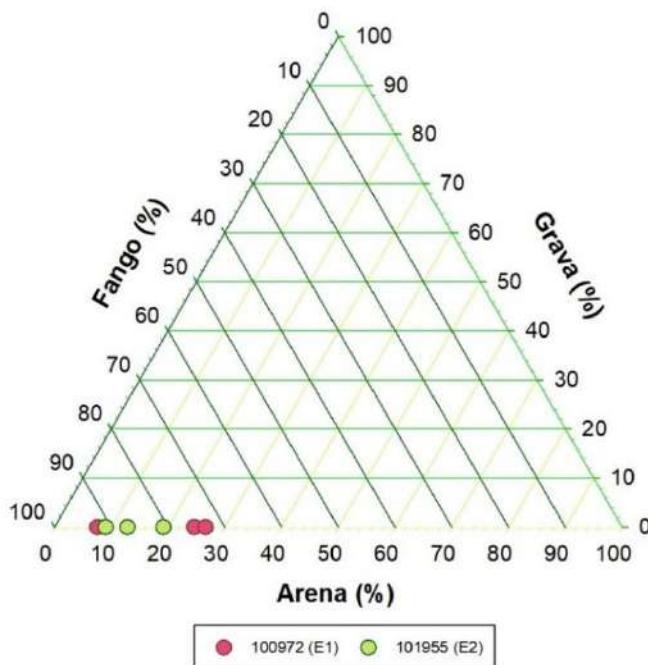


Figura 11. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100972 (E1) y 101955 (E2) del lago Ranco.

5.1.2. Puyehue

Columna de agua

En las estaciones del lago Puyehue se observaron indicios de una columna de agua estratificada térmicamente (Figura 12b). Con temperaturas cercanas a los 13 °C en el epilimnion, para luego descender cerca de los 20 m, hasta alcanzar los 9 °C en el hipolimnion. El oxígeno fluctuó entre 7,1 y 8 mg/L (Figura 12b), presentando una mayor concentración asociada al epilimnion, descendiendo levemente con la profundidad. La conductividad presentó valores de ~ 57 µS/cm en el estrato superficial (Figura 12), disminuyendo luego con la profundidad hasta los ~ 52 µS/cm.

Con respecto a los nitrogenados, en todas las profundidades estudiadas las concentraciones de amonio y nitrito estuvieron bajo los límites de detección, correspondiente a 5 y 2 µg/L, respectivamente. En tanto el nitrato fluctuó entre 38,9 y 120 µg/L (Figura 12e), presentando las menores concentraciones en el estrato superficial, aumentando paulatinamente con la profundidad. La concentración del nitrógeno total fue de 80,1 a 150,9 µg/L, mostrando un comportamiento similar al nitrato, pero con algunos peak en el epilimnion. La composición del nitrógeno total estuvo conformada principalmente por nitrato, sin embargo, en el estrato superficial su constituyente orgánico fue mayor que estratos más profundos.

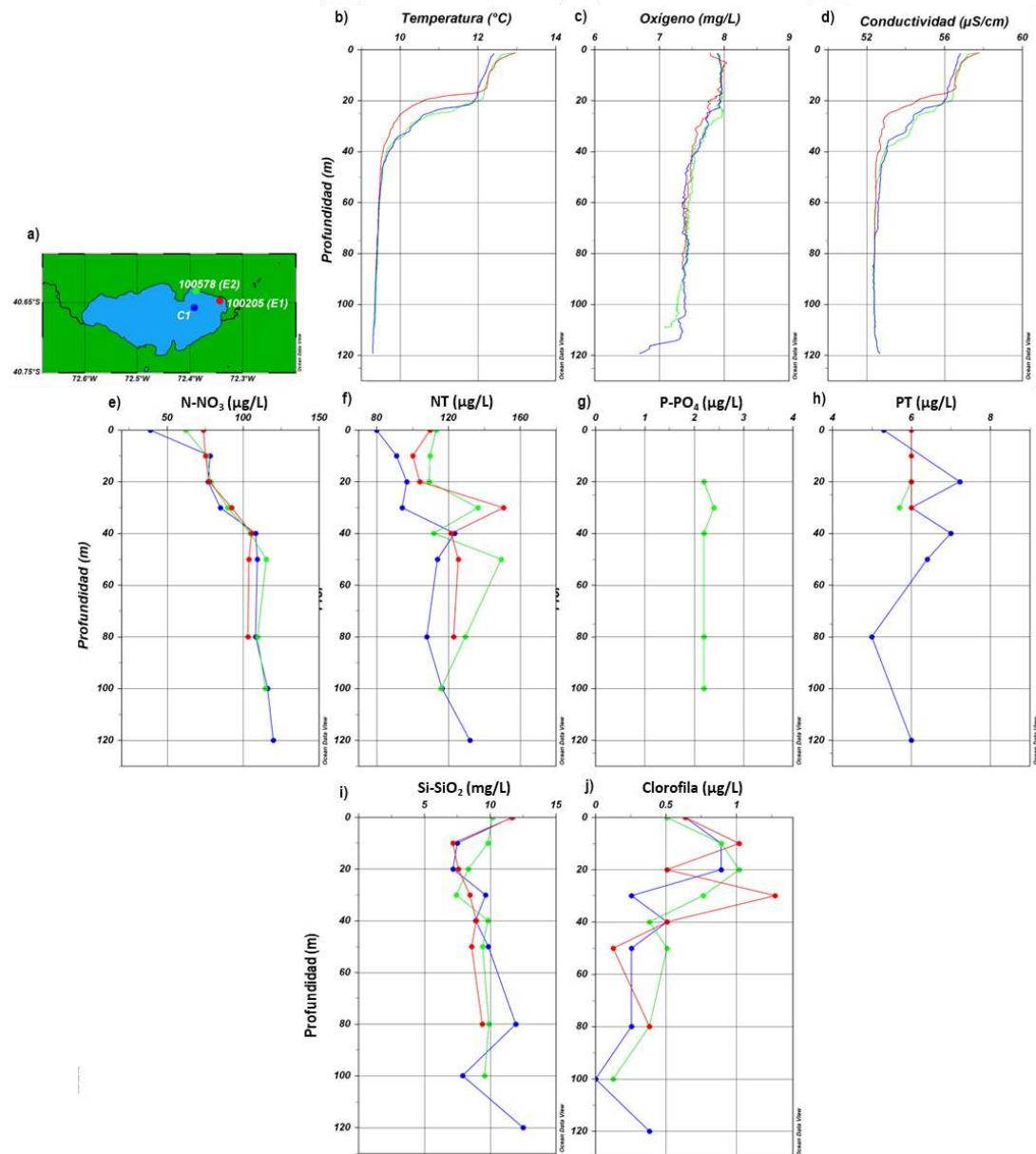


Figura 12. Variables físico, químicas y biológicas en la columna de agua del lago Puyehue. a) Mapa del lago Puyehue con la ubicación de las estaciones 100578 (E2) (verde), 100205 (E1) (rojo) y C1 (azul). Perfiles de b) temperatura (°C), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad (µS/cm). Concentraciones de e) N-NO₃ (µg/L), f) NT (µg/L), g) P-PO₄ (µg/L), h) PT (µg/L), i) Si-SiO₂ (mg/L) y j) clorofila (µg/L).

En el caso del ortofosfato las concentraciones fueron bajas, en la mayoría de los casos las concentraciones fueron inferiores al límite de detección (2 µg/L) (Figura 12g). En la estación 100578 (E2) alcanzó los 2,4 µg/L, mostrando una distribución relativamente homogénea pasado los 20 m. Por su parte el fósforo total, la mayoría se encontró bajo el límite de detección (5 µg/L)

La concentración de sílice fue de 7,1 a 12 mg/L, presentando menores concentraciones en el epilimnion, a excepción por la muestra superficial (Figura 12i). La concentración de sílice tendió a incrementar en profundidad. En caso contrario, la concentración de clorofila presentó las mayores concentraciones en el estrato superficial, alcanzando los 1,3 µg/L (Figura 12j).

Fitoplancton

En el lago Puyehue, durante la primavera de 2021 se registraron 30 taxa de organismos fitoplanctónicos y la densidad celular osciló entre 51 mil y 115 mil cél/L. Las Bacillariophyta presentaron la mayor diversidad de especies y abundancia. Se registraron 17 taxa de Bacillariophyta (anexo 1, tabla 2), siendo *Tabellaria flocculosa* var. andina la especie generalmente más abundante en todas las estaciones de muestreo, las otras diatomeas con abundancia en torno al 5% en todas las estaciones fueron *Fragilaria crotonensis*, *Asterionella formosa*, *Aulacoseira granulata*, y *Achnanthidium minutissimum*.

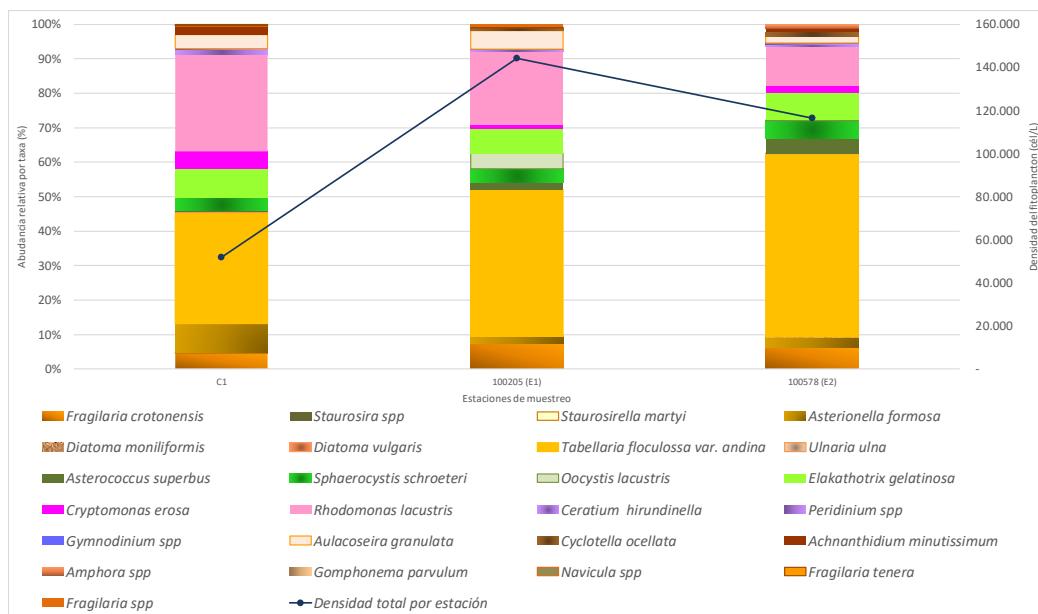


Figura 13. Abundancia relativa de taxa fitoplanctónicos y densidad total por estación/profundidad de muestreo del lago Puyehue

Luego el phylum de las Cryptophyta presentó 2 especies *Cryptomonas aerosa* y *Rhodomonas lacustris*, siendo esta ultima la que presentó las mayores abundancias para este grupo aportando al menos un 15% de la abundancia relativa por estación. Luego las Charophyta representadas por *Elakothotrix gelatinosa* con abundancia relativa sobre un 5% en todas las estaciones. Posteriormente en menor medida las Chlorophyta con 6 especies, más solo una de ellas *Sphaerocystis schroeteri* presento abundancia relativa en torno al 5%. El phylum Dinophyta presentó 3 taxa con una baja abundancia relativa siempre menor al 2% (Figura 13). El phylum Ochrophyta estuvo presente con una especie solo en una estación de muestreo (anexo 1, tabla 2).



No se han encontrado células de *Dydimosphenia geminata* en este lago. Se menciona este antecedente ya que la cuenca del lago Puyehue es parte de la cuenca del río Pilmaiquén que es área FAN para *Dydimosphenia geminata*.

Zooplancton

El zooplancton del lago Puyehue, durante la primavera de 2021, se registró una abundancia la cual osciló entre ~ 4 y ~11 ind/L, la riqueza fue de 4 taxa más Nauplii de copépoda, *Mesocyclops araucanus* presentó entre un ~ 30 a un ~ 60% de la abundancia relativa de la estación, los estadios Nauplii de un ~ 2 a ~ 30%, *Tumeodiaptomus diabolicus* un 10%, *D. pulex* 10 a 20%, *Kellicottia cf. longispina* 10 a 20% (Figura 14). Se registraron hembras con huevos de *T. diabolicus* y de *M. araucanus* (anexo 1 tabla 12.). En todas las estaciones fue posible observar hembras con huevos de *T. diabolicus* y *M. araucanus*.

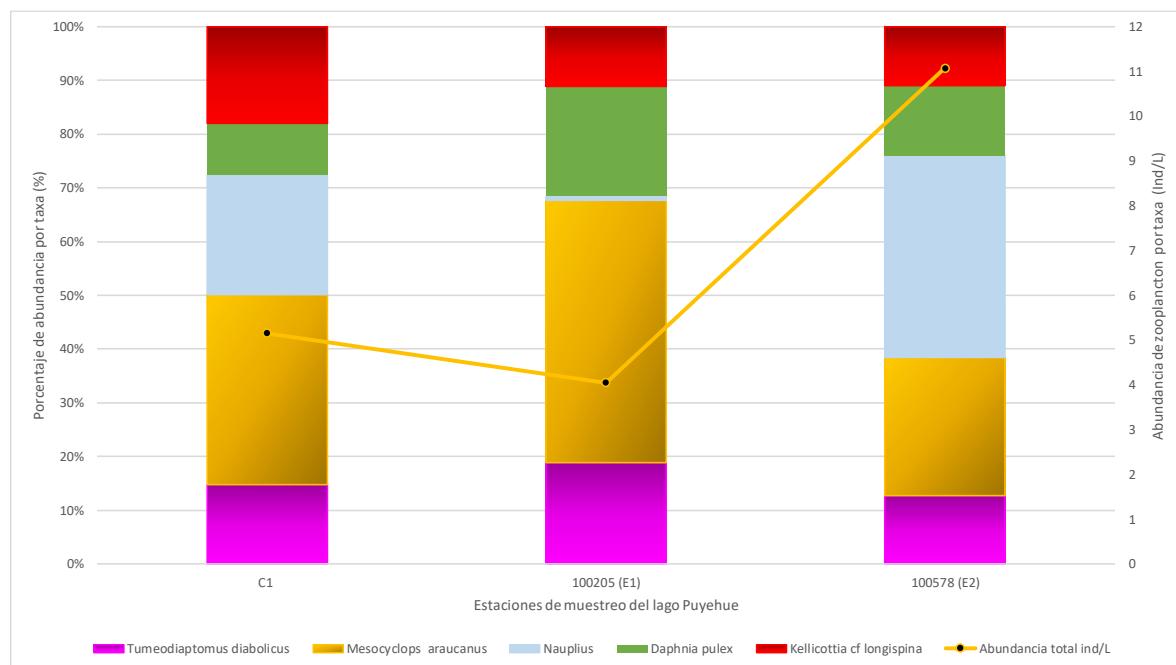


Figura 14. Porcentaje de abundancia relativa (%) y abundancia (ind/L) de zooplancton por taxa en el lago Puyehue.

Variables sedimentológicas

De las dos estaciones evaluadas, la 100578 presentó mayor profundidad (~ 50 m). En la Tabla 10 se visualizan los resultados promedios de los parámetros físico-químicos del sedimento en ambas estaciones, sin registrarse grandes diferencias entre ambas estaciones. Los resultados indicaron un bajo porcentaje de materia orgánica (< a 10 %), pH tendiente a la neutralidad, temperatura ~ 10.5 °C y redox sobre 150 mV.



Tabla 10. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100205 y 100578 del lago Puyehue.

	Prof.	Materia orgánica (%)		pH		T° (C)		Redox (mV)	
Estación	(m)	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds
100205	40	3.9	0.8	6.3	0.2	10.6	0.9	150.3	56.4
100578	50	7.4	3.2	5.9	0.3	10.5	0.1	173.4	48.3

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, salvo una muestra de la estación 100205 (E1), que además de estar compuesta principalmente por fango y arena, también presentó un 15% de grava (Figura 15).

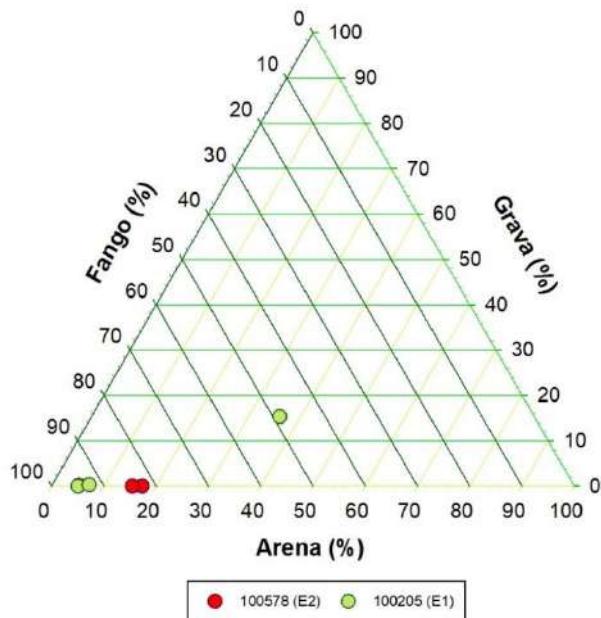


Figura 15. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100578 (E2) y 100205 (E1) del lago Puyehue.

5.1.3. Rupanco

Columna de agua

En las estaciones del lago Rupanco se evidenció una columna de agua estratificada térmicamente (Figura 16). En general la temperatura del epilimnion fue entre 13 y 14 °C, exceptuando por la estación más profunda (C1), que presentó una temperatura superficial levemente inferior (12,6 °C). Cerca de los ~20 m la temperatura comenzó a descender, alcanzando los ~10,2 °C en las estaciones más profundas.

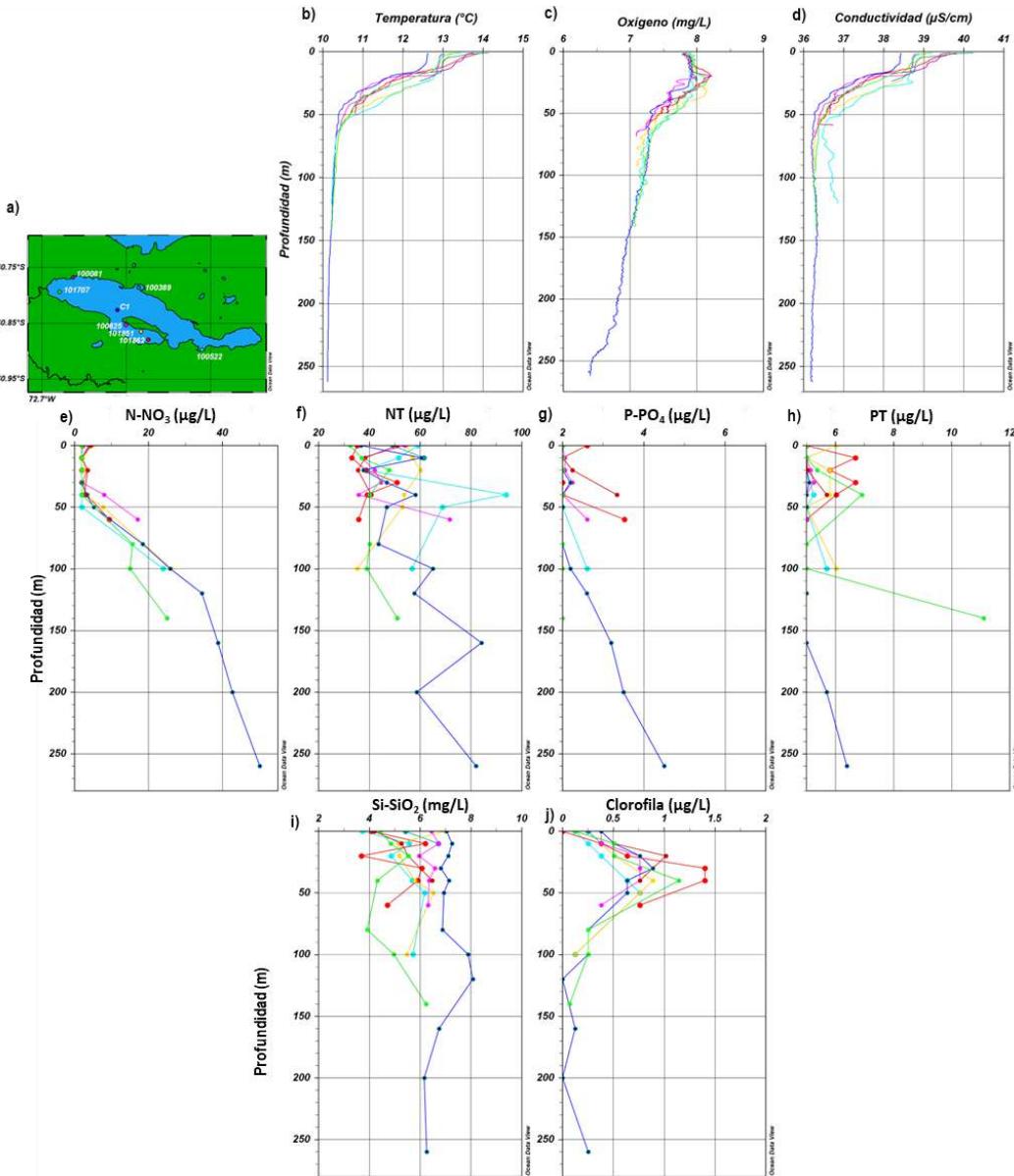


Figura 16. Variables físico, químicas y biológicas en la columna de agua del lago Rupanco. a) Mapa del lago Rupanco con la ubicación de las estaciones 101707 (verde), 100081 (morado), 100389 (verde oscuro), 100522 (calipso), 100625 (rosado), 101851 (amarillo), 101862 (rojo) y C1 (azul). Perfiles de b) 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) Si-SiO₂ (mg/L) y l) clorofila (µg/L).

El oxígeno asociado al epilimnion fue de ~7,8 mg/L, luego aumentó levemente en el metalimnion, y posteriormente descendió en profundidad, principalmente en la estación C1, alcanzando 6,4 mg/L de concentración. La conductividad en el estrato superficial fue entre 38,4 y 40,2 µS/cm, descendiendo posterior desde los ~20 m, hasta registrar 36,2 µS/cm en la estación C2.

Las concentraciones de N-NH₄ y N-NO₂ se encontraron bajo el límite de detección, en todas las profundidades analizadas. El nitrato y ortofosfato presentaron concentraciones muy bajas en el epilimnion, en la mayoría de los casos no superaron el límite de detección (2 µg/L) (Figura 16e,g). Posterior a la zona fótica, las concentraciones de nitrato y ortofosfato aumentaron con el incremento de la profundidad. Las concentraciones del NT y PT también presentaron la tendencia de incrementar en profundidad, pero en el estrato superficial las concentraciones presentaron algunos peaks.

La concentración de sílice no cambio tanto a través de la columna de agua, pero si se registró una disminución en su concentración en determinadas profundidades del epilimnion. La concentración de clorofila alcanzó 1,5 µg/L, principalmente entre los 20 y 40 m de profundidad (Figura 16l).

Fitoplancton

En el lago Rupanco durante primavera de 2021 presentó una densidad celular de fitoplancton que osciló entre ~34 mil y ~116 mil células por litro, siendo la estación de la desembocadura 101707 la que tuvo una mayor abundancia (tabla 3, anexo 1). Con una riqueza de 50 taxa en el lago Rupanco, las diatomeas fueron el grupo más diverso con 25 representantes.

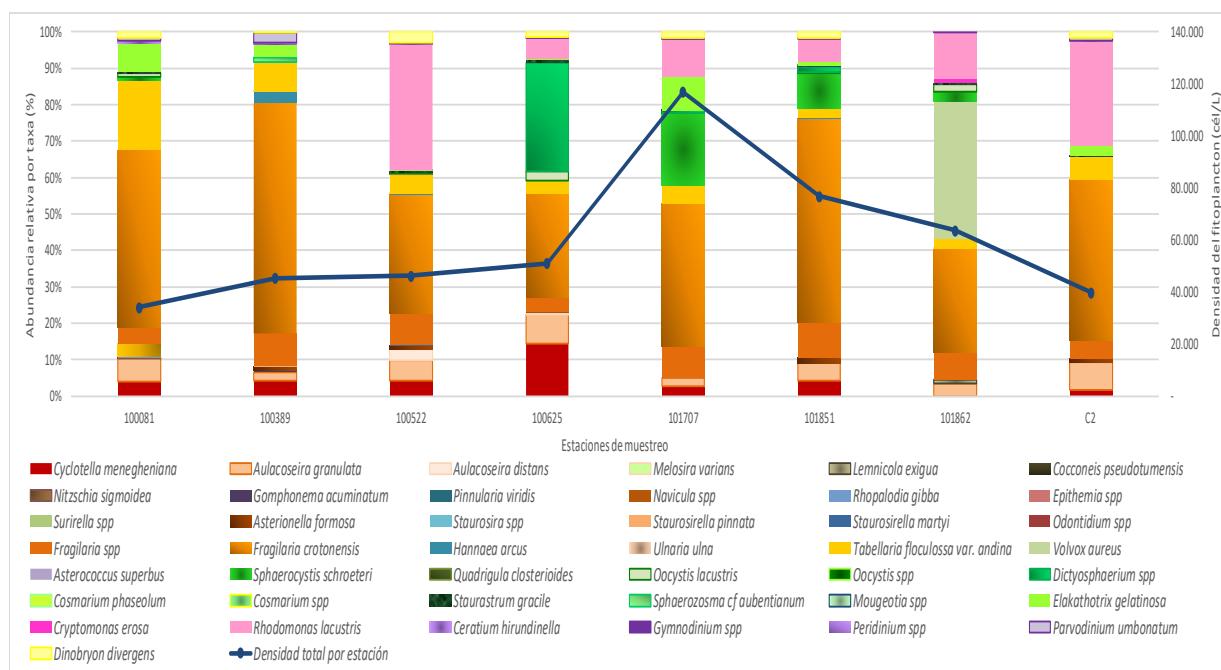


Figura 17. Abundancia relativa de taxa fitoplantónicos y densidad total por estación/profundidad de muestreo del lago Rupanco.

En la mayor parte de las estaciones fueron las diatomeas el grupo que constituyó la mayor abundancia superando generalmente el ~50 a 90% de la abundancia relativa por estación (Figura 17) siendo



Fragilaria crotonensis la más abundante, seguido de *Aulacoseira distans*, *Fragilaria* spp. y *Cyclotella meneghiniana*.

De las 10 Chlorophyta las más abundantes fueron *Sphaerocystis schroeteri*, *Dictosphaerium* spp., y *Oocystis* spp., oscilando entre un ~2 y 40% de la abundancia por estación. Los Charophyta estuvieron representados por 7 taxa siendo *Elakathotrix gelatinosa* la más abundante y presente en todas las estaciones de muestreo, alcanzó a tener ~10% de abundancia relativa en las estaciones de muestreo 101707 y 100081, en las estaciones restantes fue generalmente menos al ~3 %, también *Staurastrum gracile* estuvo presente en todas las estaciones en baja abundancia. Las Cyanobacterias solo fue posible encontrarlas en la muestra de red cualitativa en las estaciones 100081 y 100522 (tabla 3 anexo 1). El Phylum Cryptophyta estuvo representado por 2 especies, *Cryptomonas aerosa* y *Rhodomonas lacustris*, siendo *R. lacustris* una especie que representó un importante porcentaje de la abundancia relativa por estación en las estaciones con más de 50 m de profundidad como son: 100522, C2, 101707, 101851, 101862 y 100625, osciló entre un ~5 y ~25%. El phylum Dinophyta con 4 taxa, fue *Ceratium hirundinella* el único dinoflagelado que estuvo presente en todas las estaciones de muestreo en abundancia baja (80 a 280 cél/L, tabla 3 anexo 1), y *Parvordinium umbonatum* la Dinophyta que alcanzó la mayor abundancia por estación de muestreo en 100389 (Figura 17) y 1 Ochrophyta presente en todas las estaciones de muestreo osciló en torno al 2 % de la abundancia relativa pro estación. En 101862 solo se observó en muestras cualitativas (tabla 3, anexo 1).

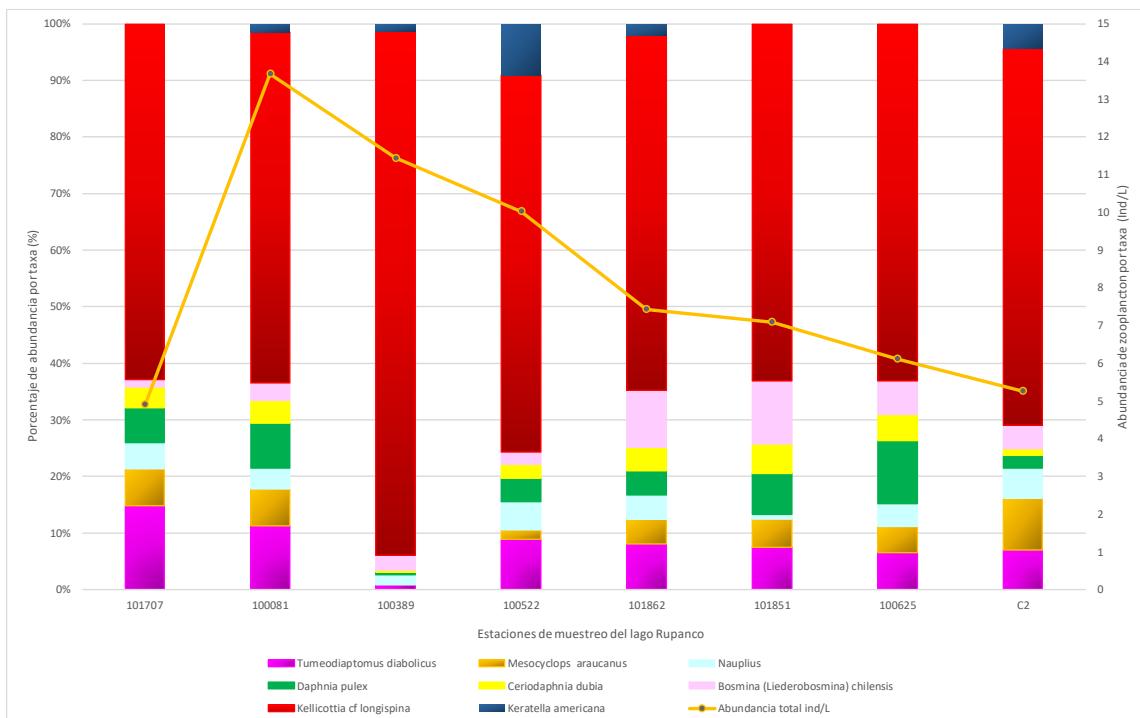


Figura 18. Porcentaje de abundancia relativa (%) y abundancia (ind/L) de zooplancton por taxa en el lago Rupanco.



Zooplancton

En el lago Rupanco durante primavera de 2021, se registraron entre ~4 y ~ 11 ind/L de organismos zooplanctónicos. La estación donde se presentó la mayor abundancia fue en 100081. La riqueza de taxa fue de 7 organismos más estadios Nauplii de copépoda. *Kellicotia longispina* fue la especie más abundante, superando el ~ 60 % de la abundancia relativa en todas las estaciones de muestreo. Luego *T. diabolicus* osciló entre ~ 1 y ~ 10% de abundancia relativa y estuvo presente, *Daphnia pulex* (Figura 18). Se registraron hembras con huevos de *T. diabolicus* y de *M. longisetus* (tabla 13, anexo 1).

Variables sedimentológicas

La estación 101862 presentó la mayor profundidad (~ 60 m). No se observaron grandes diferencias de los resultados de los parámetros pH y T°, en cuanto al Redox y materia orgánica, estos presentaron valores menores con respecto a la estación 100389.

Tabla 11. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 101862 y 100389 del lago Rupanco.

Estación	Prof. (m)	Materia orgánica (%)		pH		T° (C)		Redox (mV)	
		Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds
101862	60	9.1	3.7	6.7	0.1	11.2	0.2	93.5	3.2
100389	15	13.9	6.6	6.3	0.4	13.3	0.5	126.9	37.4

Al igual que en la etapa anterior a este estudio, el sedimento de la estación de estudio 100389 estuvo compuesto en su totalidad por fango, mientras que la estación 101862 presentó una principalmente una composición compuesta por fango y en menor grado de arena, salvo una muestra con alto porcentaje de arena (Figura 19).

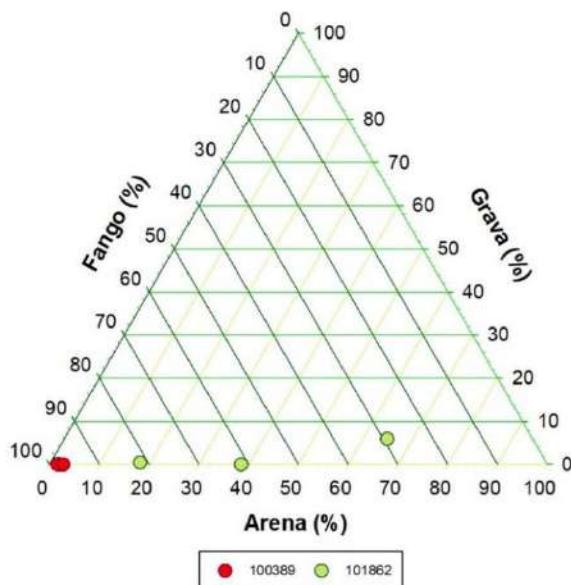


Figura 19. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100389 y 101862 del lago Rupanco.

5.1.4. Llanquihue

Columna de agua

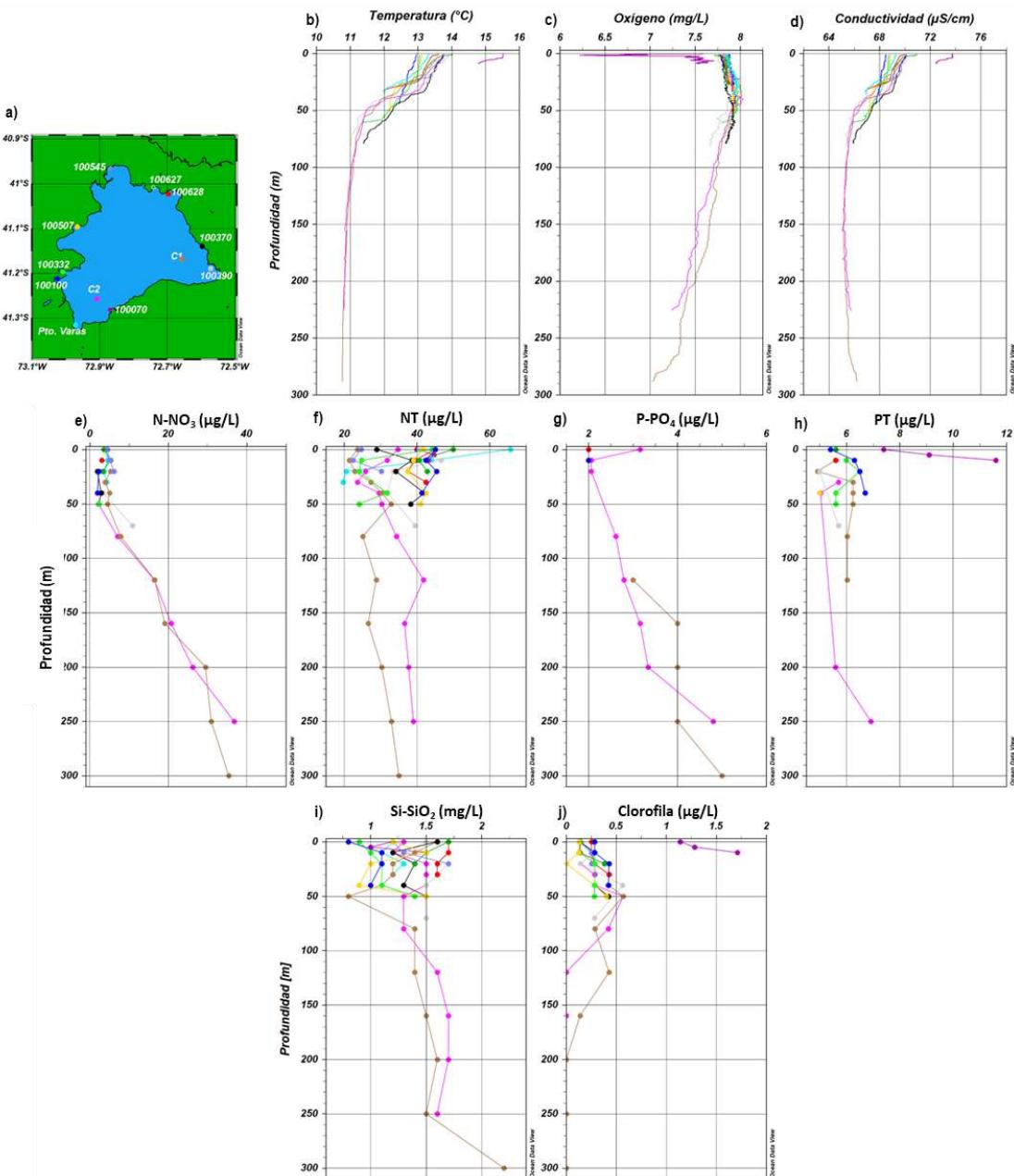


Figura 20. Variables físico, químicas y biológicas en la columna de agua del lago Llanquihue. a) Mapa del lago Llanquihue con la ubicación de las estaciones Pto. Varas (calipso), 100100 (azul), 100332 (verde claro), 100507 (amarillo), 100545 (lila), 100627 (verde), 100628 (rojo), 100370 (negro), 100390 (amarillo), 100070 (lila), C1 (marrón) y C2 (rosado). 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) Si-SiO₂ (mg/L) y j) clorofila (µg/L).

En el lago Llanquihue la temperatura superficial fue entre 13 y 14 °C, presentando un descenso en profundidad hasta 10,8 °C. El oxígeno evidenció una escasa variación en la columna de agua, con ~ 7,8 mg/L de oxígeno en el epilimnion, descendiendo luego hasta los 7,2 mg/L en la estación C1. La conductividad presentó valores entre 68,5 y 70,9 µS/cm en superficie, disminuyendo en profundidad, hasta los 65,7 µS/cm. En general las estaciones presentaron un comportamiento similar, exceptuando por la estación 100070, donde se registró la mayor temperatura y conductividad de la columna de agua, además de las concentraciones más bajas de oxígeno.

Con respecto a los nutrientes en el lago Llanquihue, en todos los casos el amonio y nitrito estuvieron bajo el límite de detección. En el caso de nitrato y ortofosfato se encontraron en bajas concentraciones, principalmente asociado al estrato superficial, incrementando con la profundidad (Figura 20e,g). En el caso del nitrógeno y fósforo total su concentración alcanzó los 63 y 11,6 de µg/L, respectivamente, constituidos principalmente por sus formas orgánicas (Figura 20f,h). Las concentraciones de sílice fueron bajas en toda la columna de agua, en la mayoría de los casos fue inferior a los 2 µg/L (Figura 20i). En general las concentraciones de clorofila en el lago Llanquihue fueron muy bajas, la mayoría no superó los 0,5 µg/L de clorofila (Figura 20j). En la estación 100070 se registraron las mayores concentraciones de fósforo total y clorofila.

Fitoplancton

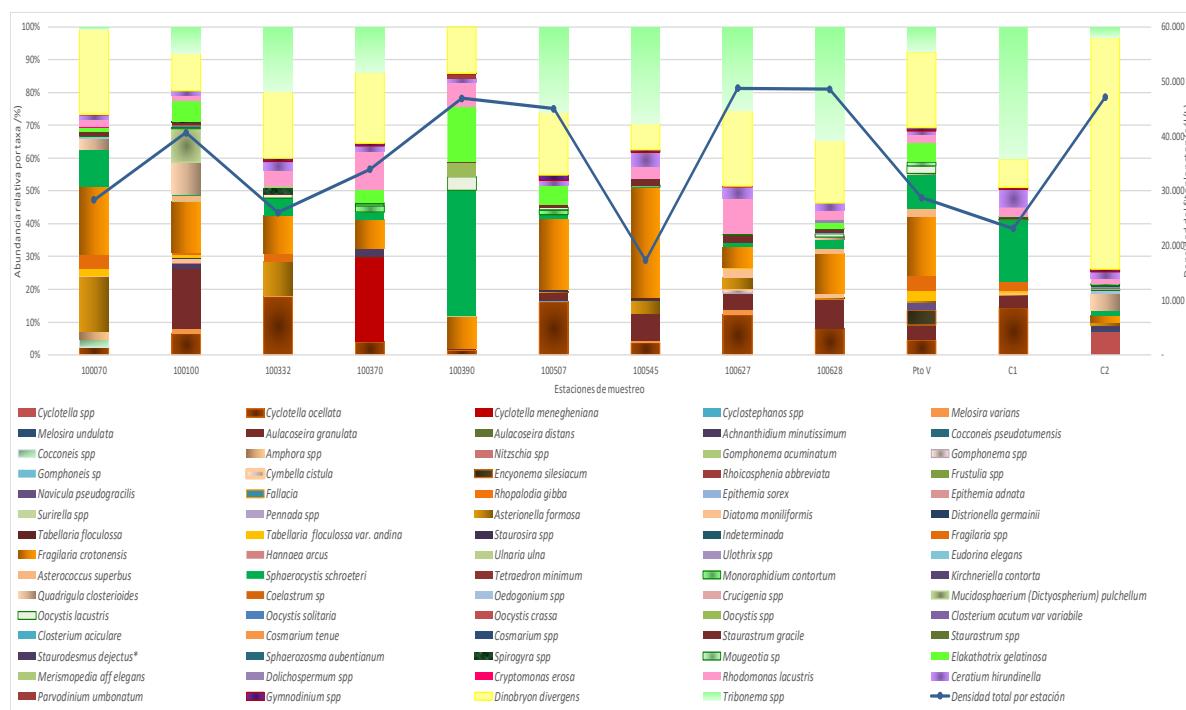


Figura 21. Abundancia relativa de taxa fitopláctonicos y densidad total por estación de muestreo del lago Llanquihue.



La composición del fitoplancton del lago Llanquihue durante primavera de 2021 presentó 73 taxa, siendo el grupo más diverso con 36 taxa (tabla 4 anexo 1), las diatomeas que aportaron mayormente a la abundancia fueron *Fragilaria crotonensis*, *Fragilaria* spp., *Asterionella formosa*, *Cyclotella ocellata*, *Aulacoseira granulata*, *Cyclotella menegheniana* (solo en estación 100370) y *Tabellaria flocculosa* var. andina. En sumatoria estas diatomeas llegaron a niveles de abundancia relativa generalmente sobre un 30% del total por estación, salvo en las estaciones C1 y 100390 que donde la Chlorophyta *Sphaerocystis schoeteri* aportó sobre el 20 % de abundancia relativa de la estación. En C2 destacó la elevada abundancia relativa de la Ochrophyta *Dynobrion divergens* la cual alcanzó un 60 % de la abundancia relativa de la estación. Otra especie de este phylum de gran relevancia en el lago fue *Tribonema elongatum* con abundancias relativas sobre el 5 % en todas las estaciones de muestreo salvo en 100070 y 100390.

El Charophyto más abundante fue *Elakathotrix gelatinosa* presente en la mayor parte de las estaciones de muestreo, salvo C1 y 100545. Así también *E. gelatinosa* se presentó con valores sobre un 5 % de la abundancia relativa por estación en 100390, 100507, 100100, 100370 y Puerto Varas (Figura 21). En estaciones como C2, 100100 y 100070 se observan con abundancias de un 5 % *Quadricula closteroides*. *Mucidosphaerium (Dyctyosphaerium) pulchellum* se encontró con abundancia relativa sobre un 10 % en 100100, en las estaciones restantes solo apareció en las muestras cualitativas (anexo 1, tabla 4). Solo de manera cualitativa se registraron 4 especies, *Surirella* spp., *Epithemia adnata*, *Rhopalodia gibba*, y *Gomphonema acuminatum*.

No se han encontrado células de *Dydimosphenia geminata* en este lago. Se menciona este antecedente ya que la cuenca del lago Llanquihue es parte de la cuenca del río Pescado que es área FAN para *Dydimosphenia geminata*.

Zooplancton

En el lago Llanquihue la abundancia zooplánctonica osciló entre ~ 5 y ~ 33 ind/L, las mayores abundancias se registraron en las estaciones 100545, C2 y 100070. La riqueza de taxa fue de 3 a 6 taxa más estadio Nauplii de copépoda. La especie más abundante fue *Kellicotia cf. longispina* en todas las estaciones de muestreo, salvo en 100070 donde su abundancia relativa fue levemente menor al ~ 50%, siendo en esta estación *Bosmina chilensis* la especie más abundante, seguido en muy baja proporción por *Daphnia pulex* y *Keratella americana*. Otra especie relevante en todas las estaciones de muestreo, aunque en menor proporción fue *Daphnia pulex*, que llegó a un máximo de un ~ 30 % de la abundancia relativa de la estación 10039, 10 % en Puerto Varas y C1, así también se mantuvo cercana al ~ 5 % en la mayor parte del lago, salvo en 100545 y 100070 que fue menor y cercano al ~ 1 % (Figura 22). Se detectaron hembras con huevo solamente en la estación C2, los estadios Nauplii se observaron en baja proporción, pero presentes en la mayor parte de las estaciones (tabla 14, anexo 1).

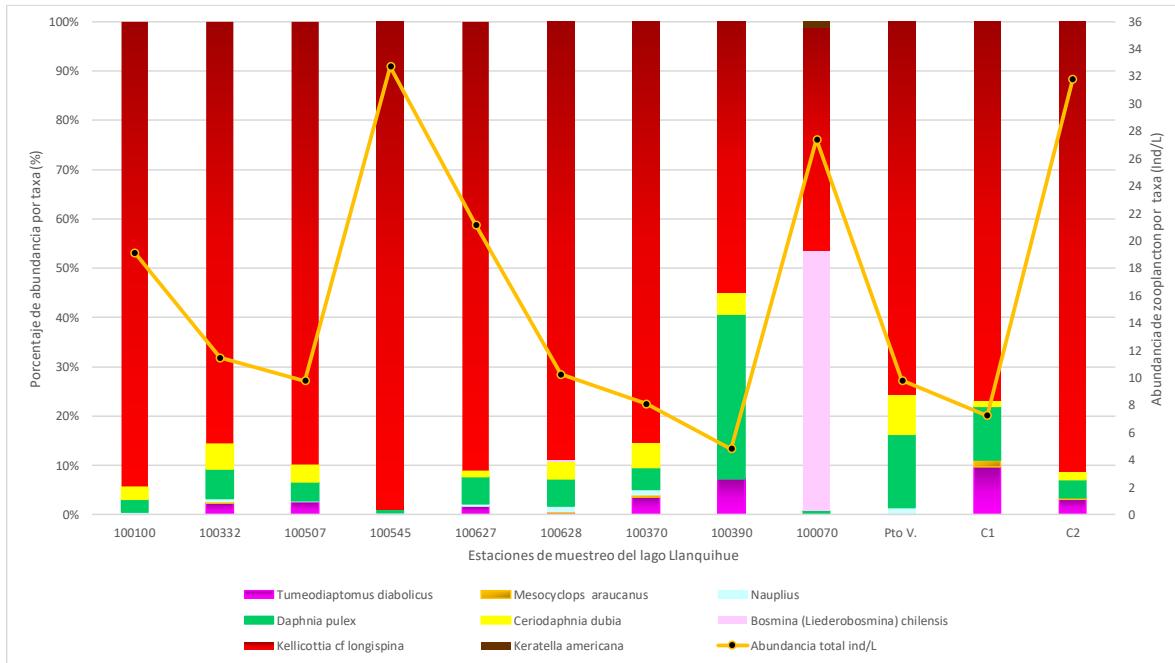


Figura 22. Porcentaje de abundancia relativa (%) y abundancia (ind/L) de zooplancton por taxa en el lago Llanquihue.

Variables sedimentológicas

La estación 100100 presentó mayor profundidad (48 m), en tanto la estación 100070 es muy somera (8 m de prof.). La estación 100070 presentó más materia orgánica y dos grados Celsius en comparación a la estación 100100. En tanto el redox, para ambas estaciones de muestreo fue positivo, entre 121.9 – 184.2 mV. El pH de la estación 100070 fue menor a 7,1 (fuera del límite de aceptabilidad) (Tabla 12).

Tabla 12. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100100 y 100070 del lago Llanquihue.

Estación	Prof. (m)	Materia orgánica (%)		pH		T° (C)		Redox (mV)	
		Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds
100100	48	9.1	5	7.1	0.1	12.8	0.3	121.9	19.3
100070	8	13.5	0.6	6.6	0.1	14.5	0.3	184.2	29.4

Al igual que en las etapas anteriores a este estudio, el sedimento de la estación 100070 estuvo compuesta mayormente por fango. En tanto, la composición textural de las muestras de sedimento de la estación 100100 fueron más dispersas, tendientes a presentar mayores porcentajes de arena (Figura 23).

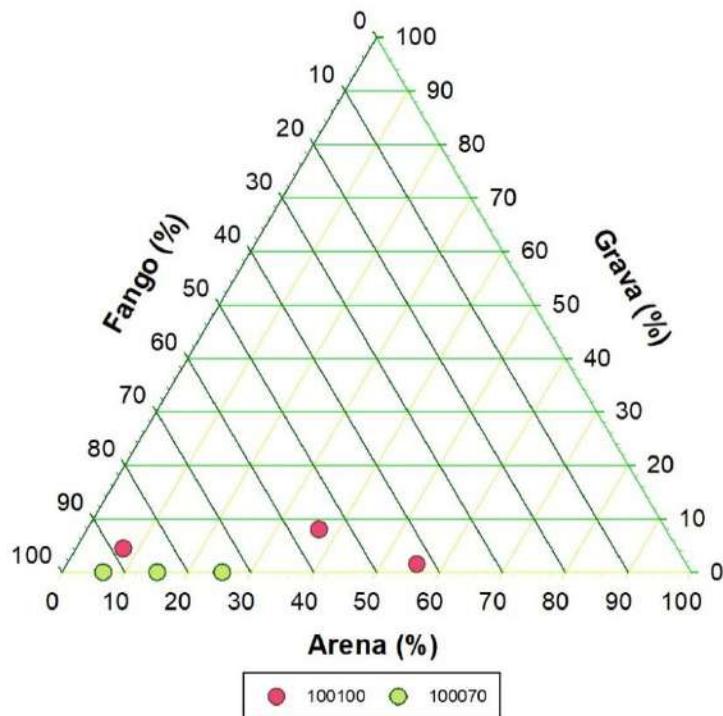


Figura 23. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100100 y 100070 del lago Llanquihue.

5.1.5. Chapo

Columna de agua

En el lago Chapo la columna de agua se encontró estratificada térmicamente (Figura 24). La temperatura superficial alcanzó 14,7 °C, descendiendo luego en el metalimnion, para registrar cerca de los 8,3 °C en el hipolimnion de las estaciones más profundas. El oxígeno en las estaciones del lago Chapo presentó mayores concentraciones asociadas al estrato superficial (~7,8 mg/L), disminuyendo su concentración con la profundidad, registrando ~5,5 mg/L en la estación más profunda (C2). La conductividad en el lago Chapo, mostró bajos valores. La conductividad osciló dentro de un reducido rango, los valores de conductividad fueron de ~19 µS/cm en superficie, disminuyendo en profundidad, alcanzando los 17 µS/cm.

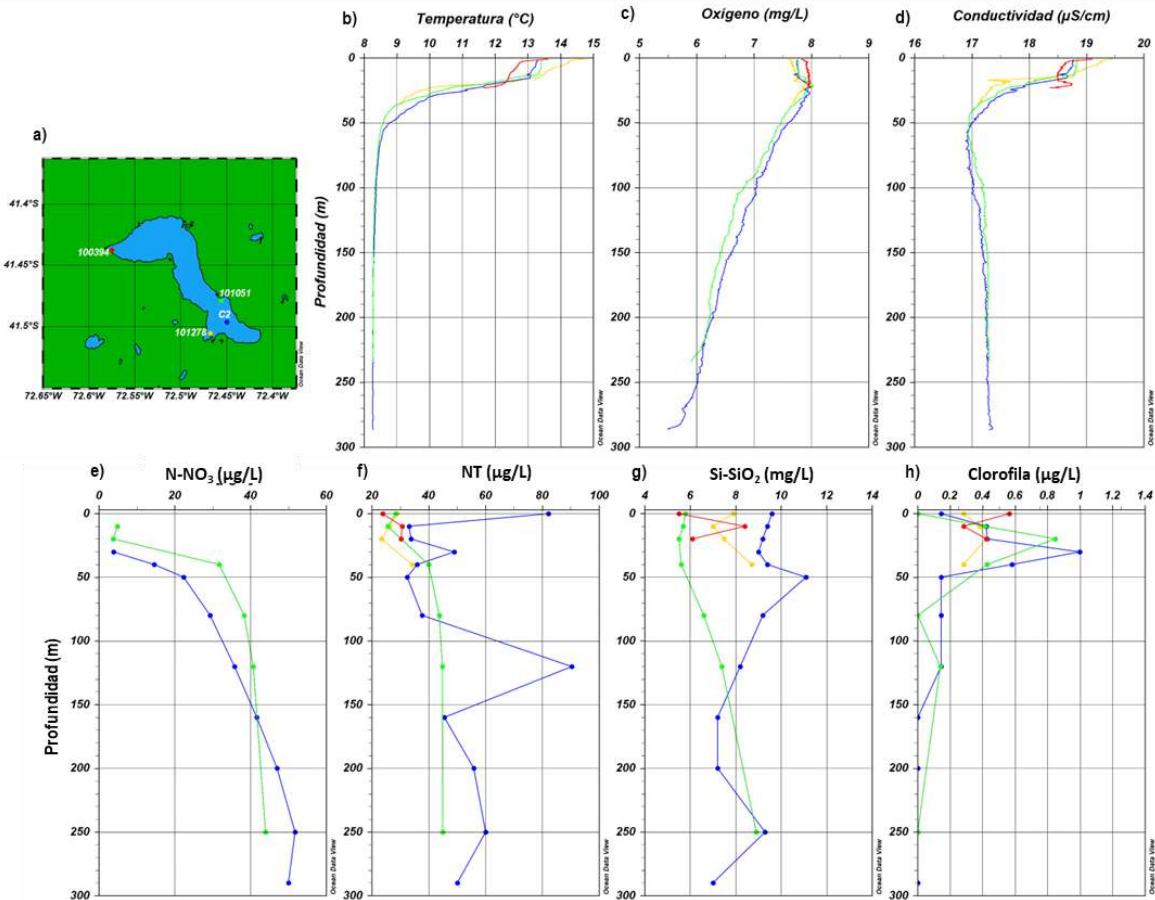


Figura 24. Variables físico, químicas y biológicas en la columna de agua del lago Chapo. a) Mapa del lago Chapo con la ubicación de las estaciones 100394 (rojo), 101051 (verde), 101278 (amarillo) y C2 (azul). Perfiles de b) temperatura (°C), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad (µS/cm). Concentraciones de e) N-NO₃ (µg/L) f) NT (µg/L), g) Si-SiO₂ (mg/L) y h) clorofila (µg/L).

Las concentraciones de amonio, nitrito, ortofosfato y fósforo total se encontraron bajo el límite de detección en todas las profundidades analizadas. En el caso del nitrato, nitrógeno total y dióxido de silicio en su mayoría presentaron menores concentraciones en el estrato superficial, para incrementar a mayores profundidades (Figura 24e,f,g). Mientras que, las mayores concentraciones de clorofila se asociaron al epilimnion (Figura 24h). En general la clorofila fue baja, no superó 1 µg/L.

Fitoplancton

En el lago Chapo, el fitoplancton estuvo dominado por Charophyta, por Bacillariophyta, y co-dominando Chlorophyta. Dependiendo de la estación de muestreo las Cyanobacteria, Cryptophyta, Dinophyta y Ochrophyta fueron co-dominantes. Las especies dominantes fueron la Charophyta

Elakathotrix gelatinosa oscilando entre 15 y 50 % de la abundancia relativa por estación de muestreo, *Fragilaria* spp. fue la diatomea más abundante con alrededor de $\geq 5\%$ de abundancia relativa hasta 30 %, seguido de *Tabellaria flocculosa* var. andina generalmente con un 5 % de la abundancia relativa por estación de muestreo y *Aulacoseira distans* en las estaciones 100394 y 101501, *Urosolenia eriensis* en 101051* cercano al 2 %.

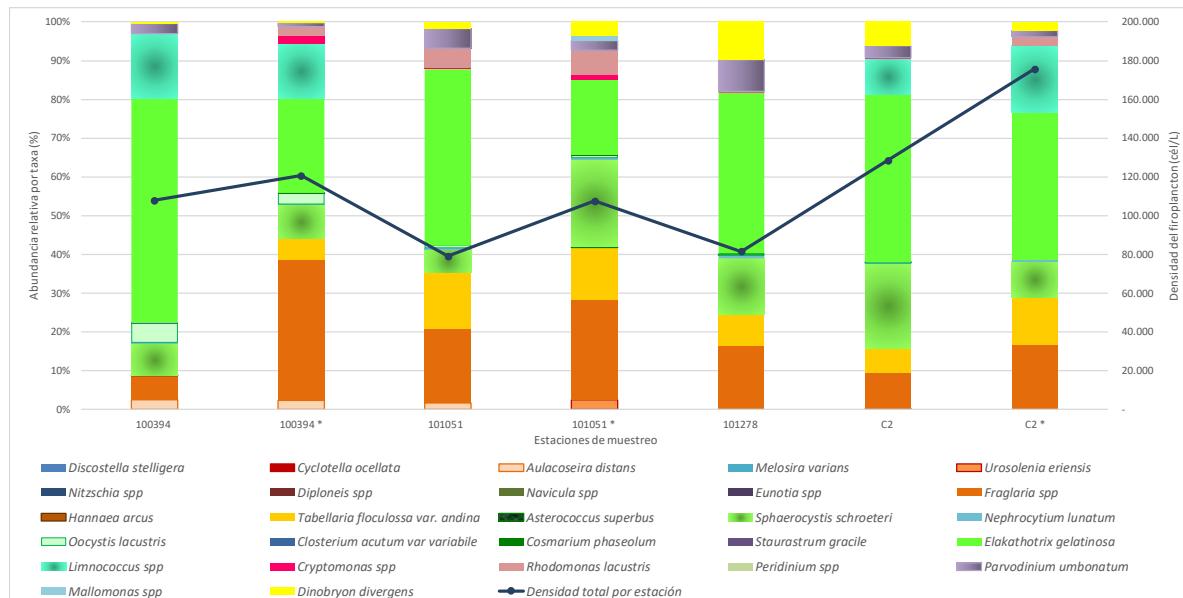


Figura 25. Abundancia relativa de taxa fitoplanctónicos y densidad total por estación/profundidad de muestreo del lago Chapo.

Chlorophyta representada por *Sphaerocystis schroeteri* estuvo presente en todas las estaciones de muestreo con abundancias relativas sobre el 5 % de la por estación. Cryptophyta estuvo representado por dos especies: *Rhodomonas* (ex *Tetraselmis lacustris*) y *Cryptomonas* spp. Este Phylum aportó con abundancia relativa sobre el 5 % en las estaciones 1001051, 101051*, 100394* y menor al 5 % en C2*. El Phylum Dinophyta representado por *Parvodinium umboatum* sobre 2 % y bordeando el 10 % de la abundancia relativa por estación. La Ochrophyta *Dinobryon divergens* en el área de Pitote y Coluli, (101051, C2, y 101278) en esta última se observó la mayor abundancia (Figura 25). La densidad celular osciló entre ~ 79 mil y ~ 175 mil cél/L.

Zooplancton

El zooplancton del lago Chapo durante la primavera de 2021 presentó una abundancia que osciló entre ~ 2 y ~ 14 ind/L, con una riqueza de 8 taxa más estadios Nauplii de copépoda (Figura 26). La mayor abundancia se registró en la estación 100394. La mayor riqueza de taxa se produjo en la estación control, C2. *Kellicotia cf. longispina* fue dominante en las estaciones 100394 y 101278, en las estaciones restantes además de *K. longispina* cercano al $\sim 20\%$ se presentó en mayor proporción

Bosmina chilensis entre un ~ 20 y 40 % de la abundancia relativa por estación, así también *Daphnia pulex* tuvo alrededor de un ~ 10 a ~20 % de representatividad en estas estaciones. Las estaciones más someras (100394 y 101278), tuvieron una mayor proporción de *K. cf. longispina*, y las estaciones más profundas (101051 y C2), se observó una mayor proporción de otras especies, como también la presencia en baja abundancia de *Conochilus unicornis* (tabla 15, anexo 1).

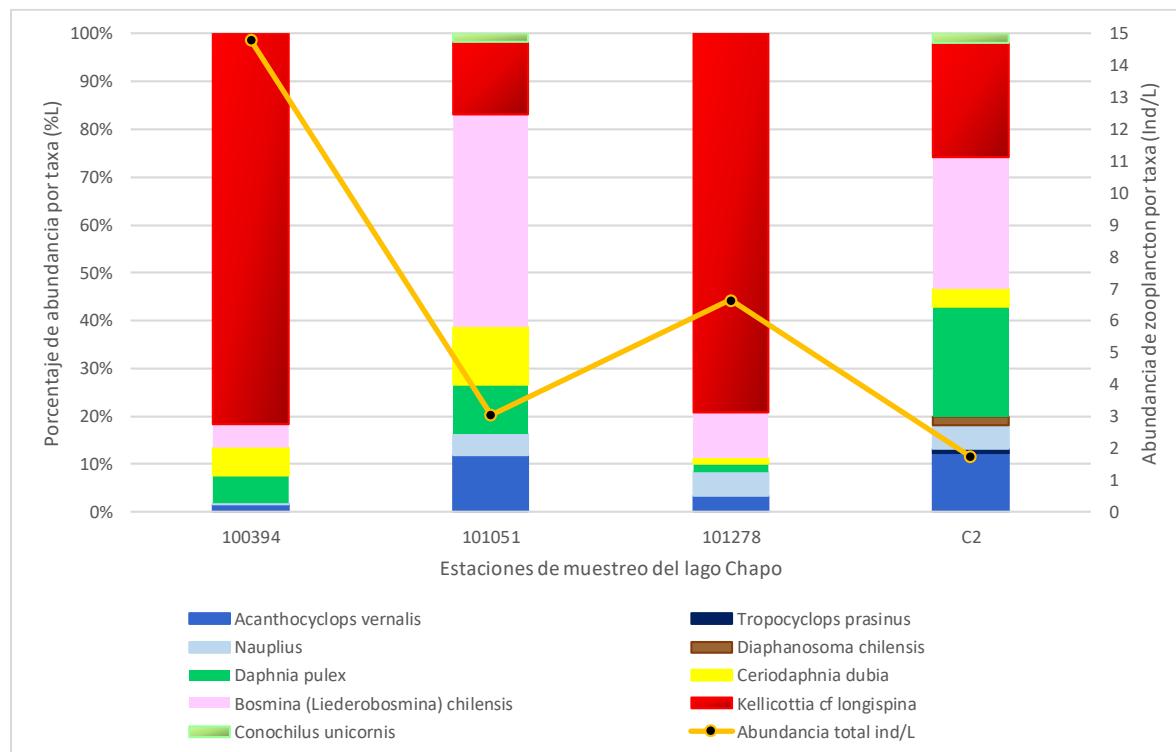


Figura 26. Porcentaje de abundancia relativa (%) y abundancia (ind/L) de zooplancton por taxa en el lago Chapo.

VARIABLES SEDIMENTOLÓGICAS

La estación 100394 presentó mayor profundidad (43.9 m), y muy bajas concentraciones de materia orgánica. La estación 100278, registró un alto valor de materia orgánica (20.8 %). En ambas estaciones el pH fue menor a 7.1, y los valores redox oscilaron entre 104.8 – 187.8 mV (Tabla 13).

Tabla 13. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100394 y 100278 del lago Chapo.

Estación	Prof. (m)	Materia orgánica (%)		pH		T° (C)		Redox (mV)	
		Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds
100394	43.9	1.6	0.2	6.9	0.1	11.1	1.7	104.8	76.8
100278	22.7	20.2	5.2	6.5	0.2	12.6	1.8	187.8	47.2



El sedimento de ambas estaciones en estudio estuvo compuesto mayormente por fango y arena (Figura 27).

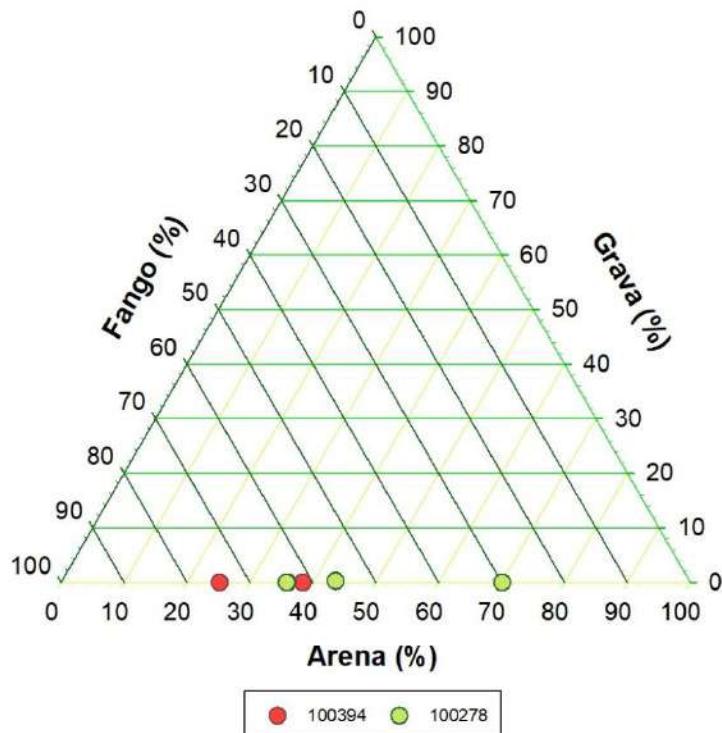


Figura 27. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100394 y 100278 del lago Chapo.

5.1.6. Huillinco-Cucao

Columna de agua

La columna de agua del Huillinco-Cucao se encontró estratificada (Figura 28b). La temperatura en el epilimnion estuvo entre 13,9 y 15,1 °C, para luego comenzar a descender cerca de los 8 m hasta los ~12 °C y luego aumentar levemente en el estrato profundo. El oxígeno evidenció un epilimnion bien oxigenado, con concentraciones sobre los 9,4 mg/L. Sin embargo, a los ~ 8 m la concentración de oxígeno comenzó a descender, alcanzando la anoxia en las estaciones más profundas. En las estaciones C2 y 100618 (E1), se observó una curva de tipo heterogrado positiva a la altura de los ~14 m. La conductividad en el Huillinco-Cucao presentó elevados valores en toda la columna de agua, con una amplia variación de la conductividad a través de ella. En el estrato superficial la conductividad fue entre ~1200 y 2900 µS/cm, registrando los mayores valores en las estaciones localizadas en el sector del Cucao. Luego la conductividad fue incrementando con la profundidad, superando los 32000 µS/cm en la estación C1.

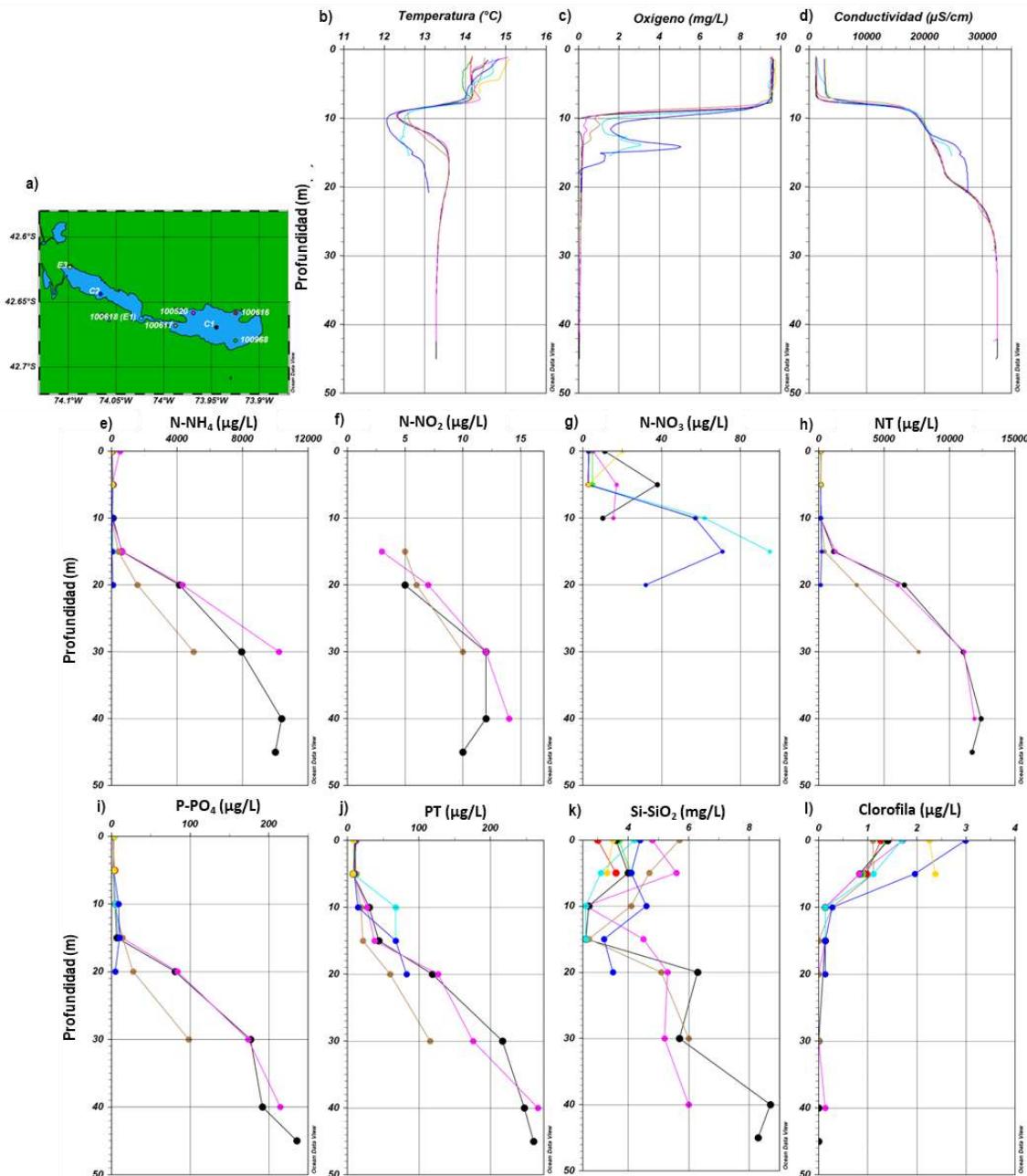


Figura 28. Variables físico, químicas y biológicas en la columna de agua del sistema lacustre Huillinco-Cucao. a) Mapa del lago Huillinco-Cucao con la ubicación de las estaciones E3 (amarillo), C2 (azul), 100618 (E1) (calipso), 100617 (marrón), 100520 (rosado), C1 (negro), 100616 (rojo) y 100968 (verde). 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) Si-SiO₂ (mg/L) y l) clorofila (µg/L).

Las concentraciones de nitrógeno y fósforo total oscilaron dentro de un amplio rango, de 157,7 a 12419 µg/L y de 8 a 266,9 µg/L, respectivamente (Figura 28h,j). Donde las mayores concentraciones estuvieron asociadas al estrato de fondo. En el estrato superficial el nitrógeno total se encontró conformado principalmente por constituyentes orgánicos. Pero en el estrato de profundidad el principal constituyente del nitrógeno total fue el amonio (Figura 28e). En el caso del nitrito sus concentraciones fueron de < 2 a 14 µg/L, mostrando la tendencia de incrementar en el estrato profundo (Figura 28f). La distribución del nitrato en la columna de agua fue diferente. En el estrato superficial el nitrato fue el mayor constituyente inorgánico del nitrógeno total, mientras que en el fondo se encontró bajo el límite de detección (Figura 28g).

Con respecto a los fosfatados, en el estrato superficial se encontró compuesto principalmente por formas orgánicas, y a medida que incrementó la profundidad también lo hizo el ortofosfato, alcanzando 236 µg/L en el estrato de fondo (Figura 28i,j). La distribución del dióxido de silicio en la columna de agua también mostró un incremento en su concentración en el estrato de fondo, con concentraciones que fueron de 2,6 a 8,7 mg/L (Figura 28k). En el caso de la clorofila, presentó las mayores concentraciones en superficie, con 3 µg/L, disminuyendo drásticamente, a los 10 m no superó los 0,3 µg/L (Figura 28l).

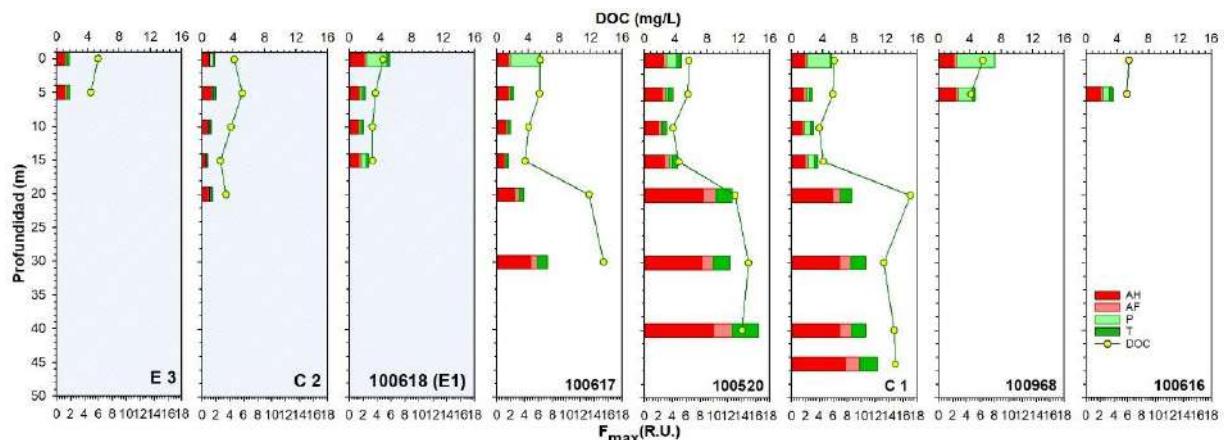


Figura 29. Concentraciones de DOC (mg/L) y Fmax (R.U.) en el sistema lacustre Huillinco - Cacao. AH: Ácidos húmicos, AF: Ácidos fulvicos; P: Proteína; T: Triptófano. Gráficos achurados corresponden al sector Cacao.

En el sistema lacustre Huillinco – Cacao se registraron elevadas concentraciones de DOC, con concentraciones que fueron de 2,4 a 15,2 mg/L (Figura 29). Las mayores concentraciones se encontraron vinculadas a las estaciones más profundas del sector de Huillinco, en las estaciones 100617, 100520 y C1. Con respecto a la intensidad de fluorescencia, se evidenció similar comportamiento. Las mayores intensidades de fluorescencia se registraron en el estrato profundo del sector Huillinco. Encontrándose conformado mayoritariamente por el componente similar a ácido húmico. Mientras que, en el estrato superficial predominó el componente similar a proteína en la mayoría de las estaciones.

Fitoplancton

El sistema lacustre Huillinco Cucao, durante la primavera de 2021 estuvo dominado por la Chlorophyta *Monoraphidium contortum* en la mayor parte de las estaciones de muestreo, solo en Cucao E3 no estuvo presente. Co-dominaron el ambiente las Cryptophyta con *Cryptomonas* spp. El phylum Bacillariophyta fue el más diverso con 35 taxa. Como tendencia generalizada las Chlorophyta dominaron el ambiente en co-dominancia con Cryptophyta, aunque en menor medida las estaciones 100617 y C1, presentaron diatomeas como *Fragillaria* spp., *Cyclostephanos* spp. y *Cyclotella menegheniana*, respectivamente en abundancias relativas sobre un 3 % (Figura 30). La estación E3 fue la única que presentó un patrón de distribución de abundancias fitoplancónicas distinto, sin presencia de Chlorophyta y Cryptophyta, junto con una abundancia celular total muy baja, lo cual podría estar indicando que la muestra se pudo haber degradado, ya que al momento del análisis se encontró la muestra transparente, por lo cual el lugol se habría degradado lo cual pudo haber generado perdida de material por degradación de la muestra. La mayor abundancia celular se registró en la estación C2. (anexo 1, tabla 8).

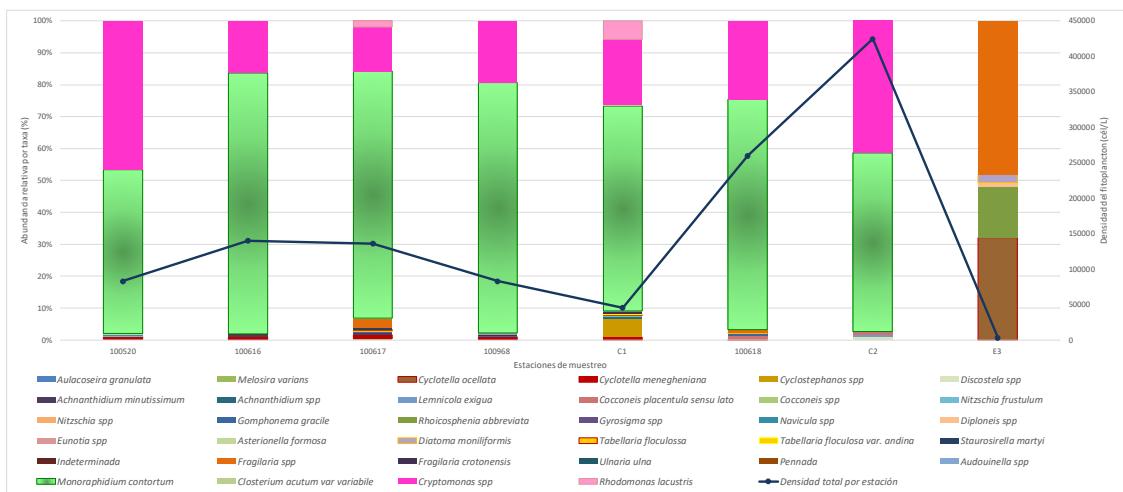


Figura 30. Abundancia relativa de taxa fitoplancónicos y densidad total por estación/profundidad de muestreo del lago Huillinco Cucao.

Zooplancton

En el sistema lacustre Huillinco-Cucao durante la primavera de 2021 presentó una comunidad zooplancónica que osciló entre ~7 y ~ 67 ind/L, y una riqueza de taxa, de 4 taxa más estadios Nauplii de copépoda. Las mayores abundancias se registraron en Cucao E3 y en Huillinco 100520 y C1. La especie más abundante fue *Bosmina chilensis* generalmente sobre un ~20 % de la abundancia relativa por estación y hasta un 60%.

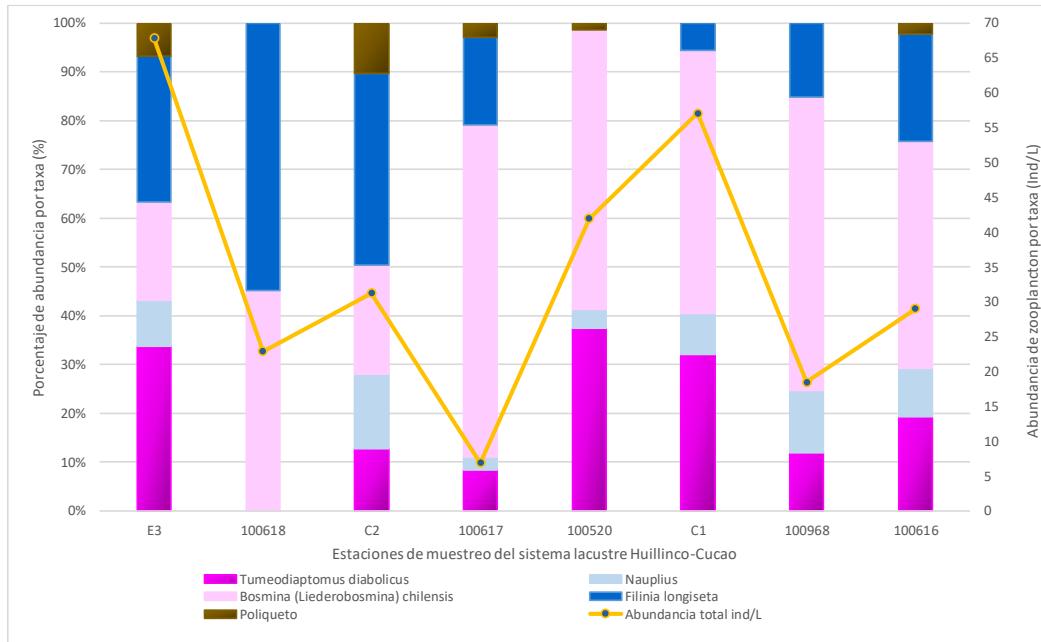


Figura 31. Porcentaje de abundancia relativa (%) y abundancia (ind/L) de zooplancton por taxa en el sistema lacustre Huillinco-Cucao.

Otra especie de gran importancia numérica fue *Filinia longiseta* la cual se presentó en la mayor parte de las estaciones con valores sobre un ~5 % de la abundancia relativa por estación, salvo en 100520 que no se registró. Así también *T. diabolicus* estuvo presente en todas las estaciones con abundancia relativa cercana al ~10 % salvo en la estación 100618. Otros organismos relevantes fueron larvas de Polichaeto cercano al ~5 % en estaciones del lago Cucao, y también en las estaciones 100520 y 100616 del lago Huillinco. Por último, los estadios Nauplii presentaron generalmente una abundancia relativa mayor al ~3 % en todas las estaciones de muestreo (Figura 31). En las estaciones C2 y E3 del lago Cucao se observaron hembras con huevos de *T. diabolicus* (tabla 16, anexo 1).

Variables sedimentológicas

Las estaciones de estudio correspondientes a la zona del Huillinco se caracterizaron por presentar mayor profundidad. En todos los casos, la materia orgánica superó el 9 % considerado como límite de aceptabilidad, así también el redox obtenido en la estación 100617 del Huillinco con valores negativos. En pH en general fue neutro (Tabla 14). Cabe recordar que, en el caso del pH y redox, la infracción al límite de aceptabilidad se configurará por el incumplimiento conjunto de los valores asignados a las dos variables indicadas (Numeral 34 de la Resolución Exenta N° 3.612). Bajo esta resolución, para todas las variables evaluadas en el presente estudio y contenidas en dicha resolución, los valores presentados en las estaciones 100617 están incumpliendo lo estipulado.



Tabla 14. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100617, 100520, E3 y 100618 (E1) del sistema lacustre Huillinco - Cucao.

Zona	Estación	(m)	Prof.		Materia orgánica (%)		pH		T° (C)		Redox (mV)	
			Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds
Huillinco	100617	31.2	32.4	2.7	7.3	0.1	14.0	0.2	-155.5	7.2		
	100520	46.5	35.6	1.9	7.1	0.1	12.8	0.3	121.9	19.3		
Cucao	E3	7.3	11.8	11.1	7.2	0.1	13.3	0.6	89.3	74.8		
	100618	8.7	31.8	3.4	7.3	0.1	13.0	0.5	103.9	77.3		

La composición textural del sedimento de las estaciones 100617 y 100520 estuvo compuesta en su totalidad por fango. En la estación 100618 también predominó el fango (entre un 70 y 80 %). En tanto la estación E3 fue más dispersa, con un porcentaje de arena entre 50 - 80 %, y fango desde 20 - 50 % (Figura 32). Similar tendencia se observó en etapas anteriores a este estudio.

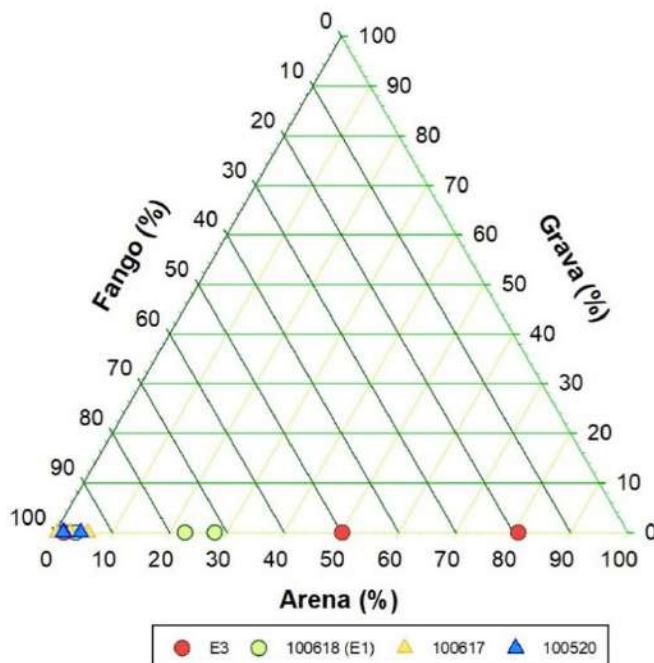


Figura 32. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones E3, 100618 (E1), 100617 y 100520 del sistema lacustre Huillinco-Cucao.

5.1.7. Tarahuín

Columna de agua

En el lago Tarahuín la temperatura superficial fluctuó entre 13 y 13,9 °C (Figura 33), para luego descender paulatinamente, hasta registrar ~10,1 °C en profundidad. Con respecto al oxígeno, la

columna de agua se encontró bien oxigenada, con concentraciones superficiales de ~10 mg/L de oxígeno, disminuyendo con la profundidad hasta registrar 7,9 mg/L en la estación 100521. La conductividad presentó una escasa variación a través de la columna de agua, fluctuando entre 40,1 y 44,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

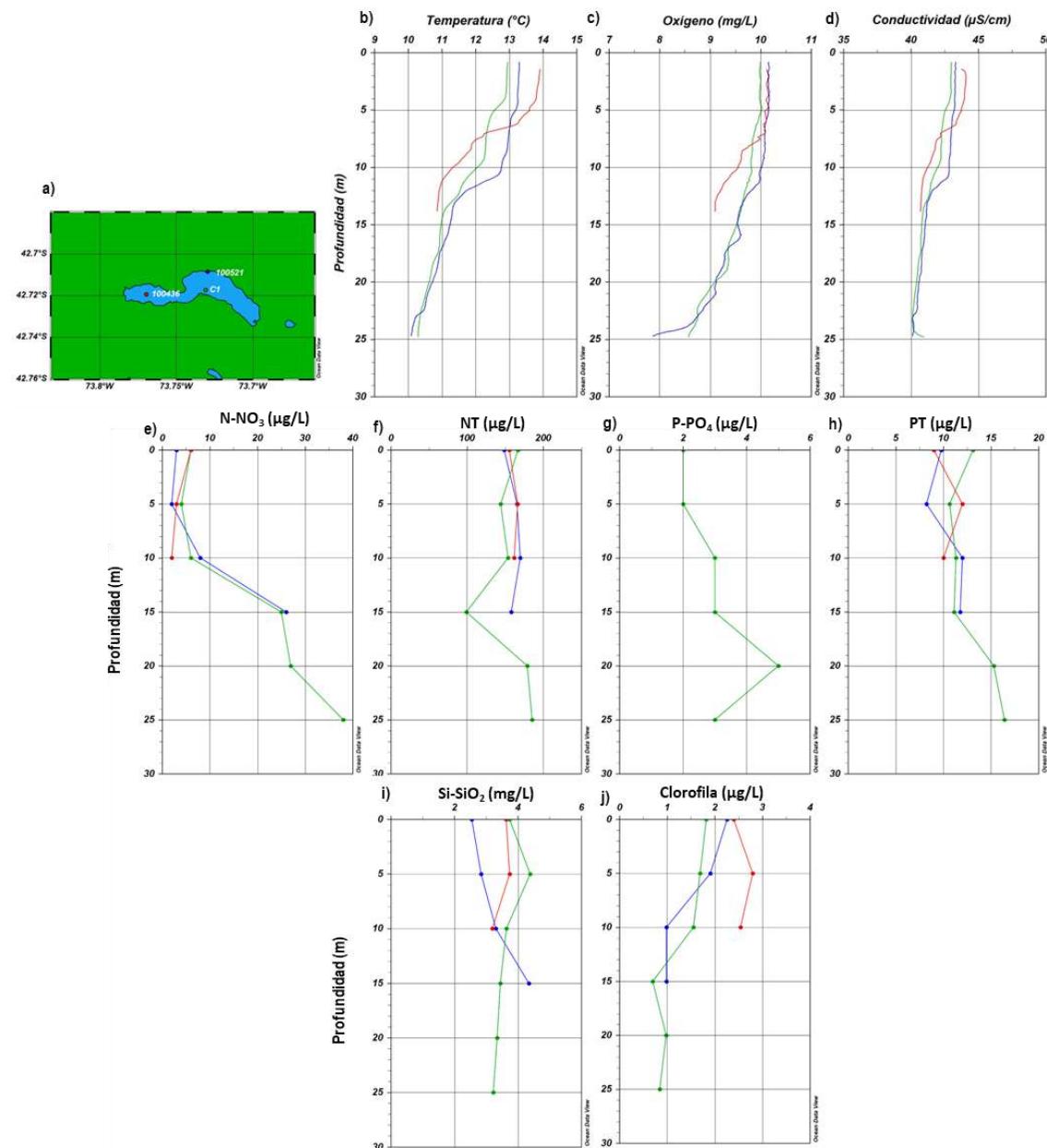


Figura 33. Variables físico, químicas y biológicas en la columna de agua del lago Tarahuín. a) Mapa del lago Tarahuín con la ubicación de las estaciones 100436 (rojo), C1 (verde) y 100521 (azul). Perfiles de b) temperatura ($^{\circ}\text{C}$), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Concentraciones de e) N-NO₃ ($\mu\text{g}/\text{L}$) f) NT ($\mu\text{g}/\text{L}$), g) P-PO₄ ($\mu\text{g}/\text{L}$), h) PT ($\mu\text{g}/\text{L}$), i) Si-SiO₂ (mg/L) y j) clorofila ($\mu\text{g}/\text{L}$).



La concentración del nitrógeno total osciló entre 99,1 y 169,8 µg/L. El nitrógeno total estuvo conformado principalmente por formas nitrogenadas orgánicas en toda la columna de agua (Figura 33e,f). El nitrato presentó menores concentraciones en el estrato superficial, para incrementar con la profundidad, alcanzando 38 µg/L a los 25 m de la estación C1 (Figura 33). En el caso del amonio y nitrito, en la mayoría de los casos se encontraron bajo el límite de detección, de 5 y 2 µg/L, respectivamente.

El ortofosfato se encontró bajo el límite de detección en las estaciones 100436 y 100521. En la estación C1, el PT y P-PO₄ tendieron a incrementar con la profundidad. Por otra parte, la concentración de sílice fluctuó entre 2,5 y 4,4 mg/L (Figura 33i). El sílice tendió a disminuir con la profundidad en las estaciones C1 y 100436, mientras que en la estación 100521 tendió a incrementar. Con respecto a la clorofila, presentó mayores concentraciones en la estación 100436, donde se registró una clorofila promedio de 2,8 µg/L (Figura 33j).

En el lago Tarahuín el carbono orgánico disuelto presentó una escasa variación a través de la columna de agua, su concentración fue de 2,3 a 3,1 mg/L (Figura 34). Según sus intensidades de fluorescencia, el componente similar a ácido húmicos sería el mayor constituyente. Presentando las mayores intensidades de fluorescencia. Sin embargo, el componente similar a triptófano tuvo una importante presencia. De igual forma que el DOC, las intensidades de los diferentes componentes fueron similar a diferentes profundidades.

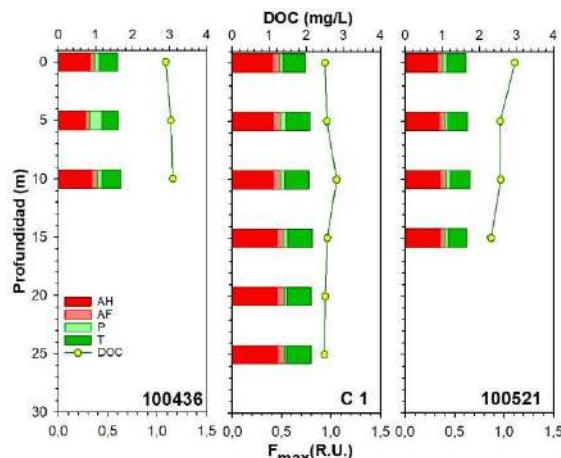


Figura 34. Concentraciones de DOC (mg/L) y Fmax (R.U.) en el lago Tarahuín. AH: Ácidos húmicos, AF: Ácidos fulvicos; P: Proteína; T: Triptófano.

Fitoplancton

En el lago Tarahuín en primavera de 2021 fue dominado por las cianobacterias con abundancia relativa sobre el 60 %, en co-dominancia con la diatomea *Aulacoseira granulata* con abundancia relativa sobre un 20 % y *Rhodomonas lacustris* sobre un 10 % (Figura 35). Las Chlorophyta y Charophyta estuvieron mayormente representadas en las muestras cualitativas como se puede observar en la tabla 10 del anexo 1, y salvo la Chlorophyta *Sphaerocystis sp* y las Charophyta *Closterium acirculare* y *Mougeotia*

spp. que tuvieron representatividad en muestras cuantitativas, aunque muy baja. Los dinoflagelados estuvieron representados por 4 taxa, *Ceratium hirundinella* solo se observó en muestras cualitativas (anexo 1, tabla 10).

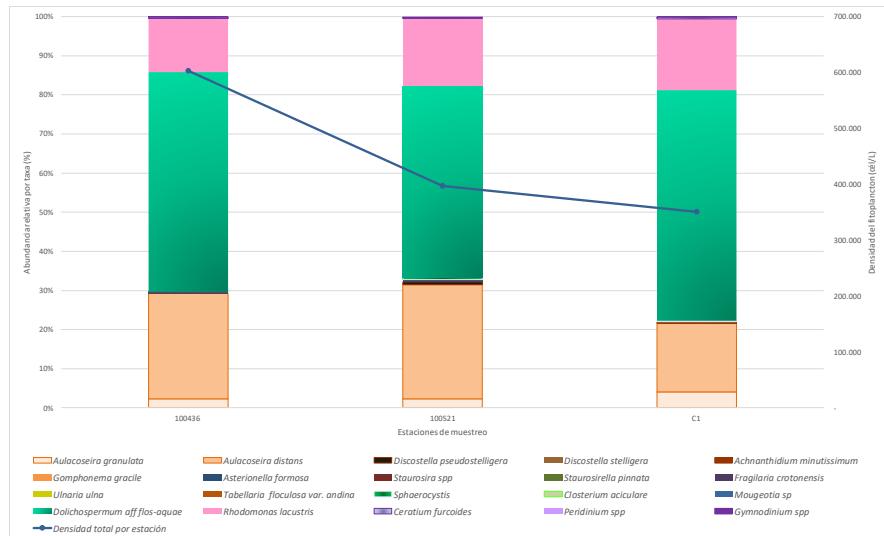


Figura 35. Abundancia relativa de taxa fitoplanctónicos y densidad total por estación/profundidad de muestreo del lago Tarahuín.

Zooplancton

En el lago Tarahuín, durante la primavera de 2021 se registró una abundancia zooplanctónica de ~6 a ~34 ind/L, y una riqueza de 5 taxa más estadios Nauplii de copépoda.

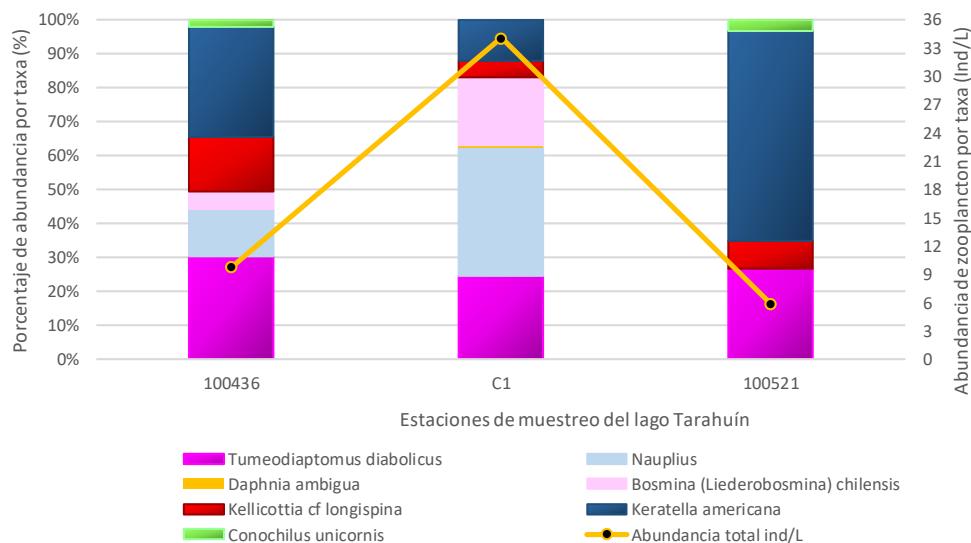


Figura 36. Porcentaje de abundancia relativa (%) y abundancia (ind/L) de zooplancton por taxa en el lago Tarahuín.



La distribución de abundancias por especie fue heterogénea en las tres estaciones, dominaron en mayor medida el plancton *Keratella americana* con abundancias entre 10 y 60 % y *Tumeodiaptomus diabolicus* cercano al ~30 % por estación. Otra especie representativa fue *Kellicotia cf. longispina* con abundancias en torno a ~5 % por estación. La especie *Conochilus unicornis* se presentó en las estaciones 100436 y 100521 aunque en escasa abundancia (Figura 36). *Daphnia ambigua* se observó solo en la estación C1 (tabla 18, anexo 1). En las estaciones 100521 y C1 se registraron hembras con huevos de *T. diabolicus* (tabla 18, anexo 1).

Variables sedimentológicas

De ambas estaciones, la estación 100521 presentó mayor profundidad de muestreo (21.5 m). En ambas estaciones el porcentaje de materia orgánica superó el límite de aceptabilidad, alcanzando ~ 20 %. No se registraron diferencias en los resultados de todos los parámetros evaluados entre ambas estaciones evaluadas (Tabla 15). El pH tendió a la neutralidad, y el redox fue positivo, entre 120,7 y 133,5 mV.

Tabla 15. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100521 y 100436 del lago Tarahuín.

Prof.	Materia orgánica (%)		pH		T° (C)		Redox (mV)			
	Estación	(m)	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds
100521		21.5	24.5	0.8	6.9	0.2	10.6	0.4	120.7	35.7
100436		15.3	23.8	7.7	7.3	0.6	11.4	0.4	133.5	43.8

Al igual que en la etapa precedente a este estudio, la composición textural de las estaciones de sedimento evaluadas estuvo compuesta en su mayoría por fango (Figura 37).

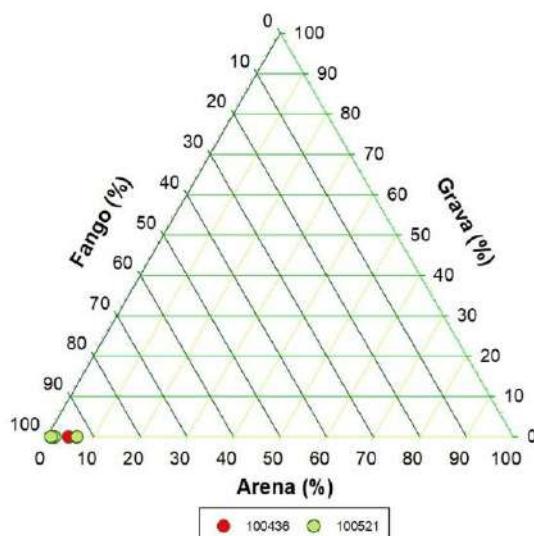


Figura 37. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100436 y 100521 del lago Tarahuín.

5.1.8. Natri

Columna de agua

En la columna de agua del lago Natri se evidenció el comienzo de la estratificación térmica (Figura 38b). En el lago Natri la temperatura fue de 13,8 °C en superficie, la cual fue descendiendo en profundidad, hasta alcanzar los 9,8 °C en el estrato más profundo. Las concentraciones de oxígeno fueron de 10,2 a 8 mg/L (Figura 38c).

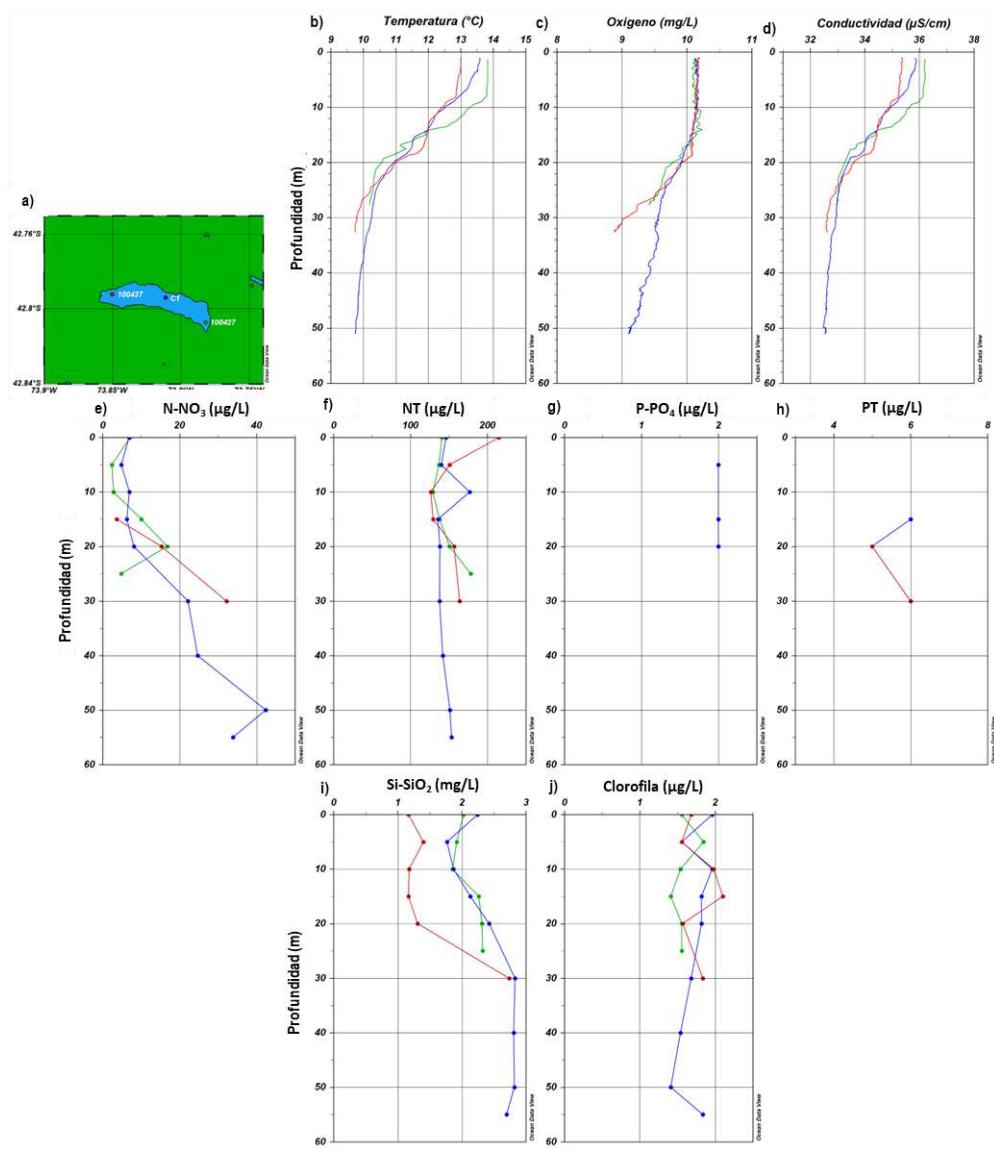


Figura 38. Variables físico, químicas y biológicas en la columna de agua del lago Natri. a) Mapa del lago Natri con la ubicación de las estaciones 100437 (rojo), C1 (azul) y 100427 (verde). Perfiles de b) temperatura (°C), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad (µS/cm). Concentraciones de e) N-NO₃ (µg/L), f) NT (µg/L), g) P-PO₄ (µg/L), h) PT (µg/L), i) Si-SiO₂ (mg/L) y j) clorofila (µg/L).



La distribución del oxígeno en la columna de agua mostró mayores concentraciones asociadas al estrato superficial, para luego descender con la profundidad. Las concentraciones del oxígeno fueron de 10,2 mg/L en superficie, y de 8,9 mg/L en profundidad. Los valores de conductividad fueron de 35,8 a 32,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$, presentando una escasa variación a través de la columna de agua (Figura 38d).

Las concentraciones de nitrógeno total en el lago Natri fueron de 126,4 a 214,7 $\mu\text{g}/\text{L}$ (Figura 38f). Evidenciándose diferente distribución en la columna de agua, en la estación C1 la distribución del nitrógeno total fue relativamente homogénea, a excepción de los 10 m de profundidad, donde tiene un incremento. Mientras que, en las estaciones más someras el nitrógeno total mostró la tendencia de incrementar en profundidad. Adicionalmente en la estación 100437 se observaron importantes concentraciones en los primeros metros. La composición del nitrógeno total estuvo dominada por sus formas orgánicas en toda la columna de agua. Las concentraciones de amonio y nitrito se encontraron bajo el límite de detección. El nitrato presentó bajas concentraciones asociadas al epilimnion, inclusive en la estación 100437 las concentraciones estuvieron bajo el límite de detección. Luego el nitrato fue incrementando junto con la profundidad (Figura 38e). Las concentraciones de nitrato fueron de < 2 a 42,4 $\mu\text{g}/\text{L}$.

Las concentraciones de fósforo total y ortofosfato se encontraron mayoritariamente bajo el límite de detección, en la estación C1 y 100437 se registraron concentraciones de ortofosfato y fósforo total, donde en ambos casos las concentraciones fueron muy bajas. En relación al amonio y nitrito, en todos los casos sus concentraciones se encontraron bajo el límite de detección. En relación al sílice, sus concentraciones fueron de 1,2 a 2,8 mg/L. El sílice presentó menores concentraciones en superficie, para luego incrementar con la profundidad (Figura 38i). Con respecto a la clorofila, su concentración fue de 1,4 a 2,1 $\mu\text{g}/\text{L}$. En general sus valores fueron similares en la columna de agua, pero en todos los casos presentaron un incremento en su concentración en el epilimnion.

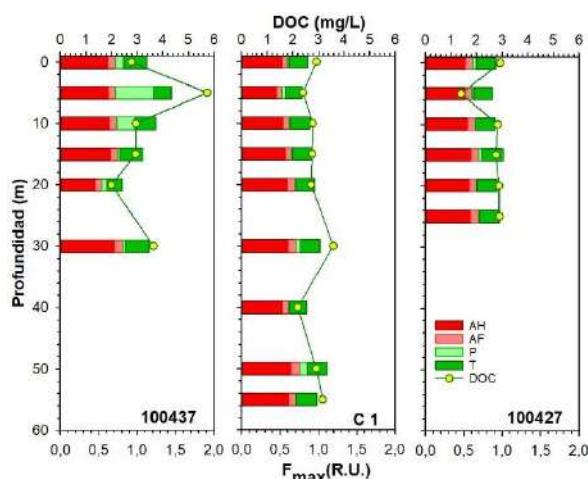


Figura 39. Concentraciones de DOC (mg/L) y Fmax (R.U.) en el lago Natri. AH: Ácidos húmicos, AF: Ácidos fulvicos; P: Proteína; T: Triptófano.

En el lago Natri las concentraciones de DOC fueron de 1,3 a 5,7 mg/L (Figura 39). La mayor concentración estuvo asociada a la estación 100437, a los 10 m. Con respecto a la composición, el componente similar a ácido húmico presentaría las mayores intensidades de fluorescencia, seguido por el componente similar al triptófano. No obstante, en la estación 100437 el componente similar a proteína tendría una mayor relevancia a los 5 m.

Fitoplancton

El fitoplancton del lago Natri durante la primavera de 2021 estuvo principalmente compuesto por Bacillariophyta superando generalmente al 95 % de la abundancia relativa por estación de muestreo.

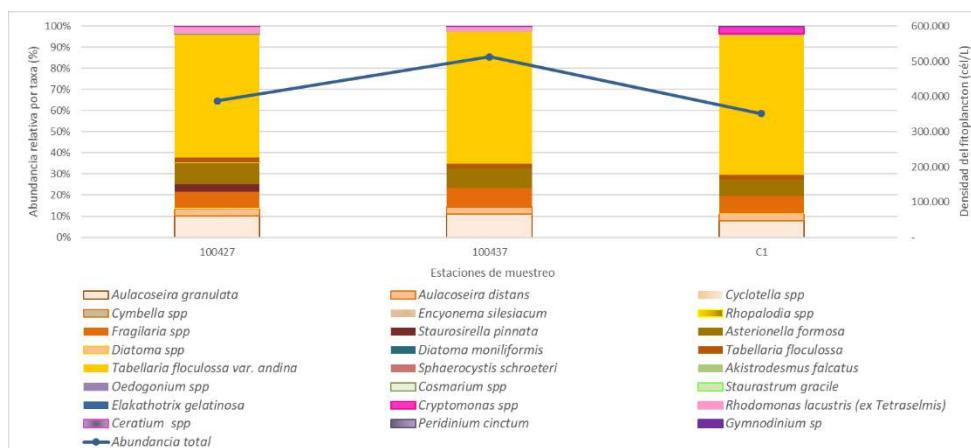


Figura 40 Abundancia relativa de taxa fitoplanctónicos y densidad total por estación/profundidad de muestreo del lago Natri.

Las diatomeas dominantes fueron: *Tabellaria flocculosa* var. andina la cual superó en todas las estaciones al 50 % de la abundancia relativa por estación, *Aulacoseira granulata* ~10 %, *Asterionella formosa*, *Fragillaria* spp. ~ 10 %, *Staurosirella pinnata* y *Aulacoseira distans* ≤ 5 % y *Tabellaria flocculosa*. El Phylum Cryptophyta presentó una menor abundancia < 5 %, pero fue representativo en todas las estaciones y *Staurastrum gracile* 100427 < 5 % (Figura 40). En la tabla 9 del anexo 1 es posible observar *Dolichospermum* spp. en las muestras cualitativas.

Zooplancton

En el lago Natri, durante la primavera de 2021 se encontraron entre ~ 9 y ~ 18 ind/L de organismos zooplánctonicos. La riqueza de 5 taxa más Nauplii. La estación 100427 fue donde se registró la mayor abundancia. Las especies dominantes fueron *T. diabolicus* con abundancias relativas cercanas a un 20 a 50 % y *Polyarthra* sp. con abundancia relativa cercana a 15 – 30 % de la abundancia relativa, en menor medida, pero presente en todas las estaciones de muestreo, estuvo *Keratella americana*. Los estadios Nauplii de copépoda fueron muy relevantes, correspondiendo la mayor abundancia a estos organismos con abundancia relativa sobre el ~ 40 % por estación de muestreo. Solo en la estación



100437 se registró *M. araucanus* (Figura 41), así también en esta estación fue la única donde se registró hembras con huevos de *T. diabolicus*. La especie menos abundante e imperceptible a la gráfica fue *Asplanchna* sp., la cual solo se encontró en la estación C1 (tabla 17, anexo 1).

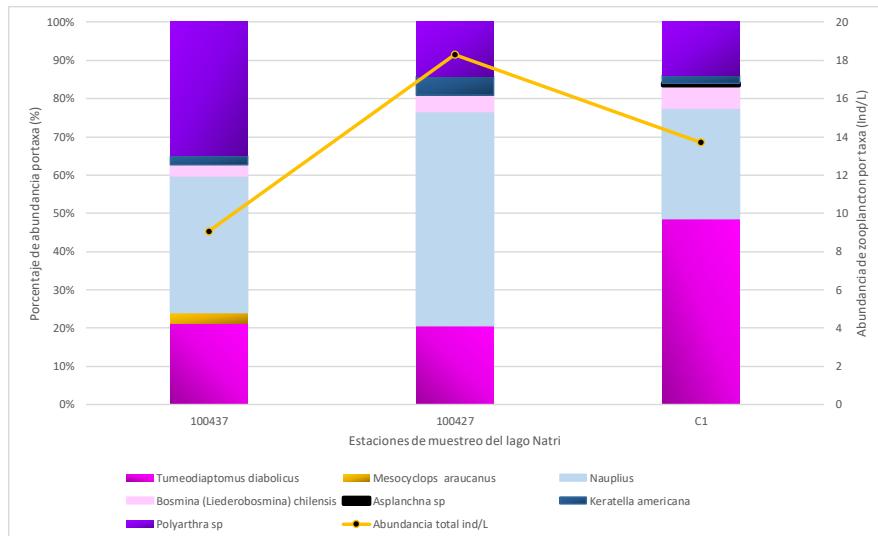


Figura 41. Porcentaje de abundancia relativa (%) y abundancia (ind/L) de zooplancton por taxa en el lago Natri.

Variables sedimentológicas

En la Tabla 16 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 100437, superior al límite de aceptabilidad. En tanto el pH tendió a la acidificación en ambas estaciones, y el valor de redox positivo, por sobre los 200 mV.

Tabla 16. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100437 y 100427 del lago Natri.

Estación	Prof. (m)	Materia orgánica (%)		pH		T° (C)		Redox (mV)	
		Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds
100437	24.1	38.5	1.3	6.6	0.1	10.5	0.2	201.1	36.0
100427	15.8	7.5	5.3	6.5	0.1	11.1	0.6	413.3	118.3

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 (> a 50 %), con porcentajes de fango entre 15-50% y grava menor a 15 % (Figura 42).

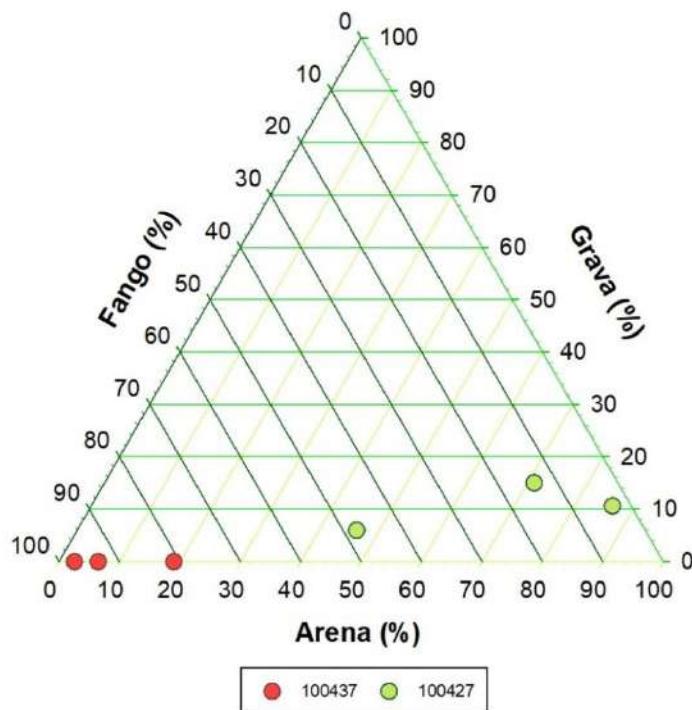


Figura 42. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 100437 y 100427 del lago Natri.

5.1.9. Yelcho

Columna de agua

La temperatura en el lago Yelcho fluctuó entre 8,3 y 14,6 °C (Figura 43b). Disminuyendo con la profundidad, solo en la estación C2 se evidenció una columna de agua más estratificada. Las concentraciones de oxígeno fueron cercanas a 8 mg/L en el Yelcho (Figura 43c). La conductividad presentó poca variación en la columna de agua (Figura 43d).

Las concentraciones de N-NH₄, N-NO₂, PO₄ y PT en la mayoría de los casos fueron inferiores al límite de detección. Las concentraciones de nitrato estuvieron bajo el límite de detección hasta los 50 m, desde los 80 m incremento su concentración a medida que aumentó la profundidad (Figura 43e). El nitrógeno total mostró una disminución en su concentración, desde la superficie, para luego incrementar con la profundidad (Figura 43f).

En la estación 101521 se registraron las mayores concentraciones de NT, Si-SO₄ y clorofila. Además, en esta estación se registró 5 µg/L de ortofosfato a los 0 y 10 m.

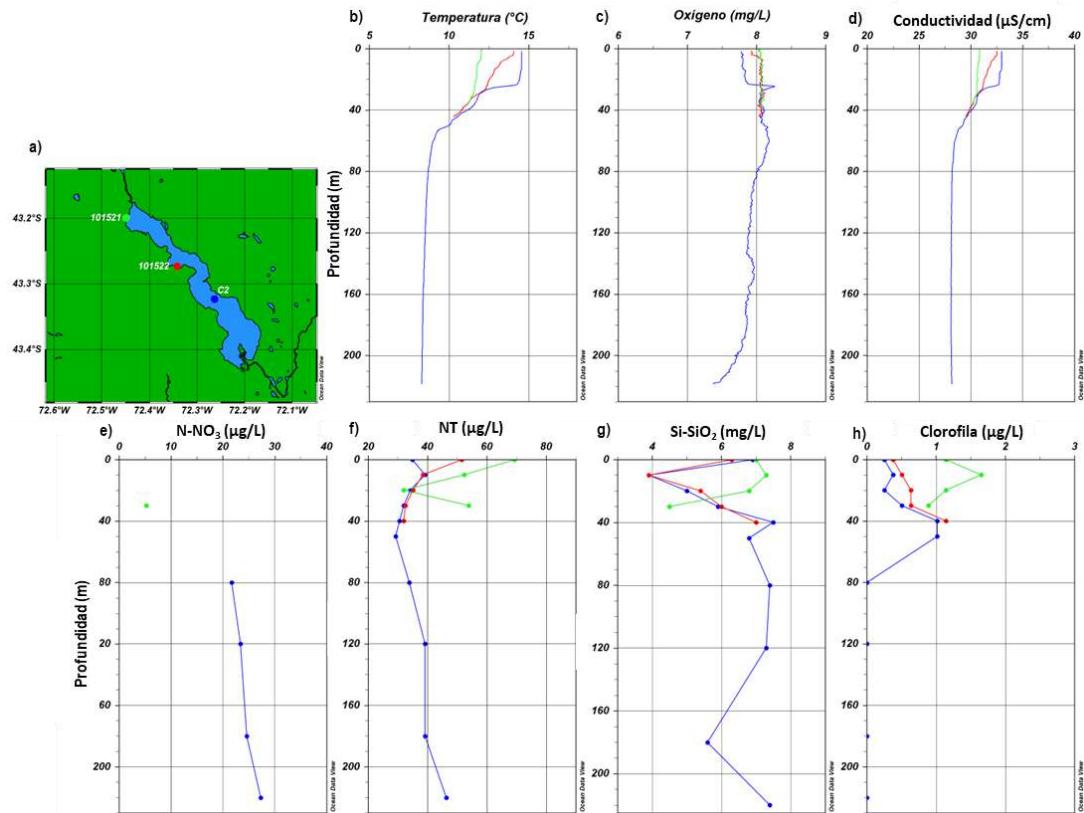


Figura 43. Variables físico, químicas y biológicas en la columna de agua del lago Yelcho. a) Mapa del lago Yelcho con la ubicación de las estaciones 101521 (verde), 101522 (rojo) y C2 (azul). Perfiles de b) temperatura ($^{\circ}\text{C}$), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Concentraciones de e) N-NO₃ ($\mu\text{g}/\text{L}$), f) NT ($\mu\text{g}/\text{L}$), g) Si-SiO₂ (mg/L) y h) clorofila ($\mu\text{g}/\text{L}$).

Fitoplancton

La mayor densidad fue en la estación 101521 y la menor en C2. La Bacillariophyta *Tabellaria flocculosa* var. andina fue la especie más abundante en la mayor parte de las estaciones de muestreo. En peak C2 fue mayor a 97 % de la abundancia relativa.

Segundo, *Fragillaria crotonensis* fue menor al 5 % de abundancia relativa. La Cryptophyta *Rhodomonas lacustris*, fueron significativas en 101521 y C2. *Cryptomonas* spp. generalmente menores al 2 % de la abundancia relativa. *Urosolenia eriensis* \leq 1,5 % y sobre 2 % hasta menos de 10 % *Aulacoseira granulata*. *Dinobryon divergens* ~ 1 % en 101521 y 101522 (Figura 44, anexo 1 tabla 6).



No se han encontrado células de *Dydimosphenia geminata* en este lago. Se menciona este antecedente ya que la cuenca del lago Yelcho es parte de la cuenca del río Espolón que es área FAN para *Dydimosphenia geminata*.

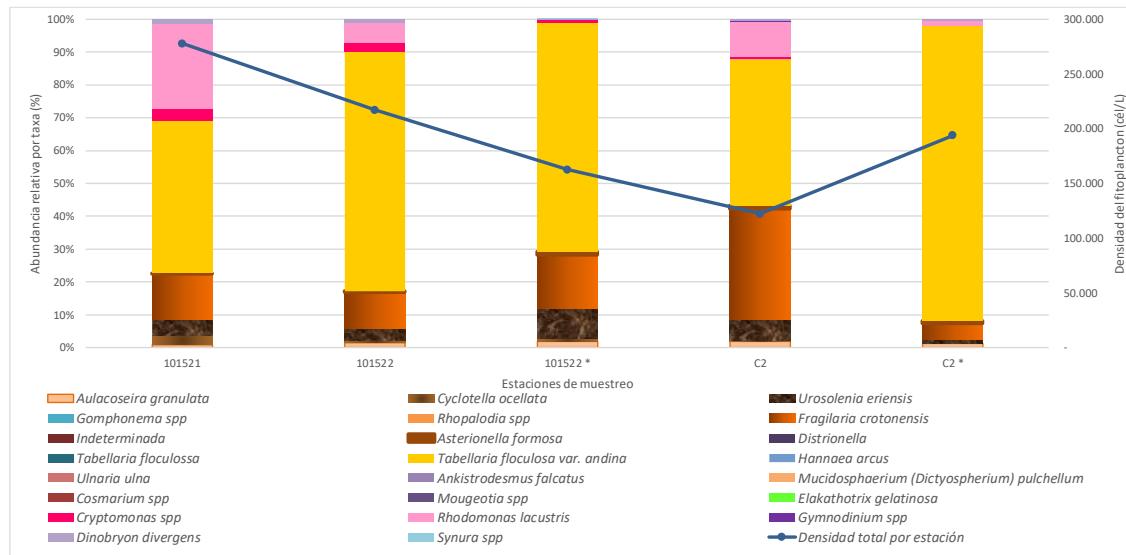


Figura 44. Abundancia relativa de taxa fitoplanctónicos y densidad total por estación/profundidad de muestreo del lago Yelcho.

Zooplancton

El zooplancton del lago Yelcho, presentó una abundancia entre ~5 y ~10 ind/L, con una riqueza de 5 taxa más Nauplii de copépoda.

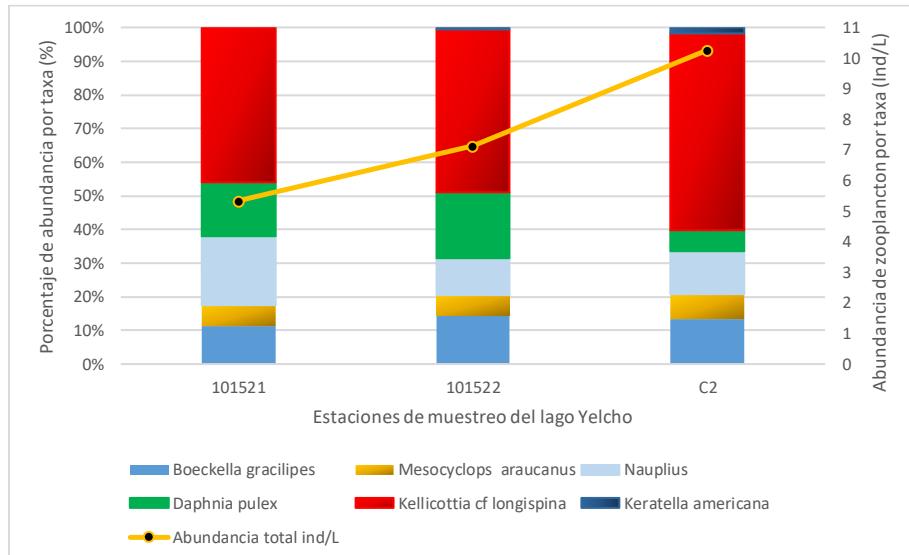


Figura 45. Porcentaje de abundancia relativa (%) y abundancia (ind/L) de zooplancton por taxa en el lago Yelcho.

Las estaciones con mayor abundancia fueron C2 y 101522, la especie más abundante en todas las estaciones de muestreo fue *Kellicottia cf. longispina* con abundancias relativas sobre el ~40 %, seguido de *Daphnia pulex* con abundancia en torno al ~10 % de abundancia relativa (Figura 45). Las hembras con huevo pertenecieron a las especies *B. gracilipes* y *M. araucanus* (anexo 1 tabla 19).

Variables sedimentológicas

Ambas estaciones sedimentológicas presentaron un bajo porcentaje de materia orgánica (< a 7 %). En tanto, el valor del pH registrado en la estación 101522 fue ácido, y en la estación 101521 muy básico (lo más probable es que haya existido falla de sensor de medición de pH), y el redox superior a 200 mV (Tabla 17).

Tabla 17. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 101522 y 101521 del lago Yelcho.

Estación	Prof. (m)	Materia orgánica (%)		pH		T° (C)		Redox (mV)	
		Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds
101522	15.0	7	2,1	5.8	0.4	12.6	0.1	241.0	55.8
101521	20.0	4,8	1,2	12.2	0.3	6.2	0.1	208.6	14.0

La composición textural de las estaciones de muestreos estuvo representada principalmente por fango (83 a 94 %) (Figura 46).

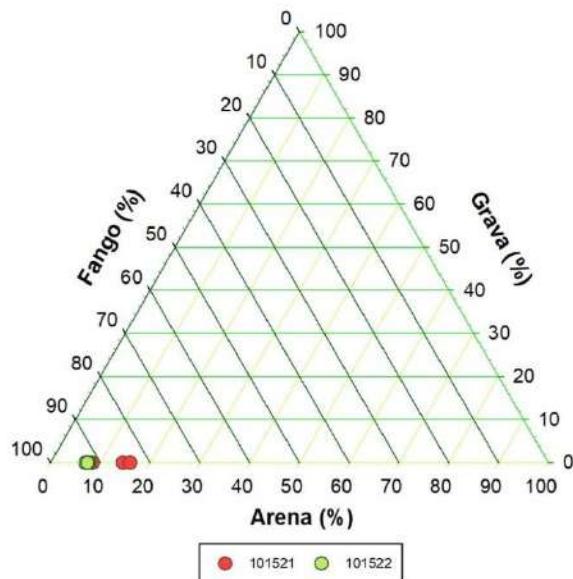


Figura 46. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 101521 y 101522 del lago Yelcho.

5.1.10. Riesco

Columna de agua

En el lago Riesco la temperatura osciló entre los 6 y 12 °C (Figura 47b). Las concentraciones de oxígeno fueron de 8,5 a 2mg/L, en la estación 110038 se distribuyó homogéneamente en la columna de agua, mientras que en la estación 110048 presentó un importante descenso (Figura 47c). La conductividad se encontró homogéneamente distribuida en la columna de agua (Figura 47d).

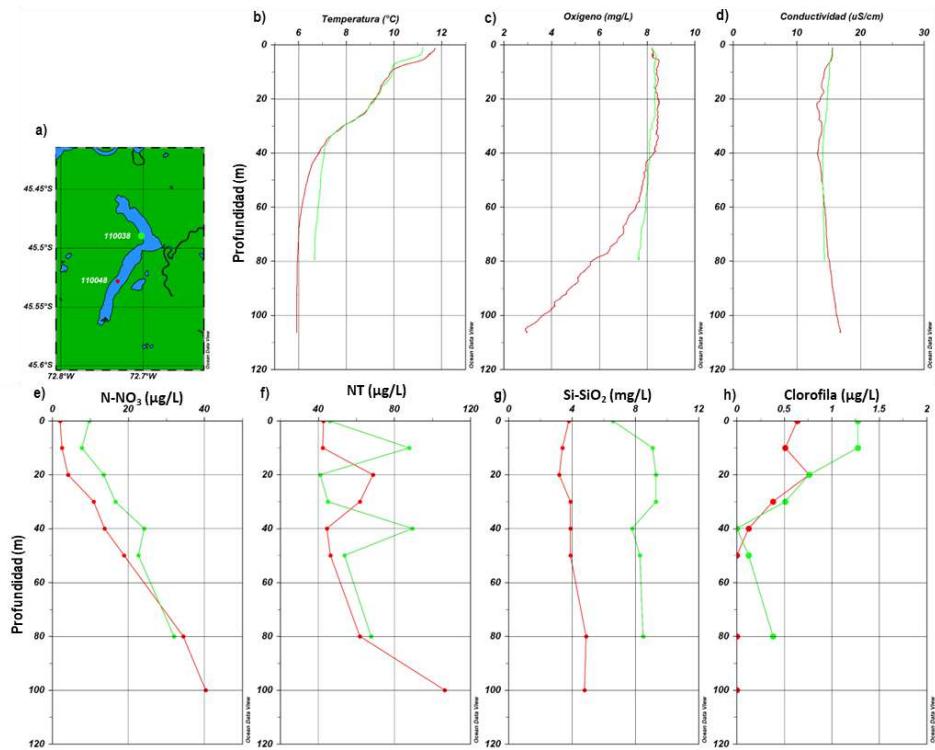


Figura 47. Variables físico, químicas y biológicas en la columna de agua del lago Riesco. a) Mapa del lago Riesco con la ubicación de las estaciones 110038 (verde) y 110048 (azul). Perfiles de b) temperatura (°C), c) oxígeno (mg/L) y d) conductividad (μS/cm). Concentraciones de e) N-NO₃ (μg/L), f) NT (μg/L), g) Si-SiO₂ (mg/L) y h) clorofila (μg/L).

En el lago Riesco las concentraciones de amonio, nitrito, ortofosfato y fósforo total se encontraron mayoritariamente bajo el límite de detección. En el caso del nitrato y el nitrógeno total mostraron una tendencia de incrementar con la profundidad, presentando bajas concentraciones en el epilimnion (Figura 47e,f). Las concentraciones de sílice se encontraron homogéneamente distribuidas en la columna de agua, sin embargo presentaron diferentes rangos de concentraciones (Figura 47g). La clorofila presentó sus mayores concentraciones sobre los 40 m, para luego ir en descenso (Figura 47h).

Fitoplancton

El lago Riesco durante primavera de 2021, estuvo dominado por las Bacillariophyta por tres especies principalmente, *Tabellaria flocculosa* var. *andina* aportó alrededor de un 50 a 80 %, luego *Asterionella formosa* sobre un 20 % de la abundancia relativa por estación, *Urosolenia eriensis* sobre un 2 % y *Tabellaria flocculosa* ~ 2 % en 110048. Los restantes phylum fueron poco abundantes, siendo la Cryptophyta *Rhodomonas lacustris* y la Ochrophyta *Dinobryon divergens* las más abundantes (Figura

48). No se han encontrado células de *Dydimosphenia geminata* en este lago. Se menciona este antecedente ya que la cuenca del lago Riesco se encuentra en un área declarada FAN para *Dydimosphenia geminata*.

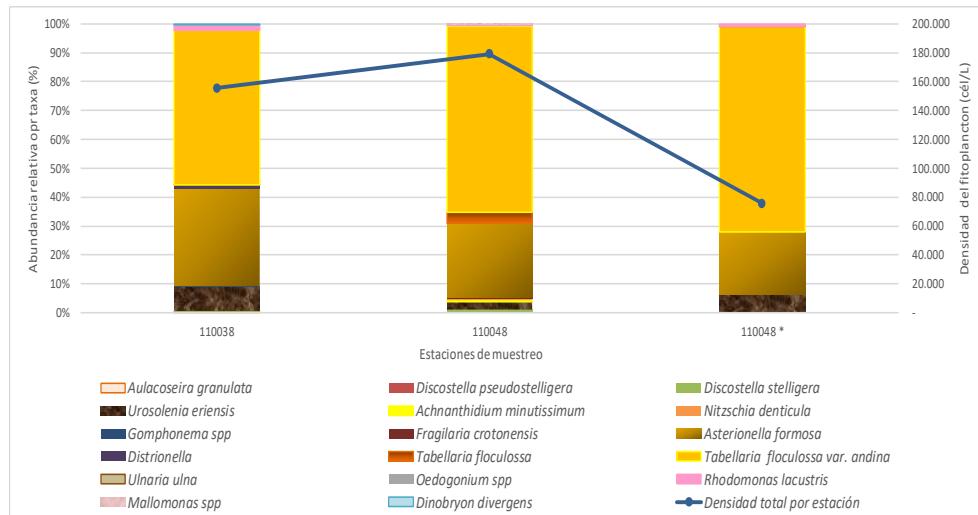


Figura 48. Abundancia relativa de taxa fitoplanctónicos y densidad total por estación/profundidad de muestreo del lago Riesco.

Zooplancton

El zooplancton del lago Riesco, presentó una abundancia de ~ 5 ind/L, y una riqueza de 4 taxon más estadios Nauplii de copépoda. La especie dominante fue *Boeckella gracilipes* con abundancia relativa por estación sobre un ~60 %, en menor medida se presentó *Kellicotia cf. longispina* con abundancia relativa sobre un ~ 5 % y hasta un ~ 20 % por estación. También fue posible observar a *Parabroteas sarsi* mayormente en 110038 y *Asplanchna sp.* en 110048, los estadios Nauplii fueron relevantes en ambas estaciones de muestreo, siendo más abundante en 110038 (Figura 49). Se registraron hembras con huevos de *B. gracilipes* en ambas estaciones de muestreo (anexo 1 tabla 20).

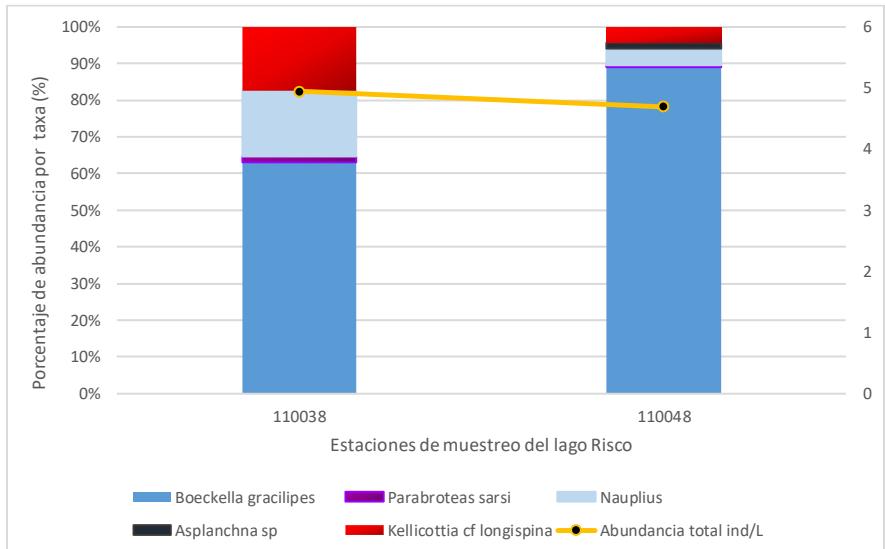


Figura 49. Porcentaje de abundancia relativa (%) y abundancia (ind/L) de zooplancton por taxa en el lago Riesco.

Variables sedimentológicas

La estación 110048 presentó mayor profundidad (38 m). La materia orgánica en ambas estaciones fue menor al 10 %, y el pH tendió levemente a la acidificación. Si bien el redox de la estación 110048 fue positivo, alcanzó sólo los 109.6 mV (Tabla 18).

Tabla 18. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 110038 y 110048 del lago Riesco.

Prof.	Materia orgánica (%)		pH		T° (C)		Redox (mV)		
	Estación	(m)	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom
110038	18	10	1	6.7	0.1	9.0	0.7	307.2	82.8
110048	38	9.4	3.7	6.3	0.1	7.8	1.2	109.6	21.6

La composición del sedimento en la estación 110048 estuvo representada principalmente por fango, en tanto la estación 110038 presentó un lugar con alto contenido de fango y los otros dos lugares estuvieron compuestos por arena y fango, en igual proporción (Figura 50).

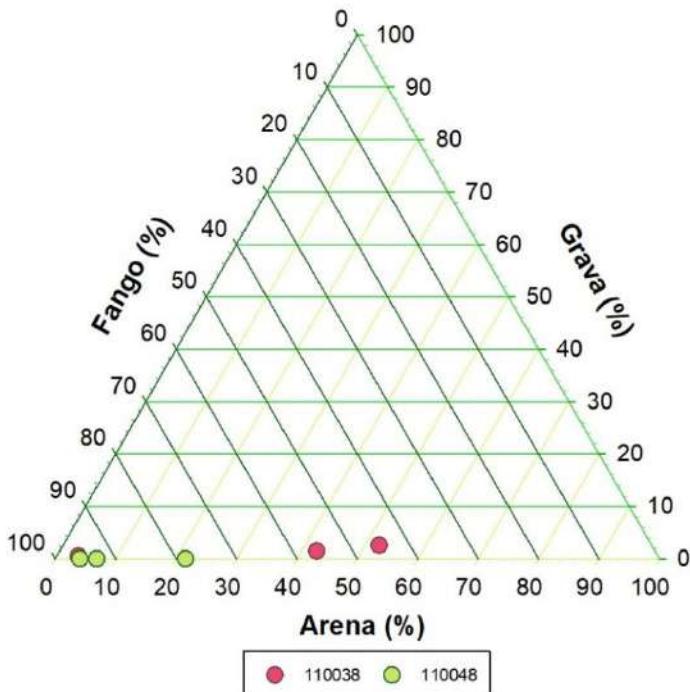


Figura 50. Gráfico ternario para fango, arena y grava (%) en las estaciones 110038 y 110048 del lago Riesco.

5.1.11. Análisis de monitoreo intensivo en lago Llanquihue

En el lago Llanquihue la temperatura fluctuó estacionalmente (Figura 51). En época de invierno la columna de agua se encontró completamente mezcla, con una temperatura que bordeaba los ~11 °C. En el transcurso de la primavera la temperatura del estrato superficial comenzó a incrementar, hasta evidenciarse una columna de agua estratificada en época de verano. La temperatura del epilimnion alcanzó los ~17 °C, mientras que la temperatura del hipolimnion se mantuvo en los 11 °C.

Con respecto a los nutrientes, en general las concentraciones fueron bajas en todos los meses analizados, encontrándose dentro de rangos ultra y oligotróficos. En el caso del N-NH₄ y N-NO₂, en la mayoría de los casos estuvieron por debajo de su límite de detección, de 5 y 2 µg/L, respectivamente. En la mayoría de los nutrientes se puede distinguir un periodo de mezcla, que ocurre durante invierno en el 2020, y en otoño en el 2021 (Figura 51). En general, las concentraciones en el epilimnion fueron muy bajas. Mientras que en primavera del 2021 hipolimnion presentó mayores concentraciones. La clorofila estuvo asociada principalmente al epilimnion, ocurriendo las mayores concentraciones en invierno tardío (Figura 51).

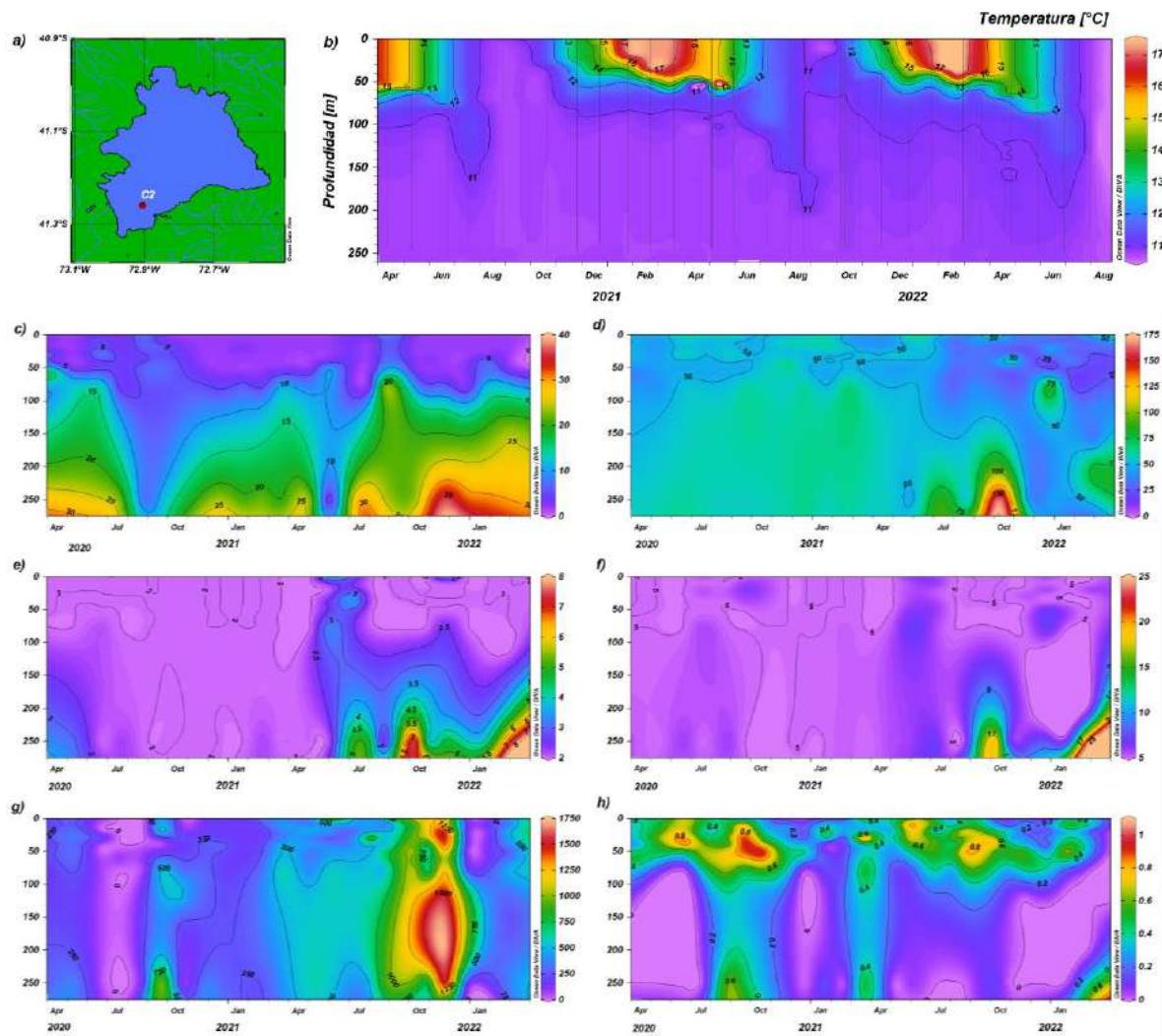


Figura 51. a) Localización de estación C2 en el lago Llanquihue. b) Variabilidad temporal y espacial de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) en la estación C2. Distribución espacial y temporal de c) N-NO₃ ($\mu\text{g/L}$), d) NT ($\mu\text{g/L}$), e) P-PO₄ ($\mu\text{g/L}$), f) PT ($\mu\text{g/L}$), g) Si-SiO₂ (mg/L) y h) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en la estación C2.

Con respecto al fitoplancton, la abundancia fitoplancótica varió temporalmente, presentando las máximas abundancias durante invierno tardío y comienzo de primavera, disminuyendo posteriormente la abundancia hasta la llegada del otoño (Figura 52a). En otoño invierno del 2020, el fitoplancton estuvo compuesto principalmente por diatomeas, mientras que en el año 2021 incrementaron las *Rhodomonas laustris* (Figura 52a). Durante primavera incrementó la presencia de *Dinobryon sp.* y *D. divergens*. El índice de diversidad fluctuó entre 1,23 y 2,27.

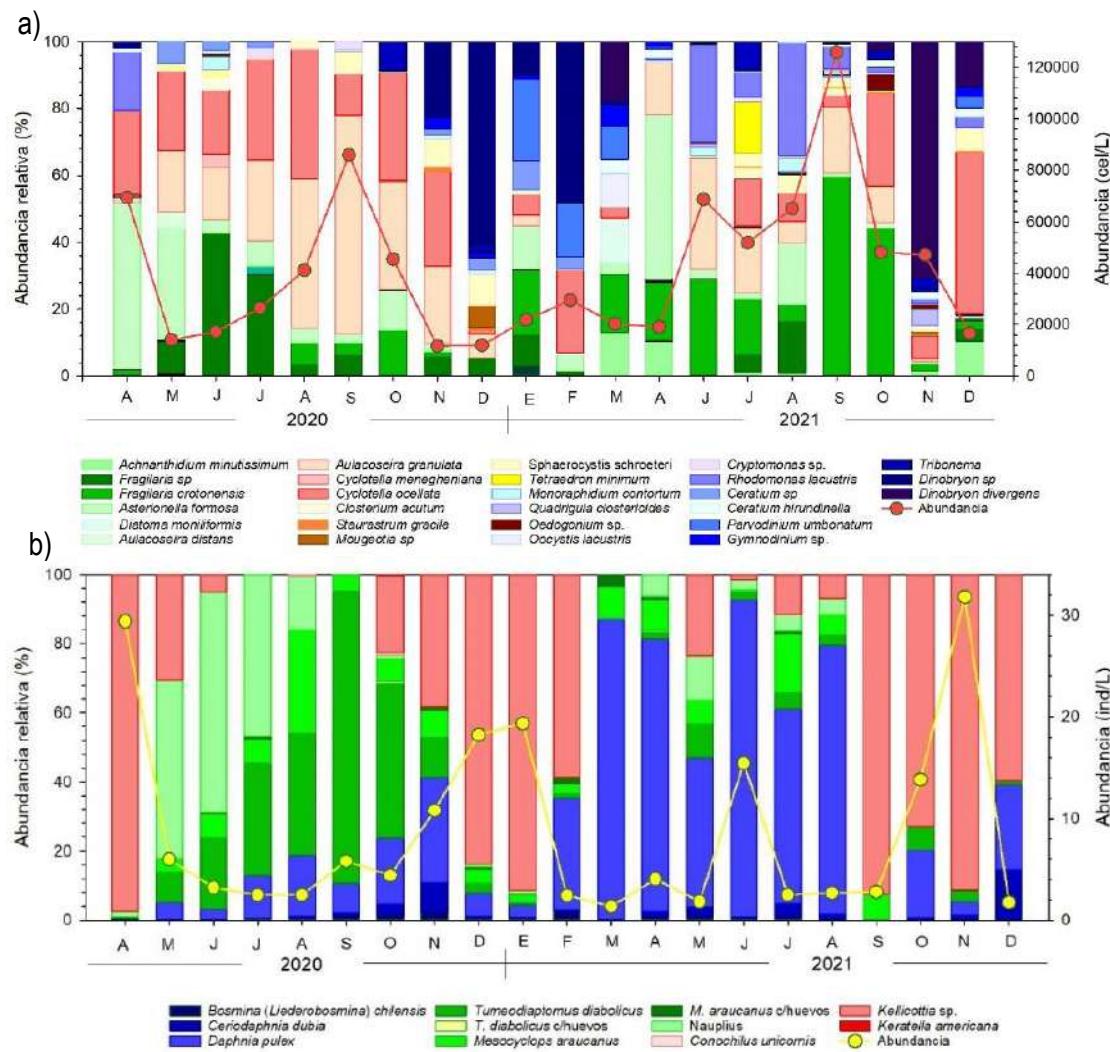


Figura 52. Abundancia (cel/L, %) y composición fitoplanctónica y zooplanctónica mensual en la estación C2 del lago Llanquihue.

La estructura comunitaria del fitoplancton presentó diferencias significativas entre épocas del año, para fitoplancton integrado (R_{ANOSIM} Época= 0,289; $p < 0,05$) como el discreto (R_{Anosim} Época= 0,375; $p < 0,05$) (Figura 54 a,b). Las principales diferencias ocurrieron entre las épocas de invierno – verano ($p < 0,05$) y otoño-verano ($p < 0,05$). La variación en la estructura comunitaria se relacionó significativamente con las condiciones ambientales (integrado: $\rho = 0,267$; $p < 0,05$ y $\rho = 0,326$; $p < 0,05$).

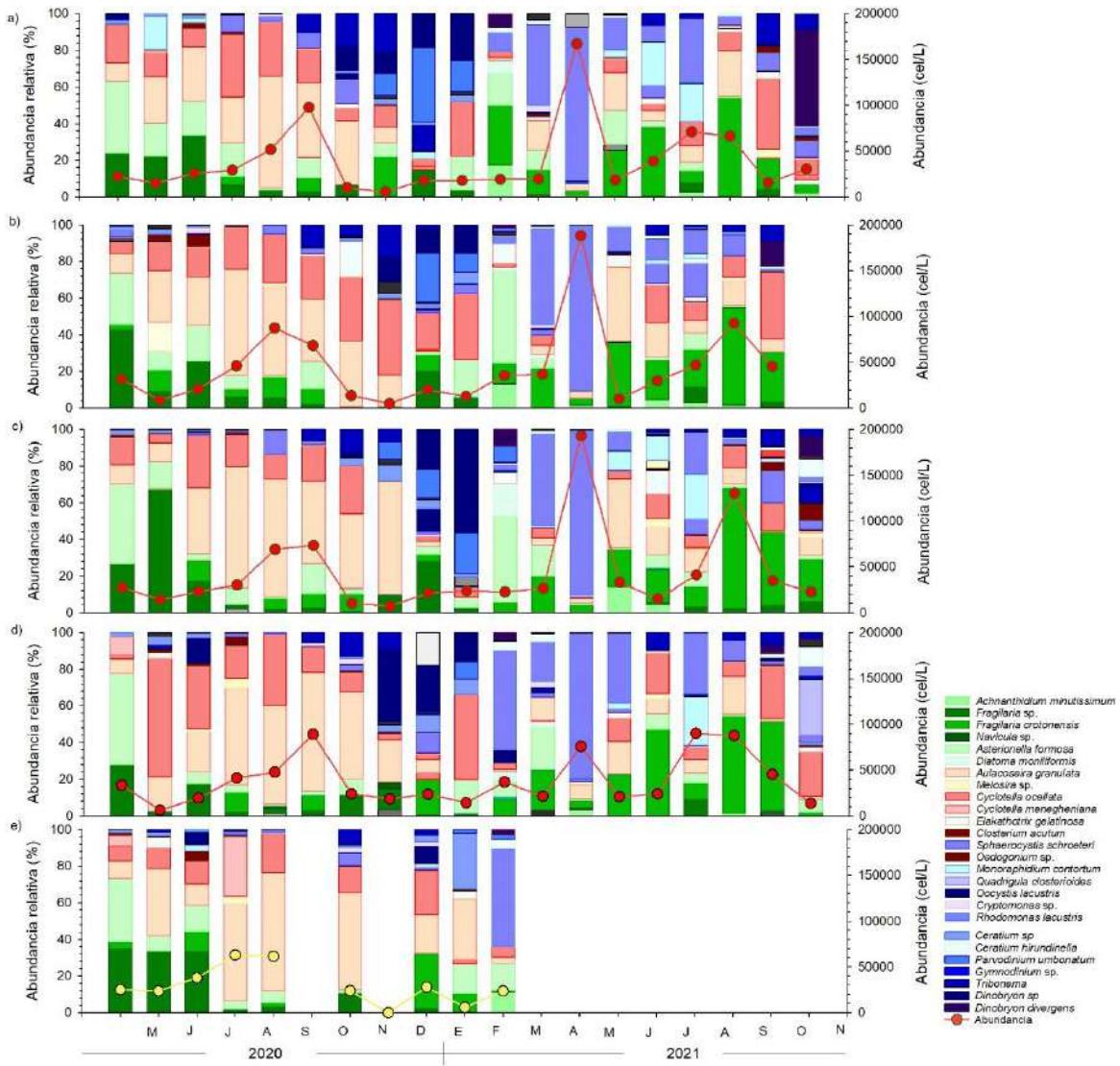


Figura 53. Abundancia (cel/L, %) de fitoplancton mensual a los a) 0 m, b) 10 m, c) 20 m, d) 40 m y e) en el máximo de fluorescencia.

El zooplancton presentó una clara variabilidad en su estructura comunitaria (Figura 52b). En otoño-invierno 2020 dominaron absolutamente los copépodos, *Tumeodiaptomus diabolicus* y *Mesocyclops araucanus*, precedidos por importante presencia de nauplii. Mientras que, para igual época en el 2021 el zooplancton estuvo dominado por el cladócero *Daphnia pulex*. Durante primavera se comenzó a observar un cambio en la estructura, pasando a dominar el rotífero *Kellicottia* sp. Las mayores abundancias ocurrieron en primavera verano, vinculado a la presencia del rotífero *Kellicottia* sp. Las diferencias entre estaciones del año fueron significativas (R_{Anosim} Época = 0,197; $p < 0,05$) (Figura 54), principalmente entre invierno - primavera ($p < 0,05$) y otoño – primavera ($p < 0,05$). Estas diferencias

se relacionaron significativamente con la estructura comunitaria del fitoplancton (ρ : 0,249; $p > 0,05$). En todas las épocas del año, el zooplancton presentó una baja diversidad (H' entre 0,09 y 1,5).

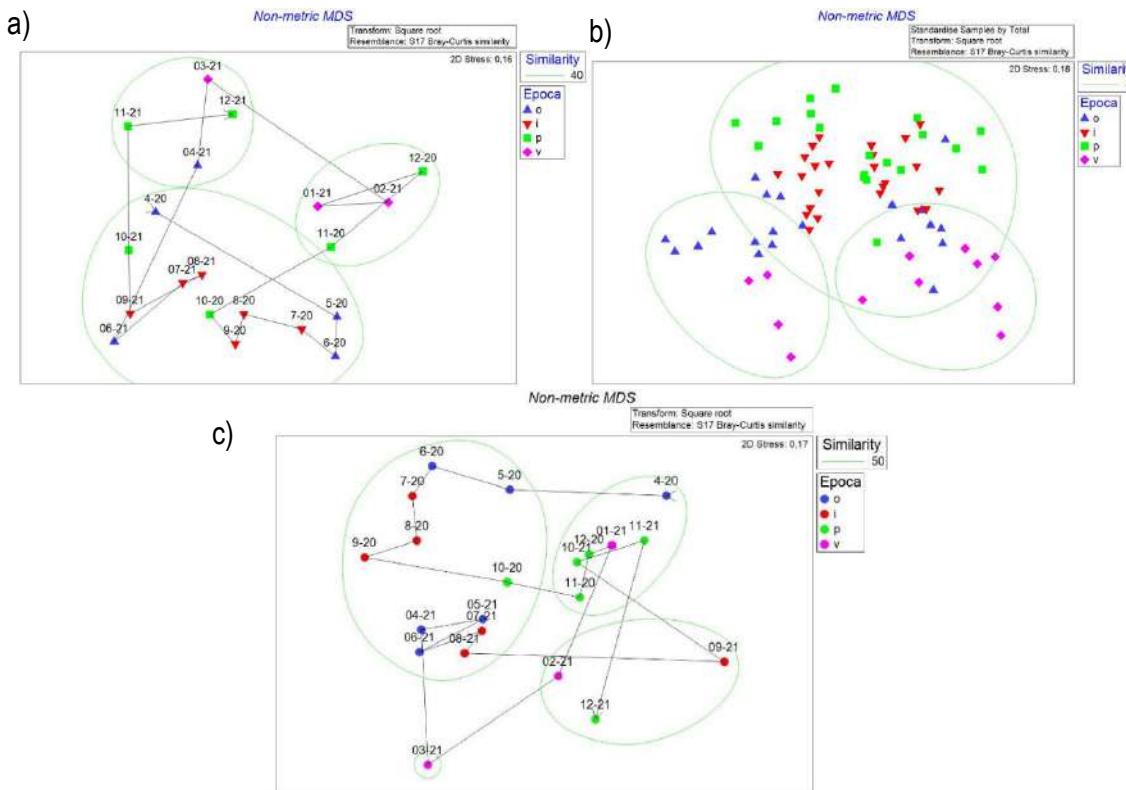


Figura 54. nMDS del fitoplancton a) integrado y b) discreto mensual. c) nMDS del zooplancton mensual.

5.1.12. Análisis parámetros en el tiempo en los lagos estudiados

La temperatura medida en la columna de agua de las estaciones muestreadas en la IX etapa entre los años 2014 y 2021 se muestra en la Figura 55, con un mínimo de 5,46 °C y un máximo de 31,5 °C y con una media de 12,19 °C.

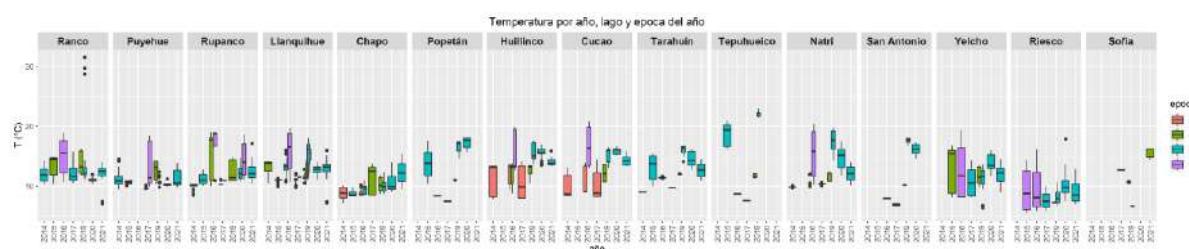


Figura 55. Temperatura en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época.



El pH de la columna de agua entre 2014 y 2021 en las estaciones muestreadas de la IX etapa se muestra en la Figura 56, donde el rango va entre 1 y 14,4 (lagos Chilotes) y una media de 7,19.

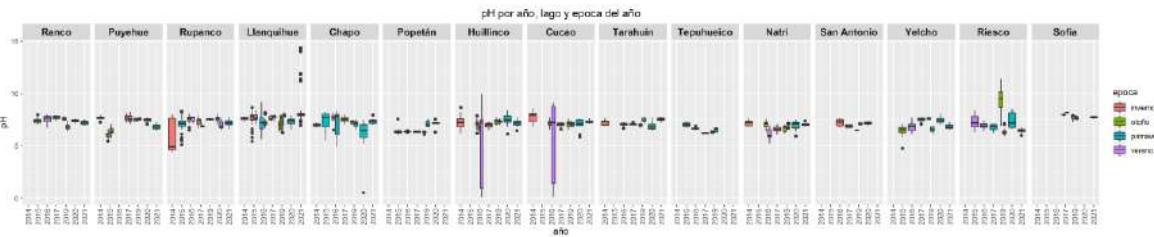


Figura 56. pH en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época.

La Figura 57 mostró la concentración de nitrógeno proveniente del amonio (NNH₄) con un rango que va desde los 0,53 µg/l a los 10388 µg/l con una media de 96,72 µg/l.

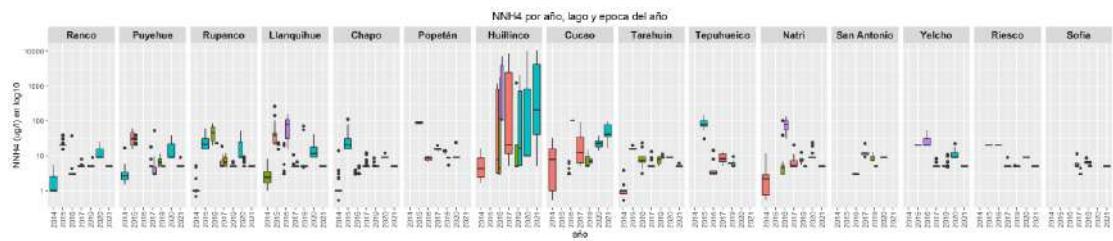


Figura 57. Concentración de nitrógeno del amonio en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época.

La Figura 58 mostró la concentración del nitrógeno proveniente del nitrato donde el mínimo fue 0,226 µg/l y el máximo 775,07 µg/l con una media de 25,3 µg/l.

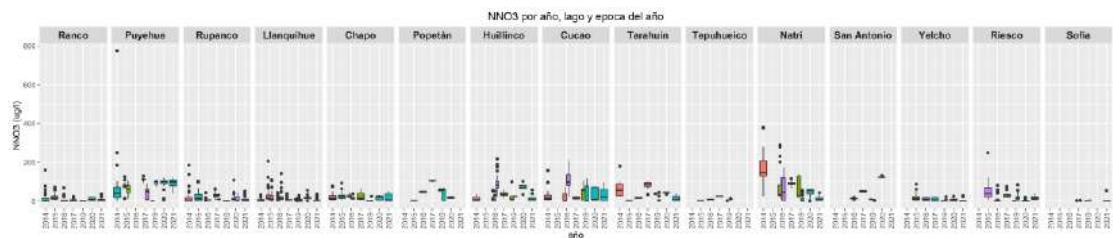


Figura 58. Concentración de nitrógeno del nitrato en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época.

La Figura 59 mostró la concentración del nitrógeno proveniente del nitrito donde el mínimo fue 0,3 µg/l y el máximo 850,12 µg/l con una media de 3,69 µg/l.

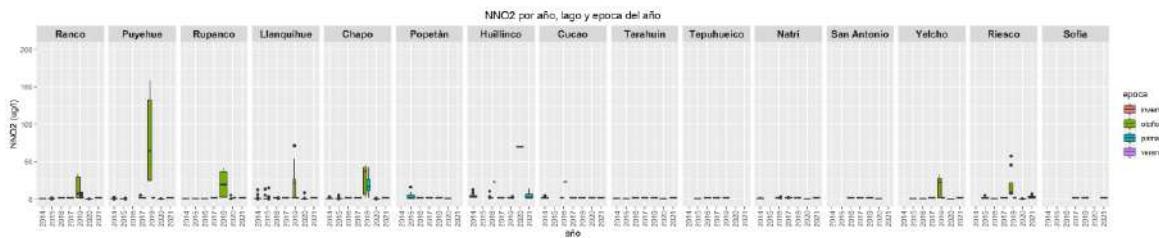


Figura 59. Concentración de nitrógeno del nitrito en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época.

La Figura 60 mostró la concentración del nitrógeno total donde el mínimo fue 10 µg/l y el máximo 15800 µg/l con una media de 25,3 µg/l.

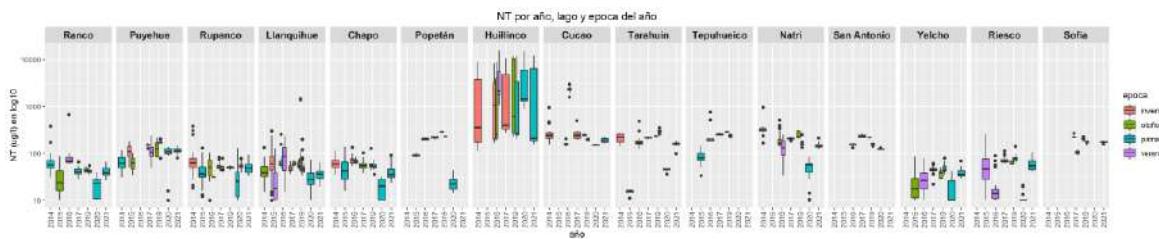


Figura 60. Concentración de nitrógeno total en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época.

La Figura 61 mostró la concentración del fósforo proveniente del fosfato donde el mínimo fue 0,3 µg/l y el máximo 2191,68 µg/l con una media de 20,62 µg/l.

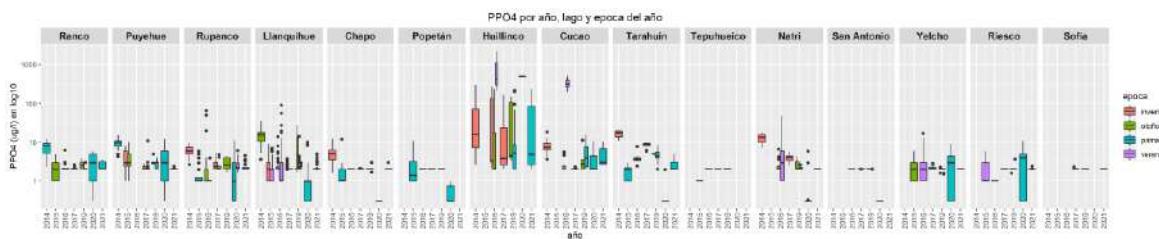


Figura 61. Concentración de fósforo del fosfato en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época.

La Figura 62 mostró la concentración del fósforo total donde el mínimo fue 0,4 µg/l y el máximo 2100 µg/l con una media de 23,02 µg/l.

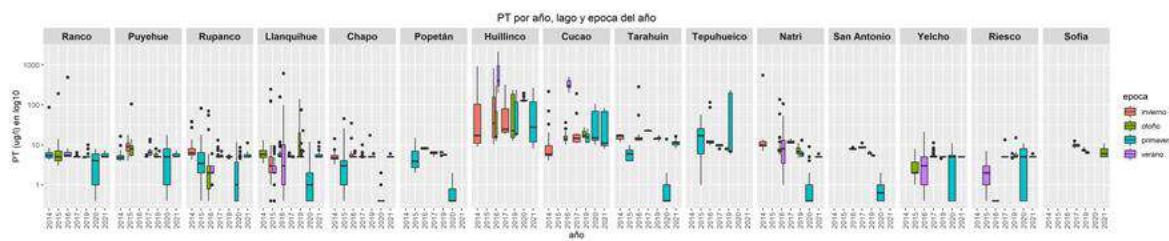


Figura 62. Concentración de fosforo total en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época.

La Figura 63 mostró la concentración óxido de silicio donde el mínimo fue 0,08 µg/l y el máximo 31043,34 µg/l con una media de 1327,47 µg/l.



Figura 63. Concentración de óxido de silicio en la columna de agua de los lagos estudiados por año y época.

La Figura 64 mostró 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.

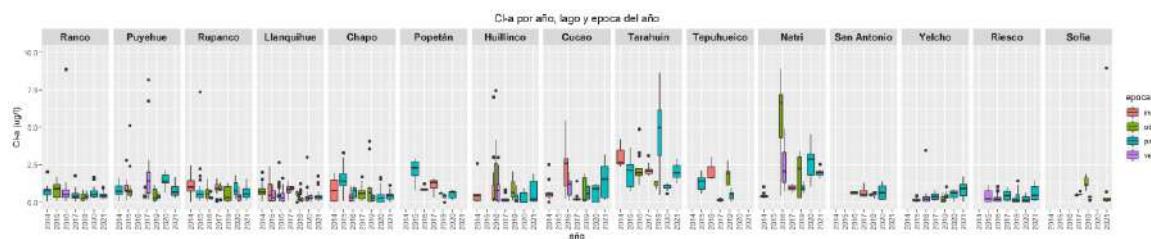


Figura 64. Concentración de Cla en la columna de agua por año y por época del año.

La Figura 65 mostró la profundidad de disco Secchi donde el mínimo fue 1,1 m y el máximo 29 m con una media de 9,73 m.



Figura 65. Transparencia en 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 19.

Tabla 19. Estadísticas básicas de las variables medidas en la columna de agua durante la etapa IX.

Variable	Min.	1st Qu.	Median	Mean	3rd Qu.	Max.
Clorofila a	0,000	0,210	0,509	0,852	0,987	71,580
NH4	0,687	3,673	20,000	147,303	50,000	9159,876
NKT	1,000	3,000	14,000	406,204	44,000	15800,000
NNH4	0,533	5,000	5,000	96,719	20,000	10388,868
NNO2	0,300	1,000	2,000	3,686	2,000	850,120
NNO3	0,226	2,160	9,714	25,305	30,433	775,068
NT	10,000	40,159	58,199	343,275	148,509	15800,000
OD	0,002	9,165	10,041	9,457	10,500	14,803
pH	0,080	6,880	7,270	7,188	7,610	14,400
PPO4	0,300	2,000	2,000	20,617	3,412	2191,684
PT	0,400	5,000	5,000	23,025	8,000	2100,000
Transparencia	1,100	4,280	9,780	9,732	13,700	29,000
SiO2	0,080	8,950	144,566	1327,469	1130,858	31043,336
T°	5,456	10,235	11,762	12,189	13,800	31,500

5.1.13. Estado trófico de los lagos en estudio

Trofía de los lagos Araucanos y Patagónicos

En los lagos Araucanos los valores de transparencia se encontraron mayoritariamente dentro rangos oligotróficos (de 20 a 10 m) (Figura 66a). En algunos casos en el Rupanco (101707, 101851) y Llanquihue (100507, C1, C2) se evidenciaron algunos valores de transparencia en rangos ultraoligotrófico (menor a 20 m). Así como también se observó en el lago Puyehue (100205 (E1)) y Llanquihue (100070) una estación en rango mesotrófico (de 10 a 5 m).

En relación a las concentraciones de fósforo total en los lagos Araucanos se encontraron principalmente dentro de límites oligotróficos (entre 5 y 10 µg/L) (Figura 66b). La estación 100070, correspondiente al lago Llanquihue, presentó las mayores concentraciones de fósforo total, arrojando un promedio de sus concentraciones en la zona fótica de $9,4 \pm 2,1$ µg/L. También cabe destacar que en algunas estaciones las concentraciones de fósforo total estuvieron bajo el límite de detección (5 µg/L) en todas las profundidades utilizadas (profundidades dentro de zona fótica). En el caso del lago Chapo, todas las concentraciones de fósforo en la zona fótica se encontraron bajo el límite de detección, posicionándolo dentro de rangos ultraoligotróficos (menor a 5 µg/L).

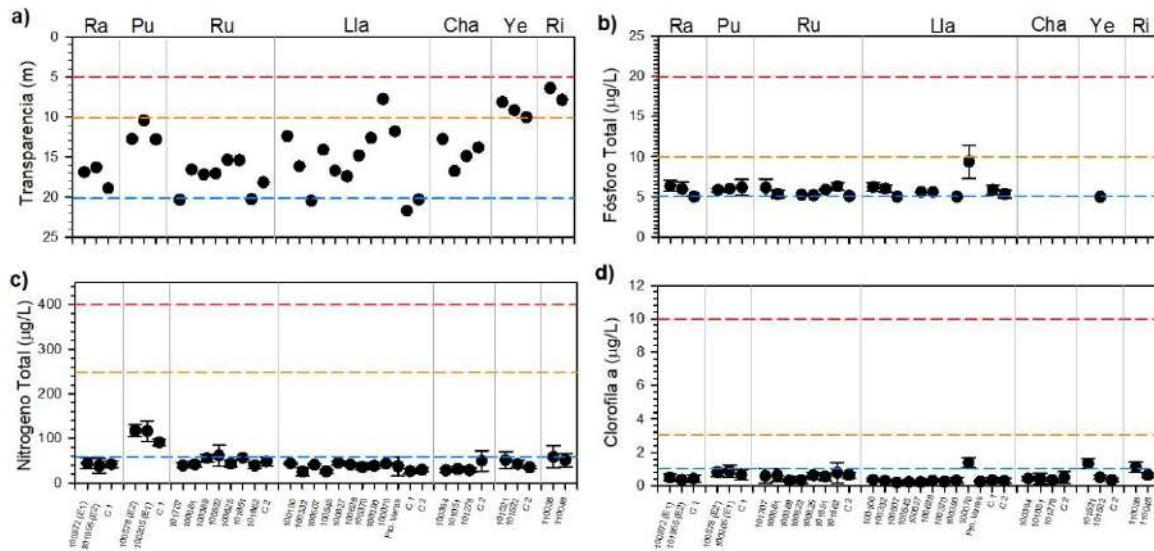


Figura 66. Valores de a) transparencia (m) y concentraciones promedio de b) fósforo total ($\mu\text{g}/\text{L}$), c) nitrógeno total ($\mu\text{g}/\text{L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g}/\text{L}$) en zona fótica, para lagos Araucanos y Patagónicos. Líneas punteadas indican límite trófico, azul: oligotrófico, naranjo: mesotrófico, rojo: eutrófico.

Con respecto al nitrógeno total, las mayorías de las concentraciones registradas en la zona fótica se encontraron dentro de rangos ultraoligotróficos (menor a 60 $\mu\text{g}/\text{L}$) (Figura 66c). En el lago Rupanco (100389, 100522, 101851) y Chapo (C2), algunas de sus estaciones presentaron concentraciones dentro de rangos oligotróficos. Mientras que, en el lago Puyehue todas sus concentraciones estuvieron dentro de la categoría de la oligotrofia, entre 60 y 250 $\mu\text{g}/\text{L}$.

En los lagos Araucanos las concentraciones de clorofila fueron bajas, la mayoría de las concentraciones estuvieron dentro de límites ultraoligotróficos (1 $\mu\text{g}/\text{L}$) (Figura 66d). Exceptuando por las estaciones 100578 (E2) (20 m) y 100205 (E1) (10 y 30 m) del lago Puyehue, y las estaciones 101707 (40 m), 100081 (20 m) y 101862 (30 y 40 m) del lago Rupanco, que algunas de las profundidades analizadas presentaron concentraciones dentro de la oligotrofia. En el lago Llanquihue, la estación 100070, presentó todas sus concentraciones asociadas a la oligotrofia.

En lagos Patagónicos los valores de transparencia fueron más reducidos que los presentados en lagos Araucanos. Los valores de transparencia fluctuaron entre 6,4 y 10 m, posicionándose dentro de rangos mesotróficos (Figura 66a).

Las concentraciones de fósforo total en los lagos Patagónicos, Yelcho y Riesco, se encontraron mayoritariamente bajo límites de detección. En el caso del Yelcho, solo en la estación 101521 se registraron concentraciones sobre el límite de detección, a los 0 y 10 m, con una concentración de 5 $\mu\text{g}/\text{L}$ (Figura 66b). Mientras que, en el Riesco en todas las profundidades registradas dentro de la zona fótica las concentraciones de fósforo total se encontraron bajo límite de detección.



Las concentraciones de nitrógeno total en los lagos Patagónicos, asociados a la zona fótica, se encontraron mayoritariamente dentro de límites ultraoligotróficos (Figura 66c). En el lago Yelcho en la estación 101521 (0 m) y en el lago Riesco en las estaciones 110038 (10 m) y 110048 (20 m) se registraron concentraciones vinculadas al rango oligotrófico.

En el caso de la variable de trofía asociada a la productividad biológica, la concentración de clorofila, en lagos Patagónicos fluctuó entre rangos ultra a oligotróficos (Figura 66d). En el caso del lago Yelcho, la estación 101521, todas sus concentraciones estuvieron dentro de la oligotrofia. En el caso del lago Riesco, en la estación 110038 a 0 y 10 m la concentración de clorofila fue de 1,3 µg/L, concentración relacionada con rangos oligotróficos.

Índice de Carlson en lagos Araucanos y Patagónicos

El índice de Carlson calculado para los lagos Araucanos y Patagónicos en estudio nos permitió hacer una aproximación del estado trófico de los cuerpos de agua a través del tiempo, donde valores bajo 40 indicaron estado oligotrófico y sobre los 40 indicaron estado mesotrófico (Figura 67, Tabla 20), donde la tendencia en general fue a mantener el estado trófico a través de las etapas del estudio, salvo en 3 ocasiones (lago Chapo TSI.SD, lago Puyehue TSI.Cla y el lago Sofia TSI.Tr) donde se superó el límite hacia mesotrofia (Tabla 20).

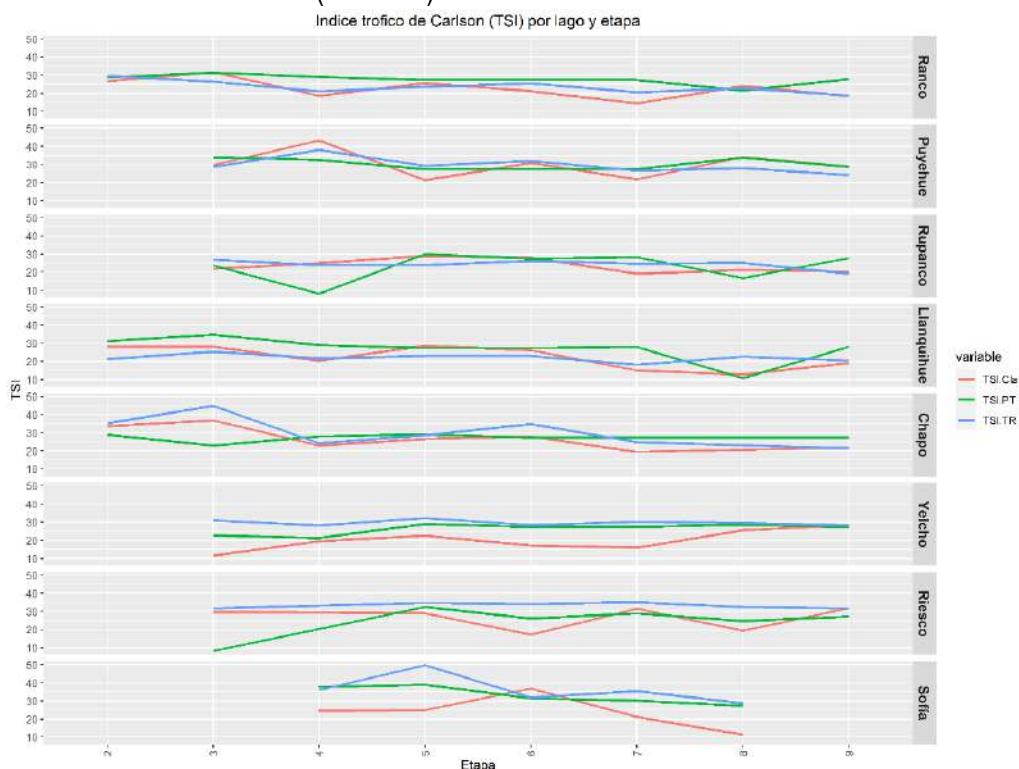


Figura 67. Índice de estado trófico de Carlson (TSI) calculado a partir de las concentraciones superficiales de fósforo total (TSI.PT), clorofila-a (TSI.Cla) y transparencia (TSI.Tr) entre 2014 y 2021 (2 a 9 etapa).



También podemos apreciar que, si bien el límite en general no se superó, en muchos casos fue 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. Se hace notar que durante la última campaña los TSi.PT (Ranco, Rupanco y Llanquihue) y TSi.Cla (Llanquihue, Yelcho y Riesco), aumentaron.

Tabla 20. Índice de Carlson por etapa y por lago. Se calculó con el promedio de los datos por lago.

Etapa	Lago	Cla ($\mu\text{g/l}$)	PT ($\mu\text{g/l}$)	Transparencia (m)	TSI.Tr	TSI.PT	TSI.Cla
2	Ranco	0,67	5,50	8,20	29,68	28,72	26,69
2	Llanquihue	0,79	6,52	14,64	21,32	31,19	28,24
2	Chapo	1,36	5,59	5,57	35,25	28,96	33,61
3	Ranco	1,12	6,60	10,33	26,35	31,36	31,71
3	Puyehue	0,92	8,00	8,80	28,66	34,14	29,78
3	Rupanco	0,41	3,87	10,00	26,82	23,65	21,78
3	Llanquihue	0,78	8,44	10,98	25,48	34,90	28,13
3	Chapo	1,87	3,69	2,86	44,87	22,96	36,76
3	Yelcho	0,14	3,60	7,50	30,97	22,62	11,53
3	Riesco	0,92	1,33	7,13	31,70	8,30	29,81
4	Ranco	0,30	5,60	15,00	20,98	28,98	18,71
4	Puyehue	3,64	7,14	4,60	38,01	32,49	43,27
4	Rupanco	0,56	1,31	12,27	23,88	8,06	24,83
4	Llanquihue	0,35	5,64	14,21	21,75	29,09	20,34
4	Chapo	0,46	5,25	12,00	24,19	28,06	22,98
4	Yelcho	0,32	3,28	9,13	28,14	21,28	19,54
4	Sofía	0,54	10,24	5,30	35,97	37,70	24,56
5	Ranco	0,61	5,00	12,54	23,56	27,36	25,67
5	Puyehue	0,39	5,00	8,48	29,20	27,36	21,46
5	Rupanco	0,85	5,97	12,28	23,86	29,93	29,06
5	Llanquihue	0,83	5,00	12,96	23,08	27,36	28,75
5	Chapo	0,66	5,65	8,80	28,66	29,13	26,54
5	Yelcho	0,44	5,58	6,84	32,29	28,94	22,59
5	Riesco	0,86	7,10	5,70	34,92	32,41	29,09
5	Sofía	0,56	11,25	2,06	49,62	39,05	24,91
6	Ranco	0,38	5,00	11,00	25,45	27,36	21,16
6	Puyehue	1,02	5,00	7,00	31,96	27,36	30,78
6	Rupanco	0,76	5,00	10,50	26,12	27,36	27,96
6	Llanquihue	0,64	5,00	13,00	23,04	27,36	26,17
6	Chapo	0,76	5,00	5,78	34,72	27,36	27,96
6	Yelcho	0,25	5,00	9,00	28,34	27,36	17,18
6	Riesco	0,25	4,62	6,00	34,18	26,21	17,18
6	Sofía	1,88	6,66	7,00	31,96	31,49	36,79



7	Ranco	0,19	5,00	15,43	20,57	27,36	14,36
7	Puyehue	0,41	5,00	10,20	26,53	27,36	21,79
7	Rupanco	0,31	5,31	11,70	24,56	28,21	19,09
7	Llanquihue	0,20	5,19	18,30	18,11	27,88	14,96
7	Chapo	0,32	5,00	11,53	24,77	27,36	19,29
7	Yelcho	0,22	5,00	7,90	30,22	27,36	15,87
7	Riesco	1,10	5,59	5,63	35,09	28,97	31,57
7	Sofía	0,38	6,10	5,50	35,43	30,22	21,16
8	Ranco	0,51	3,33	13,18	22,84	21,51	23,98
8	Puyehue	1,44	7,80	9,25	27,94	33,77	34,20
8	Rupanco	0,38	2,40	11,26	25,11	16,77	21,16
8	Llanquihue	0,16	1,58	13,24	22,78	10,78	12,85
8	Yelcho	0,59	5,47	8,26	29,57	28,64	25,49
8	Riesco	0,32	4,20	6,72	32,55	24,84	19,37
8	Sofía	0,14	5,00	8,73	28,78	27,36	11,32
9	Ranco	0,29	5,13	17,37	18,87	27,74	18,50
9	Puyehue	0,84	5,43	12,00	24,19	28,56	28,85
9	Rupanco	0,35	5,13	17,16	19,04	27,73	20,27
9	Llanquihue	0,31	5,28	15,53	20,48	28,15	19,12
9	Chapo	0,41	5,00	14,57	21,40	27,36	21,85
9	Yelcho	0,80	5,00	9,12	28,14	27,36	28,38
9	Riesco	1,13	5,00	7,14	31,67	27,36	31,79

Estado trófico de lagos Chilotas

En relación a los resultados de trofía de lagos Chilotas, en el sistema lacustre Huillinco-Cucao los valores de color fueron muy elevados, encontrándose por sobre el límite establecido (Figura 68). De igual forma ocurrió el fósforo total, que alcanzó concentraciones muy altas. Los valores más elevados se relacionaron con estaciones más profundas, principalmente en su estrato más profundo. Según el modelo nutriente color el sistema Huillinco-Cucao se encontraría en una condición mixotrófica.

En el caso del lago Tarahuín, sus valores de color se encontraron bajo los 20,46 mgPt/L. Mientras que, sus concentraciones de fósforo total en la mayoría de los casos superaron los 10 µg/L. El modelo conceptual estaría señalando una condición eutrófica para el lago Tarahuín.

En el lago Natri, la mayoría de los valores de color superaron el límite para determinar elevado color, aunque en la mayoría de los casos no superó los 30 mgPt/L (Figura 68). Para el caso del fósforo total, las concentraciones fueron bajas, encontrándose mayoritariamente bajo el límite de detección (5 µg/L). Por tanto, la condición trófica del lago Natri correspondería a un estado distrófico.

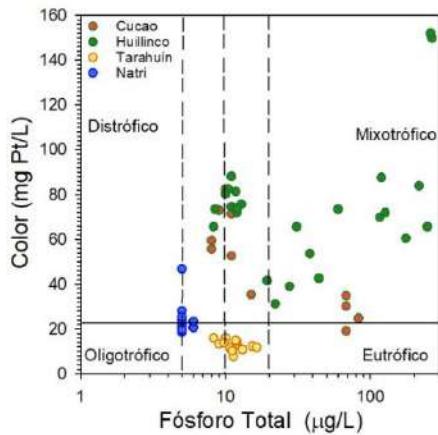


Figura 68. Modelo conceptual nutriente color para lagos Chilotes.

5.1.14. Balance de nutrientes en lagos Araucanos y Patagónicos

Como bien se mencionó en la metodología, se consideró necesario incluir el cálculo del balance de nitrógeno para todos los lagos Araucanos y Patagónicos, puesto a que según nuestros análisis estequeométricos históricos de la razón N/P indicó que tanto el nitrógeno como el fósforo fueron limitantes para la producción primaria en ciertas ocasiones, como se muestra en la siguiente figura:

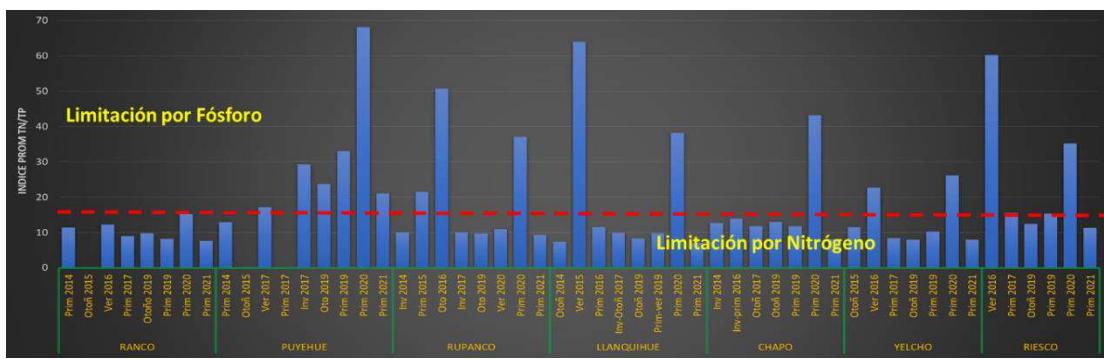


Figura 69. Análisis histórico de la relación estequeométrica N/P en los lagos Araucanos y Patagónicos.

En la Tabla 21 se visualizó las entradas y salidas de nitrógeno y fósforo total, junto con su porcentaje de sedimentación. Por ejemplo, el lago que contuvo mayor cantidad de P y N fue el lago Llanquihue, seguido por el lago Ranco. Los mayores ingresos de P y N se registraron en el lago Yelcho, seguido por los lagos Rupanco, Ranco, y Llanquihue. En tanto, el menor egreso de nutrientes lo registró el lago Chapo. El mayor porcentaje de sedimentación de nutrientes lo obtuvo el lago Llanquihue.

Tabla 21. Balance de nitrógeno y fósforo total (ingreso, egreso, sedimentación en ton/año, y % de sedimentación), tiempo de renovación, área cuenca/área lago, de los lagos Araucanos y Patagónicos, calculado para el año 2021.



	Lagos ARAUCANOS					Lagos PATAGÓNICOS	
	Ranco	Puyehue	Rupanco	Llanquihue	Chapo	Yelcho	Riesco
TON P en lago	297.1	78.1	198.2	883.2	35.2	89.7	5.3
TON N en lago	2267.6	1724.1	2075.3	6047.2	318.9	674.5	68.0
Ingreso TON P/año	150.9	114.2	158.9	140.7	22.6	461.4	37.1
Ingreso TON N/año	1274.4	815.7	1146.4	1126.2	155.7	3928.4	651.2
Egreso TON P/año	38.0	10.0	13.0	8.0	6.0	64.0	6.0
Egreso TON N/año	292.0	217.0	131.0	54.0	52.0	478.0	81.0
Sedimentación P (ton)	113.0	104.0	146.0	133.0	16.8	398.0	31.0
Sedimentación N (ton)	981.0	599.0	1015.0	1072.0	103.2	3450.0	571.0
Sedimentación P (%)	75	91	92	94	74	86	83
Sedimentación N (%)	77	73	89	95	66	88	88
P ($\mu\text{g/L}$) en lago	5.5	5.5	5.2	5.6	5.1	5.0	5.2
N ($\mu\text{g/L}$) en lago	42.0	120.6	54.6	38.1	46.2	37.6	66.0
Tiempo de renovación (años)	5	5	13	84	10	1	1
Área Lago (km^2)	429.6	158.8	234.8	869.5	46.1	121.5	14.9
Área cuenca (km^2)	3079.2	1141.5	751.5	761.4	274.4	9953.2	351.8
Área cuenca/Área lago	7.2	7.2	3.2	0.9	5.9	81.9	23.7

Como ha sido habitual para este estudio, el mayor tiempo de renovación teórico lo presentó el lago Llanquihue (84 años), seguido por el lago Rupanco y Chapo (13 y 10 años, respectivamente). Para ambos lagos Patagónicos el tiempo de renovación teórico se calculó en ~1 año. También se calculó el índice “área cuenca/área lago”, que refleja que tan 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 el espejo de agua, mientras que la cuenca del lago Yelcho es 81,9 veces más grande que el lago.

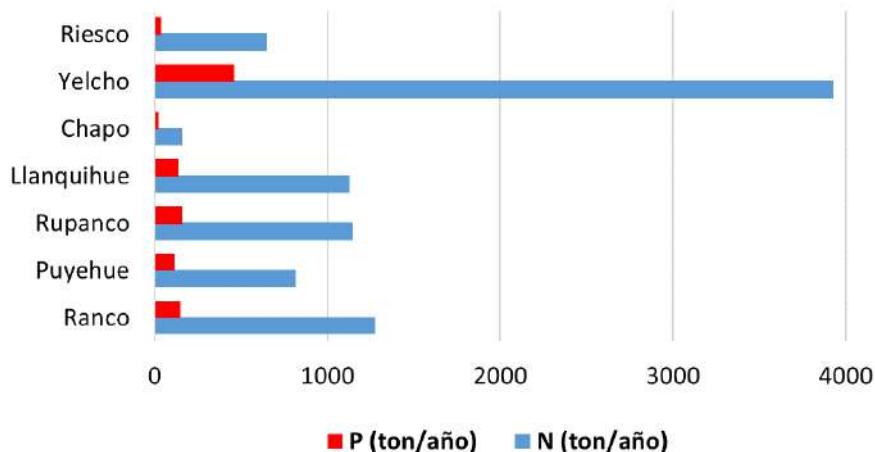


Figura 70. Aportes de fósforo total y nitrógeno total a partir de fuentes difusas y directas en lagos Araucanos y Patagónicos.

La estimación de la carga de nutrientes fue realizada según uso de suelo y cobertura vegetal, precipitación y actividad antrópica. En la



Figura 70 se pudo apreciar el aporte de fósforo total y nitrógeno total en toneladas, según lago en estudio, visibilizándose que el lago Yelcho recibe los máximos aportes de ambos nutrientes, lo que se relacionó a la gran superficie de la cuenca lacustre que además es compartida en 1/3 con el territorio argentino.

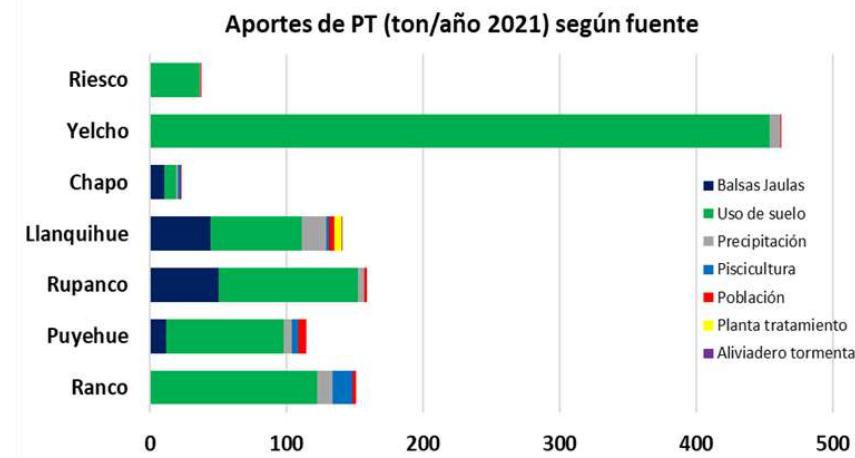


Figura 71. Aportes de PT (ton/año 2021) según fuente difusa o puntual para los lagos Araucanos y Patagónicos.

Al desglosar estos aportes e identificar cuáles son las fuentes difusas y puntuales aportantes por lago (Figura 71, Figura 72), identificamos que en todos los lagos Araucanos y Patagónicos el uso de suelo y cobertura vegetal fue ampliamente la mayor fuente difusa que aportó nutrientes a los lagos. Esto se observó sobretodo en el lago Yelcho, en donde su gran cuenca lacustre está compuesta por bosque nativo y matorral mayoritariamente. Los lagos que contaron con la principal producción de alevines en balsas jaulas a nivel nacional fueron los lagos Llanquihue y Rupanco, por lo que esta actividad fue indicada como la segunda fuente aportante de fósforo y nitrógeno. De todos los lagos en estudio, durante el año 2021, solo tres fueron los que registraron producción de alevines en balsas jaulas: Llanquihue, Rupanco y Puyehue. En tanto, sólo para las cuencas lacustres pertenecientes a los lagos Llanquihue, Puyehue, y Ranco, se reportó actividad proveniente de las pisciculturas.

En el caso del aporte de nitrógeno al lago Llanquihue, la cantidad de este nutriente que está contenida en la precipitación fue de gran importancia, ya que el área que representa este lago fue mayor al resto de los lagos en estudio. Si bien, los aliviaderos de tormenta Santa Rosa y Puerto Chico, correspondientes a la ciudad de Puerto Varas, registraron volúmenes de descarga para el año 2021, éstos disminuyeron a 2/3 en relación al año anterior.

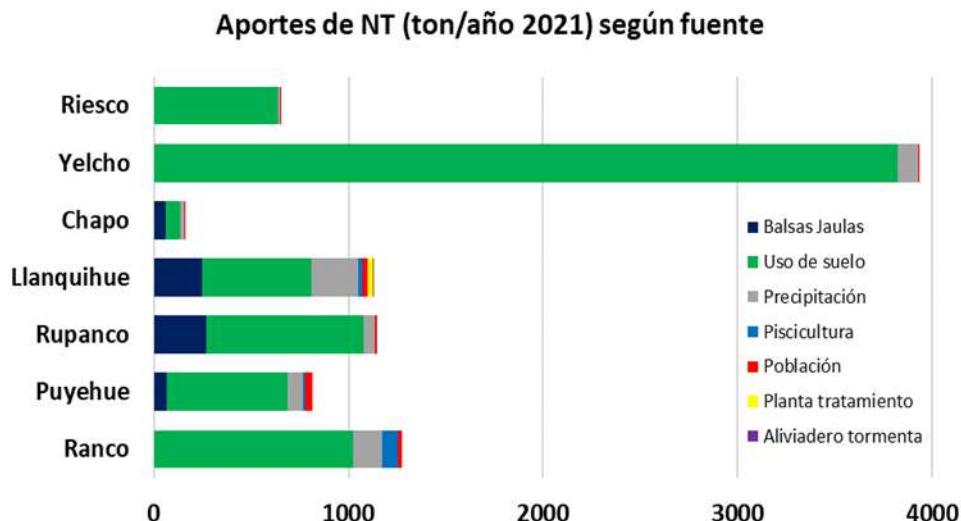


Figura 72. Aportes de NT (ton/año 2021) según fuente difusa o puntual para los lagos Araucanos y Patagónicos.

5.1.15. Capacidad de carga de nutrientes en lagos Araucanos y Patagónicos

En la Figura 73 A y B se graficó la concentración del fósforo y nitrógeno, respectivamente, para la totalidad de los lagos Araucanos y Patagónicos en estudio. Las Figura 73 C y D mostraron la carga actual y crítica de fósforo y nitrógeno, respectivamente. De acuerdo a esto, en la Figura 73 A se observó que el promedio ponderado del fósforo se encontró en el límite inferior de la oligotrofia. En tanto, el promedio ponderado del nitrógeno en los lagos en estudio indicó que la mayoría de los lagos presentaron una condición de ultra-oligotrofia, salvo el lago Puyehue que se situó como oligotrófico. De acuerdo a las concentraciones de nitrógeno y fósforo en la columna de agua de cada lago en estudio, se estimó la carga actual y crítica (Figura 73 C y D). Se observó, 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 consideró un valor de 250 µg/L y 10 µg/L, nitrógeno y fósforo total respectivamente).

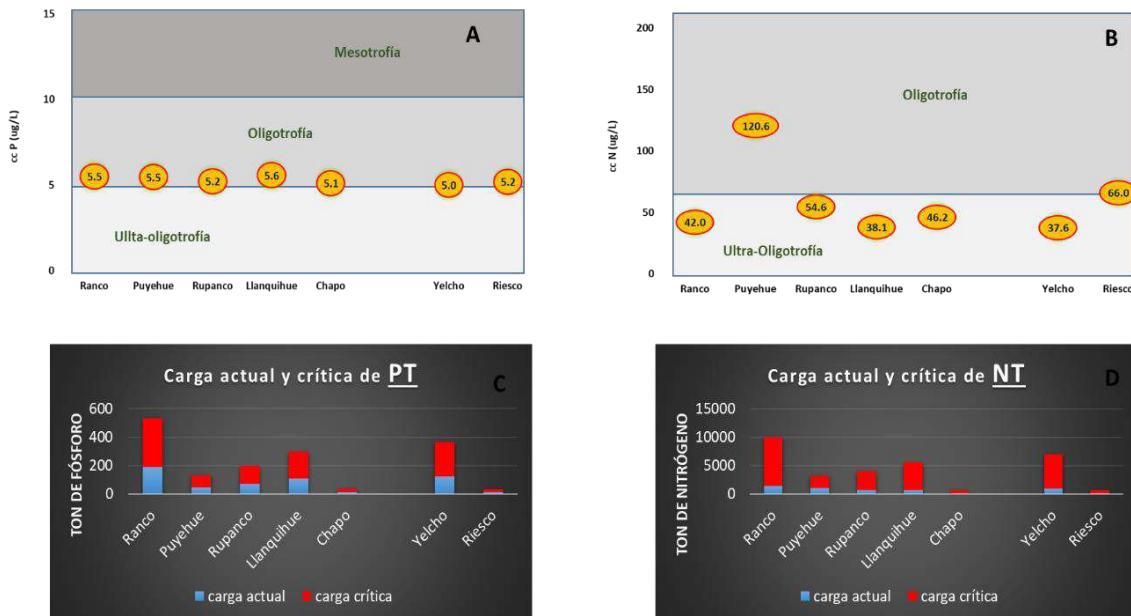


Figura 73. A) Concentración promedio de fósforo total. B) Concentración promedio de nitrógeno total. C) Carga actual (barras de color azul) y carga crítica de fósforo total (barras color rojo). D) Carga actual (barras de color rojo) y carga crítica de nitrógeno total (barras color azul).

Calibración del balance hidrológico en subcuenca del río Pescado, perteneciente a la cuenca lacustre del lago Llanquihue

Una de las razones por la que apuntamos mayoritariamente al estudio del lago Llanquihue, es porque históricamente ha presentado la mayor producción de alevines de salmones en balsas jaulas, considerarse la cuenca más poblada y con mayores actividades antrópicas, incremento de la intensidad de modificación de usos de suelo y cobertura vegetal, presentar un mayor tiempo de renovación de sus aguas (83 años calculado para el año 2021, y contar con unas Normas secundarias de calidad ambiental desde el año 2009. Es por ello, que nuestros esfuerzos de estudio se han intensificado en este lago, realizando el estudio sobre la escorrentía en una microcuenca del lago, comparando dichos resultados de escorrentía obtenidos con el método de la curva número (CN).

Al evaluar los resultados de caudal del río Pescado entre junio del 2020 y enero del 2022, se registraron valores promedio de hasta 300 m³/s en junio del 2020. Este río tiene un comportamiento mayormente pluvial, con aumentos de caudal en épocas de mayor precipitación (Figura 74), es decir en otoño e invierno.

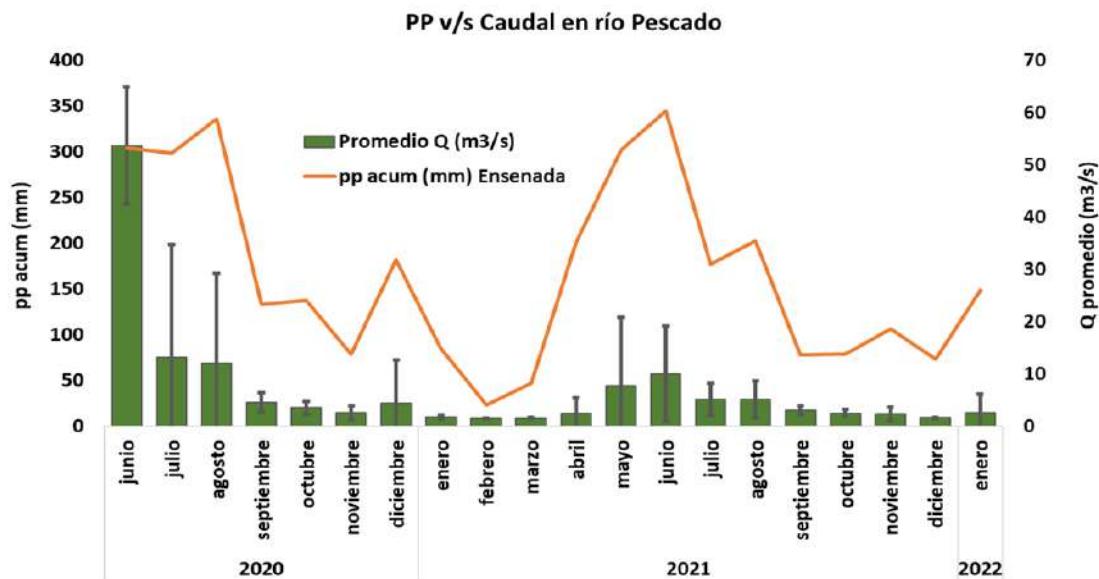


Figura 74. Análisis de la precipitación (PP) obtenida desde la estación meteorológica del INIA en Ensenada, y el caudal medido en el río Pescado.

Los datos de caudal del río Pescado fueron comparados con lo obtenido en la CN de la subcuenca por donde fluye este río, tomando en consideración sólo el periodo del año 2021. Los resultados obtenidos indicaron que el caudal del río Pescado para dicho año fue de $0,0118 \text{ km}^3$, en tanto la escorrentía de la subcuenca por donde fluye el río Pescado fue de $0,0113 \text{ km}^3$, valores muy cercanos entre sí. Aquello nos estaría indicando que para esta área en particular, el método de la CN estaría funcionando bien.



5.2. Objetivo específico 2

Calibración y validación del modelo hidrodinámico desarrollado para el lago Llanquihue.

Se obtuvo data de sensores de registro continuo que fueron instalados en la etapa previa del estudio, éstos no pudieron ser utilizados para calibrar, ya que esta data presentó anomalías no atribuibles a cambios ambientales, sino que a problemas de tipo estructural del sistema de anclaje y flotación. Al ser recuperados los sensores y descargada la información, se observó un cambio brusco de temperatura, pasando los dos sensores superficiales de 15 y 50 metros de medir 13°C a medir ~ 10,5°C en alrededor de 1 día, luego la temperatura se mantuvo constante por el resto del periodo de medición, siendo la misma que la del sensor cercano al fondo. Lo anterior sumado, a que las boyas sub-superficiales con las que se instaló el sistema de sensores suspendido no estaban junto con la estructura y que la cuerda con la que estaban sujetas tenía un corte limpio. Por lo cual, se sospecha que el sistema de flotación superficial fue cortado y extraído, lo cual sumado a las condiciones climáticas de otoño invierno ocasionó que la parte flotante de la estructura se sumergiera completa.

A raíz de lo anterior, se mejoró el sistema de anclaje y recuperación de los sensores con boyas sub-superficiales y además se incluyó en la línea, sensores de temperatura presión y oxígeno, para asegurar la profundidad a la cual se está midiendo el dato. Este sistema de anclaje se instaló nuevamente el 23 diciembre de 2021, y se pudo recuperar el 24 de agosto de 2022, por lo cual fue posible obtener data de temperatura del agua, que mostró claramente la formación de termoclina desde primavera, registrándose las mayores temperaturas en verano (febrero-marzo de 2022) cercano a los 18°C, la termoclina se extendió por un poco más de 6 meses, volviendo a mezclarse el sistema lacustre a partir de julio de 2022, esta mezcla se extendió hasta el final de periodo de medición (Figura 76).



Figura 75. 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 Figura 75 mostró los resultados obtenidos desde el sensor de presión instalado a 15 m de profundidad en la estación C2 del lago Llanquihue. La variación máxima fue de 4 metros entre los



meses de mayo a junio, probablemente debido a fuertes vientos o tormentas en la zona que pudieron hacer variar la altura del lago.

En la Figura 76 se observó la temperatura de 4 sensores, donde se visualizó claramente el comienzo la mezcla 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.).

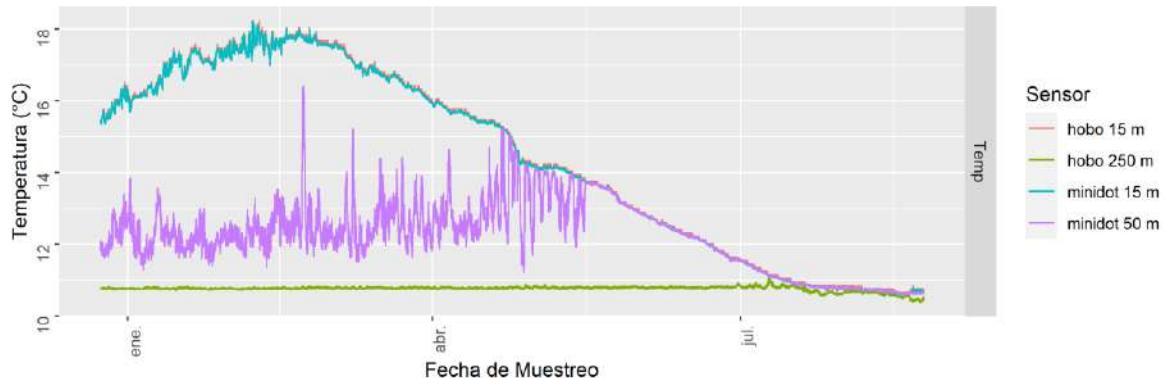


Figura 76. Sensores de Temperatura instalados en anclaje estación C2 del lago Llanquihue entre el 22 de diciembre de 2021 y el 24 de agosto 2022.

Los datos obtenidos de los sensores de oxígeno en la estación C2 se muestran en la Figura 77 donde se apreció una fluctuación de 1 mg/l debido posiblemente a la estacionalidad y la variación de la temperatura en la columna de agua. El desfase entre ambas curvas se debe a la profundidad y la variación de la temperatura en el tiempo.



Figura 77. Sensores de Oxígeno, instalados en anclaje estación C2 del lago Llanquihue entre el 22 de diciembre de 2021 y el 24 de agosto 2022.

Finalmente, como una forma de comprar los datos obtenidos con los sensores del anclaje, al momento de retirarlos del agua 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 (Figura 78)

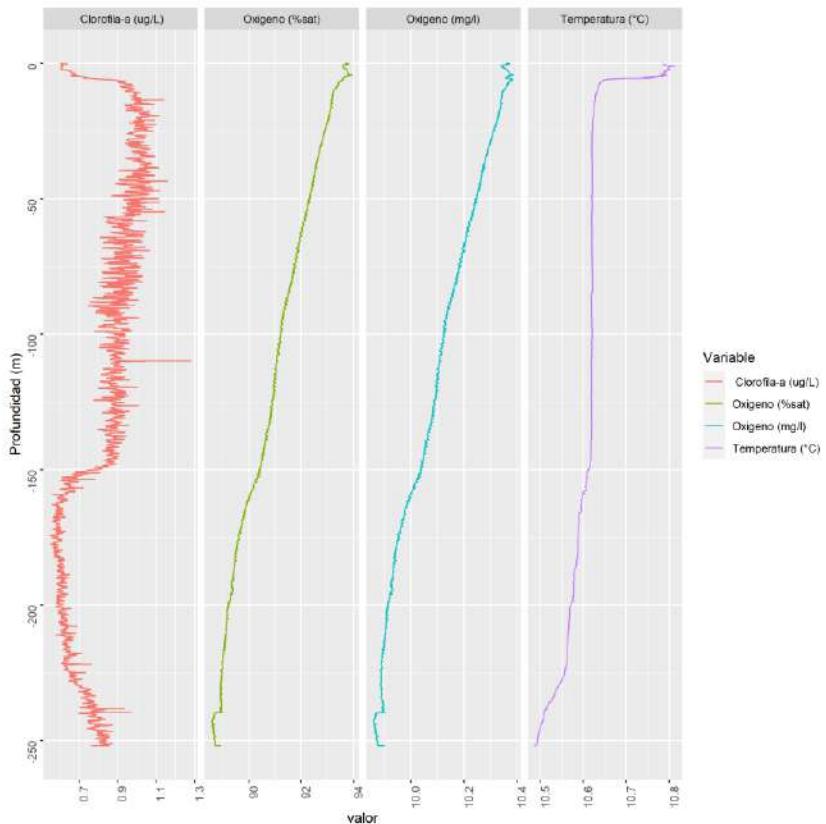


Figura 78. Variables de CTD obtenidas al momento de rescatar los sensores del anclaje.

En los primeros intentos de recuperación del anclaje en mayo 2022, el sistema de sensores anclado en el lago se presumía perdido, ya que no estaban las boyas demarcatorias y no fue posible visualizarlo en el ecosonda por alrededor de 3 meses (mayo a agosto de 2022), retrasándose el proceso de calibración continua del modelo. Finalmente, el 24 de agosto de 2022 se localizaron las boyas sub-superficiales que permitieron el rescate del anclaje.

De acuerdo a ésto y para el mejoramiento permanente de la información hidrodinámica y para mejorar las opciones de uso por parte de la autoridad y la comunidad, se implementó en la plataforma CHONOS asociado a la página web de IFOP, las salidas obtenidas mediante el modelo hidrodinámico (MIKE 3 FM) para el lago Llanquihue durante el periodo 2016 a 2018. Esto contempló 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.



Figura 79. 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.

La herramienta ATLAS (Figura 79) permitió 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 en las coordenadas de interés. Para el acceso directo a los datos del lago Llanquihue redirigir 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.

Se estima que el modelo hidrodinámico replica de manera adecuada el ciclo anual de la temperatura superficial, esto fue contrastado con información satelital (MUR), sin embargo, el modelo tiene tendencia a sobreestimar la temperatura, respecto a MUR, durante el invierno de 2017 y 2018. Por otra parte, el modelo replica de forma correcta el cambio estacional desde lo estratificado en verano a la mezcla de invierno y, además, se ajusta relativamente bien a la profundidad de la termoclina.

Se hace notar que la calibración del modelo se realiza de forma continua al momento de contar con los datos espacialmente explícitos, y puede validarse a través de la simulación de la temperatura en el cuerpo de agua del lago Llanquihue, describiendo la evolución y comportamiento de esta variable y demostrando la capacidad del modelo implementado para representar las variaciones con condiciones hidrodinámicas complejas.



5.3. Objetivo específico 3

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

Delimitación, usos y servicios ecosistémicos entregados por las cuencas de los lagos Huillinco-Cucao (cuenca HC)

La cuenca HC se caracterizó por presentar múltiples usos y servicios ecosistémicos caracterizados principalmente por los servicios culturales, de provisión y de biodiversidad.

Delimitación de cuenca y usos de suelo

La Figura 80, muestra los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Huillinco-Cucao, una recopilación de información hasta el año 2013. Si bien existió una actualización para el año 2018, ésta no comprendió modificaciones para la región de los Lagos. La Tabla 22

Tabla 22 agrupó estos usos de suelo y cobertura vegetal, indicando superficie y porcentaje del total.

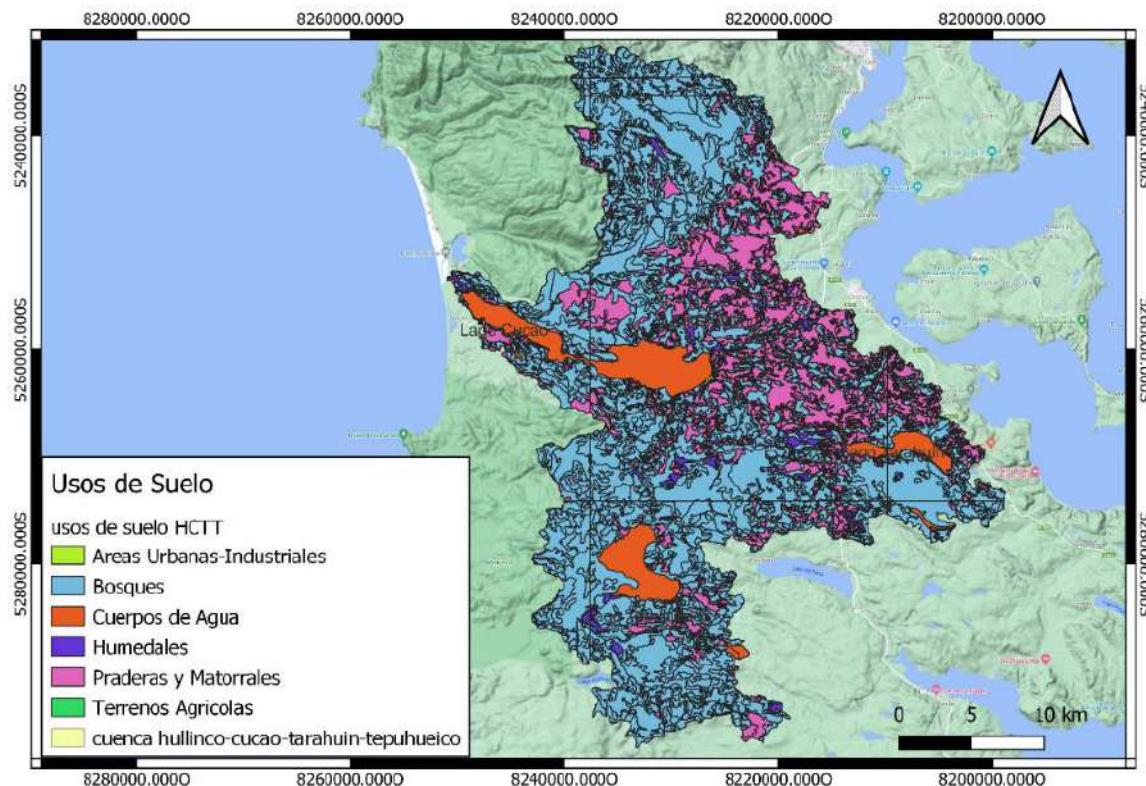


Figura 80. Identificación de los usos de suelos y cobertura vegetal de la cuenca de los lagos Huillinco-Cucao (Fuente CONAF, en: <http://www.ide.cl/descargas/capas/conaf/>).



Tabla 22. Superficie y porcentaje del total de los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Huillinco-Cucao.

Uso de suelo	Área Total (Ha.)	%
Áreas urbanas-industriales	102,90	0,09
Bosques	72991,51	68,16
Cuerpos de agua	5537,27	5,17
Humedales	1450,93	1,35
Praderas y matorrales	26988,85	25,20
Terrenos agrícolas	11,65	0,01

Servicios ecosistémicos de provisión

Dentro de los SE de provisión que entregó la cuenca se encontró el agua, siendo parte importante los derechos de agua solicitados en la cuenca HC, que alcanzaron las 146 con 82 titulares y en total solicitado fueron de 35505 L s^{-1} , siendo las 3 más importantes: Patricia Barriga (28058 L s^{-1}), Salmones Aysén con 5167 L s^{-1} , y Gestión de aguas y Generación con 2861 L s^{-1} (Figura 81).

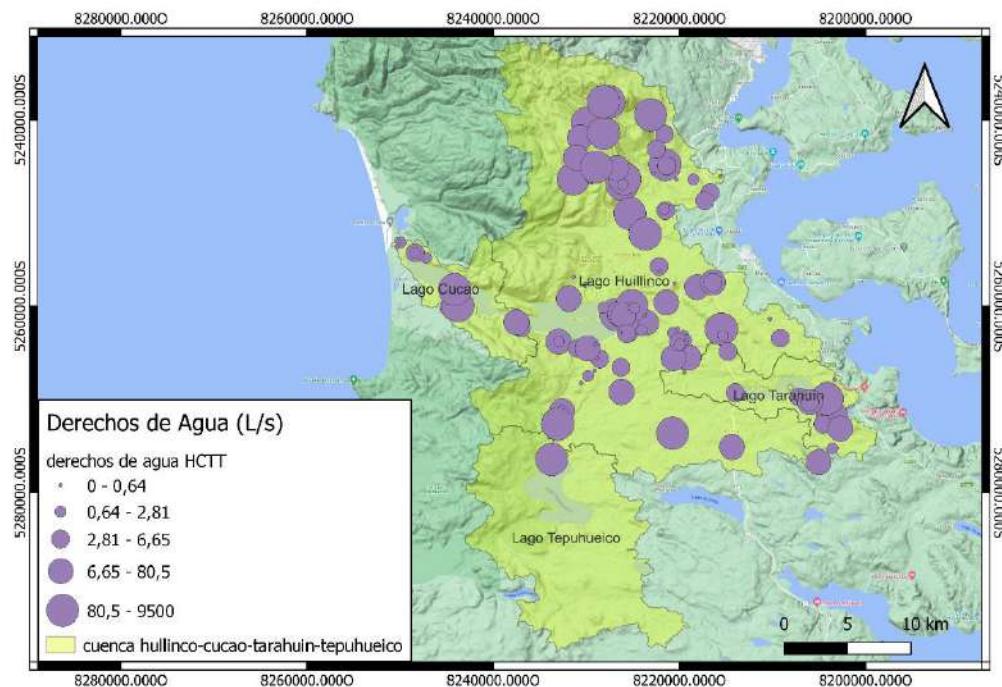


Figura 81. Cuenca del Huillinco-Cucao y derechos de agua (DGA) Fuente, https://dga.mop.gob.cl/productosyservicios/derechos_historicos/Paginas/default.aspx (2020).

En cuanto a la producción de alimentos, las concesiones de acuicultura ubicadas en la cuenca HC, alcanzan un total de 4 mientras que las pisciculturas fueron 9 (Figura 82).



Figura 82. Concesiones de acuicultura y pisciculturas (SUBPESCA) por número de centro en la cuenca HC (elaboración propia). Los nombres que aparecen son los oficiales de la concesión.

Servicios ecosistémicos de regulación

La DGA cuenta con 2 estaciones vigentes de calidad de agua que ayudaron a medir variables que determinan el estado del lago y que se encontraron en la cuenca HC, mientras que solo hay 1 estación meteorológica se ubicó en el desagüe del lago Cacao (Figura 83) (www.dga.cl).



Figura 83. Estaciones de calidad de agua, de la DGA y estación meteorológica de la cuenca HC (www.dga.cl, 2021).

Los emisarios declarados que debieran aportar RIles a la cuenca y que fueron recopilados en este informe fueron 2 (puntos naranjas y morados (Figura 84) mientras que las unidades fiscalizables son 12.



Figura 84. RILes (2020) como concentración de fósforo total en círculos naranjos y nitrógeno total en círculos morados (mg/l) y unidades fiscalizables en la cuenca HCTT (mayo 2021). Este mapa se realizó con la información disponible en los portales de SNIFA y SEA.

Las clasificaciones dentro del riesgo de erosión de la cuenca HCTT y que pueden ayudar a la regulación, puede agruparse en 5 categorías, siendo 1 baja o nula, 2 moderada, 3 severa, 4 muy severa, y 5 otros usos. Los territorios de la zona clasificada con erosión baja o nula alcanzan las 321,39 ha, territorios con riesgo de erosión moderada son 67201,1 ha, erosión severa son 92524,9 ha, y muy severa alcanza las 96567,2 ha (CIREN) (Figura 85).

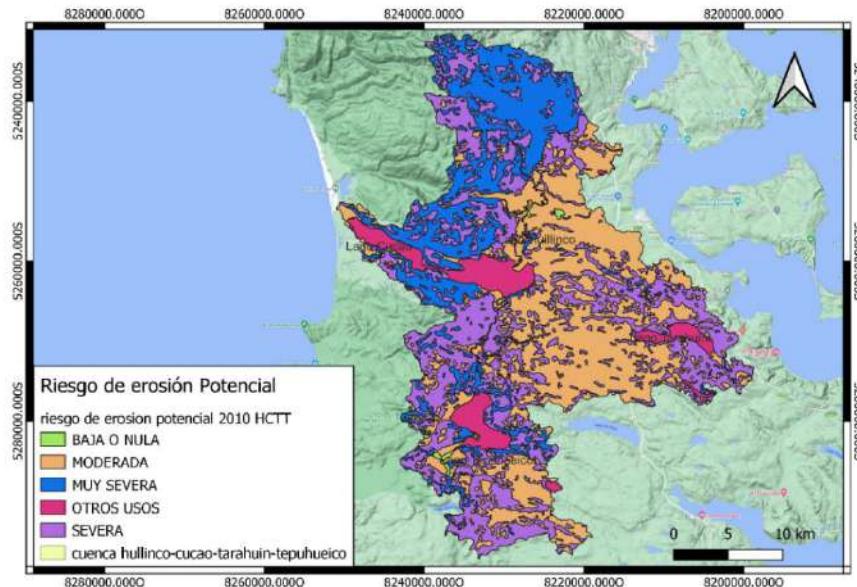


Figura 85. Riesgo de erosión cuenca HCTT (CIREN 2019).



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 Chiloé suma con 1476 hectáreas en la cuenca (Figura 86). 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/>).

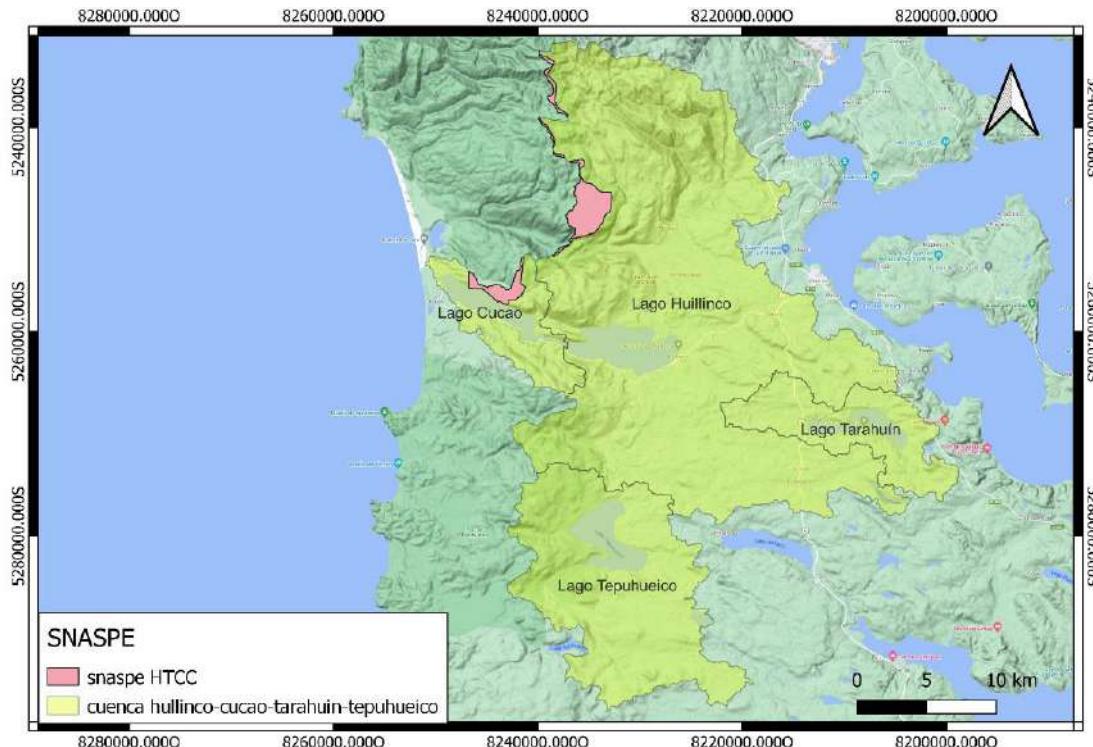


Figura 86. Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Estado. Elaboración propia según información descargada de <http://areasprotegidas.mma.gob.cl/> y <http://sit.conaf.cl/>.

El tipo de bosque que podemos encontrar en la cuenca HCTT puede encasillarse dentro de los SE de biodiversidad y hábitat, siendo los encontrados en las zonas de menor altura que corresponden al tipo bosque siempre verde con turberas de Chiloé, variando a bosque siempre verde al aumentar la altura. La Figura 87 se construyó con información descargada del portal repositorio de información ide.cl (<http://ide.mapas.mma.gob.cl/shapes/?C=N;O=A>).

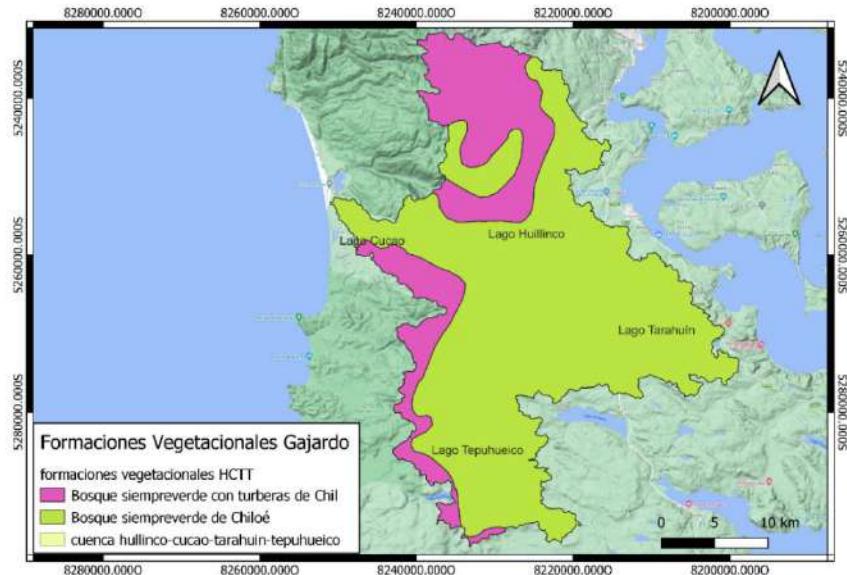


Figura 87. Formaciones vegetacionales en la cuenca HCTT. Elaboración propia con información del portal <http://ide.mapas.mma.gob.cl/shapes/?C=N;O=A>.

El inventario de humedales de la cuenca HCTT, identifica 215 zonas como humedales, de las cuales el total aparece como “sin información” (MMA 2021) (Figura 88).

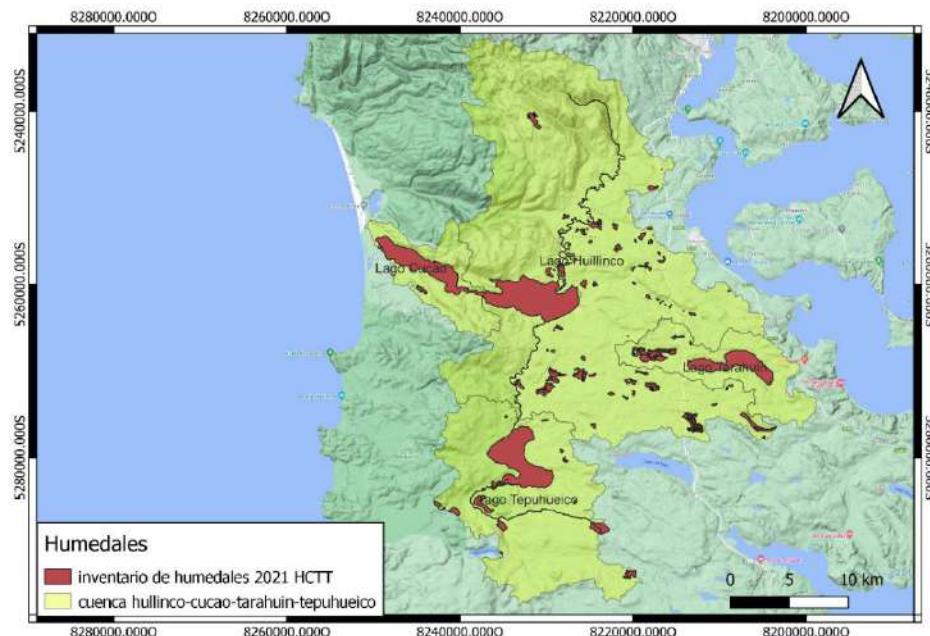


Figura 88. Inventario plataforma humedales cuenca del Huillinco-Cacao.



Los SE culturales incluyen el turismo de la zona, donde la información obtenida de SERNATUR y cotejada con Google maps, nos muestra 52 sitios de restaurantes, cabañas o camping en la zona HCTT y los sitios turísticos destacan el Parque nacional Chiloé (Figura 89).

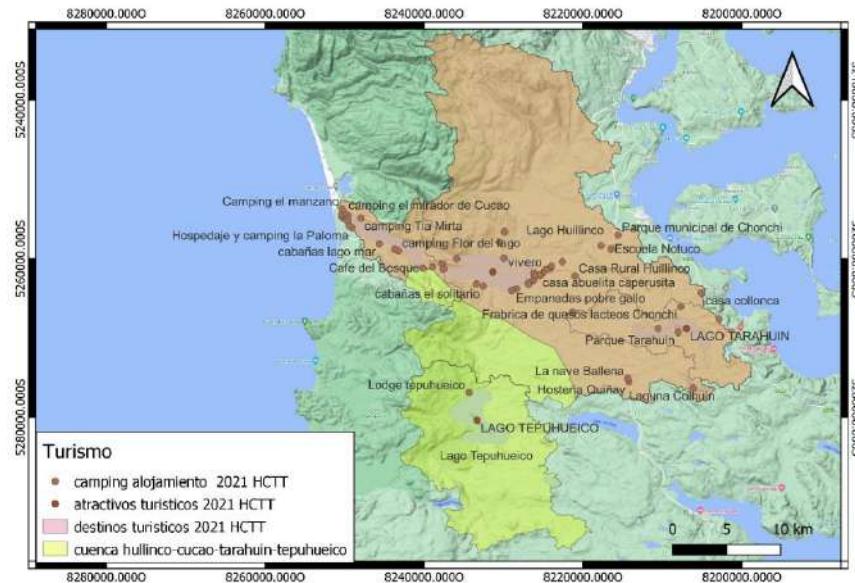


Figura 89. Atractivos turísticos y cabañas y camping de la cuenca del Huillinco-Cucao.

Como una forma de apreciar la densidad poblacional de la cuenca se usaron los datos del censo 2017 para realizar la Figura 90 donde se muestra que el número máximo de personas por zona (71 zonas) fue de 853 habitantes (Nalhuitad) y con 0 habitantes el Parque Tarahuín, lago Coihuín y Piedra negra.

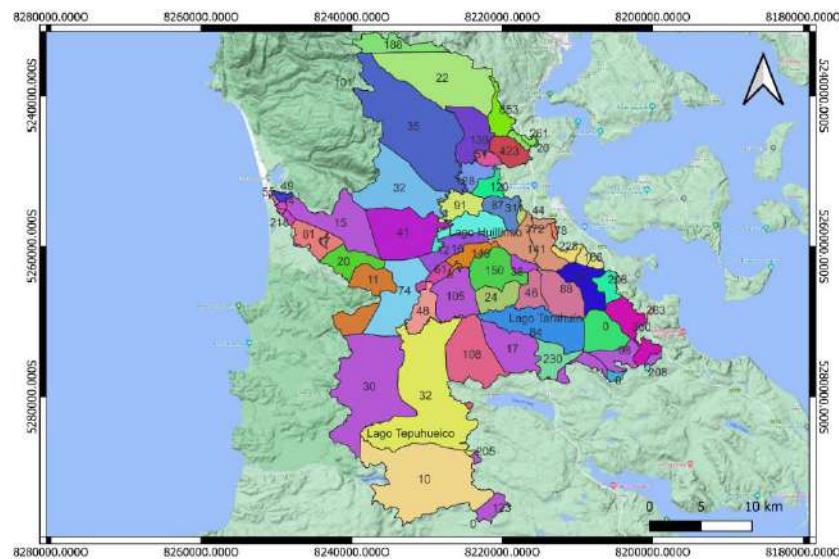


Figura 90. densidad de habitantes en 71 zonas delimitadas por el censo 2017 indicando el número de habitantes por zona.



Finalmente, si bien la extracción de Pompón (musgos del género *Sphagnum*) puede verse como un tipo de servicio ecosistémico de Provisión, desde nuestro punto de vista su principal función es de actuar como grandes reservorios de agua, actuando sobre el clima y la hidrología local, por ser sumideros de carbono, por albergar especies únicas, contribuyendo así a la biodiversidad; y porque significan un recurso económico para la sociedad (Díaz *et al.* 2008) (Figura 91).

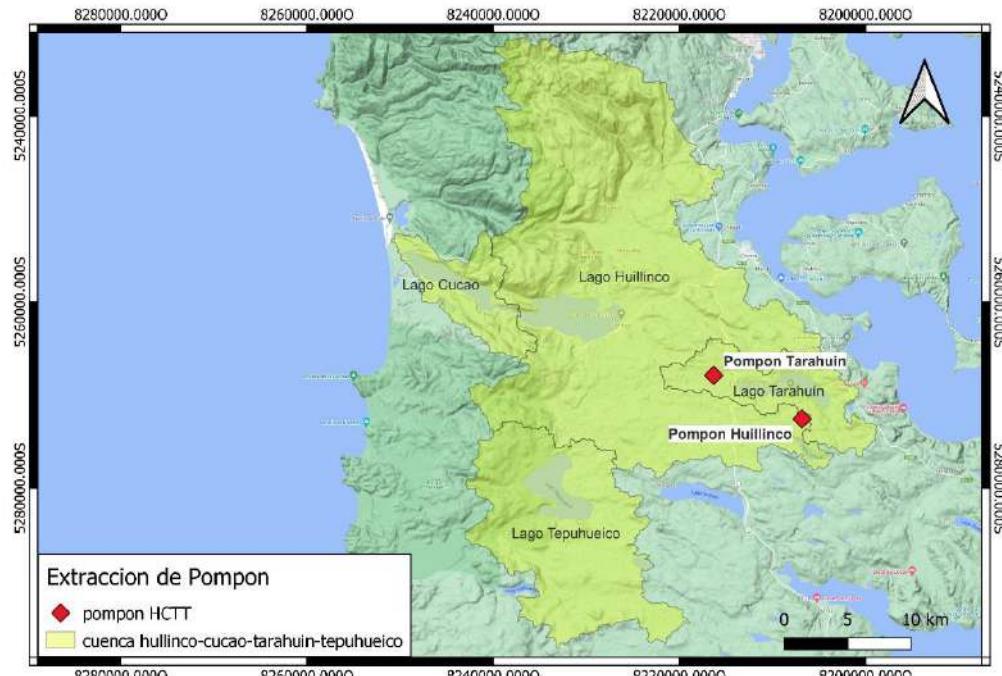


Figura 91. Puntos de extracción de pompón (musgo genero *Sphagnum*) en la zona del lago Tarahuín y Huillínco (Díaz *et al.* 2008).

La familia Mustelidae, a la que pertenece el huillín, se ha avistado en 3 puntos de la cuenca en estudio (Figura 92), se caracteriza por poseer cuerpo alargado y patas cortas con cinco dedos con garras, cabeza aplana y pelaje fino corto o largo. En el agua pueden alcanzar velocidades de hasta 12 km/h. A diferencia de la mayoría de las especies de nutrias de ríos que se alimentan de pequeños peces, ranas y otros animales, el huillín (*Lontra provocax*) escarba en el fondo de los ríos con sus patas delanteras en busca de su principal alimento que consistente básicamente en crustáceos como camarones, cangrejos y similares.

Aun cuando en Chile el ítem dietario más importante son los crustáceos del género *Aegla* y *Samastacus spinifrons*, la dieta también incluye: peces, tales como *Percillia gillisi*, *Percichthys trucha*, *Cheirodon australis*; moluscos como *Diplodon chilensis* y *Chilina sp*; además del consumo esporádico de anfibios y aves acuáticas.

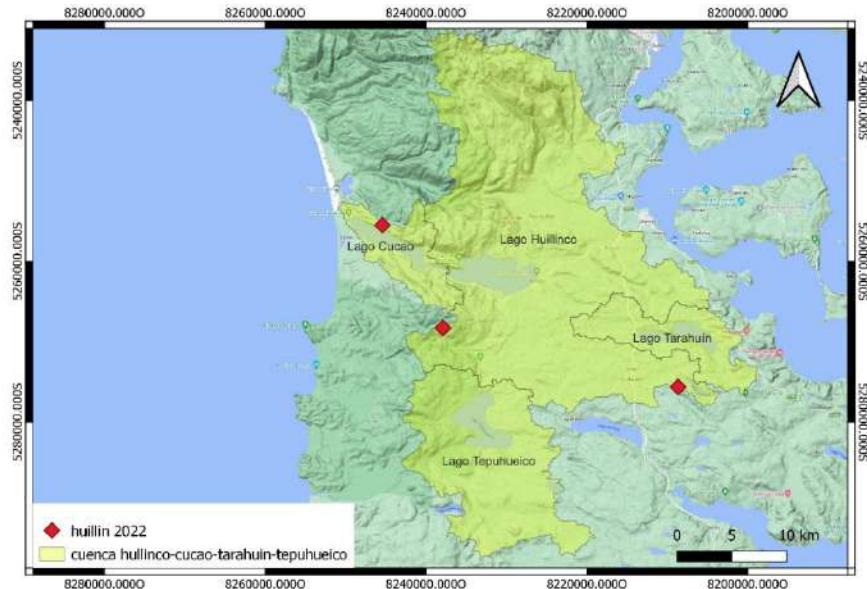


Figura 92. Lugares de avistamiento de huillín en el sistema de cuencas del Huillinco-Cucao. (información extraída de Inaturalist.org).

Modelo conceptual de la cuenca del complejo de lagos Huillinco-Cucao.

En la Figura 93 se muestra un modelo conceptual del complejo de lagos Huillinco-Cucao indicando servicios ecosistémicos presentes y la influencia de las actividades/usos antrópicos en la calidad ambiental del lago.

Servicios ecosistémicos: Dentro de las 4 principales categorías de clasificación de los servicios ecosistémicos entregados por las cuencas del sistema Huillinco-Cucao aparecen de provisión, regulación, culturales y biodiversidad. Los servicios de *provisión* están relacionados con el alimento, madera y agua que entrega la cuenca del Llanquihue, ya sea de forma natural (ej. suministro de agua) o por medio de la producción de ellos (agricultura). 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. Por último, los servicios ecosistémicos de *biodiversidad* y hábitat proveen el respaldo genético y ecológico para que la naturaleza se prolongue en el tiempo.

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

Contribuciones alóctonas hacia el lago: Desde las cuencas del Huillinco-Cucao se producen diversos aportes al cuerpo de agua. El tipo y concentraciones de estos aportes está relacionado con las coberturas y actividades que se desarrolle en la cuenca. 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, repercuten 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, 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 fitoplancónico 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.

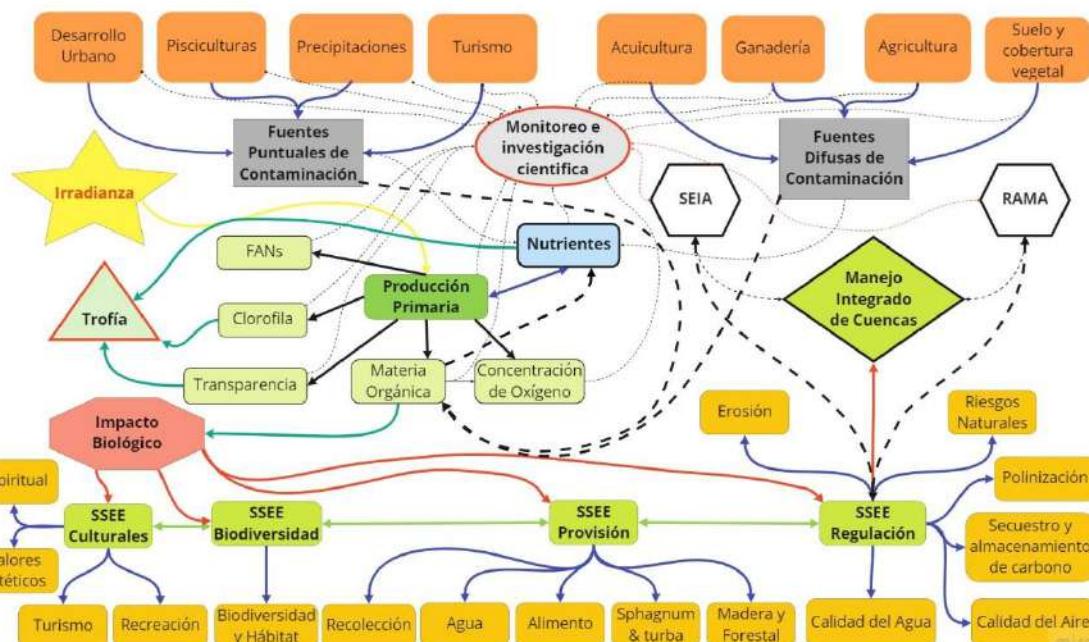


Figura 93. Modelo conceptual del complejo de lagos Huillinco-Cucao. En cuadrados verde claro los 4 grupos principales de servicios ecosistémicos. En cuadrados amarillos los servicios ecosistémicos que se pueden agrupar en las 4 categorías principales. En verde el acoplamiento de las variables biológicas 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.



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 Huillinco-Cucao los silicatos son naturalmente abundantes, por tanto, no es 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 (Figura 94):

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

Nut = Concentración de nutrientes en la columna de agua.

Nut_{entran} = RILes + Usos de suelo + Precipitaciones + Salmonicultura + afluentes.

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 Rupanco.

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, ahora principalmente desde Pisciculturas al no estar activas las concesiones en los cuerpos de agua de Chiloé.



Afluentes: El afluente principal del Huillinco -Cucao es el Rio Bravo, que proviene del lago Tepuhueico y Tarahuín.

Efluente: En este caso el efluente es la conexión entre el lago Huillinco y Cucao con el mar.

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

Temperatura = Aumenta con el aumento 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). 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).

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.

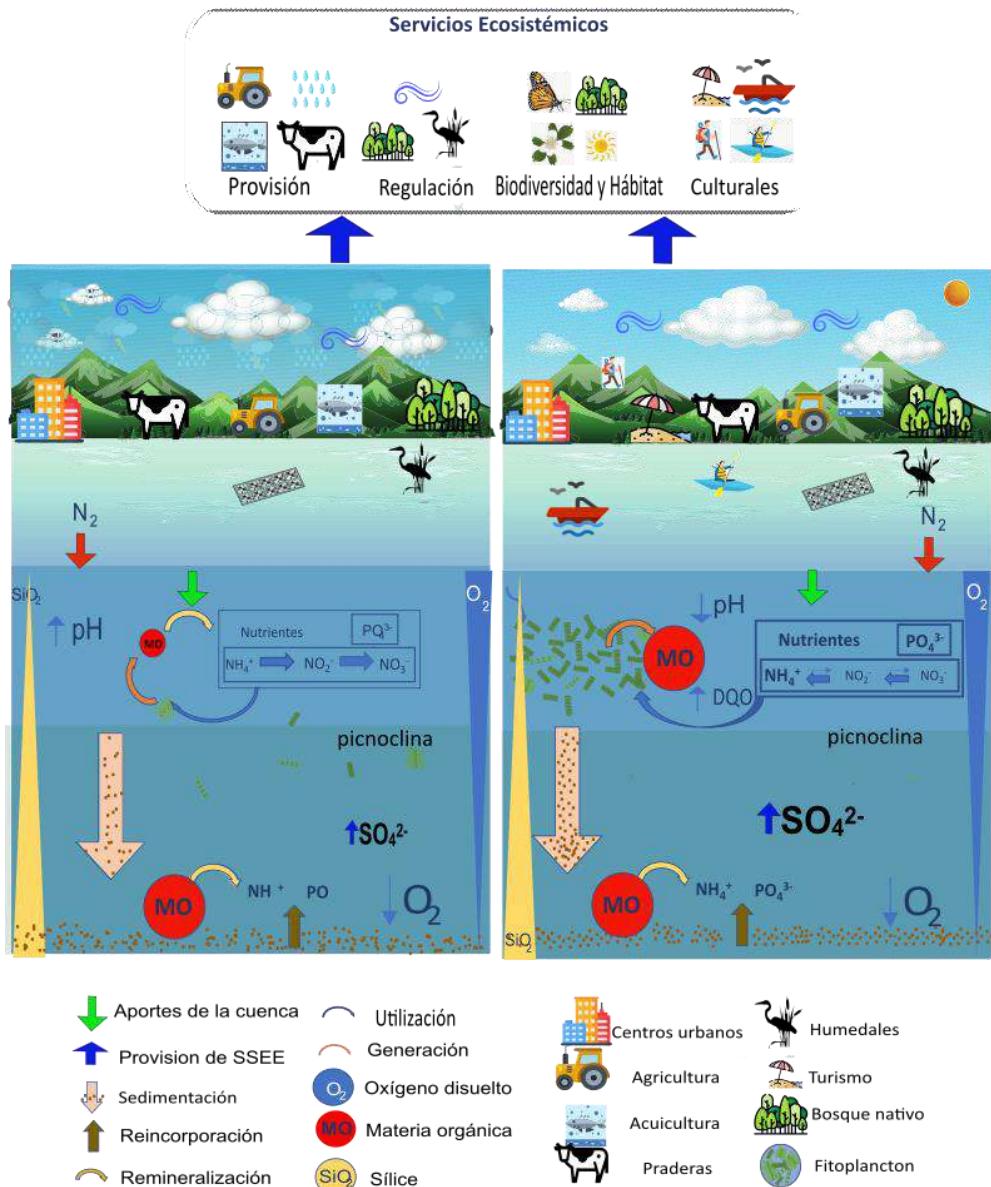


Figura 94. Esquema sobre el funcionamiento del sistema Huillinco Cucao durante el invierno y verano, incluyendo los servicios ecosistémicos presentes.

Transparencia = ésta 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, biodiversidad y otros.



6. DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN

Ranco

En el lago Ranco se evidenció el comienzo de la estatificación térmica de la columna de agua. Rasgo característico para lagos monomícticos templados en época de primavera, el incremento de la temperatura atmosférica aumenta la temperatura superficial de los lagos, la diferencia térmica en la columna de agua limita su mezcla (Campos *et al.* 1982, Wetzel 2001). El rango en que fluctuó la temperatura se encontró dentro lo reportado previamente para igual mes del año (octubre, Campos *et al.* 1982, Pesse *et al.* 2021a, Pesse *et al.* 2021b). Sin embargo, en esta ocasión la columna de agua presentó temperaturas un poco más elevada en superficie, encontrándose más estratificada la columna de agua que en periodos previos (Pesce *et al.* 2021a, Pesce *et al.* 2021b). En relación al oxígeno, presentó un descenso en profundidad en todas las estaciones, especialmente en la más profunda (C2), esta condición se ha registrado previamente en periodo de primavera más avanzada o en verano (Pesce *et al.* 2017b, Pesce *et al.* 2018), cuando la estratificación lleva más tiempo, y la ausencia de mezcla limita la oxigenación del fondo.

Producto de la estratificación térmica los nutrientes utilizados para la productividad primaria comenzaron a agotarse en el epilimnion. En todas las estaciones la productividad biológica podría estar limita por la disponibilidad de nitrato, ya que sus concentraciones fueron bajas en el epilimnion. Las estaciones 100972 (E1) y 101955 (E2), presentaron mayores concentraciones de fosfatados en relación a la estación C1, podría asociarse a su ubicación, ya que corresponden a estaciones más costeras, en lugares más cerrados y con menor profundidad, encontrándose más cercanas a fuentes de la cuenca. Las concentraciones de nutrientes fluctuaron dentro de rangos reportados para el lago Ranco en época de primavera (Pesce *et al.* 2021a, Pesce *et al.* 2021b). En el caso del nitrato en el estrato de fondo fueron mayor a lo reportado (Pesce *et al.* 2018, Pesce *et al.* 2021a, Pesce *et al.* 2021b). Las concentraciones de N-NO₃, los actuales registros son mucho más elevados a lo observado por Campos *et al.* (1982).

En el caso de la trofía en el lago Ranco, se presentó dentro de una condición ultra y oligotrófica, estado que se ha mantenido durante los periodos de primavera evaluados (Pesce *et al.* 2018, Pesce *et al.* 2020, Pesce *et al.* 2021a, Pesce *et al.* 2021b, Urrutia *et al.* 2022). Donde en la mayoría de los casos los valores de transparencia junto con el fósforo total están dentro de límites oligotróficos, mientras que el nitrógeno total y la clorofila total están en rangos ultraoligotróficos (Pesce *et al.* 2018, Pesce *et al.* 2020, Pesce *et al.* 2021a, Pesce *et al.* 2021b, Urrutia *et al.* 2022).

Los organismos fitoplanctónicos en el lago Ranco durante la primavera de 2021 se mantuvo dentro de valores bajo las 150 mil cél/L considerado normal para este lago. Las Diatomeas (*Bacillariophyta*) fueron dominantes, en conjunto con *Chlorophyta* (algas verdes) y *Charophyta* (ex desmidos), sumado a la presencia de *Cryptophyta* y *Dinophyta* pueden ser considerados como característicos del sistema en condiciones de primavera. Además de ello, no se registraron especies potencialmente tóxicas en esta oportunidad, sin embargo se ha observado en etapas precedentes del estudio la *Cyanobacteria Dolichospermum spp.* Pesce *et al.* (2017a) y Pesce *et al.* (2017b). Así también, en primavera del año



2021 la presencia al igual que en etapas precedentes del estudio del dinoflagelado *Ceratium hirundinella*, el cual ha sido descrito por Boltovskoy *et al.* (2003) como un dinoflagelado dulceacuícola de ambientes meso a eutróficos, capaz de originar floraciones, dificultando los procesos de potabilización y provocando, eventualmente, mortandad de peces. Esta especie se registró en el lago desde el año 2014 de acuerdo a Pesse *et al.* (2016). En etapas anteriores del estudio Pesse *et al.* (2016) y se ha mantenido a través de todas las etapas de estudio en diferente concentración, siendo en los períodos de verano (Pesse *et al.* 2017a) y otoño (Pesse *et al.* 2017b) cuando se ha encontrado en mayor proporción. Lo cual, es considerado normal para lagos estratificados térmicamente, ya que los dinoflagelados presentan movilidad que les permite buscar activamente el alimento, además de tener la posibilidad de consumir alimento. La composición fitoplanctónica respecto de los principales grupos taxonómicos coincidió con lo indicado por Campos *et al.* (1982), quien reportó para el lago Ranco dominancia de diatomeas – cloroficea en primavera. Si bien, las diatomeas han sido el grupo históricamente dominante, *Tabellaria flocculosa* var. *andina* no fue registrada en los primeros estudios. No se registraron indicios en la columna de agua de *D. geminata* a pesar de estar este lago dentro del área plaga FAN para Didymo. En Campos *et al.* (1982), se observó una predominancia de ex Myxophyceae actuales cianobacterias, las cuales son conocidas por dominar ambientes eutroficados, si bien en esta oportunidad no fueron los organismos predominantes, se han registrado representantes de este phylum en el lago Ranco, esta diferencia puede atribuirse a que el actual estudio fue solo de carácter anual, por lo cual, no fue posible pesquisar la riqueza completa de organismos fitoplanctónicos del lago.

En el lago Ranco, los organismos zooplanctónicos más abundantes fueron los copépodos y sus estadios nauplii. Siendo esta la componente zooplanctónica normal encontrada en este lago para este periodo por Pesse *et al.* (2021a, 2021b), en Pesse *et al.* (2020) también fueron los copépodos los organismos dominantes del sistema, más los crustáceos Brachipodos y Rotíferos cobraron también relevancia. Desde el año 2018 en Pesse *et al.* (2020), se ha registrado la presencia de *Kellicotia* spp. El año 2021 se ha especificado a *K. longispina*, la cual ha sido descrita como una especie de comportamiento invasivo.

Puyehue

La columna de agua del lago Puyehue mostró un comportamiento típico de un lago monomictico templado para época de primavera (Wetzel 2001). La estratificación térmica se encontró más marcada para igual época según lo reportado previamente (Pesse *et al.* 2020, Pesse *et al.* 2021a, Pesse *et al.* 2021b, Urrutia *et al.* 2022). Lo cual podría relacionarse con una mayor temperatura ambiental, la temperatura ambiental en las fechas del muestreo fue mayor a las registradas en los muestreos realizados por Pesse *et al.* (2020), Pesse *et al.* (2021a) y Pesse *et al.* (2021b) (DGA, estaciones Rucatayo y desagüe Rupanco).

Las concentraciones de nitrato y fosfato variaron a través de la columna de agua, presentando menores concentraciones en el estrato superficial, principalmente relacionado con su utilización por



parte de los productores primarios, registrándose las mayores concentraciones de clorofila asociadas a este estrato. La estratificación térmica limita la mezcla, afectando el intercambio de nutrientes entre diferentes estratos, imposibilitando la restitución de los nutrientes en el epilimnion.

Las concentraciones de nitrogenados registradas en el lago Puyehue fueron las más elevadas de los lagos Araucanos estudio, igual condición se observó en estudios previos (Pesse *et al.* 2017b, Pesse *et al.* 2018, Pesse *et al.* 2020, Pesse *et al.* 2021a, Pesse *et al.* 2021b). Lo que podría relacionarse con el tamaño de lago y las coberturas de suelo de la cuenca. Adicionalmente en las estaciones más costeras, las concentraciones de nitrógeno total fueron mayores a la estación C2. Posiblemente relacionado con aportes provenientes desde la cuenca o de contribuciones proveniente de procesos de nitrificación. Con respecto al nitrógeno total, en epilimnion se encontró constituido en su mayoría por constituyentes orgánico, vinculado a la productividad biológica en la zona fótica.

Al comparar las concentraciones de nutrientes con estudios previos para igual periodo, estas se encontraron dentro de los rangos reportados, pero el comportamiento en la columna de agua fue diferente (Pesse *et al.* 2020, Pesse *et al.* 2021a), podría relacionarse con la estratificación más marcada de la columna de agua y la 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 agua frías como las Cryptophyta y organismos más característicos de la temporada primaveral como Chlorophyta y Charophyta. En esta etapa del estudio no se han registrado especies potencialmente toxicas, sin embargo, en Pesse *et al.* (2016) se reportó, aunque en baja abundancia la cianobacteria *Dolichospermum* spp. También se ha registrado anteriormente (Pesse *et al.* 2017a), al igual que en esta etapa *Ceratium hirundinella*. No se registró la presencia de *D. geminata* lo cual es un buen indicio ya que este lago se encuentra en un área declarada plaga para esta especie de diatomea.

La componente zooplanctónica ha presentado una abundancia similar a la reportada en la primavera de 2020 (Pesse *et al.* 2021b), inclusive en esta oportunidad ha sido mayor en una de las estaciones costeras. Las especies que se encontraron son similares a las reportadas en las etapas precedentes del estudio siendo Maxilipoda, Brachiopoda y los nauplii de copépoda, los organismos más abundantes usualmente, entre las principales diferencias destacaron, la ausencia de la especie *Boeckella gracilipes* la cual se presentó únicamente en el monitoreo del año 2014 (Pesse *et al.* 2016). Así también la aparición de *Kellicottia* spp. el año 2019 y su permanencia desde ese periodo.

Rupanco

El lago Rupanco corresponde a un lago monomítico templado (Campos *et al.* 1992), lo que condice con lo observado en la columna de agua del lago en época de primavera, registrándose el comienzo de la estratificación térmica. Donde la temperatura registrada se encontró dentro de rangos reportados para época de primavera (Campos *et al.* 1992, Pesse *et al.* 2017a, Pesse *et al.* 2020, Pesse *et al.*



2021b, Urrutia *et al.* 2022). En todas las estaciones de registró una disminución de oxígeno en profundidad, posiblemente relacionado con la degradación de materia orgánica asociada al hipolimnion.

La estratificación térmica de la columna de agua condiciona la distribución de nutrientes y productividad biológica, al limitar la mezcla de la columna de agua y la restitución de nutrientes en epilimnion (Wetzel 2001). Las mayores concentraciones de clorofila se encontraron asociadas al estrato superficial, explicando el agotamiento de nutrientes inorgánicos en el epilimnion. Mientras que, pasada la zona fótica aumentó la presencia de nutrientes inorgánicos. Una distribución similar de los nutrientes ha sido detectada en registros previos (Pesse *et al.* 2017a, Pesse *et al.* 2021d). Las concentraciones de N-NO₃ y PT, difieren a lo reportado en primeros estudios realizados en el lago Rupanco (entre 1980 y 1981, Campos *et al.* 1992), las concentraciones actuales son más elevadas a lo registrado por Campos *et al.* (1992).

En relación a la trofía en el lago Rupanco, las variables indicadoras de trofía se encontraron dentro de límites ultra y oligotróficas. Similar a lo obtenido en períodos previos en igual época del año (Pesse *et al.* 2017a, Pesse *et al.* 2020, Pesse *et al.* 2021b).

En el lago Rupanco, el fitoplancton, osciló dentro del rango considerado dentro del rango promedio para este lago, entorno a las 120 mil cél/L. En la primavera de 2020 (Pesse *et al.* 2021b), se han registrado las mayores abundancias fitoplanctónicas en este lago. Como en etapas precedentes estuvo dominado por diatomeas en la mayor parte de las estaciones de muestreo, también formaron parte importante del fitoplancton Chlorophyta, Charophyta y Cryptophyta, en menor medida dinoflagelados. Esta distribución de abundancias es muy similar a la reportada anteriormente en este estudio. Cabe destacar que en este lago 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 su cuenca.

En esta última etapa del monitoreo presentó una abundancia zooplanctónica mayor a la 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 a nivel específico como *Kellicottia cf. longispina*, la cual ha sido descrita como una especie invasiva.

Llanquihue

El lago Llanquihue es un lago monomictico templado (Campos *et al.* 1988), indicando que la columna de agua del lago se mezcla completamente una vez al año, debido a cambios en la temperatura



(Wetzel 2001). Donde en época de primavera, producto del incremento de temperatura atmosférica, se comienza estratificar térmicamente la columna de agua, observándose este comportamiento en los perfiles de temperatura. La temperatura se presentó dentro de rangos previamente reportados para la época de primavera (Campos *et al.* 1988, Pesse *et al.* 2017b, Pesse *et al.* 2020, Pesse *et al.* 2021a, Pesse *et al.* 2021b). Respecto a la modelación hidrodinámica del lago Llanquihue, se estima que el modelo hidrodinámico replicó de manera adecuada el ciclo anual de la temperatura superficial, esto fue contrastado con información satelital (MUR). 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 termoclinia. Comparando esto con información histórica previa a éste programa de monitoreo, concordó la dinámica general modelada a lo observado en el estudio que comprendió el ciclo anual completo del lago Llanquihue realizado por Campos *et al.* (1988). Así también fue similar con la evolución estacional de las temperaturas y altura de la termoclinia reportado en la modelación hidrodinámica realizada por Abarca *et al.* (2018).

Las concentraciones de nutrientes inorgánicos, nitrato y ortofosfato, en el estrato superficial estuvieron influenciados por su utilización en la productividad biológica, que es donde se registraron las mayores concentraciones de clorofila. En las estaciones más someras del lago Llanquihue se registraron las concentraciones más elevadas de nitrógeno total, y constituidas principalmente por sus formas orgánicas, lo que podría relacionarse con la mayor productividad biológica y/o contribuciones orgánicas desde la cuenca. Las concentraciones de nutrientes se encontraron dentro de rangos similares a los reportados anteriormente (Campos *et al.* 1988, Pesse *et al.* 2017b, Pesse *et al.* 2021a, Pesse *et al.* 2021b). Para el caso del N-NO₃ y P-PO₄ fue diferente, a pesar que las concentraciones fueron bajas, superan a lo reportado por Campos *et al.* (1988) para el lago Llanquihue (de 0 a 100 m) en similar época de muestreo, especialmente el P-PO₄.

En la estación 100070 del lago Llanquihue las variables físico, químicas y biológica presentaron características diferentes al resto de las estaciones. Esto puede relacionarse con las características morfológicas y batimétricas de la estación 100070, ya que se encuentra localizada en una bahía cerrada y muy somera, correspondiendo a la estación de muestreo menos profunda en el lago Llanquihue (~10 m).

Con respecto a las variables de trofía, en general fluctuaron entre un estado ultra y oligotrófico, al igual que en estudios previos (Pesse *et al.* 2017b, Pesse *et al.* 2021a, Pesse *et al.* 2021b). Sin embargo, en todos los registros hay estaciones que poseen alguna variable en un rango mesotrófico o eutrófico, en general asociado a estaciones menos profundas. En este periodo la estación 100070 presentó las condiciones más alteradas de las estaciones en estudio.

La abundancia fitoplanctónica en el lago Llanquihue se mantuvo dentro del rango inferior a lo reportado en etapas anteriores del estudio, con valores no superiores a 50 mil cél/L. La componente fitoplanctónica fue diversa, siendo los grupos más abundantes las Bacillariophyta, Ochrophyta y Chlorophyta. Los principales grupos fitoplanctónicos registrados en este estudio concordaron con lo reportado por Campos *et al.* (1988), sin embargo, la densidad celular fue menor en el presente estudio,



lo cual podría deberse a un efecto de dilución de la muestra al ser integrada entre los 0 y los 40 m de profundidad. En esta oportunidad no se encontraron especies potencialmente tóxicas, sin embargo se presenta el dinoflagelado *C. hirundinella* el cual ha sido descrito como invasivo por Boltovskoy (2003), así también en Pesse *et al.* (2017a) precedentes del estudio se han reportado, aunque en baja abundancia 6 taxa de cianobacterias durante el monitoreo del año 2016 y Campos *et al.* (1988) también reportó 5 taxa de cianobacterias el año 1982-1983.

La abundancia de zooplancton del lago Llanquihue estuvo dentro del rango superior a lo descrito anteriormente para este lago, siendo generalmente mayor que en la primavera de 2020 como indicó Pesse *et al.* (2021b). Las estaciones que generalmente han presentado una mayor abundancia de zooplancton son aquellas localizadas en las bahías más cerradas como son Puerto Rosales (100070) y Bahías Totoral (100100) y Phillipi (100332). Así también desde el año 2019 hasta la actualidad se ha visto la presencia de *Kellcottia* spp., la cual ha sido posible identificar en esta última etapa como *K. cf. longispina*. Esta especie no había sido reportada en estudios de Campos *et al.* (1988) y Thomasson *et al.* (1963).

Chapo

El lago Chapo ha sido descrito como un lago monomictico templado (Villalobos *et al.* 2003), debido a que se mezcla completamente una vez por año, por las variaciones de temperatura (Wetzel 2001). Con el cambio de estación y el incremento de temperatura atmosférica el lago comienza a estratificarse (Wetzel 2001), lo que se ve reflejado en los perfiles de temperatura. Estos perfiles son similares a lo reportado para igual periodo de estudio (noviembre), sin embargo, la temperatura en el epilimnion en esta ocasión fue mayor a lo registrado con anterioridad (Woelfl *et al.* 2003, Pesse *et al.* 2021a, Pesse *et al.* 2021b). Los perfiles de oxígeno, evidencian una disminución de la concentración a medida que incrementó la profundidad, esto puede relacionarse con la degradación de materia orgánica que provenga desde estratos superficiales, así como de la cuenca, donde domina la presencia de bosque nativo.

En general las concentraciones de nutrientes estuvieron dentro de rangos registrados en estudios previos (Pesse *et al.* 2021a, Pesse *et al.* 2021b). No obstante, las concentraciones de N-NO₃ obtenidas en este estudio fueron mucho más elevadas a lo reportado por Woelfl *et al.* (2003), para los años 1986 y 1987. En el caso de los fosfatados no es posible comparar los primeros registros con los actuales, ya que nuestros resultados se encuentran mayoritariamente bajo el límite de detección, lo cuales son superiores a las concentraciones reportadas en Woelfl *et al.* (2003).

La productividad biológica se encontró asociada a la zona fótica, disminuyendo la disponibilidad de nutrientes inorgánicos en el epilimnion. La baja productividad biológica del lago Chapo podría estar influenciada por la baja disponibilidad de ortofosfato en la zona fótica.

La trofia en el lago Chapo se encontró principalmente dentro de rangos ultraoligotróficos, exceptuando por la transparencia (oligotrófica), que puede estar influenciada por contribuciones de deshielo.



El fitoplancton del lago Chapo, se registró dentro del límite medio inferior del rango de abundancia reportada anteriormente para este lago por Pesse *et al.* (2021a, 2021b). La componente fitoplanctónica del lago Chapo fue diversa, siendo los grupos más representativos Ochrophyta, diatomeas, Chlorophyta, y Cyanobacteria. La cianobacteria presente fue *Limnococcus* spp., aunque en baja abundancia, en etapas anteriores del estudio (Pesse *et al.* 2021a), se han descrito cianobacterias para este lago, pero generalmente en bajas abundancias. En concordancia con lo reportado por EULA, (2011), especies de la clase Fragilariophyceae fueron las más abundantes similar a lo reportado en este estudio.

La componente zooplanctónica del lago Chapo, fue diversa y su abundancia entre estaciones variables, oscilando actualmente dentro del rango superior de abundancia registrado para este lago. En Pesse *et al.* (2021a) se observó por primera vez en este estudio la presencia de *Kellicottia* spp., especie que se mantuvo con una abundancia importante de esta especie, hasta la actual etapa del monitoreo. Es importante destacar esto, por el rol ecológico descrito para *Kellicotia longispina*. Si bien en Woelfl *et al.* (2007), se indicó una biomasa de un 10% de rotíferos no se indicó que especies comprendieron este grupo.

Llanquihue intensivo

La temperatura registrada en la estación C2 reflejó un comportamiento asociado a lagos monomicticos templados. Tipo de lagos que constan con dos periodos, un periodo de mezcla donde la columna de agua está completamente mezclada, y otro periodo de estratificación, que se produce al incrementar la temperatura del epilimnion al aumentar la temperatura ambiental el estrato, imposibilitándose la mezcla por la diferencia de temperatura y densidad del agua.

La dinámica térmica estaría influyendo en la distribución de nutrientes en la columna de agua. En época de mezcla los nutrientes se encontraron distribuidos homogéneamente. Mientras que, en época de estratificación el intercambio de nutrientes estuvo limitado.

La disponibilidad de nutrientes como la dinámica térmica condicionaron la productividad biológica, como a su estructura comunitaria. Las comunidades fitoplanctónicas presentaron diferencias significativas en su composición y abundancia entre épocas. Dominadas por diatomeas en época de otoño e invierno, hasta alcanzar una abundancia máxima en septiembre. El máximo de productividad biológica afectó la disponibilidad de nutrientes en el epilimnion. Motivando un cambio en la estructura comunitaria en época de primavera-verano por especies más versátiles, como *Dinobryon* sp. o *D. divergens*, organismos mixotróficos, capaces de modificar su comportamiento alimenticio frente a diferentes condiciones ambientales (Bellinger & Sigee 2010). Así como también por dinoflagelados de mayor tamaño, que pueden migrar a estratos con mayor disponibilidad de nutrientes (Wetzel 2001). En otoño-invierno 2021 se mantuvo la dominancia de diatomeas, pero con importante presencia de *Rhodomonas lacustris*, Cryptophyta nanoplanctónica. La predación zooplanctónicas sobre microalgas,



puede favorecer la presencia de *Cryptophytes*, al disminuir la competencia entre células algales se potencia a especies de rápido crecimiento (especies-r) (Sigee 2004, Bellinger & Sigee 2010).

Finalmente, el zooplancton presenta sus máximas abundancias posterior el máximo fitoplanctónico. De acuerdo a los análisis estadísticos realizados, el cambio en la estructura comunitaria del fitoplanctónico estaría influyendo sobre la del zooplancton. Sin embargo, para el caso de *Daphnia* sp., su abundancia podría estar más terminada por la temperatura (Feniova et al. 2013), por lo que el cambio de estación podría estar afectando a su abundancia, favoreciendo a *Kellicottia* sp. en primavera-verano, al competir por un nicho similar (Arcifa et al. 2020).

Huillínco-Cucao

El sistema lacustre Huillínco-Cucao es un sistema particular, que se encuentra conformado por dos cubetas, el lago Huillínco y Cucao, las que están unidas por un canal denominado Caldera, el cual es ancho y de reducida longitud, permitiendo que exista un flujo entre ambas cubetas. Este sistema desemboca al mar, a través del río Cucao, el cual es de reducida longitud, generando que este sistema tenga influencia marina. Es así como el sistema Huillínco – Cucao presenta una columna de agua completamente estratificada, debido a la diferencia de densidades, que limita la mezcla de la columna de agua, principalmente en las estaciones más profundas del sector Huillínco. Este comportamiento se relaciona a un lago meromíctico, donde el cuerpo de agua nunca se mezcla completamente, producto a un gradiente de densidad (Wetzel 2001).

Adicionalmente, el sistema lacustre Huillínco – Cucao se encuentra emplazado en una cuenca de gran tamaño, generando que la cuenca tenga una gran influencia en los cuerpos de agua, realizando desde la cuenca importantes contribuciones de materia orgánica. El análisis de materia orgánica disuelta indicó al ácido húmico como principal componente, el que se relaciona con materia orgánica de origen alóctono de difícil degradación (Fellman et al. 2010, Singh et al. 2010). Esta influencia se ha observado en todos los períodos previos donde se ha analizado el origen de la materia orgánica en los lagos (Pesse et al. 2017b, Pesse et al. 2018, Pesse et al. 2020, Pesse et al. 2021a, Pesse et al. 2021b). Donde la contribución autóctona de materia orgánica es reducida en relación a la alóctona.

Frente a la ausencia de mezcla y las elevadas contribuciones de materia orgánica de origen alóctono, el estrato de fondo se encontró totalmente anóxico, condición que se ha reportado desde primeras investigaciones (Campos et al. 1997). Adicionalmente en el estrato de fondo presentó concentraciones muy elevadas de nutrientes. En la mayoría de las estaciones analizadas, las concentraciones de nutrientes incrementaron con la profundidad. Frente la ausencia de oxígeno en el hipolimnion dominó el proceso de desnitrificación, el nitrato disminuyó drásticamente cerca de los 10 m, encontrándose ausente en el estrato de fondo, donde el nitrógeno inorgánico que predominó es el amonio. Esta dinámica en la columna de agua del sistema Huillínco – Cucao ha sido observada en diferentes investigaciones previas (Pesse et al. 2017b, Pesse et al. 2018, Pesse et al. 2020, Pesse et al. 2021a, Pesse et al. 2021b). Debido a las condiciones del hipolimnion, la productividad primaria se encuentra



restringida epilimnion. Debido a la elevada materia orgánica alóctona y disponibilidad de nutrientes este sistema lacustre posee una condición mixotrófica, que se ha observado en investigaciones previas (Pesce *et al.* 2017b, Pesce *et al.* 2018, Pesce *et al.* 2020, Pesce *et al.* 2021a, Pesce *et al.* 2021b).

El Huillinco-Cucao es un sistema complejo en cuanto a su distribución de abundancias fitoplanctónicas, ya que, al ser un lago estratificado, con elevadas concentraciones de nutrientes y baja concentración de oxígeno en el estrato profundo. Esto genera un ambiente particular que posibilita el crecimiento de algunos grupos fitoplanctónicos más aptas a estas extremas condiciones. Generalmente este sistema lacustre se ha presentado con una mayor abundancia de diatomeas, e inclusión de grupos como Chlorophyta, Cyanobacteria y Cryptophyta. Actualmente y desde la etapa anterior del estudio (Pesce *et al.* 2021b), este lago ha presentado una mayor proporción de Chlorophyta y Cryptophyta. En las etapas precedentes del estudio se evaluaron muestras de profundidad bajo la picnoclina, y en ellas generalmente se registró abundancia cero, o valores cercanos a este número (Pesce *et al.* 2017a, 2017b, 2018, 2020, 2021a, 2021b). Lo que indica que el estrato profundo carece prácticamente de vida fitoplanctónica. En Parra & González, (1978), se han descrito previamente Cianobacterias y Chlorophyta, implicando una baja riqueza de taxa fitoplanctónicos. Si bien actualmente se han registrado una mayor riqueza de taxa fitoplanctónicos, son las Chlorophyta y las Cianobacterias las especies que han llegado a tener una mayor predominancia.

El zooplancton de este sistema lacustre, estuvo dominada por Branchiopoda, también fueron importantes los Copépoda y Rotífera. La abundancia fue elevada y variable, encontrándose dentro de los valores más altos encontrados para este lago.

Tarahuín

El lago Tarahuín ha sido descrito como un lago monomítico templado (Villalobos *et al.* 2003), debido a que se mezcla completamente una vez al año, y se estratifica la columna de agua con el incremento de temperatura (Wetzel 2001). En el estrato superficial de la columna de agua del lago Tarahuín se evidenció el incremento de temperatura, relacionado con el comienzo de la estratificación térmica que ocurre en esta época en lagos monomíticos templados. Condición que ha sido reportada previamente para igual época del año (Pesce *et al.* 2021a, Pesce *et al.* 2021b).

Las menores concentraciones de nutrientes inorgánicos en el epilimnion estarían relacionadas con la productividad biológica ocurrida en este estrato. La mayor parte de productividad primaria se desarrolló en el estrato superficial, agotando los nutrientes inorgánicos. Así también, el nitrógeno total en el epilimnion estuvo compuesto principalmente por formas orgánicas, posiblemente derivado de la productividad biológica que ocurre en el epilimnion. Pasada la zona fótica (~10 m), la productividad biológica disminuyó al encontrarse limitada por la radiación solar.



En el hipolimnion, los nutrientes inorgánicos tendieron a incrementar, al disminuir su utilización. Así también es posible que en el hipolimnion esté ocurriendo el proceso de nitrificación, contribuyendo con nitrato. En este estrato disminuyó la concentración de oxígeno, relacionándose con la degradación de materia orgánica.

En el lago Tarahuín, al igual que lo reportado en registros previos (Pesse *et al.* 2017b, Pesse *et al.* 2018, Pesse *et al.* 2020, Pesse *et al.* 2021a, Pesse *et al.* 2021b), el origen de materia orgánica disuelta estuvo conformada principalmente por constituyentes similares a ácidos húmicos y fúlvicos, los cuales están relacionados con contribuciones alóctonas al lago, materia orgánica que poseen características refractarias (Fellman *et al.* 2010, Singh *et al.* 2010). La materia orgánica autóctona, vinculada con constituyentes similares a proteínas y triptófanos (Fellman *et al.* 2010, Singh *et al.* 2010), tuvieron una importante presencia en este lago, registrándose en el lago Tarahuín una elevada productividad biológica. A pesar de las elevadas contribuciones alóctonas, según el modelo conceptual nutriente color, el lago Tarahuín se encontraría en una condición eutrófica. La condición trófica en el lago Tarahuín se ha mostrado variable a través de los diferentes registros, en general se ha evidenciado una condición eutrófica, aunque también ha presentado un estado mixotrófico y oligotrófico (Pesse *et al.* 2017b, Pesse *et al.* 2018, Pesse *et al.* 2020, Pesse *et al.* 2021a, Pesse *et al.* 2021b).

El lago Tarahuín presentó una elevada abundancia fitoplanctónica, la cual se encontró dentro del rango promedio respecto a etapas anteriores del estudio. Las mayores abundancias fueron dadas por la cianobacteria *Dolichospermum* spp., lo cual es un indicador de eutroficación del lago, y debe tomarse como una alerta para uso de estas aguas para potabilización y recreación, por la potencial toxicidad de esta especie en elevadas concentraciones. Este taxa, se ha venido registrando desde el año 2016 y aunque con oscilaciones anuales, las cianobacterias se han mantenido presentes desde aquel entonces. En Parra & González, 1978, se describieron 44 taxa para éste lago, siendo un número mayor a lo registrado actualmente, dentro de ello, se han descrito más de 4 especies de *Anabaena*, siendo este género uno de los microorganismos actualmente más abundantes. Cabe destacar que el género planctónico de *Anabaena* corresponde actualmente a *Dolichospermum*.

El zooplancton del lago Tarahuín, presentó una fuerte oscilación de abundancia entre estaciones de muestreo, sin embargo, presentó un patrón similar al reportado por Pesse *et al.* (2021b), donde en la estación C1 se registran las mayores abundancias. Cabe destacar que solo en este lago de los lagos Chilotés estudiados fue posible encontrar al rotífero potencialmente nocivo, *Kellicottia* spp.

Natri

En la columna de agua del lago Natri se observó el comienzo de la estratificación térmica, aspecto característico de lagos monomictos templados en época de primavera (Wetzel 2001). Donde el estrato superficial comienza a absorber calor al incrementar la temperatura ambiental, provocando una diferencia térmica y de densidad, que limita la mezcla de la columna de agua, hasta que llega el cambio de estación y disminuye la temperatura del epilimnion (Wetzel 2001).



La distribución del oxígeno en la columna de agua del lago Natri, estaría evidenciando una disminución de oxígeno en profundidad, lo cual se puede relacionar con la utilización de oxígeno en estratos del fondo, destinado para la degradación de materia orgánica. Esta condición ha sido evidenciada previamente, en época del primavera y otoño (Pesse *et al.* 2017b, Pesse *et al.* 2020, Pesse *et al.* 2021).

En el estrato superficial de la columna de agua la disponibilidad de nutrientes inorgánicos fue menor que en el estrato de fondo, relacionado con su utilización en la productividad biológica. En general, pasada la zona fótica las concentraciones de nutrientes incrementaron en la columna de agua.

La materia orgánica estuvo conformada principalmente por componentes similares a ácidos húmicos y fulvicos, relacionados con materia orgánica de origen alóctono, con características refractarias (Fellman *et al.* 2010, Singh *et al.* 2010). Sin embargo, la materia orgánica autóctona, asociada a componentes similares a proteínas y triptófanos, materia orgánica de fácil degradación (Fellman *et al.* 2010, Singh *et al.* 2010), también tuvieron una importante presencia. A pesar de su elevada materia orgánica alóctona, su condición trófica se encontró en el límite de la condición distrófica y oligotrófica. En estudios previos, a pesar de tener concentraciones similares de DOC alóctono, su condición se encontró principalmente en rangos distróficos (Pesse *et al.* 2021a, Pesse *et al.* 2021b).

La abundancia fitoplanctónica del lago Natri, se encontró dentro del rango de abundancias normales para este lago, cercano a las 450 mil cél/L. La componente fitoplanctónica estuvo dada principalmente por diatomeas. En esta oportunidad no se registraron especies potencialmente tóxicas. Éste, así como los restantes lagos Chilotas no presentan *D. geminata* en la zona pelágica. En Parra & González, 1978, se registraron 15 taxa fitoplanctónicos, siendo las Chlorophyta y Cianobacterias los grupos más representativos, en cambio en la actualidad, fueron las Diatomeas los organismos más abundantes y diversos.

El zooplancton del lago Natri, se encontró sobre el rango reportado en las etapas precedentes del estudio para este lago. Los principales componentes fueron copépodos Branchiopoda y Rotífera.

Yelcho

El lago Yelcho, al igual que la mayoría de los lagos en estudio, es un lago monomictico templado (Prado *et al.* 1999), donde en época de primavera con el incremento de temperatura atmosférica el cuerpo de agua comienza a incrementar la temperatura. En los perfiles de temperatura se evidenció el comienzo de la estratificación, principalmente en la estación más profunda. Esta dinámica térmica y el rango de temperatura fue similar a lo previamente registrado para igual época (Prado *et al.* 1999, Pesse *et al.* 2018, Pesse *et al.* 2020, Pesse *et al.* 2021a, Pesse *et al.* 2021b).

La distribución de nutrientes en la columna se encontró relacionada a la productividad biológica, en estratos superficiales las concentraciones de clorofila fueron mayores, disminuyendo las



concentraciones de nutrientes. Incrementando la disponibilidad de nutrientes en el hipolimnion, donde disminuye su utilización por productores primarios.

En relación a las variables de trofía, la transparencia se encontró dentro de rangos mesotróficos, condición vinculada con las contribuciones de deshielo. Mientras que los nutrientes y clorofila estuvieron en bajas concentraciones, encontrándose mayoritariamente en rangos ultraoligotróficos. Exceptuando por la estación 101521, donde las concentraciones de clorofilas estuvieron en rangos oligotróficos, podría deberse a las características de su ubicación, al estar en un lugar más somero y protegido, de igual forma esta estación es la que presenta mayor presencia antrópica.

La abundancia fitoplanctónica del lago Yelcho, se encontró dentro del rango promedio respecto a lo reportado en etapas precedentes del estudio similar a lo encontrado en Pesce *et al.* (2020). El fitoplancton estuvo dominado por las Bacillariophyta y Cryptophyta. 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.* (2022), fueron las Diatomeas el grupo más representativo del fitoplancton del lago Yelcho, lo cual concuerda con lo registrado en este estudio.

La abundancia zooplanctónica del lago Yelcho se encontró dentro del rango promedio a superior de lo registrado anteriormente para este lago, en las etapas precedentes de este estudio. En este lago cabe destacar la presencia desde el año 2020 en Pesce *et al.* (2021b) de *Kellicottia* spp., actualmente fue posible describirla como *Kellicottia cf. longispina*.

Riesgo

El lago Riesco es un lago monomictico templado, posee un periodo de estratificación térmica y otro donde la columna de agua se mezcla completamente (Campos *et al.* 1999). Es así como en este estudio se evidenció el comienzo de la estratificación térmica de la columna de agua, típico de lagos monomicticos templados en época de primavera. La temperatura fluctuó dentro de rangos previamente registrados para el periodo de primavera (Pesce *et al.* 2018, Pesce *et al.* 2020, Pesce *et al.* 2021a, Pesce *et al.* 2021b).

En relación al oxígeno, en la estación 110048 se evidenció un claro descenso en su concentración a medida que aumenta la profundidad, mientras que en la estación 110038 se encontró homogéneamente distribuido. Esta dinámica ha sido evidenciada en estudios previos, inclusive en los primeros registros ya se evidenciaba un descenso del oxígeno en profundidad en la parte sur del lago (Campos *et al.* 1996, Campos *et al.* 1999, Pesce *et al.* 2018, Pesce *et al.* 2020, Pesce *et al.* 2021a, Pesce *et al.* 2021b). Se desconoce si es una condición natural del lago, debido a que los centros de cultivo ya se encontraban en funcionamiento cuando se realizaron los estudios de Campos *et al.* (1996) y Campos *et al.* (1999). Por otra parte, el brazo sur del lago recibe las contribuciones de su mayor afluente (río Condor), el que puede ser un aporte importante de materia orgánica. Adicionalmente esta



parte del lago se encuentra menos expuesto al viento, y por lo tanto su circulación se puede encontrar más limitada, en relación a la parte norte del lago Riesco (Campos *et al.* 1999).

En el caso del nitrato y el nitrógeno total mostraron una tendencia de incrementar con la profundidad, presentando bajas concentraciones en el epilimnion, relacionado con la productividad primaria, las mayores concentraciones de clorofila ocurrieron en el epilimnion. En general las concentraciones de nutrientes fueron bajas, al igual que lo reportado previamente (Campos *et al.* 1996, Campos *et al.* 1999, Pesse *et al.* 2018, Pesse *et al.* 2020, Pesse *et al.* 2021a, Pesse *et al.* 2021b). Encontrándose sus variables de trofía dentro de rangos ultraoligotróficos, vinculado a sus bajas concentraciones de nutrientes y de productividad biológica, mientras que la transparencia estuvo dentro de rangos mesotróficos, relacionado con sus ingresos de deshielo. En estudios previos, en algunos casos las concentraciones de nitrógeno total y fósforo total han sido mayores a las registradas actualmente, en rangos oligotróficos y mesotróficos (Pesce *et al.* 2018, Pesce *et al.* 2021a, Pesce *et al.* 2021b).

En el lago Riesco se reporta la abundancia fitoplanctónica con valores generalmente superiores a los reportados en etapas precedentes del estudio (Pesce *et al.* 2021b). Los principales componentes de la comunidad fitoplanctónica fueron Bacillariophyta, lo cual concuerda con lo reportado anteriormente para este lago. 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 Campos *et al.* (1997), se describieron 60 especies, más en la actualidad si bien se registraron un menor número de taxa, fueron coincidentes los taxa más diversos y representativos, las Diatomeas y Chlorophyta.

La componente zooplanctónica fue similar en ambas estaciones de muestreo, y menor a lo observado en la primavera anterior (Pesce *et al.* 2021b), sin embargo, en el monitoreo actual hubo una menor riqueza de taxa respecto del año 2020. Es necesario destacar que desde el monitoreo de otoño del año 2019 se viene registrando la presencia de *Kellicottia* spp. (Pesce *et al.* 2020). El zooplancton, en Campos *et al.* (1997), tuvo una riqueza de 15 taxa, actualmente la riqueza de taxa fue menor, y se destaca la presencia de *Kellicottia cf longispina* la cual ha sido descrita como invasiva.

Capacidad de carga

De acuerdo a nuestro 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.

Los mayores aportes de nutrientes a los lagos Araucanos y Patagónicos provienen de las fuentes difusas, principalmente del uso de suelo y cobertura vegetal, lo que hace necesario considerar con mayor atención el continuo cambio de uso de suelo de bosque nativo hacia praderas 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 (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. Vera *et al.* (2020) registraron que en una subcuenca del lago Llanquihue la vegetación ribereña estaría actuando como un buffer, captando nutrientes, e inhibiendo que la totalidad de éstos fluyan al lago.

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. Si bien los volúmenes de descarga de ambos aliviaderos de tormenta han disminuido sustancialmente con respecto al año 2020, 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 la prístinidad 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 un tercio 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. 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 eutrofización 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. Esto se debe a la mayor área de estos lagos, ingresando este nutriente de manera directa, sin filtro alguno. 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 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.

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 (83 años), en donde se permitiría una mayor acumulación de nutrientes.

Como segunda principal fuente aportante de nutrientes, se identificó a la acuicultura, restringido sólo a lagos donde aún se producen alevines en balsas jaulas. Durante el año 2021 se declaró producción en balsas jaulas en los lagos Rupanco, Llanquihue y Puyehue.

Al evaluar los resultados de caudal del río Pescado entre junio del 2020 y enero del 2022, se registraron valores promedio de hasta 300 m³/s en junio del 2020, presentando un comportamiento mayormente del tipo pluvial, con aumentos de caudal en épocas de mayor precipitación.

El estudio de caudal realizado en el río Pescado, permitió obtener información valiosa del comportamiento del principal afluente del lago Llanquihue. En Campos *et al.* (1998) se determinó un caudal promedio de solo 4,9 m³/s, más nuestro estudio, gracias a las mediciones continuas, logró pesquisar un promedio mensual que fluctuó entre 1,5 – 53,7 m³/s. Estas mediciones nos permitieron hacer comparaciones para validar la escorrentía obtenida por el método de la curva número, de la subcuenca por donde fluye el río Pescado. Es importante recalcar entonces que, con el estudio de caudales se valida el método de la curva número para esta subcuenca en particular. Para validar el resto de las subcuencas, se sugiere realizar un estudio de caudales para los principales afluentes del lago Llanquihue, como son los ríos: Blanco, Tepú y Las Cascadas.

Servicios ecosistémicos



Se estima que los lagos de Chile han acelerado el proceso de eutrofificación natural debido a los aportes de nutrientes (fósforo y nitrógeno) provenientes de actividades productivas humanas como la agricultura, acuicultura, el cambio de uso de suelos y la falta de tratamiento de aguas servidas, siendo estas actividades las que impulsan la modificación de las funciones ecosistémicas (ej. abastecimiento de agua potable, paisaje y biodiversidad) (León-Muñoz *et al.* 2007). Los lagos en general, suministran un amplio catálogo de servicios ecosistémicos, pero lamentablemente el flujo de bienes y servicios no es percibido por la sociedad como el de otros tipos de ecosistemas, minimizando su importancia y visibilidad (De Groot *et al.* 2006, Camacho Valdez & Ruíz Luna, 2012).

El cambio de uso de suelo posibilita que sectores anteriormente cubiertos de vegetación boscosa nativa, se transformen en zonas de pastizales o de cultivo de alimento, incluyendo la ganadería. Este cambio provoca que las precipitaciones arrastren una mayor cantidad de nutrientes mediante escorrentía hacia el cuerpo del lago. En un escenario hipotético de cambio climático, donde los regímenes de precipitaciones se ven alterados tanto en intensidad como en abundancia, esto provoca cambios en la cantidad de nutrientes transportados desde la cuenca hacia el lago, siendo el aporte actual de fosforo total de 47,9 t (2020). 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 las inmediaciones de las balsas jaulas y disolviéndose en la columna de agua, siendo este alrededor del 17,3% (acumulado entre 2007 y 2020) y pisciculturas 4,4% (RILes año 2020) del total del aporte de fósforo (Pesse *et al.* 2021).

También se ha descrito a la acuicultura como nociva para 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. 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.

De acuerdo a los resultados de este estudio, se puede apreciar que la presión de las actividades antrópicas como la acuicultura, y la urbanización, sobre los servicios ecosistémicos del lago, pueden causar alteraciones en las masas de agua, especialmente las relacionadas con los usos de suelos, acuicultura, parques nacionales, áreas protegidas, SNASPE en general, y sobre actividades regulatorias.

Estas actividades pueden influir en la cantidad de materia orgánica, fósforo y nitrógeno que ingresan al cuerpo de agua y que pueden causar un enriquecimiento de nutrientes y que junto con el aumento de la temperatura y la irradiancia se conjugan para posibilitar el aumento de biomasa fitoplanctónica que finalmente redundaría en un aumento de la trofía del lago. Adicional a esto nos encontramos con un sistema claramente cargado de materia orgánica de forma natural y estratificado, cuya masa de agua más profunda en el lago Huillinco, presenta condiciones de baja de oxígeno a través de todo el año,



esto debido a la contracción que conecta el lago Huillínco con el Cucao y que parece evitar el intercambio de aguas profundas del lago de más al este.

Por otra parte, ya se han reportado floraciones de algas como cianobacterias en el lago Huillínco (Sernapesca) y se han encontrado algas similares en ríos que alimentan el agua potable de localidades como Quemchi (datos reportados por este equipo de trabajo), quedando aún pendiente la detección de posibles toxinas asociadas a este tipo de floraciones de algas y que pueden poner en peligro la salud de los habitantes de la Isla Grande de Chiloé.

Un claro ejemplo de lo anterior es lo sucedido en el lago Villarrica, donde la actividad antropogénica ha acelerado la eutrofización del lago, llevando a la implementación de unas NSCA propias del lago (MMA 2013) y una posterior propuesta del plan de descontaminación del lago.

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.

Las condiciones físico-químicas de la columna de agua, también se ven afectadas a través del tiempo pudiendo tener 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.

Si bien existen ciertas normas, reglamentos y acciones que conlleven a un “manejo parcial” de la cuenca, y la creación del área Protegida Huillínco-Cucao en septiembre de 2022, se requiere de la mirada 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 el cambio climático, donde el principal objetivo sea hacer un uso racional sobre los recursos, incorporando el concepto de “manejo integrado de cuencas” en esta zona.

Algunas de las posibles acciones a seguir para asegurar la sustentabilidad de la cuenca 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 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.



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA



7. BIBLIOGRAFÍA

- Abarca, J. 2018. Modelación hidrodinámica del lago Llanquihue. Tesis para optar al título de Ingeniería Civil y Grado de Magíster en Ciencias de la Ingeniería, Mención recursos y Medio Ambiente.
- 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.
- 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, vol 645, pages 89-96.
- Araya, J.M., L. Zúñiga. 1985. Manual taxonómico del zooplancton lacustre de Chile. Boletín Informativo Limnológico, Chile 8: 1-110.
- Arcifa, M.S., B.B. de Souza, C.S. de Morais-Junior, C.G.C. Bruno. 2020. Functional groups of rotifers and an exotic species in a tropical shallow lake. Scientific Reports. 10:14698.
- Barnard, M.A., J.D. Chaffin, H.E. Plaas, G.L. Boyer, B. Wei, S.W. Wilhelm, K.L. Rossignol, J.S. Braddy, G.S. Bullerjahn, T.B. Bridgeman, J. Wei, M. Bu, H.W. Paerl. 2021. Roles of nutrient limitation on western lake Erie CyanoHAB toxin production. Toxins. 13: 47.
- 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.
- Beletsky, D., J.H. Saylor, D.J. Schwab. 1999. Mean circulation in the Great Lakes. Journal of Great Lakes Research. 25(1): 78 - 93.
- Bellinger, E.G., D.C. Sigee. 2010. Freshwater algae: Identification and use as bioindicators. Wiley - Blackwell, Ltd. 285 pp.
- 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.
- Boltovskoy, A. 2003. Colonización de limnetopos de argentina por *Ceratium hirundinella* (dinophyceae). XXIX Jornadas Argentinas de Botánica & XV Reunión Anual de la Sociedad Botánica de Chile. Bol. Soc. Argent. Bot. 38 (Supl.)



- 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. Ruiz Luna. 2012. Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos. *Revista Biociencias*. 1 (4): 3-15.
- Campos, H. 1984a. Limnological studies of Araucanian lakes. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie. Verhandlungen*. 22: 1319 - 1327.
- Campos, H. 1984b. Macrozoobentos y fauna íctica de las aguas limnéticas de Chiloé y Aysén continentales (Chile). *Medio Ambiente*. 7(1): 52-64.
- Campos, H. 1995. Determinación de la capacidad de carga (stock explotable) y balance de fósforo y nitrógeno en el lago Rupanco, X región. *FIP IT 93-27*. Universidad Austral de Chile.
- 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., 1991. Determinación del impacto ecológico de pisciculturas en sistemas fluviales y lacustres de la IX y X Región. Subsecretaría de Pesca. 100 pp.
- 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, Huillinco, Tepuhueico y Tarahuín
- Campos, H., W. Steffen, G. Agüero, O. Parra, L. Zúñiga. 1998. Limnological study of lake Llanquihue (Chile) Morphometry, physics, chemistry, plankton and primary productivity. *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 81 (Monographische Beiträge). 37-97.
- Campos, H., L. Villalobos, M. Grandjean, A. Huber, O. Parra, C. Oyarzún, E. Jaque, C. Beltran, A. Bravo, D. Aviles, G. Agüero, A. Ávila. 1999. Determinación de la capacidad de carga y balance de fósforo y nitrógeno de los lagos Riesco, Los Palos y laguna Escondida, en la XI^a región". Universidad Austral de Chile – Fondo de Investigación Pesquera (FIP), Subsecretaria de Pesca.
- Campos, H., L. Villalobos, O. Parra, G. Agüero, R. Cárcamo, R. Arriagada. 1996. Estudios limnológicas de los lagos Elizalde y Riesco. Universidad Austral de Chile – Dirección General de Aguas (DGA), Ministerio de Obras Públicas. 266 pp.
- Canfield D., R. Bachmann. 1981. Prediction of total phosphorus concentrations, chlorophyll a, and Secchi depths in natural and artificial lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 38(4): 414 - 423.



- Carlson, R. E., J. Simpson. 1996. A coordinator's guide to volunteer lake monitoring methods. North American Lake Management Society. 96 pp.
- Castillo, M., J. Allan, S. Bronzel. 2000. Nutrient concentrations and discharges in a Midwestern agricultural catchment. *Journal of Environmental Quality*. 29: 1142-1151.
- CEPAL. 2012. La economía del cambio climático en Chile.
- CONAF. 2013. en: <http://www.ide.cl/descargas/capas/conaf/>.
- CONAF-CONAMA-BIRF. 2007. Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos Chile: Informe nacional con variables ambientales. 99pp, Santiago.
- CONAF-CONAMA-BIRF. 2013. Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos Chile: Informe nacional con variables ambientales. 99pp, Santiago.
- CONAMA (Comisión Nacional del Medio Ambiente). 2004. Guía para el establecimiento de normas secundarias de calidad ambiental para aguas continentales superficiales y marinas. Gobierno de Chile. 19 pp.
- Cuthbert, I.D., P. del Giorgio. 1992. Toward a standard method of measuring color in freshwater. *Limnol. Oceanogr.* 37 (6): 1319 - 1326.
- D.S. N°90. Decreto Supremo N° 90 del 30 de mayo del 2000 que "Establece Norma de Emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales". <http://www.leychile.cl/N?i=182637&f=2001-03-07&p=>
- 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.
- Davis T.W., M.J. Harke, M.A. Marcoval, J. Goleski, C. Orano-Dawson, D.L. Berry, C.J. Gobler. 2010. Effects of nitrogenous compounds and phosphorus on the growth of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacterial blooms. *Aquat Microb Ecol*. 61: 149–162
- Davis, T.W., G.S., Bullerjahn, T., Tuttle, M., Rozmarynowycz, R.M., McKay, S.B., Watson. 2015. Evaluation of increasing nitrogen and phosphorus concentrations on the toxicity and chlorophyll content during cyanobacterial blooms in Sandusky Bay Lake Erie. *Environ. Sci. Technol.* 49: 7197–7207.
- 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. 3 (27) de la serie de publicaciones técnicas del CDB, <http://www.cbd.int/doc/publications/cbdts-27-es.pdf>.
- 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.



- De los Ríos, P., R. Rivera, J.J. Morrone. 2010. Cyclopoids (Crustacea: Copepoda) reported for Chilean inland waters. *Boletín de Biodiversidad de Chile*. 2: 10-20.
- 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. Suarez, M. R. Vidal-Abarca. 2018. Exploring the complex relations between water resources and social indicators: The Biobío Basin (Chile). *Ecosystem Services*. 31: 84–92.
- Díaz, M., J. Larraín, G. Zegers, C. Tapia. 2008. Caracterización florística e hidrológica de turberas de la Isla Grande de Chiloé, Chile. *Rev. chil. hist. nat.* 81 (4): 455 - 468.
- 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: 709–721.
- Donoso, C., A. Lara. 1998. Silvicultura de los bosques nativos de Chile. Ed. Universitaria, Santiago, Chile, 421 p.
- Donoso, P., L. Otero. 2005. Hacia una definición de país forestal: ¿dónde se sitúa Chile?. *Bosque*. 26 (3): 5-18.
- Donoso, P., M.E. González, B. Escobar, I. Basso, I. Otero. 1999. Viverización y plantación de Raulí, Roble y Coihue en Chile. En: C. Donoso y A. Lara (eds.) *Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile*. Ed. Universitaria, Santiago, Chile, 145-189.
- Encina-Montoya, F., P. De Los Ríos Escalante, K. Salazar. 2017. Culture of native species of zooplanktonic crustaceans: *Tumeodiaptomus diabolicus* (Brehm, 1935) from northern Patagonian lakes (Chile). *Crustaceana*. 90 (13): 1599-1603.
- EULA. 2011. Informe final. Análisis de fitoplancton en muestras de agua. Universidad de Concepción Centro EULA-CHILE. 59 pp.
- Evaluación de Los Ecosistemas de Milenio Española. 2011. La Evaluación de Ecosistemas del Milenio de España. Síntesis de resultados. Fundación Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.
- Fellman, J.B., E. Hood, R.G.M. Spencer. 2010. Fluorescence spectroscopy opens new windows into dissolved organic matter dynamics in freshwater ecosystems: A review. *Limnol Oceanogr*. 55: 2452-2462.
- Feniova, I.Y., A.L. Palash, V.I. Razlutskij, A.R. Dzialowski. 2013. Effects of temperature and resource abundance on small- and large-bodied cladocerans: Community stability and species replacement. *Open Journal of Ecology*. 3 (2): 164 - 171.



- Fisher, B., R.K. Turner, P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*. 68 (3): 643-53.
- 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*.
- Folk, R.L. 1980. *Petrology of Sedimentary Rocks*; Hemphill Publishing Co., Austin, Texas, U.S.A, 182.
- 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.
- Fu, B., C. Su, Y. Wei, L.R. Willett, Y. Lu, G. Liu. 2011. Double Counting in ecosystem services valuation: causes and countermeasures. *Ecol Res*. 26: 1–14.
- 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.
- Genkai-Kato, M., S. Carpenter. 2005. Eutrophication due to phosphorus recycling in relation to lake morphometry, temperature, and macrophytes. *Ecology*. 86(1): 210 - 219.
- Godoy, R., C. Oyarzún, V. Gerding. 2001. Precipitation chemistry in deciduous and evergreen *Nothofagus* forests of southern Chile under low-deposition climate. *Basic and Applied Ecology*. 2: 65-72.
- Haines-Young, R, M. Potschin. 2012. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003.
- Haines-Young, R., M. Potschin. 2010a. Proposal for a Common International Classification of ecosystem Goods and Services (CICES) for Integrated Environmental and Economic Accounting. Department of Economic and Social Affairs Statistics Division United Nations. Paper prepared by Centre for Environmental Management, University of Nottingham, United Kingdom. 23 pp. Report to the European Environment Agency, Background document.
- 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. 110 – 139 pp.
- 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.
- Harke M.J., M.M. Steffen, C.J. Gobler, T.G. Otten, S.W. Wilhelm, S.A. Wood, H.W. Paerl. 2016. A review of the global ecology, genomics, and biogeography of the toxic cyanobacterium *Microcystis* spp. *Harmful Algae*. 54: 4-20.
- Harper, H.H. 1998. Stormwater chemistry and water quality: Estimating pollutant loadings and evaluation of best management practices for water quality improvements. Presented in:



Proceedings of the 1999 Stormwater Management: A Designer's Course. Florida Engineering Society. Orlando, Florida, August 26-27.

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. Gatlinburg, Tennessee, October 14-18.

Hervé-Fernandez, 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. DOI 10.1002/hyp.11001.

Hickey, C.W., M.M. Gibbs. 2009. Lake sediment decision phosphorus release management- Decision support and risk assessment framework. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research. 43 (3): 819 – 856.

Holmer, M., M. Argyrou, T. Dalsgaard, R. Danovaro, E. Diaz-Almela, C.M. Duarte, M. Frederiksen, A. Grau, I. Karakassis, N. Marbà, S. Mirto, 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.

Hutchinson, G., 1957. A treatise on limnology. I. Geography, Physics and Chemistry. John Wiley & Sons Inc., New York. 1015 pp.

IETC (International Environmental Technology Centre), 2001. Planificación y manejo de lagos y embalses: Una visión integral de la eutrofización. PNUD Serie de publicaciones técnicas Nº12.

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.

Jeppesen, E., B. Kronvang, J.E. Olesen, J. Audet, M. Søndergaard, C.C. Hoffmann, H.E. Andersen, T.L. Lauridsen, L. Liboriussen, S.E. Larsen, M. Beklioglu, M. Meerhoff, A. Özgen, K. Özkan. 2011. Climate change effects on nitrogen loading from cultivated catchments in Europe: implications for nitrogen retention, ecological state of lakes and adaptation. Hydrobiologia. 663: 1 – 21.

Johansson, L.S., S.L. Amsinck, R. Bjerring, E. Jeppesen. 2005. Mid to Late-Holocene land-use change and lake development at Dallund Sø, Denmark. Trophic structure inferred from cladoceran subfossils. The Holocene. 15(8): 1143-1151.

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.



- Kalff, J., 2002. Limnology: inland water ecosystems. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall.
- Kamjunke, N., M. Kramps, S. Chavez, S. Woelfl. 2012. Consumption of large, *Chlorella*-bearing ciliates (*Stentor*) by *Mesocyclops araucanus* in North Patagonian lakes. *Journal of Plankton Research*. 34 (10): 922 – 927.
- 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.
- Kitner, M., A. Poulickova. 2003. Littoral diatoms as indicators for the eutrophication of shallow lakes. *Hydrobiologia*. 506–509: 519–524.
- Koroleff, 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.
- 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.
- Lafrancois D. 2019. TAP Public meetings-September-water quality Issue Briefings- Blue-green algal blooms An Emerging Issue in Western Lake Superior. National Park Service.
- Lampert, W., U. Sommer. 2007. Limnoecology: The ecology of lakes and streams: Oxford, Oxford University Press. 336 pp.
- 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 p.
- 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 pp.
- Lerman, D. M. Imboden, J. R. Gat (eds.). 1995. Physics and Chemistry of Lakes, Springer, Berlin.
- Ley N° 18.892, 1989. Ley general de pesca y acuicultura y sus modificaciones. División Jurídica, Subsecretaría de Pesca, Gobierno de Chile. 189 pp.
- Margalef, R. 1983. Limnología. Ed Omega. Barcelona. 1010 pp.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005, Ecosystems and human well-being: Health synthesis. Island Press. Washington, D.C., USA. 53 pp.
- Ministerio de Obras Públicas – Dirección General de Aguas. 2016. Guías metodológicas para presentación y revisión técnica de proyectos de bocatomas.
- 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. 2009. 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).
- 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. JAWRA 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. <http://hdl.handle.net/10803/1425>
- Nahlik, A.M., M.E. Kentula, M.S. Fennessy, D.H. Landers. 2012, 'Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice', Ecological Economics. 77: 27-35.
- Nahuelhual I., 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.
- Nahuelhual I., 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.
- National Center for Environmental Prediction. 2000. NCEP 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.

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.

Nürnberg, GK, M. Shaw. 1998. Productivity of clear and humic lakes: nutrients, phytoplankton, bacteria. *Hydrobiologia* 382: 97 - 112.

O'ryan R., M. Pereira. 2015. Participatory indicators of sustainability for the salmon industry: The case of Chile. *Marine Policy*. 51: 322 – 330.

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.

Organization for economic co-operation and development (OCDE), 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, Assessment and Control. 156 pp.

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 p.

Outeiro, L., S. Villasante. 2013. Linking salmon aquaculture synergies and trade-offs on ecosystem services to human wellbeing constituents. *AMBIO*. 42: 1022 – 1036.

Oyarzún, C.E., H. 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.

Parra, O., & Gonzalez M. 1978. Freshwater Algae of Chiloe Island, Chile. *Nova Hedwigia* Band XXX. Braunschweig. 873-924.

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 pp.

Pesse, N., C. Oyarzo, C. Pérez. 2016. 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. 2017a. 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. 2017b. 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). Convenio de desempeño 2018. 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).

Phillips, G., H. Teixeira, M. Kelly, F. Salas. 2018. Best practice forestablishing nutrient concentrations to support good ecological status. JCR Technical report EUR 29329.<https://www.researchgate.net/publication/331865715>.

Ponce, R.D., 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.

Resolución exenta N° 719 del 10 de marzo de 2021, Declara Área de Plaga y de Riesgo de plaga, Que indica en cuerpos de agua que señala en materia de Acuicultura. <http://www.sernapesca.cl/sites/default/files/res.ex.719-2021.pdf>

Rivera, P. 1970. Diatomeas de los lagos Ranco, Laja y Laguna Chica de San Pedro (Chile).

Rivera, P. 1974. Diatomeas de agua dulce de Concepción y alrededores (Chile). Gayana Botánica. 28: 3 - 174.



- Rivera, P., O. Parra, M. González. 1973. Fitoplancton del Estero Lenga Chile. *Gayana Bot.* 23: 1-93.
- Rivera, P., O. Parra, M. González, V. Dellarossa, M. Orellana. 1982. Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales. IV Bacillariophyceae. Universidad de Concepción. Ed pp 97.
- Ryding, S., W. Rast (eds). 1993. El control de la eutroficación en los lagos y pantanos. Publicación UNESCO, Ediciones Pirámide, Madrid. 375 pp.
- Santana, A. 1984. Resumen Meteorológico año 1984. Estación Jorge C. Schythe. *Anales Instituto Patagonia, (Chile).* 15: 61 - 66.
- 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.
- Schindler, D.W., E. J. Fee, T. Ruszczynski. 1978. Phosphorus input and its consequences for phytoplankton standing crop and production in the Experimental Lakes Area and in similar lakes. *J. Fish. Res. Board Can.* 35: 190 – 196.
- 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(C2): 3044.
- Sibson, R. 1981. A brief description of natural neighbor interpolation Interpreting Multivariate Data (pp. 21-36). Chichester: John Wiley.
- Sigee, D.C. 2004. Freshwater Microbiology: Diversity and Dynamic Interactions of Microorganisms in the Aquatic Environment. Chichester, UK, John Wiley & Sons, p. 524.
- Singh S., E.J. D'Sa, E.M. Swenson. 2010. Chromophoric dissolved organic matter (CDOM) variability in Barataria Basin using excitation–emission matrix (EEM) fluorescence and parallel factor analysis (PARAFAC). *Science of the Total Environment.* 408: 3211–3222.
- Skamarock, W.C., J.B. Klemp, J. Dudhia, D.O. Gill, D.M. Barker, M.G. Duda, X.Y. Huang, W. Wang, J.G. Powers. 2008. A description of the advanced research WRF version 3. In: NCAR Technical Note (475). 125 pp.
- Smith, V., G. Tilman, J. Nekola. 1999. Eutrophycation: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution.* 100(1): 179 - 196.
- 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 (2): 377 - 393.
- Soto, D., H. Campos. 1995. Los lagos oligotróficos del bosque templado húmedo del sur de Chile. Capítulo 17.



Standard Methods. 2005. Standard Methods for the examination of water and wastewater. Revision to NSF/ANSI 41-2005.

Steinberg, C. 2003. Ecology of humic substances in freshwaters: Determinants from geochemistry to ecological niche. Springer. 445 pp.

Strickland, J.D.H, T.R. Parson. 1972. A practical Handbook of Seawater Analysis. Fisheries research board of Canada.

Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo (SUBDERE). 2009. Manual de soluciones de saneamiento sanitario para zonas Rurales.

TEEB. 2014. Glossary of terms. The economics of ecosystems and Biodiversity.

UACH. 2009. Diagnóstico de la calidad de agua del lago Villarrica. Fondo Nacional de Desarrollo Regional. 72 pp.

United States Department of Agriculture – Natural Resources Conservations Service (USDA – SCA). 2004. Hydrologic Soil-Cover Complexes. Part 630 Hydrology National Engineering Handbook.

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.

Urrutia, R., S. Woelfl, P. Pedreros T., C. Badilla M., G. Díaz G., V. Almanza M., D. Rivera R., O. Parra B., E. Habit C. 2022. Levantamiento de información limnológica como antecedentes para la propuesta de NSCA de lagos Nor-Patagónicos. Centro EULA, Universidad de Concepción – Dirección General de Aguas (DGA).

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. 2003a. 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.

Vollenweider, R.A. 1989. Global problems of eutrophication and its control. In: Salanki, J. & Herodek, S. (eds), Conservation and Management of Lakes. Akademiai Kiado, Budapest, 19 – 41.

Vollenweider, R.A. 1968. The scientific basis of lake and stream eutrophication with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors. Technical Report to OECD, Paris, DAS/CSI 68. 27: 1 - 182.

Vollenweider, R.A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia, 33, 53–83.



- Von Haaren, C, C. Albert, J. Barkmann, R.S. de Groot, J.H. Spangenberg, C. Schröter-Schlaack, B. Hansjürgens. 2014. From explanation to application: introducing a practice-oriented ecosystem services evaluation (PRESET) model adapted to the context of landscape planning and management', *Landscape Ecology*, pp. 1-12.
- Wallace, R.L., T.W. Snell. 2001. Rotifera. Pages 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. 2001. Integrating water-quality management and land-use planning in a watershed context. *Journal of Environmental Management*. 61: 25 – 36.
- 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 Mykleton, J., and L. Nærland. 1991. Seminar on Agriculture and Aquaculture. Environmental northern seas. Stavanger Norway.
- Wetzel, R. 2001. *Limnology. Lakes and river ecosystem*. ACADEMIC PRESS. New York. 1006 pp.
- 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.
- 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., J.W. Reid. 2001. Copepoda. In: Thorp, J. H. and A. Covich. *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. Chapter 22. pp. 915-954.
- 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.
- Woelfl, S. 2007. The distribution of large mixotrophic ciliates (Stentor) in deep North Patagonian lakes (Chile): First results. *Limnologica* 37 (2007) 28–36.
- 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



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

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.



ANEXOS 1. TABLAS

Fitoplancton

Tabla 1. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), por estación de muestreo y taxa del lago Ranco.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	C1	C1*	101972	100972*	101955	101955*	
					16-10-2021	17-10-2021	17-10-2021	17-10-2021	17-10-2021	17-10-2021	
					cél/L	cél/L	cél/L	cél/L	cél/L	cél/L	
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	X	5.282	-	8.403	3.121	7.122	
		Melosirales	Melosiraceae	<i>Aulacoseira distans</i>	3.995	5.327	5.327	19.975	9.321	17.311	
	Mediophyceae	Stephanodiscales	Stephanodiscaceae	<i>Melosira varians</i>	-	-	-	40	-	-	
				<i>Melosira undulata</i>	X	-	X	-	-	-	
				<i>Discolesta stelligera</i>	80	-	-	560	-	80	
				<i>Cyclotella ocellata</i>	6.658	10.653	13.316	3.201	26.633	14.648	
				<i>Cyclotella meneghiniana</i>	-	-	1.761	-	-	-	
				<i>Stephanodiscus parvus</i>	-	-	-	400	-	-	
				<i>Stephanodiscus spp</i>	-	-	-	-	200	-	
				<i>Cyclostephanos spp</i>	-	-	-	-	-	80	
Rhizosoleniophycidae	Rhizosoleniales	Rhizosoleniaceae	<i>Urosolenia eriensis</i>	-	1.332	40	1.332	1.332	-	-	
	Bacillariophyceae	Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Nitzschia spp</i>	-	-	-	-	40	-	
	Cymbellales	Gomphonemataceae	<i>Gomphonema gracile</i>	X	1.332	360	320	160	200	-	
		Cymbellaceae	<i>Encyonema spp</i>	-	40	40	-	-	-	-	
	Naviculales	Rhoicospheniaceae	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	-	-	-	-	40	80	-	
		Amphipleuraceae	<i>Frustula spp</i>	-	40	-	-	-	-	-	
		Naviculaceae	<i>Navicula spp</i>	-	-	40	-	-	80	-	
	Rhopalodiales	Sellaphoraceae	<i>Sellaphora spp</i>	-	-	-	-	40	-	-	
		Rhopalodiaceae	<i>Epithemia sp</i>	40	-	-	-	40	-	-	
Fragilariorhycidae	Fragilariales	Fragilariaeae	<i>Rhopalodia gibba</i>	X	-	-	-	40	40	-	
			<i>Rhopalodia cruentata</i>	-	-	-	-	-	-	-	
			<i>Surirella spp</i>	-	-	X	-	-	-	-	
			<i>Cymatopleura spp</i>	-	-	X	-	-	-	-	
			<i>Fragilaria spp</i>	480	1.332	160	320	280	-	-	
	Rhabdonematales	Tabellariaceae	<i>Fragilaria vaucheriae</i>	-	80	-	-	-	-	-	
			<i>Odontidium spp</i>	80	480	-	-	-	-	-	
			<i>Fragilaria crotonensis</i>	1.120	3.921	X	-	X	-	-	
			<i>Staurosirella pinnata</i>	-	-	X	1.601	X	-	-	
			<i>Diatoma vulgare</i>	-	-	40	-	-	-	-	
Chlorophyta	Chlorophyceae	Sphaeropleales	<i>Distriotonella germanii</i>	80	40	40	-	-	-	-	
			<i>Tabellaria floccosa var. andina</i>	69.903	50.416	74.144	67.822	42.054	34.971	-	
			<i>Hannaea arcus</i>	40	80	-	-	-	-	40	
	Trebouxiophyceae	Chlorophyceae	<i>Ulnaria ulna</i>	-	40	-	-	-	-	-	
			<i>Tetralantos lagerheimii</i>	X	-	X	-	80	-	-	
			<i>Kirchneriella contorta</i>	X	-	-	-	-	-	-	
			<i>Chlamydomonadales</i>	<i>Palmellopsidaceae</i>	<i>Asterococcus superbus</i>	40	-	-	-	-	-
			<i>Tetrasporales</i>	<i>Sphaerocystidaceae</i>	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	X	-	320	-	X	1.440
			<i>Oocystaceae</i>	<i>Oocysts lacustris</i>	-	80	X	-	-	-	-
			<i>Chlorellaceae</i>	<i>Dictyosphaerium spp</i>	X	-	-	-	X	600	-
Charophyta	Zygnematophyceae	Desmidiales	<i>Closterium aciculare</i>	-	-	X	-	X	-	-	
			<i>Cladophorales</i>	<i>Cladophora acutum var. variabile</i>	160	40	240	200	40	320	-
		Desmidiales	<i>Desmidaceae</i>	<i>Staurastrum gracile</i>	-	-	-	-	X	-	
		Klebsormidiophyceae	<i>Klebsormidiates</i>	<i>Elakothrix gelatinosa</i>	2.081	1.200	2.663	18.643	23.969	5.327	
			<i>Elakothrichaceae</i>	<i>Audouinella spp</i>	-	80	-	-	-	-	
Rhodophyta	Florideophyceae	Acrochaetales	<i>Cryptomonadales</i>	<i>Cryptomonadaceae</i>	<i>Cryptomonas erosa</i>	160	1.080	1.332	1.280	1.332	1.120
	Cryptophyta	Cryptophyceae	<i>Pyrenomonadales</i>	<i>Pyrenomonadaceae</i>	<i>Rhodomonas lacustris</i>	1.332	40	1.332	13.316	7.990	9.321
	Dinophyta	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Ceratium hirundinella</i>	280	240	360	320	440	240
		Peridiniales	Peridiniaeae	<i>Peridinium spp</i>	40	160	440	40	80	40	
Ochrophyta	Chrysophyceae	Gymnodiniales	Gymnodiniaeae	<i>Gymnodinium spp</i>	40	400	480	600	360	200	
		Chromulinales	Dinobryaceae	<i>Dinobryon divergens</i>	X	-	X	-	80	-	
Densidad total por estación					86.609	83.715	102.435	138.373	117.672	93.262	



Tabla 2. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), por estación de muestreo y taxa del lago Puyehue.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	C1	100205 (E1)	100578 (E2)
					26-10-2021	27-10-2021	27-10-2021
					cél/L	cél/L	cél/L
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	2.041	7.602	2.281
		Melosirales	Melosiraceae	<i>Melosira undulata</i>	X	X	X
	Mediophyceae	Stephanodiscales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella ocellata</i>	-	1.332	1.314
	Bacillariophyceae	Achnanthales	Achnanthidiaceae	<i>Achnanthidium minutissimum</i>	1.332	-	1.314
		Thalassiosiphales	Catenulaceae	<i>Amphora spp</i>	-	-	1.314
		Cymbellales	Gomphonemataceae	<i>Gomphonema parvulum</i>	-	40	-
		Naviculales	Naviculaceae	<i>Navicula spp</i>	40	-	-
	Fragilariphyceae	Fragilariales	Fragilaraceae	<i>Fragilaria tenera</i>	200	40	-
				<i>Fragilaria vaucheriae</i>	-	-	-
				<i>Fragilaria spp</i>	-	1.332	X
				<i>Fragilaria crotonensis</i>	2.401	10.884	7.482
		Rhabdonematales	Tabellariaceae	<i>Staurosira spp</i>	-	80	-
				<i>Staurosirella martyi</i>	80	-	-
				<i>Asterionella formosa</i>	4.361	2.761	3.321
				<i>Diatoma moniliformis</i>	-	-	40
				<i>Diatoma vulgaris</i>	-	40	-
		Licmophorales	Ulnariaceae	<i>Tabellaria flocculosa var. andina</i>	16.765	61.500	61.980
		<i>Ulnaria ulna</i>	40	-	40		
Chlorophyta	Chlorophyceae	Chlamydomonadales	Palmellopsidaceae	<i>Asterococcus superbus</i>	200	2.663	5.256
		Tetrasporales	Sphaerocystidaceae	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	1.961	5.882	5.762
		Sphaeropleales	Selenastraceae	<i>Quadrigula spp</i>	X	X	-
	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Oocystaceae	<i>Oocystis lacustris</i>	X	6.658	160
				<i>Oocystis spp</i>	X	X	X
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Elakathotrix gelatinosa</i>	4.281	10.083	9.203
		Pyrenomonadales	Pyrenomonadaceae	<i>Cryptomonas erosa</i>	2.663	1.761	2.628
	Chrysophyceae	Chromulinales	Dinobryaceae	<i>Rhodomonas lacustris</i>	14.648	30.628	13.141
Dinophyta	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Ceratium hirundinella</i>	760	760	800
		Peridiniales	Peridiniaceae	<i>Peridinium spp</i>	40	80	120
		Gymnodiniales	Gymnodiniaceae	<i>Gymnodinium spp</i>	80	200	280
Ochrophyta	Chrysophyceae	Chromulinales	Dinobryaceae	<i>Dinobryon divergens</i>	-	X	-
				Densidad total por estación	51.894	51.894	51.894



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

Tabla 3. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), por estación de muestreo y taxa del lago Rupanco.



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	100081	100389	100522	100625	101707	101851	101862	C2	
					7-11-2021 cé/L	6-11-2021 cé/L	6-11-2021 cé/L	3-11-2021 cé/L	7-11-2021 cé/L	3-11-2021 cé/L	6-11-2021 cé/L	4-11-2021 cé/L	
Bacillariophyta	Mediophyceae	Stephanodiscales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	1.332	1.997	1.997	7.324	3.329	3.329	-	666	
				<i>Cyclotella spp</i>	-	X	-	-	X	-	X	-	
	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	2.201	960	2.601	4.081	2.681	3.641	2.161	3.081	
				<i>Aulacoseira distans</i>	-	-	1.332	-	-	-	-	-	
	Bacillariophyceae	Melosirales	Melosiraceae	<i>Melosira varians</i>	-	-	-	280	-	-	-	-	
				<i>Melosira undulata</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	
	Fragilariphycaceae	Rhabdonematales	Achnanthales	<i>Achnanthidiaceae</i>	<i>Lemmnickia exigua</i>	-	X	-	-	-	-	666	-
				<i>Coconeidaceae</i>	<i>Coconeis pseudotumensis</i>	40	-	-	-	-	-	-	-
			Bacillariales	<i>Bacillariaceae</i>	<i>Nitzschia sigmaoidea</i>	40	-	-	-	-	-	-	-
				<i>Cymbelliales</i>	<i>Gomphonemataceae</i>	-	120	-	-	-	-	-	-
			Naviculales	<i>Naviculariaceae</i>	<i>Pinnularia viridis</i>	40	-	-	-	-	-	-	-
				<i>Naviculaceae</i>	<i>Navicula spp</i>	-	40	-	80	-	-	-	-
			Rhopalodiales	<i>Rhopalodiaceae</i>	<i>Rhopalodia gibba</i>	40	-	-	-	-	-	-	-
				<i>Epithemia spp</i>	X	-	-	-	-	-	-	40	
			Surirellales	<i>Surirellaceae</i>	<i>Surirella spp</i>	X	40	-	-	-	-	-	-
				<i>Tabellariaceae</i>	<i>Asterionella formosa</i>	1.240	480	560	40	X	1.280	-	320
Chlorophyta	Chlorophyceae	Volvocales	Volvocaceae	<i>Eudorina elegans</i>	X	X	X	-	-	X	X	-	
				<i>Volvox aureus</i>	-	X	X	-	-	X	X	24.008	
		Chlamydomonadales	Palmellopsidaceae	<i>Asterococcus superbus</i>	X	-	-	-	-	-	-	40	
				<i>Sphaerocystidaceae</i>	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	360	X	X	-	23.304	7.402	1.801	-
			Sphaeropleales	<i>Selenastraceae</i>	<i>Quadrigula closterioides</i>	-	-	80	-	-	-	-	-
	Ulvophyceae	Ulotrichales	Ulotrichaceae	<i>Ulothrix spp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	
				<i>Willea irregularis</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	
		Trebouxiophyceae	Chlorellales	<i>Oocystaceae</i>	<i>Oocystis lacustris</i>	320	X	80	1.332	X	80	1.332	X
				<i>Oocystis spp</i>	-	X	-	-	-	-	-	-	
			Chlorellaceae	<i>Dictyosphaerium spp</i>	X	X	X	15.205	840	1.280	X	-	
Charophyta	Zygnematophyceae	Desmidiales	Desmidiaceae	<i>Cosmarium phaseolum</i>	X	-	X	-	X	X	X	-	
				<i>Cosmarium spp</i>	-	-	-	-	-	-	-	X	
		Zygnematales	Zygnemataceae	<i>Staurastrum gracile</i>	80	80	160	360	120	200	120	80	
				<i>Sphaerozomas cf aubertianum</i>	X	600	X	-	X	X	X	-	
			Klebsormidiophyceae	<i>Elakathotrix gelatinosa</i>	2.663	1.601	80	240	10.653	880	160	1.120	
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Synechococcales	Merismopediaceae	<i>Limnoccus spp</i>	X	-	X	-	-	-	-	-	
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas erosa</i>	40	-	40	40	40	-	666	-	
Dinophyta	Dinophyceae	Pyrenomonadales	Pyrenomonadaceae	<i>Rhodomonas lacustris</i>	-	-	15.980	2.663	11.985	4.661	7.990	11.319	
Ochrophyta	Chrysophyceae	Chromulinales	Dinobryaceae	<i>Ceratium hirundinella</i>	280	80	120	160	280	80	120	160	
		Gymnodiniales	Gymnodiniaeae	<i>Gymnodinium spp</i>	-	80	120	-	-	-	-	-	
		Peridiniales	Peridiniaceae	<i>Peridinium spp</i>	X	40	40	-	X	X	-	X	
				<i>Parvodinium umbo natum</i>	240	1.332	-	160	120	120	40	280	
				<i>Dinobryon divergens</i>	560	40	1.332	666	1.997	1.332	X	666	
				Densidad total por estación	34.165	45.428	46.242	51.034	116.913	76.985	63.690	39.936	



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

Tabla 4. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), por estación de muestreo y taxa del lago Llanquihue.



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	100070	100100	100332	100370	100390	100507	100545	100627	100628	Pto V	C1				
					11-11-2021 cé/L	15-11-2021 cé/L	15-11-2021 cé/L	17-11-2021 cé/L	17-11-2021 cé/L	16-11-2021 cé/L	16-11-2021 cé/L	16-11-2021 cé/L	16-11-2021 cé/L	11-11-2021 cé/L	11-11-2021 cé/L	12-11-2021 cé/L			
Bacillariophyta	Mediophyceae	Stephanodiscales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella spp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
				<i>Cyclotella ocellata</i>	666	2.663	4.661	1.332	666	7.324	666	5.992	3.995	1.332	3.329				
				<i>Cyclotella meneghiniana</i>	-	-	-	8.656	-	-	-	-	-	-	-	-			
				<i>Cydocephalos spp</i>	-	-	-	-	-	40	-	-	-	-	-	-			
Coscinodiscophyceae	Melosirales	Melosiraceae		<i>Melosira varians</i>	-	666	80	-	X	-	80	666	-	X	-	-			
				<i>Melosira undulata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-			
		Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	X	7.338	X	280	240	1.080	1.400	2.441	4.281	1.280	840				
				<i>Aulacoseira distans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Bacillariophyceae	Achnanthales	Achnanthidiaceae		<i>Achnanthidium minutissimum</i>	-	666	-	666	-	-	-	-	-	-	-	-			
				<i>Cocconeidiaceae</i>	-	-	-	-	-	40	-	-	-	-	-	-			
				<i>Cocconeis spp</i>	666	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	Thalassiosiphales	Catenulaceae		<i>Amphora spp</i>	666	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
				<i>Nitzschia spp</i>	-	-	40	-	80	-	-	-	40	X	-	-			
		Cymbellales	Gomphonemataceae	<i>Gomphonema acuminatum</i>	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
				<i>Gomphonema spp</i>	-	-	-	-	-	-	-	666	X	X	-	-			
			Cymbellaceae	<i>Cymbella cistula</i>	-	-	-	-	-	-	-	40	-	-	-	-			
				<i>Encyonema silesiacum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.332	-	-			
		Rhizosiphonaceae	<i>Rhizosiphonia abbreviata</i>	40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
		Amphipleuraceae		<i>Frustulia spp</i>	-	-	-	-	-	-	-	40	-	-	-	-			
				<i>Navicula pseudogracilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	666	-	-			
		Sellaphoraceae	<i>Fallacia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	40	-	-			
	Rhopalodiales	Rhopalodiaceae		<i>Microcoleus gibba</i>	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-			
				<i>Epiptemia sorex</i>	-	-	-	-	-	-	80	-	-	-	-	-			
		Surirellales	Surirellaceae	<i>Surirella spp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-			
				<i>Pennada spp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	-	-			
Fragilarophyceae	Rhabdonematales	Tabellariaceae		<i>Asterionella formosa</i>	4.762	X	2.663	X	X	80	666	1.561	80	160	80				
				<i>Diatoma moniliformis</i>	40	480	-	-	-	-	X	1.332	666	-	120				
				<i>Distrionella germainii</i>	-	200	-	-	-	-	40	-	-	X	-	-			
				<i>Tabellaria floccosa</i>	-	-	-	-	-	-	120	-	-	-	40				
	Fragilariales	Staurosiraceae		<i>Staurosira spp</i>	560	400	-	-	-	-	-	240	-	-	840	80			
			Fragilariaeae	<i>Fragilaria spp</i>	1.332	160	666	-	-	-	X	-	-	-	1.332	666			
				<i>Fragilaria crotonensis</i>	5.802	6.402	3.041	3.001	4.602	9.603	5.802	2.961	5.882	5.202	X	-	-		
		Licmophorales	Ulnariaceae	<i>Hannaea arcus</i>	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-		
				<i>Ulnaria ulna</i>	X	40	-	40	40	-	-	40	-	-	40	-	-		
Chlorophyta	Ulvophyceae	Ulotrichales	Ulotrichaceae	<i>Ulothrix spp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	Chlorophyceae	Volvocales	Volvocaceae	<i>Eudorina elegans</i>	-	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	-		
			Chlamydomonadales	<i>Chlamydomopsidae</i>	-	666	X	-	40	-	-	-	-	666	666	-	-		
			Tetrasporales	Sphaeropleales	3.241	160	1.360	720	17.977	600	X	720	1.480	3.041	4.321				
				Hydrodictyaceae	<i>Tetraedron minimum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
			Sphaeropleaceae	<i>Monoraphidium contortum</i>	-	-	-	666	-	666	-	-	-	-	-	-	-		
				<i>Kirchneriella contorta</i>	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	X	-	-		
				<i>Quadrigula closteroides</i>	920	3.995	X	X	X	X	X	-	320	80	X	-	-		
		Oedogoniales	Oedogoniaceae	<i>Coelastrum sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	Trebouxiophyceae	Trebouxiophyceae		<i>Crucigenia spp</i>	200	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
			Chlorellales	<i>Willisia irregularis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
			Oocystaceae	<i>Micrasterias tridentata</i>	-	4.201	X	-	-	-	X	-	-	-	X	X	-		
			Oocystaceae	<i>Dictyosphaerium (Dictyosphaerium)</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
			Oocystaceae	<i>Willisia irregularis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	X	-	-		
			Oocystaceae	<i>Oocystis lacustris</i>	80	160	280	160	1.997	360	80	X	480	600	120				
			Oocystaceae	<i>Oocystis solitaria</i>	-	160	-	X	X	X	-	X	-	-	-	-	-		
			Oocystaceae	<i>Oocystis crassa</i>	-	80	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
			Oocystaceae	<i>Oocystis spp</i>	-	-	-	X	1.997	-	-	-	-	-	-	-	-		
Charophyta	Zygnematophyceae	Desmidiales	Closteriaceae	<i>Closterium acutum var. variabile</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
			Desmidaceae	<i>Closterium aciculare</i>	-	X	-	X	-	-	-	-	-	80	40	-	-		
				<i>Cosmarium tenuie</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
			Zygnematales	Zygnemataceae	-	X	-	-	-	-	-	-	-	X	X	X	-		
				<i>Spirogyra spp</i>	-	80	400	-	-	X	-	-	-	X	X	X	-		
				<i>Mougeotia sp</i>	40	X	X	80	-	X	-	-	120	120	320	40			
	Klebsormidiophyceae	Klebsormidiates	Ciakatotrichaceae	<i>Eukatotrichia gelatinosa</i>	320	2.663	80	1.332	7.990	2.663	-	X	720	1.761	-	-	-	-	
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Nostocales	Mesismopediaceae	<i>Mesismopedia aff. elegans</i>	-	-	-	X	-	-	-	-	-	600	-	-	-	-	
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas erosa</i>	40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
			Pyrenomonadales	<i>Pyrenomonadaceae</i>	666	666	1.332	3.995	3.329	-	666	5.327	1.332	666	666				
Dinophyta	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Ceratium hirundinella</i>	440	520	720	600	600	720	760	1.721	1.080	360	1.280				
			Peridiniales	Peridiniaceae	X	40	-	X	666	-	-	X	-	-	-	-	-	-	
				<i>Parvordinum cinctum</i>	-	X	-	-	-	-	-	-	X	-	X	-	X	-	
			Gymnodiniales	Gymnodiniaceae	40	-	240	240	80	666	120	40	-	280	120				
Ochrophyta	Chrysophyceae	Chromulinales	Dinobryaceae	<i>Dinobryon divergens</i>	7.324	4.661	5.327	7.324	6.658	8.656	1.400	11.319	9.321	6.658	1.997				
	xanthophyceae	Tribonematales	Tribonemataceae	<i>Tribonema spp</i>	200	3.241	5.222	4.722	X	11.724	5.082	12.404	16.765	2.161	9.323				
				Densidad total por estación	28.364	40.669	26.052	33.933	46.963	45.063	17.282	48.789	48.630	28.776	23.104				



Tabla 5. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), por estación de muestreo y taxa del lago Chapo.

Phylum	Clase	Taxa	100394	100394*	101051	101051*	101278	C2	C2 *
			19-11-2021	19-11-2021	19-11-2021	19-11-2021	19-11-2021	18-11-2021	18-11-2021
			cél/L	cél/L	cél/L	cél/L	cél/L	cél/L	cél/L
Bacillariophyta	Mediophyceae	<i>Discostella stelligera</i>	-	40	-	-	40	-	-
		<i>Cyclotella ocellata</i>	-	-	-	-	-	40	-
	Coscinodiscophyceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	X	-	-	-	-	-	-
		<i>Aulacoseira distans</i>	2.663	2.663	1.332	-	-	-	-
		<i>Melosira varians</i>	-	-	-	-	40	-	-
	Rhizosoleniophycidae	<i>Urosolenia eriensis</i>	-	-	-	2.628	-	-	-
		<i>Nitzschia spp</i>	-	40	-	-	40	-	-
		<i>Diploneis spp</i>	-	-	-	-	-	40	-
		<i>Navicula spp</i>	-	-	-	-	-	40	-
	Fragilariphycidae	<i>Eunotia spp</i>	-	-	-	-	40	-	-
		<i>Fragilaria spp</i>	6.658	43.944	15.085	27.596	13.316	11.985	29.296
		<i>Hannaea arcus</i>	40	-	-	-	-	-	-
Chlorophyta	Chlorophyceae	<i>Tabellaria flocculosa var. andina</i>	-	6.522	11.604	14.765	6.482	8.203	21.687
		<i>Eudorina sp</i>	-	-	X	-	-	-	-
		<i>Asterococcus superbus</i>	-	-	X	40	X	-	-
	Trebouxiophyceae	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	8.763	10.403	4.682	24.248	11.844	28.089	15.980
		<i>Nephrocystium lunatum</i>	440	240	240	560	480	240	720
Charophyta	Zygnematophyceae	<i>Oocystis lacustris</i>	5.327	3.401	480	640	320	240	-
		<i>Closterium acutum var variabile</i>	80	-	-	-	-	-	-
		<i>Closterium praelongum</i>	X	-	-	-	-	-	-
		<i>Cosmarium phaseolum</i>	40	160	X	200	200	160	160
	Klebsormidiophyceae	<i>Staurastrum gracile</i>	X	40	X	-	-	X	-
		<i>Elakothrix gelatinosa</i>	62.587	29.296	35.954	21.007	33.771	55.458	66.582
Cyanobacteria	Cyanophyceae	<i>Limnococcus spp</i>	18.006	17.006	-	-	X	12.004	30.410
Cryptophyta	Cryptophyceae	<i>Cryptomonas spp</i>	80	2.663	360	1.314	200	40	240
		<i>Rhodomonas lacustris</i>	-	2.663	3.995	6.571	-	-	3.995
Dinophyta	Dinophyceae	<i>Peridinium spp</i>	-	-	-	120	X	X	-
		<i>Parvodinium umbonatum</i>	2.663	1.332	3.995	2.601	6.658	3.995	2.663
Ochrophyta	Chrysophyceae	<i>Mallomonas spp</i>	-	-	-	1.314	X	-	-
		<i>Dinobryon divergens</i>	520	240	1.332	3.942	7.990	7.990	3.995
Densidad total por estación			107.867	120.654	79.058	107.547	81.422	128.524	175.728



Tabla 6. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), por estación de muestreo y taxa del lago Yelcho.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	101521	101522	101522 *	C2	C2 *
					12-12-2021	11-12-2021	11-12-2021	11-12-2021	11-12-2021
					cél/L	cél/L	cél/L	cél/L	cél/L
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	2.121	3.361	3.121	2.401	2.241
	Mediophyceae	Stephanodiscales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella ocellata</i>	7.990	1.332	1.332	80	-
	Rhizosoleniophycidae	Rhizosoleniales	Rhizosoleniaceae	<i>Urosolenia eriensis</i>	13.316	7.990	14.648	7.990	2.663
	Bacillariophyceae	Cymbellales	Cymbellaceae	<i>Cymbopleura spp</i>	-	X	-	-	-
			Gomphonemataceae	<i>Gomphonema spp</i>	-	-	-	40	-
	Fragilariohyceae	Rhopalodiales	Rhopalodiaceae	<i>Rhopalodia spp</i>	-	-	40	-	-
			Fragilariales	<i>Fragilaria crotontensis</i>	38.617	23.969	26.633	41.281	9.321
		Rhabdonematales	Staurosiraceae	<i>Indeterminada</i>	X	-	-	-	-
			Tabellariaceae	<i>Asterionella formosa</i>	880	640	1.601	1.080	1.561
				<i>Distrionella</i>	120	80	-	80	-
				<i>Tabellaria flocculosa</i>	160	-	-	80	-
	Liomorphorales	Liomorphorales	Ulnariaceae	<i>Tabellaria flocculosa var. andina</i>	129.322	158.652	113.277	54.138	174.297
		Chlorellales		<i>Hannaea arcus</i>	40	-	-	-	-
				<i>Ulnaria ulna</i>	-	40	-	-	-
Chlorophyta	Chlorophyceae	Tetrasporales	Sphaerocystidaceae	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	X	X	-	X	-
		Sphaeropleales	Selenastraceae	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	-	-	-	80	-
	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Chlorellaceae	<i>Quadrigula sp colonia</i>	X	-	-	X	-
Charophyta	Zygnematophyceae	Desmidiales	Desmidiaceae	<i>Mucidosphaerium (Dictyosphaerium) pulchellum</i>	-	-	-	320	-
		Zygnematales		<i>Cosmarium phaseolum</i>	X	-	-	-	-
				<i>Cosmarium spp</i>	-	-	-	40	-
	Klebsormidiophyceae	Klebsormidiales	Elakatotrichaceae	<i>Staurastrum gracile</i>	-	-	-	X	-
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Mougeotia spp</i>	40	-	-	X	-
		Pyrenomonadales	Pyrenomonadaceae	<i>Elakathotrix gelatinosa</i>	-	-	-	80	-
	Dinophyceae	Peridiniales	Peridiniaceae	<i>Cryptomonas spp</i>	9.321	5.327	1.332	600	360
Dinophyta	Dinophyceae	Gymnodiniales	Gymnodiniaceae	<i>Rhodomonas lacustris</i>	71.908	13.316	-	13.316	2.663
	Dinophyceae	Chromulinales	Dinobryaceae	<i>Dinobryon divergens</i>	3.995	2.241	280	640	840
	Chrysophyceae	Synurales	Mallomonadaceae	<i>Synura spp</i>	-	-	160	-	-
Densidad total por estación					277.912	216947,6	162.423	122.406	193.947



Tabla 7. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), por estación de muestreo y taxa del lago Riesco.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	110038	110048	110048 *
					02-12-2021	02-12-2021	02-12-2021
					cél/L	cél/L	cél/L
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	200	X	-
	Mediophyceae	Stephanodiscales	Stephanodiscaceae	<i>Discostella pseudostelligera</i>	-	X	-
				<i>Discostella stelligera</i>	999	1.997	-
	Rhizosoleniophycidae	Rhizosoleniales	Rhizosoleniaceae	<i>Urosolenia eriensis</i>	12.983	4.994	4.661
	Bacillariophyceae	Achnanthales	Achnanthidiaceae	<i>Achnanthidium minutissimum</i>	-	999	-
		Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Nitzschia denticula</i>	-	999	-
		Cymbellales	Gomphonemataceae	<i>Gomphonema spp</i>	120	-	-
	Fragilariphyceae	Fragilariales	Fragilariaeae	<i>Fragilaria crotonensis</i>	-	999	80
		Rhabdonematales	Tabellariaceae	<i>Asterionella formosa</i>	52.617	45.415	16.565
				<i>Distrionella</i>	1.761	-	-
				<i>Tabellaria flocculosa</i>	360	7.002	-
		Licmophorales	Ulnariaceae	<i>Ulnaria ulna</i>	83.027	115.078	53.738
Chlorophyta	Chlorophyceae	Volvocales	Volvocaceae	<i>Eudorina sp</i>	-	-	-
		Chlamydomonadales	Palmellopsidaceae	<i>Asterococcus superbus</i>	X	-	-
		Tetrasporales	Sphaerocystidaceae	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	-	X	-
		Oedogoniales	Oedogoniaceae	<i>Oedogonium spp</i>	-	480	-
		Sphaeropleales	Selenastraceae	<i>Quadrigula closterioides</i>	-	X	-
Charophyta	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Nephrocystiaceae	<i>Nephrocystum lunatum</i>	X	-	-
			Oocystaceae	<i>Oocystis spp</i>	X	X	-
			Chlorellaceae	<i>Dictyosphaerium spp</i>	X	X	-
		Chlorophyceae	Desmidiales	<i>Cosmarium phaseolum</i>	X	X	-
Cryptophyta	Cryptophyceae	Pyrenomonadales	Pyrenomonadaceae	<i>Staurastrum gracile</i>	X	X	-
				<i>Rhodomonas lacustris</i>	2.996	999	666
Dinophyta	Dinophyceae	Peridiniales	Peridiniaceae	<i>Peridinium spp</i>	-	X	-
Ochrophyta	Chrysophyceae	Synurales	Mallomonadaceae	<i>Mallomonas spp</i>	40	40	-
		Chromulinales	Dinobryaceae	<i>Dinobryon divergens</i>	360	-	-
Densidad total por estación					155.464	179.001	75.790



Tabla 8. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), por estación de muestreo y taxa del sistema lacustre Huillinco-Cucao.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	100520	100616	100617	100968	C1 (**)	100618	100618(**)	E3	
					5-11-2021	5-11-2021	6-11-2021	5-11-2021	5-11-2021	6-11-2021	6-11-2021	6-11-2021	
					cél/L	cél/L	cél/L	cél/L	cél/L	cél/L	cél/L	cél/L	
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	-	40	-	120	-	X	X	-	
		Melosirales	Melosiraceae	<i>Aulacoseira distans</i>	-	-	-	-	-	-	X	-	
Mediophyceae		Stephanodiscales	Stephanodiscaceae	<i>Melosira varians</i>	160	-	640	-	-	0	0	0	
				<i>Cyclotella spp</i>	-	-	X	-	-	0	0	0	
				<i>Cyclotella ocellata</i>	X	-	40	80	-	280	X	999	
				<i>Cyclotella meneghiniana</i>	720	1.332	1.400	600	400	-	X	-	
				<i>Cyclotella spp</i>	X	X	-	-	X	0	0	0	
				<i>Cyclostephanos spp</i>	-	40	40	-	2.663	0	0	0	
Bacillariophyceae		Achnanthales	Achnanthidiaceae	<i>Discostela spp</i>	0	0	0	0	0	-	3.995	-	
				<i>Achnanthidium minutissimum</i>	-	720	680	-	-	0	0	0	
				<i>Achnanthidium spp</i>	40	-	-	-	200	0	0	0	
				<i>Planothidium spp</i>	-	-	-	-	-	X	-	-	
				<i>Lemnicola exigua</i>	-	-	-	-	-	-	2.996	-	
				<i>Cocconeis placentula sensu lato</i>	-	80	-	40	-	2.996	3.995	-	
				<i>Cocconeis spp</i>	-	40	-	-	-	-	X	-	
				<i>Thalassiosiphales</i>	<i>Amphora spp</i>	-	X	-	-	X	0	0	
				<i>Bacillariales</i>	<i>Bacillariaceae</i>	<i>Nitzschia frustulum</i>	160	-	-	120	0	0	0
				<i>Cymbellales</i>	<i>Gomphonemataceae</i>	<i>Gomphonema gracile</i>	160	40	720	40	120	1.997	-
				<i>Cymbellaceae</i>	<i>Cymbella cistula</i>	-	-	-	-	-	X	-	
				<i>Naviculales</i>	<i>Rhoicospheniaceae</i>	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	-	-	-	-	-	-	499
				<i>Pleurosigmataceae</i>	<i>Gyrosigma spp</i>	-	40	X	-	-	40	-	
				<i>Naviculaceae</i>	<i>Navicula spp</i>	80	-	-	-	-	40	-	
				<i>Diploneidaceae</i>	<i>Diploneis spp</i>	-	-	-	-	-	-	40	
				<i>Surirellales</i>	<i>Surirellaceae</i>	<i>Surirella spp</i>	-	-	-	-	X	-	
				<i>Eunotiales</i>	<i>Eunotiaceae</i>	<i>Eunota spp</i>	-	-	-	-	-	X	-
				Fragilarophyceae	Rhabdonematales	<i>Tabellariaceae</i>	<i>Asterionella formosa</i>	240	X	40	-	-	X
						<i>Diatoma moniliformis</i>	-	-	600	-	40	600	160
						<i>Tabellaria flocculosa</i>	-	X	40	-	40	0	0
						<i>Tabellaria flocculosa var. andina</i>	-	-	-	-	40	0	0
			Fragilariales	Staurosiraceae	<i>Staurosirella martyi</i>	-	-	840	-	-	X	-	-
					<i>Indeterminada</i>	-	240	X	560	280	0	0	-
			Fragilariales	Fragilariaeae	<i>Fragilaria spp</i>	-	-	3.995	-	-	2.121	-	1.498
			Licmophorales		<i>Fragilaria crotonensis</i>	80	40	-	X	120	0	0	0
Rhodophyta	Florideophyceae	Acrochaetales	Sphaeropleales	Audouinellaceae	<i>Audouinella spp</i>	-	-	-	280	80	0	0	0
Chlorophyta	Chlorophyceae	Sphaeropleales		Selenastraceae	<i>Monoraphidium contortum</i>	42.612	114.521	105.199	65.250	29.296	187.761	237.697	-
Charophyta	Zygematophyceae	Desmidiales	Closteriaceae	<i>Closterium acutum var. variable</i>	80	80	120	40	120	-	40	-	-
	Desmidaceae	<i>Staurastrum gracile</i>	-	X	-	-	X	0	0	0	-		
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas spp</i>	38.653	22.638	18.643	15.980	9.321	63.918	175.776	-	
Cryptophyta	Cryptophyceae	Pyrenomonadales	Pyrenomonadaceae	<i>Rhodomonas lacustris</i>	-	-	2.663	-	2.663	0	0	0	-
Densidad total por estación					82.985	139.850	135.822	83.030	45.504	259.954	424.899	3.116	



Tabla 9. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), por estación de muestreo y taxa del lago Natri.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	100427	100437	C1	
					4-11-2021	4-11-2021	4-11-2021	
					cél/L	cél/L	cél/L	
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	39.613	56.298	27.729	
				<i>Aulacoseira distans</i>	11.985	17.311	11.985	
		Melosirales	Melosiraceae	<i>Melosira varians</i>	X	-	-	
			Melosiraceae	<i>Melosira undulata</i>	X	-	-	
	Mediophyceae	Stephanodiscales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella spp</i>	1.997	40	X	
	Rhizosoleniophycidae	Rhizosoleniales	Rhizosoleniaceae	<i>Urosolenia eriensis</i>	-	-	X	
	Bacillariophyceae	Cymbellales	Gomphonemataceae	<i>Gomphonema spp</i>	-	-	X	
			Cymbellaceae	<i>Cymbella spp</i>	-	40	-	
				<i>Encyonema silesiacum</i>	80	-	-	
		Rhopalodiales	Rhopalodiaceae	<i>Rhopalodia spp</i>	40	-	40	
		Naviculales	Naviculaceae	<i>Navicula spp</i>	-	X	-	
Fragilariphyceae	Fragilariales	Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Fragilaria spp</i>	29.834	46.607	29.296	
			Staurosiraceae	<i>Staurosirella pinnata</i>	13.982	-	-	
		Rhabdonematales	Tabellariaceae	<i>Asterionella formosa</i>	39.693	48.096	26.809	
				<i>Diatoma spp</i>	40	-	-	
				<i>Diatoma moniliformis</i>	-	160	-	
				<i>Tabellaria flocculosa</i>	9.163	9.923	7.803	
				<i>Tabellaria flocculosa var. andina</i>	223.793	320.024	230.635	
Chlorophyta	Chlorophyceae	Tetrasporales	Sphaerocystidaceae	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	X	X	-	
		Sphaeropleales	Selenastraceae	<i>Akistrodesmus falcatus</i>	1.997	2.663	3.995	
		Oedogoniales	Oedogoniaceae	<i>Oedogonium spp</i>	280	-	-	
	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Oocystaceae	<i>Oocystis lacustris</i>	X	-	X	
Charophyta	Zygnematophyceae	Desmidiales	Desmidiaceae	<i>Cosmarium spp</i>	40	X	-	
		Zygnematales	Zygnemataceae	<i>Staurastrum gracile</i>	-	40	-	
	Klebsormidiophyceae	Klebsormidiales	Elakatotrichaceae	<i>Elakathotrix gelatinosa</i>	1.641	240	-	
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Nostocales	Aphanizomenonaceae	<i>Dolichospermum spp</i>	-	X	-	
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas spp Chapo</i>	-	-	11.985	
	Cryptophyceae	Pyrenomonadales	Pyrenomonadaceae	<i>Rhodomonas lacustris (ex Tetraselmis)</i>	11.985	10.653	-	
Dinophyta	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Ceratium spp</i>	1.160	1.000	1.000	
		Peridiniales	Peridiniaceae	<i>Peridinium cinctum</i>	80	40	240	
		Gymnodiniales	Gymnodiniaceae	<i>Gymnodinium sp</i>	40	40	40	
					Abundancia total	387.444	513.177	
							351.556	



Tabla 10. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), por estación de muestreo y taxa del lago Tarahuín.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	100436	100521	C1 *
					3-11-2021	3-11-2021	3-11-2021
					cél/L	cél/L	cél/L
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	14.005	9.123	14.245
				<i>Aulacoseira distans</i>	162.459	116.102	61.255
	Mediophyceae	Stephanodiscales	Stephanodiscaceae	<i>Discostella pseudostelligera</i>	-	2.497	-
				<i>Discostella stelligera</i>	-	40	-
	Bacillariophyceae	Achnanthales	Achnanthidiaceae	<i>Achnanthidium minutissimum</i>	-	-	1.332
		Cymbellales	Gomphonemataceae	<i>Gomphonema gracile</i>	40	-	-
	Fragilariphyceae	Rhabdonematales	Tabellariaceae	<i>Asterionella formosa</i>	1.280	560	280
		Fragilariales	Staurosiraceae	<i>Staurosira spp</i>	560	-	-
				<i>Staurosirella pinnata</i>	280	-	-
		Fragilariaeae		<i>Fragilaria crotonensis</i>	520	1.400	X
		Licmophorales	Ulnariaceae	<i>Ulnaria ulna</i>	40	-	-
Chlorophyta	Chlorophyceae	Tetrasporales	Tabellariaceae	<i>Tabellaria flocculosa var. andina</i>	X	320	-
		Volvocales	Volvocaceae	<i>Eudorina elegans</i>	X	X	X
	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Sphaerocystidaceae	<i>Sphaerocystis</i>	X	2.561	1.120
		Zygnematophyceae	Oocystaceae	<i>Oocystis lacustris</i>	-	X	-
Charophyta	Zygnematophyceae	Desmidiales	Closteriaceae	<i>Closterium aciculare</i>	40	-	-
				<i>Closterium acutum var variabile</i>	-	-	X
		Desmidiaceae		<i>Staurastrum gracile</i>	-	X	X
	Zygnematales	Zygnemataceae		<i>Mougeotia sp</i>	160	-	X
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Nostocales	Aphanizomenonaceae	<i>Dolichospermum aff flos-aquae</i>	338.110	193.943	206.467
Cryptophyta	Cryptophyceae	Pyrenomonadales	Pyrenomonadaceae	<i>Rhodomonas lacustris</i>	82.561	68.662	63.918
Dinophyta	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Ceratium furcoide</i>	2.321	1.120	1.721
	Dinophyceae	Peridiniales	Peridiniaceae	<i>Peridinium spp</i>	80	X	X
	Dinophyceae	Gymnodiniales	Gymnodiniaceae	<i>Gymnodinium spp</i>	520	920	400
Densidad total por estación					602.978	397.250	350.739

El análisis cualitativo se representa con una "x" en la muestra integrada. La "x" representa un organismo presente en el análisis cualitativo que no se encontraba presente en el análisis cuantitativo.



Zooplancton

Tabla 11. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Ranco.

Lago	Ranco		
Estación de muestreo	C1	100972	1001955
Fecha	16-10-2021	17-10-2021	17-10-2021
Taxa	ind/L	ind/L	ind/L
<i>Boeckella gracilipes</i>	4,178	4,198	4,993
hembra con huevos	0,166	0,219	0,119
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	0,066	0,080	0,040
hembra con huevos	0,033	0	0
<i>Mesocyclops longisetus</i>	1,044	0,953	0,957
hembra con huevos	0,083	0,020	0
Nauplius	1,907	2,586	10,047
<i>Diaphanosoma chilensis</i>	0	0,020	0
<i>Bosmina (Liederobosmina) chilensis</i>	0,033	0	0,020
Abundancia total ind/L	7,510	8,076	16,176
riqueza de taxa	4+Nauplius	4+Nauplius	4+Nauplius



Tabla 12. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Puyehue.

Lago	Puyehue		
Estación de muestreo	C1	100205 (E1)	100578 (E2)
Fecha	26-10-2021	27-10-2021	27-10-2021
Taxa	ind/L	ind/L	ind/L
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	0,696	0,680	1,227
hembra con huevos	0,066	0,083	0,182
<i>Mesocyclops araucanus</i>	1,708	1,940	2,769
hembra con huevos	0,116	0,033	0,083
Nauplius	1,144	0,033	4,161
<i>Daphnia pulex</i>	0,497	0,829	1,442
<i>Kellicottia cf longispina</i>	0,928	0,448	1,210
Abundancia total ind/L	5,156	4,045	11,075
riqueza de taxa	4+Nauplius	4+Nauplius	4+Nauplius



Tabla 13. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Rupanco.

Lago	Rupanco							
Estación de muestreo	101862	100522	101851	100389	100081	101707	C2	100625
Fecha	6-11-2021	6-11-2021	3-11-2021	6-11-2021	7-11-2021	7-11-2021	4-11-2021	3-11-2021
Taxa	ind/L							
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	0,564	0,895	0,514	0,099	1,492	0,680	0,348	0,398
hembra con huevos	0,017	0	0,017	0	0,050	0,050	0,017	0
<i>Mesocyclops araucanus</i>	0,315	0,166	0,348	0	0,870	0,315	0,464	0,282
hembra con huevos	0,017	0	0	0	0,025	0	0,017	0
Nauplius	0,315	0,497	0,066	0,199	0,497	0,232	0,282	0,249
<i>Daphnia pulex</i>	0,315	0,414	0,514	0,050	1,094	0,298	0,116	0,680
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0,315	0,249	0,365	0,050	0,547	0,182	0,066	0,282
<i>Bosmina (Liederobosmina) chilensis</i>	0,746	0,216	0,796	0,298	0,423	0,066	0,216	0,365
<i>Kellicottia cf longispina</i>	4,675	6,681	4,476	10,594	8,480	3,084	3,498	3,863
<i>Keratella americana</i>	0,149	0,912	0	0,149	0,199	0	0,232	0
Abundancia total ind/L	7,427	10,030	7,096	11,439	13,677	4,907	5,255	6,118
riqueza de taxa	7+Nauplius	7+Nauplius	6+Nauplius	6+Nauplius	7+Nauplius	6+Nauplius	7+Nauplius	6+Nauplius



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

Tabla 14. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Llanquihue.

Lago	Llanquihue											
Estación de muestreo	C2	C1	Pto. Varas	100507	100370	100100	100628	100545	100627	100332	100390	100070
Fecha	24-11-2021	12-11-2021	11-11-2021	16-11-2021	17-11-2021	15-11-2021	16-11-2021	16-11-2021	16-11-2021	15-11-2021	17-11-2021	11-11-2021
Taxa	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	0,995	0,700	0,028	0,265	0,292	0,049	0,037	0,050	0,358	0,279	0,348	0
hembra con huevos	0,017	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mesocyclops araucanus</i>	0,033	0,1050	0	0	0,0343	0	0,0371	0	0	0,0199	0	0
hembra con huevos	0,0333	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nauplius	0	0	0,1106	0,0166	0,0858	0,0507	0,1114	0,0497	0,1194	0,0796	0	0
<i>Daphnia pulex</i>	1,196	0,788	1,465	0,365	0,360	0,497	0,557	0,199	1,154	0,676	1,608	0,221
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0,464	0,088	0,802	0,348	0,412	0,499	0,371	0	0,279	0,597	0,216	0
<i>Bosmina (Liederobosmina) chilensis</i>	0,050	0	0	0	0	0,037	0	0	0	0	0	14,479
<i>Kelicottia cf longispina</i>	29,011	5,567	7,408	8,787	6,912	18,029	9,098	32,428	19,258	9,808	2,636	12,379
<i>Keratella americana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,332
Abundancia total ind/L	31,799	7,248	9,813	9,781	8,095	19,124	10,250	32,726	21,168	11,459	4,808	27,410
riqueza de taxa	6	4	4 + Nauplius	4 + Nauplius	5 + Nauplius	4 + Nauplius	6+ Nauplius	3 + Nauplius	4+Nauplius	5+Nauplius	4	4



Tabla 15. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Chapo.

Lago	Chapo			
Estación de muestreo	100394	C2	101051	101278
Fecha	19-11-2021	18-11-2021	19-11-2021	19-11-2021
Taxa	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	0,239	0,216	0,348	0,219
hembra con huevos	0	0	0,017	0
<i>Tropocyclops prasinus</i>	0	0,017	0	0
Nauplius	0,040	0,083	0,133	0,328
<i>Diaphanosoma chilensis</i>	0	0,033	0	0
<i>Daphnia pulex</i>	0,836	0,398	0,315	0,131
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0,875	0,066	0,365	0,066
<i>Bosmina (Liederobosmina) chilensis</i>	0,716	0,481	1,359	0,635
<i>Kellicottia cf longispina</i>	12,096	0,414	0,464	5,274
<i>Conochilus unicornis</i>	0	0,033	0,050	0
Abundancia total ind/L	14,801	1,741	3,050	6,653
riqueza de taxa	5+Nauplius	8+Nauplius	6+Nauplius	5+Nauplius



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

Tabla 16. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el sistema lacustre Huillinco-Cucao.

Lago	Cucao			Huillinco				
Estación de muestreo	C2	100618	E3	100968	100617	100616	100520	C1
Fecha	6-11-2021	6-11-2021	6-11-2021	5-11-2021	6-11-2021	5-11-2021	5-11-2021	5-11-2021
Taxa	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	3,780	0	22,083	2,188	0,573	5,595	15,518	17,706
hembra con huevos	0,199	0	0,796	0	0	0	0,199	0,597
Nauplius	4,775	0	6,366	2,387	0,191	2,901	1,592	4,775
<i>Bosmina (Liederobosmina) chilensis</i>	6,963	10,345	13,727	11,141	4,679	13,470	24,072	30,836
<i>Filinia longiseta</i>	12,335	12,533	20,292	2,785	1,241	6,424	0	3,183
Poliqueto	3,183	0	4,576	0	0,191	0,622	0,597	0
Abundancia total ind/L	31,234	22,879	67,840	18,502	6,875	29,013	41,977	57,097
riqueza de taxa	4+Nauplius	2	4+Nauplius	3+Nauplius	4+Nauplius	4+Nauplius	3+Nauplius	3+Nauplius



Tabla 17. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Natri.

Lago	Natri		
Estación de muestreo	100437	100427	C1
Fecha	4-11-2021	4-11-2021	4-11-2021
Taxa	ind/L	ind/L	ind/L
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	1,857	3,780	6,665
hembra con huevos	0,066	0	0
<i>Mesocyclops araucanus</i>	0,265	0	0
<i>Nauplius</i>	3,249	10,246	3,979
<i>Bosmina (Liederobosmina) chilensis</i>	0,265	0,796	0,796
<i>Asplanchna sp</i>	0	0	0,099
<i>Keratella americana</i>	0,199	0,895	0,298
<i>Polyarthra sp</i>	3,183	2,586	1,890
Abundancia total ind/L	9,085	18,303	13,727
riqueza de taxa	5+Nauplius	4+Nauplius	5+Nauplius



Tabla 18. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Tarahuín.

Lago	Tarahuin		
Estación de muestreo	100521	C1	100436
Fecha	3-11-2021	3-11-2021	3-11-2021
Taxa	ind/L	ind/L	ind/L
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	1,492	8,256	2,984
hembra con huevos	0,099	0,099	0
Nauplius	0	13,031	1,393
<i>Daphnia ambigua</i>	0	0,199	0
<i>Bosmina (Liederobosmina) chilensis</i>	0	6,764	0,497
<i>Kellicottia cf longispina</i>	0,497	1,691	1,592
<i>Keratella americana</i>	3,680	4,078	3,183
<i>Conochilus unicornis</i>	0,199	0	0,199
Abundancia total ind/L	5,968	34,119	9,848
riqueza de taxa	4+Nauplius	5+Nauplius	5+Nauplius



Tabla 19. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Yelcho.

Lago	Yelcho		
Estación de muestreo	101522	C2	101521
Fecha	11-12-2021	11-12-2021	12-12-2021
Taxa	ind/L	ind/L	ind/L
<i>Boeckella gracilipes</i>	0,920	1,293	0,497
hembra con huevos	0,124	0,066	0,099
<i>Mesocyclops araucanus</i>	0,373	0,713	0,332
hembra con huevos	0,050	0,050	0
<i>Nauplius</i>	0,771	1,326	1,094
<i>Daphnia pulex</i>	1,417	0,647	0,862
<i>Kellicottia cf longispina</i>	3,457	6,018	2,454
<i>Keratella americana</i>	0,025	0,166	0
Abundancia total ind/L	7,137	10,279	5,338
riqueza de taxa	5+Nauplius	5+Nauplius	4+Nauplius



Tabla 20. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Riesco.

Lago	Riesco	
Estación de muestreo	110048	110038
Fecha	02-12-2021	02-12-2021
Taxa	ind/L	ind/L
<i>Boeckella gracilipes</i>	4,058	3,001
hembra con huevos	0,119	0,116
<i>Parabroteas sarsi</i>	0,027	0,083
Nauplius	0,212	0,879
<i>Asplanchna sp</i>	0,080	0
<i>Kellicottia cf longispina</i>	0,199	0,862
Abundancia total ind/L	4,695	4,940
riqueza de taxa	4+Nauplius	3+Nauplius



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, NOVENA ETAPA".

Nos encontramos el 27 de septiembre de 2022,
en el siguiente link: meet.google.com/ewg-qtje-sru
o por teléfono al +56 43 245 2070, PIN: 178 723 926 1906#

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

14:30	Recepción
14:30 - 14:40	Palabras de Bienvenida de Leonardo Guzmán Méndez, Jefe de División de Investigación en Acuicultura, Instituto de Fomento Pesquero.
14:40 - 14:50	Palabras contexto. Cristián Acevedo Vergara, Coordinador Unidad Ambiental, División de Acuicultura, Subsecretaría de Pesca y Acuicultura.
14:50 - 15:10	La balanza de los nutrientes en lagos Araucanos y Patagónicos. (Carolina Rösner Oyarzo, Investigadora, Instituto de Fomento Pesquero)
15:10 - 15:30	Dinámicas planctónicas en el lago Llanquihue. (Claudia Pérez Sáez, Investigadora, Instituto de Fomento Pesquero)
15:30 - 15:50	Modelo hidrodinámico del lago Llanquihue. (Pablo Reche García, Investigador, Instituto de Fomento Pesquero).
15:50 - 16:00	Preguntas
16:00 - 16:20	Servicios ecosistémicos del sistema Huillinco-Cucao en la isla grande de Chiloé. (Rodrigo Vera Sepúlveda, Investigador, Instituto de Fomento Pesquero)
16:20 - 16:40	Ensamblles fitoplanctónicos en el sistema lacustre Huillinco-Cucao. (Nicole Pesse Lastra, Investigadora, Instituto de Fomento Pesquero)
16:40 - 17:00	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

Carla Falcón Simonelli - Subsecretaría de Economía y Empresas de Menor Tamaño

Cristian Acevedo - SUBPESCA

Claudia Javalquinto - SUBPESCA

Carolina Molina - SUBPESCA

Ricardo García - SUBPESCA

Roland Hager - SUBPESCA

Paloma Terrada - SUBPESCA

Vicente Valenzuela - SUBPESCA

Angélica Lisperguer - AOLab

Juan Ancapan - SISS

Alberto Fernández - Universidad San Sebastián

Cristina Hernández - Seremi de Salud Los Lagos

Andrea Rivera Belmar - Subsecretaría de Salud Pública, MINSAL

Ximena Rojas - INTESAL

Felipe Tucca - INTESAL

Angela Millar - Centro de Biotecnología de Sistemas, Universidad Andrés Bello

Carlos Avilés - laboratorio AOLAB

Karina Díaz - AquaEcos EIRL

Victoria Arenas - ECOAUSTRAL

Cesar Alarcón - IFOP

Leonardo Guzmán - IFOP

Pablo Reche - IFOP

Sandra Silva - IFOP

Nicole Pesse - IFOP

Rodrigo Vera - IFOP



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

Claudia Pérez - IFOP

Carolina Rösner - IFOP

Alejandra Oyanedel - IFOP

Macarena Herrera - IFOP

Roberto Raimapu - IFOP



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

Presentaciones al taller de difusión

Presentación 1. Carolina Rösner

Taller de difusión
"Evaluación ambiental de lagos utilizados para la acuicultura en la zona sur de Chile, IX etapa"

Subsecretaría de Pesca y Acuicultura
Gobierno de Chile

IFOP
GENERANDO CONOCIMIENTO Y SUSTENTABILIDAD

Balanza de nutrientes en lagos Patagónicos y Araucanos

Septiembre del 2022

Presentación 2. Claudia Pérez

IFOP
GENERANDO CONOCIMIENTO Y SUSTENTABILIDAD

Dinámicas planctónicas en el lago Llanquihue



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

Presentación 3. 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 hidrodinámico del lago Llanquihue

Elías Pinilla & Pablo Reche

Septiembre 2022

Presentación 4. Rodrigo Vera

Servicios Ecosistémicos del sistema
Huillinco-Cucao en la isla grande de Chiloé.

Vera, Rodrigo (1); Pérez, Claudia (1); Pesse, Nicole (1); Oyarzo, Carolina (1)

(1) Instituto de Fomento Pesquero, Balmaceda 252, Puerto Montt, Chile.

e-mail: rodrigo.vera@ifop.cl



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

Presentación 5. Nicole Pesse

INSTITUTO DE
FOMENTO
PESQUERO

Subsecretaría
de Pesca y
Acuicultura

Gobierno de Chile

**Ensambles fitoplanctónicos del sistema
lacustre Huillinco-Cucao.**

Parte del 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

Nicole Pesse Lastra, Carolina Rösner Oyarzo, Claudia Pérez Sáez & Rodrigo Vera Sepúlveda.

27 de septiembre de 2022



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

Sección Ediciones y Producción

Almte. Manuel Blanco Encalada 839

Fono 56-32-2151500

Valparaíso, Chile

www.ifop.cl