



INFORME FINAL

Convenio de Desempeño 2019

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

SUBSECRETARIA DE ECONOMÍA y EMT/ mayo 2021



INFORME FINAL

Convenio de Desempeño 2019
Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados
para actividades de acuicultura en la zona sur de
Chile (Séptima Etapa)
SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA y EMT / mayo 2021

REQUIRENTE

**SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y
EMPRESAS DE MENOR TAMAÑO**
Subsecretaría de Economía
Julio Alberto Pertuze Salas

EJECUTOR

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO, IFOP

Director Ejecutivo
Luis Parot Donoso

Jefe División Investigación en Acuicultura
F. Leonardo Guzmán Méndez

JEFE PROYECTO

Nicole Pesse Lastra

AUTORES

Carolina Oyarzo Rösner
Claudia Pérez Sáez
Nicole Pesse Lastra
Pablo Riquelme Torres
Rodrigo Vera Sepúlveda

COLABORADORES

Paola Hinojosa Carrasco
Lilian Díaz Galindo
Denice Meyer Cardenas
Patricio Mejías Wagner
Elías Pinilla Matamala

COLABORADORES EXTERNOS

Stefan Woelfl
Ana Lorca



ÍNDICE GENERAL

	Página
ÍNDICE GENERAL	2
INDICE FIGURAS.....	5
INDICE TABLAS.....	21
RESUMEN EJECUTIVO	24
1. INTRODUCCIÓN.....	37
2. OBJETIVOS.....	41
3. METODOLOGÍA.....	42
3.1. Objetivo específico 1	42
3.1.1. Selección de puntos y época de muestreo	42
3.1.2. Evaluación de variables limnológicas - fisicoquímicas y biológicas	45
3.1.2.1. Monitoreo de columna de agua.....	45
3.1.2.2. Variabilidad estacional de variables tróficas y complementarias de calidad ambiental	47
3.1.2.3. Evaluación histórica de la estructura comunitaria del fitoplancton y zooplancton.....	48
3.1.2.4. Análisis de comunidades del fitoplancton y zooplancton con variables ambientales	48
3.1.2.5. Monitoreo de sedimentos	49
3.1.2.6. Estado trófico y capacidad de carga de lagos Araucanos y Patagónicos	50
3.1.2.7. Estado trófico de lagos Chilotes.....	53
3.1.2.8. Balance hidrológico y de nutrientes por sistema lacustre	54
3.1.3. Protocolo de campo frente a aumento abundancia fitoplanctónica.....	58
3.2. Objetivo específico 2	59
3.3. Objetivo específico 3	59
3.3.1. Identificación de los usos de suelo de la cuenca del lago Llanquihue	59
3.3.2. Marco conceptual de los Servicios Ecosistémicos	61
3.3.3. Clasificación de los Servicios Ecosistémicos	62
4. RESULTADOS	65
4.1 Objetivo específico 1	65
4.1.1. Lago Ranco.....	65
I. Caracterización de columna de agua y sedimento.....	65
II. Evaluación del estado trófico	74
III. Balance hidrológico y de nutrientes.....	74
IV. Capacidad de carga	76



4.1.2. Lago Puyehue.....	76
I. Caracterización de columna de agua y sedimento.....	76
II. Evaluación del estado trófico.....	85
III. Balance hidrológico y de nutrientes.....	85
IV. Capacidad de carga.....	87
4.1.3. Lago Rupanco.....	87
I. Caracterización de columna de agua y sedimento.....	87
II. Evaluación del estado trófico.....	98
III. Balance hidrológico y de nutrientes.....	99
IV. Capacidad de carga.....	101
4.1.4. Lago Llanquihue.....	101
I. Caracterización de columna de agua y sedimento.....	101
II. Evaluación del estado trófico.....	116
III. Variabilidad estacional de variables tróficas y complementarias.....	116
IV. Balance hidrológico y de nutrientes.....	123
V. Capacidad de carga.....	125
4.1.5. Lago Chapo.....	126
I. Caracterización de columna de agua y sedimento.....	126
II. Evaluación del estado trófico.....	136
III. Balance hidrológico y de nutrientes.....	136
IV. Capacidad de carga.....	138
4.1.6. Lago Popetán.....	139
I. Caracterización de columna de agua y sedimento.....	139
II. Evaluación del estado trófico.....	144
III. Balance hidrológico y de nutrientes.....	144
4.1.7. Lago Huillinco- Cucao.....	146
I. Caracterización de columna de agua y sedimento.....	146
II. Evaluación del estado trófico.....	158
III. Aportes de fuentes difusas y directas.....	158
4.1.8. Lago Tarahuín.....	160
I. Caracterización de columna de agua y sedimento.....	160
II. Evaluación del estado trófico.....	169
III. Balance hidrológico y de nutrientes.....	169
4.1.9. Lago Natri.....	171
I. Caracterización de columna de agua y sedimento.....	171
II. Evaluación del estado trófico.....	180
III. Balance hidrológico y de nutrientes.....	181
4.1.10. Lago Tepuhueico.....	183
I. Caracterización de columna de agua y sedimento.....	183
II. Evaluación del estado trófico.....	191
III. Balance hidrológico y de nutrientes.....	192
4.1.11. Lago San Antonio.....	194
I. Caracterización de columna de agua y sedimento.....	194
II. Evaluación del estado trófico.....	202
III. Balance hidrológico y de nutrientes.....	202
4.1.12. Lago Yelcho.....	204
I. Caracterización de columna de agua y sedimento.....	204
II. Evaluación del estado trófico.....	212



III. Balance hidrol3gico y de nutrientes	213
4.1.13. Lago Riesco	215
I. Caracterizaci3n de columna de agua y sedimento	215
II. Evaluaci3n del estado tr3fico	224
III. Balance hidrol3gico y de nutrientes	224
IV. Capacidad de carga	226
4.1.14. Lago Sofía	226
I. Caracterizaci3n de columna de agua y sedimento	226
II. Evaluaci3n del estado tr3fico	231
III. Balance hidrol3gico y de nutrientes	231
IV. Capacidad de carga	232
4.1.15. Índice de Carlson para lagos Araucanos y Patag3nicos	233
4.1.15. Protocolo frente a posibles floraciones algales	235
4.2. Objetivo específcico 2	243
4.3. Objetivo específcico 3	255
4.3.1. Delimitaci3n, usos y Servicios Ecosistémicos entregados por la cuenca del lago Llanquihue	255
4.3.2. Servicios Ecosistémicos de Provisi3n	255
4.3.3. Servicios Ecosistémicos de Regulaci3n	257
4.3.4. Servicios Ecosistémicos Culturales y de Biodiversidad y Hábitat	260
4.3.5. Modelo conceptual de la cuenca del lago Llanquihue	266
5. DISCUSI3N	272
6. CONCLUSI3N	296
7. REVISI3N BIBLIOGRAFICA	298
8. ANEXO: TABLAS	309
9. ANEXO: DIFUSI3N	319



INDICE FIGURAS

Figura 1. Estaciones de muestreo en los lagos Araucanos en estudio (A= lago Ranco, B= lago Puyehue, C= lago Rupanco, D= lago Llanquihue, E= lago Chapo). En cada lago se representaron las estaciones de muestreo, relacionadas a los centros de cultivo, sitios de referencia y de control.	43
Figura 2. Estaciones de muestreo en los lagos Chilotes en estudio (a = lago Popetán, b = lago Huillinco, c = lago Cucao, d = lago Tarahuín, e = lago Natri, f = lago Tepuhueico; g = lago San Antonio). En cada lago se representaron las estaciones de muestreo, relacionadas a los centros de cultivo, sitios de referencia y de control.	44
Figura 3. Estaciones de muestreo en los lagos Patagónicos en estudio (a= lago Yelcho, b= lago Riesco, c= lago Sofía). En cada lago se representaron las estaciones de muestreo, relacionadas a los centros de cultivo, sitios de referencia y de control.	45
Figura 4. Estación de muestreo Puerto Octay en el lago Llanquihue.	47
Figura 5. Modelo conceptual nutriente color (Williamson <i>et al.</i> 1999, Webster <i>et al.</i> 2008).	53
Figura 6. Identificación de los usos de suelos y cobertura vegetal de la cuenca del lago Llanquihue (Fuente Conaf, en: http://www.ide.cl/descargas/capas/conaf/).	60
Figura 7. Modelo de cascada extraído de Haines-Young & Potschin (2010).	61
Figura 8. Aproximación metodológica para la identificación y evaluación de los servicios suministrados por los ecosistemas (Modificado de De Groot <i>et al.</i> 2010).	64
Figura 9. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Ranco, E3 (rojo), 100972 (E1) (verde), 101955 (E2) (amarillo), C1 (verde oscuro) y C2 (calipso). b) Perfiles de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad (µS/cm) en las estaciones del lago Ranco, en época de primavera.	65
Figura 10. Concentración (µg/L) de amonio (N-NH ₄), nitrito (N-NO ₂), nitrato (N-NO ₃) y nitrógeno total (NT) en las estaciones E3, 100972 (E1), 101955 (E2), C1 y C2 del lago Ranco. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: N-NH ₄ , *: N-NO ₂ , *: N-NO ₃ , *: NT).	66
Figura 11. Concentración (µg/L) de fosfato (P-PO ₄) y fósforo total (PT) en las estaciones E3, 100972 (E1), 101955 (E2) y C1 del lago Ranco. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: P-PO ₄ , *: PT).	66
Figura 12. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila <i>a</i> en el lago Ranco.	67
Figura 13. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/ml) y diversidad del fitoplancton en el lago Ranco, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).	68
Figura 14. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura de la comunidad del fitoplancton en el lago Ranco, según la época, año y estación de muestreo, y su correlación.	69
Figura 15. Gráfica test PCO de la estructura de la comunidad del fitoplancton en el lago Ranco, agrupando las épocas de muestreo.	70
Figura 16. Abundancia zooplanctónica por taxa y total presente en el lago Ranco en primavera de 2019.	70



Figura 17. Gráfico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago Ranco, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).	72
Figura 18. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Ranco, según la época, año y estación de muestreo.	72
Figura 19. Gráfica test PCO de la abundancia de zooplancton en el lago Ranco, agrupando las épocas de muestreo.	73
Figura 20. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E3 y E2 (101955) del lago Ranco.	73
Figura 21. a) Transparencia (m) y concentración promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en las estaciones del lago Ranco. Línea punteada indica límite entre estados tróficos, su color señala los estados tróficos a que corresponden (azul: entre ultra y oligotrófico, naranja: entre oligo y mesotrófico, rojo: entre meso y eutrófico).	74
Figura 22. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Ranco. .	75
Figura 23. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Ranco.	76
Figura 24. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Puyehue, E3 (rojo), 100578 (E2) (amarillo), 100205 (E1) (verde oscuro), C1 (verde) y C2 (calipso). b) Perfiles de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en las estaciones del lago Puyehue, en época de primavera.	77
Figura 25. Concentración ($\mu\text{g/L}$) de amonio (N-NH_4), nitrito (N-NO_2), nitrato (N-NO_3) y nitrógeno total (NT) en las estaciones E3, 100578 (E2), 100205 (E1), C1 y C2 del lago Puyehue. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: N-NH_4 , *: N-NO_2 , *: N-NO_3 , *: NT).	77
Figura 26. Concentración ($\mu\text{g/L}$) de fosfato (P-PO_4) y fósforo total (PT) en las estaciones E3, 100578 (E2), 100205 (E1), C1 y C2 del lago Puyehue. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: P-PO_4 , *: PT).	78
Figura 27. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago Puyehue.	79
Figura 28. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/L) y diversidad del fitoplancton en el lago Puyehue, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).	80
Figura 29. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Puyehue, según la época, año y estación de muestreo.	80
Figura 30. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Puyehue, agrupando las épocas de muestreo.	81
Figura 31. Abundancia zooplanctónica por taxa y total presente en el lago Puyehue en primavera de 2019.	81
Figura 32. Gráfico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago Puyehue, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).	82
Figura 33. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Puyehue, según la época, año y estación de muestreo, y su correlación.	83



Figura 34. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Puyehue, agrupando las épocas de muestreo.	84
Figura 35. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E1 y E2 (100578) del lago Puyehue.	84
Figura 36. a) Transparencia (m) y concentración promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en las estaciones del lago Puyehue. Línea punteada indica límite entre estados tróficos, su color señala los estados tróficos a que corresponden (azul: entre ultra y oligotrófico, naranja: entre oligo y mesotrófico, rojo: entre meso y eutrófico).	85
Figura 37. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Puyehue.	86
Figura 38. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Puyehue.	87
Figura 39. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Rupanco, 101707 (calipso), 100081 (verde), 100389 (marrón), 100522 (lila), 100625 (azul), 101851 (amarillo), 101862 (verde oscuro) y C2 (rojo). b) Perfiles de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en las estaciones del lago Rupanco, en época de verano.	88
Figura 40. Concentración ($\mu\text{g/L}$) de amonio (N-NH_4), nitrito (N-NO_2), nitrato (N-NO_3) y nitrógeno total (NT) en las estaciones 101707, 100081, 100389, 100522, 100625, 101851, 101862 y C2 del lago Rupanco. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: N-NH_4 , *: N-NO_2 , *: N-NO_3 , *: NT).	89
Figura 41. Concentración ($\mu\text{g/L}$) de fosfato (P-PO_4) y fósforo total (PT) en las estaciones 101707, 100081, 100389, 100522, 100625, 101851, 101862 y C2 del lago Rupanco. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: P-PO_4 , *: PT).	89
Figura 42. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago Rupanco.	91
Figura 43. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/L) y diversidad del fitoplancton en el lago Rupanco, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).	92
Figura 44. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la abundancia del fitoplancton en el lago Rupanco, según la época, año y estación de muestreo, y su correlación fitoplanctónica.	93
Figura 45. Gráfica test PCO de la abundancia de fitoplancton en el lago Rupanco, agrupando las épocas de muestreo.	93
Figura 46. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Rupanco, agrupando los años de muestreo.	94
Figura 47. Abundancia zooplanctónica por taxa y total presente en el lago Rupanco en primavera de 2019.	94
Figura 48. Gráfico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago Rupanco, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).	96
Figura 49. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Rupanco, según la época, año y estación de muestreo, y su correlación zooplanctónica.	96



Figura 50. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Rupanco, agrupando las épocas de muestreo.	97
Figura 51. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Rupanco, agrupando los años de muestreo.	97
Figura 52. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100389 y 101862 del lago Rupanco.	98
Figura 53. Transparencia (m) y concentración promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en las estaciones del lago Rupanco. Línea punteada indica límite entre estados tróficos, su color señala los estados tróficos a que corresponden (azul: entre ultra y oligotrófico, naranja: entre oligo y mesotrófico, rojo: entre meso y eutrófico).	99
Figura 54. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Rupanco.	100
Figura 55. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Rupanco.	101
Figura 56. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Llanquihue, 100100 (azul), 100332 (verde oscuro), 100507 (verde), 100545 (calipso), 100370 (amarillo), 100390 (gris), 100070 (marrón), C1 (rojo) y C2 (lila). b) Perfiles de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en las estaciones del lago Llanquihue, en época de primavera - verano.	102
Figura 57. Concentración ($\mu\text{g/L}$) de amonio (N-NH_4), nitrito (N-NO_2), nitrato (N-NO_3) y nitrógeno total (NT) en las estaciones 100100, 100332, 100507, 100545, 100627, 100628, 100370, 100390, 100070, C1 y C2 del lago Llanquihue. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: N-NH_4 , *: N-NO_2 , *: N-NO_3 , *: NT).	103
Figura 58. Concentración ($\mu\text{g/L}$) de fosfato (P-PO_4) y fósforo total (PT) en las estaciones 100100, 100332, 100507, 100545, 100627, 100628, 100370, 100390, 100070, C1 y C2 del lago Llanquihue. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: P-PO_4 , *: PT).	103
Figura 59. Gráfica test PCA de la variabilidad de variables ambientales en el tiempo. El círculo representa una correlación de Spearman $r = 1$, los vectores muestran la correlación de especies.	104
Figura 60. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila <i>a</i> en el lago Llanquihue.	105
Figura 61. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/ml) y diversidad del fitoplancton en el lago Llanquihue, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).	107
Figura 62. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la abundancia del fitoplancton en el lago Llanquihue, según la época, año y estación de muestreo.	108
Figura 63. Gráfica test PCO de la estructura de la comunidad fitoplanctónica en el lago Llanquihue, agrupando las épocas de muestreo.	108
Figura 64. Gráfica test PCO de la estructura de la comunidad fitoplanctónica en el lago Llanquihue, agrupando los años de muestreo.	109



Figura 65. Gráfica test PCO de la estructura de la comunidad fitoplanctónica en el lago Llanquihue, agrupando las estaciones de muestreo.....	109
Figura 66. Análisis de redundancia basado en distancia (dbRDA) de la estructura comunitaria del fitoplancton y variables ambientales en el lago Llanquihue.....	110
Figura 67. Abundancia zooplanctónica por taxa y total presente en el lago Llanquihue durante primavera de 2019.	111
Figura 68. Gráfico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago Llanquihue, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).....	113
Figura 69. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Llanquihue, según la época, año y estación de muestreo.....	113
Figura 70. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Llanquihue, agrupando las épocas de muestreo.	114
Figura 71. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Llanquihue, agrupando los años de muestreo.	114
Figura 72. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Llanquihue, agrupando las estaciones de muestreo.....	115
Figura 73. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100100 y 100070 del lago Llanquihue.....	115
Figura 74. Transparencia (m) y concentración promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en las estaciones del lago Llanquihue. Línea punteada indica límite entre estados tróficos, su color señala los estados tróficos a que corresponden (azul: entre ultra y oligotrófico, naranja: entre oligo y mesotrófico, rojo: entre meso y eutrófico).	116
Figura 75. Perfiles de Temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en la estación Puerto Octay, lago Llanquihue durante el año 2019-2020.....	117
Figura 76. Concentración de clorofila a y abundancia fitoplanctónica de la Bahía Puerto Octay en el lago Llanquihue, durante año 2019-2020.....	118
Figura 77. Abundancia zooplanctónica por taxa y total presente en Puerto Octay del lago Llanquihue durante el año 2019/2020.....	120
Figura 78. n-MDS para componente fitoplanctónica de la estación Puerto Octay.	122
Figura 79. n-MDS para zooplancton de la estación Puerto Octay.	122
Figura 80. n-MDS para variables ambientales de la estación Puerto Octay.	123
Figura 81. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Llanquihue.	124
Figura 82. Carga de nitrógeno total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Llanquihue.....	124
Figura 83. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Llanquihue.	125
Figura 84. Aportes de nitrógeno total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Llanquihue.....	125
Figura 85. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Chapo, 100394 (azul), 101278 (rojo), 101051 (amarillo), C1 (verde) y C2 (calipso). b) Perfiles de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno	



(mg/L) y conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en las estaciones del lago Chapo, en época de primavera. 126

Figura 86. Concentración ($\mu\text{g}/\text{L}$) de amonio (N-NH_4), nitrito (N-NO_2), nitrato (N-NO_3) y nitrógeno total (NT) en las estaciones 100394, 101051, 101278, C1 y C2 del lago Chapo. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: N-NH_4 , *: N-NO_2 , *: N-NO_3 , *: NT)..... 127

Figura 87. Concentración ($\mu\text{g}/\text{L}$) de fosfato (P-PO_4) y fósforo total (PT) en las estaciones 100394, 101051, 101278, C1 y C2 del lago Chapo. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: P-PO_4 , *: PT). 127

Figura 88. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila *a* en el lago Chapo. 128

Figura 89. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/ml) y diversidad del fitoplancton en el lago Chapo, a lo largo de los años de estudio (2014-2019). 130

Figura 90. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Chapo, según la época, año y estación de muestreo. 131

Figura 91. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Chapo, agrupando las épocas de muestreo. 131

Figura 92. Abundancia zooplanctónica por taxa y total presente en el lago Chapo en primavera de 2019. 132

Figura 93. Gráfico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago Chapo, a lo largo de los años de estudio (2014-2019). 133

Figura 94. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Chapo, según la época, año y estación de muestreo. 134

Figura 95. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Chapo, agrupando las épocas de muestreo. 134

Figura 96. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Chapo, agrupando los años de muestreo. 135

Figura 97. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 101278 y 100394 del lago Chapo. 135

Figura 98. Transparencia (m) y concentración promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g}/\text{L}$) y c) clorofila *a* ($\mu\text{g}/\text{L}$) en las estaciones del lago Chapo. Línea punteada indica límite entre estados tróficos, su color señala los estados tróficos a que corresponden (azul: entre ultra y oligotrófico, naranja: entre oligo y mesotrófico, rojo: entre meso y eutrófico). 136

Figura 99. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Chapo. 137

Figura 100. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Chapo. 138

Figura 101. a) Ubicación de la estación de muestreo en el lago Popetán, E1 (rojo). b) Perfil de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en la estación del lago Popetán, en época de primavera. 139

Figura 102. Concentración ($\mu\text{g}/\text{L}$) de a) amonio (N-NH_4), nitrito (N-NO_2), nitrato (N-NO_3) y nitrógeno total (NT) y de b) fosfato (P-PO_4) y fósforo total (PT) la estación E1 del lago Popetán. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el



color del asterisco señala el analito (*: N-NH₄, *: N-NO₂, *: N-NO₃, *: NT, *: P-PO₄, *: PT, según corresponda). 140

Figura 103. Perfil de carbono orgánico disuelto (DOC, mg/L, líneas verdes) e intensidad de fluorescencia (Fmax, R.U., barras) en lago Popetán. AF: ácidos fúlvicos; AH UVC: ácidos húmicos UVC; AH UVC II: ácidos húmicos UVC II; AH UVA: ácidos húmicos UVA; P: proteína. 140

Figura 104. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/ml) y diversidad del fitoplancton en el lago Popetán, a lo largo de los años de estudio (2015-2019). 142

Figura 105. Gráfico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago Popetán, a lo largo de los años de estudio (2015-2019). 143

Figura 106. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en la estación E1 del lago Popetán. 143

Figura 107. Paradigma nutriente color para lago Popetán, fósforo total (µg/L) versus color (mg Pt/L). Líneas verticales punteadas indican límites tróficos del fósforo total (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico). Línea roja continua horizontal indica límite entre color bajo y elevado. 144

Figura 108. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Popetán. 145

Figura 109. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Popetán. 145

Figura 110. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el sistema Huillinco-Cucao, E3 (rojo), C2 (verde), 100618 (azul), 100617 (calipso), 100520 (amarillo), C1 (negro), 100616 (lila) y 100968 (verde). b) Perfiles de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad (µS/cm) en las estaciones del sistema Huillinco-Cucao, época de primavera. 146

Figura 111. Concentración (µg/L) de amonio (N-NH₄), nitrito (N-NO₂), nitrato (N-NO₃) y nitrógeno total (NT) en las estaciones E3, C2, 100618 (E1), 100617, 100520, C1, 100968 y 100616 del sistema lacustre Huillinco-Cucao. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: N-NH₄, *: N-NO₂, *: N-NO₃, *: NT). Las gráficas con fondo achurado azul corresponden a estaciones en el sector Cucao. 147

Figura 112. Concentración (µg/L) de fosfato (P-PO₄) y fósforo total (PT) en las estaciones E3, C2, 100618 (E1), 100617, 100520, C1, 100968 y 100616 del sistema lacustre Huillinco-Cucao. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: P-PO₄, *: PT). Las gráficas con fondo achurado azul corresponden a estaciones en el sector Cucao. 148

Figura 113. Perfiles de carbono orgánico disuelto (DOC, mg/L, líneas verdes) e intensidad de fluorescencia (Fmax, R.U., barras) en el sistema lacustre Huillinco-Cucao. Gráficos con líneas azules corresponden al sector Cucao. AF: ácidos fúlvicos; AH UVC: ácidos húmicos UVC; AH UVC II: ácidos húmicos UVC II; AH UVA: ácidos húmicos UVA; P: proteína. 149

Figura 114. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el sistema lacustre Huillinco-Cucao. 150



Figura 115. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/ml) y diversidad del fitoplancton en el lago Huillinco, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).	152
Figura 116. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/ml) y diversidad del fitoplancton en el lago Cucao, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).	153
Figura 117. Abundancia zooplanctónica por taxa y total presente en el sistema lacustre Huillinco-Cucao en primavera de 2019.	154
Figura 118. Gráfico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago Huillinco, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).	155
Figura 119. Gráfico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago Cucao, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).	156
Figura 120. Gráfica test PCO del centroide de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Huillinco, agrupando estaciones de muestreo.	156
Figura 121. Gráfica test PCO del centroide de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Cucao, agrupando estaciones de muestreo.	157
Figura 122. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100618 (E1), E3, 100617, y 100520 del lago Huillinco-Cucao.	157
Figura 123. Paradigma nutriente color para sistema lacustre Huillinco-Cucao, fósforo total ($\mu\text{g/L}$) versus color (mg Pt/L). Líneas verticales punteadas indican límites tróficos del fósforo total (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico). Línea roja continua horizontal indica límite entre color bajo y elevado.	158
Figura 124. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes al lago Huillinco-Cucao.	159
Figura 125. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Huillinco-Cucao.	159
Figura 126. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Tarahuín, 100436 (rojo), C1 (azul) y 100521 (verde oscuro). b) Perfiles de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en las estaciones del lago Tarahuín, en época de primavera.	160
Figura 127. Concentración ($\mu\text{g/L}$) de a) amonio (N-NH_4), nitrito (N-NO_2), nitrato (N-NO_3) y nitrógeno total (NT) y de b) fosfato (P-PO_4) y fósforo total (PT) en las estaciones 100436, 100521 y C1 del lago Tarahuín. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: N-NH_4 , *: N-NO_2 , *: N-NO_3 , *: NT, *: P-PO_4 , *: PT, según corresponda).	161
Figura 128. Perfiles de carbono orgánico disuelto (DOC, mg/L , líneas verdes) e intensidad de fluorescencia (F_{max} , R.U., barras) en lago Tarahuín. AF: ácidos fúlvicos; AH UVC: ácidos húmicos UVC; AH UVC II: ácidos húmicos UVC II; AH UVA: ácidos húmicos UVA; P: proteína.	161
Figura 129. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago Tarahuín.	162
Figura 130. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/ml) y diversidad del fitoplancton en el lago Tarahuín, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).	163
Figura 131. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Tarahuín, según la época, año y estación de muestreo.	164



Figura 132. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Tarahuín, agrupando las épocas de muestreo.	164
Figura 133. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Tarahuín, agrupando los años de muestreo.	165
Figura 134. Abundancia zooplanctónica por taxa y total presente en el lago Tarahuín en primavera de 2019.	165
Figura 135. Gráfico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago Tarahuín, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).	166
Figura 136. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Tarahuín, según la época, año y estación de muestreo.	167
Figura 137. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Tarahuín, agrupando los años de muestreo.	167
Figura 138. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Tarahuín, agrupando las épocas de muestreo.	168
Figura 139. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100436 y 100521 del lago Tarahuín.	168
Figura 140. Paradigma nutriente color para lago Tarahuín, fósforo total ($\mu\text{g/L}$) versus color (mg Pt/L). Líneas verticales punteadas indican límites tróficos del fósforo total (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico). Línea roja continua horizontal indica límite entre color bajo y elevado.	169
Figura 141. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Tarahuín.	170
Figura 142. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Tarahuín.	170
Figura 143. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Natri, 100437 (calipso), C1 (vede oscuro) y 100427 (rojo). b) Perfiles de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en las estaciones del lago Natri, en época de primavera.	171
Figura 144. Concentración ($\mu\text{g/L}$) de a) amonio (N-NH_4), nitrito (N-NO_2), nitrato (N-NO_3) y nitrógeno total (NT) y de b) fosfato (P-PO_4) y fósforo total (PT) en las estaciones 100437, C1 y 100427 del lago Natri. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: N-NH_4 , *: N-NO_2 , *: N-NO_3 , *: NT, *: P-PO_4 , *: PT, según corresponda).	172
Figura 145. Perfiles de carbono orgánico disuelto (DOC, mg/L, líneas verdes) e intensidad de fluorescencia (F_{max} , R.U., barras) en lago Natri. AF: ácidos fúlvicos; AH UVC: ácidos húmicos UVC; AH UVC II: ácidos húmicos UVC II; AH UVA: ácidos húmicos UVA; P: proteína.	173
Figura 146. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago Natri.	173
Figura 147. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/ml) y diversidad del fitoplancton en el lago Natri, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).	175
Figura 148. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Natri, según la época, año y estación de muestreo.	175



Figura 149. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Natri, agrupando las épocas de muestreo.	176
Figura 150. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Natri, agrupando los años de muestreo.	176
Figura 151. Abundancia zooplanctónica por taxa y total presente en el lago Natri en primavera de 2019.	177
Figura 152. Gráfico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago Natri, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).	178
Figura 153. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Natri, según la época, año y estación de muestreo.	178
Figura 154. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Natri, agrupando las épocas de muestreo.	179
Figura 155. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Natri, agrupando los años de muestreo.	179
Figura 156. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100437 y 100427 del lago Natri.	180
Figura 157. Paradigma nutriente color para lago Natri, fósforo total ($\mu\text{g/L}$) versus color (mg Pt/L). Líneas verticales punteadas indican límites tróficos del fósforo total (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico). Línea roja continua horizontal indica límite entre color bajo y elevado.	180
Figura 158. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Natri.	182
Figura 159. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Natri.	182
Figura 160. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Tepuhueico, E1 (rojo) y E2 (verde oscuro). b) Perfiles de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en las estaciones del lago Tepuhueico, en época de primavera.	183
Figura 161. Concentración ($\mu\text{g/L}$) de a) amonio (N-NH_4), nitrito (N-NO_2), nitrato (N-NO_3) y nitrógeno total (NT) y de b) fosfato (P-PO_4) y fósforo total (PT) en las estaciones E1 y E2 del lago Tepuhueico. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: N-NH_4 , *: N-NO_2 , *: N-NO_3 , *: NT, *: P-PO_4 , *: PT, según corresponda).	184
Figura 162. Perfiles de carbono orgánico disuelto (DOC, mg/L, líneas verdes) e intensidad de fluorescencia (F_{max} , R.U., barras) en lago Tepuhueico. AF: ácidos fúlvicos; AH UVC: ácidos húmicos UVC; AH UVC II: ácidos húmicos UVC II; AH UVA: ácidos húmicos UVA; P: proteína.	184
Figura 163. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila <i>a</i> en el lago Tepuhueico.	185
Figura 164. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/ml) y diversidad del fitoplancton en el lago Tepuhueico, a lo largo de los años de estudio (2015-2019).	186
Figura 165. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Tepuhueico, según la época, año y estación de muestreo.	187
Figura 166. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria de fitoplancton en el lago Tepuhueico, agrupando las épocas de muestreo.	187



Figura 167. Gráfica test PCO de la abundancia de fitoplancton en el lago Tepuhueico, agrupando los años de muestreo.....	188
Figura 168. Abundancia zooplanctónica por taxa y total presente en el lago Tepuhueico en primavera de 2019.	188
Figura 169. Gráfico de sombra de la abundancia y diversidad del zooplancton en el lago Tepuhueico, a lo largo de los años de estudio (2015-2019).	189
Figura 170. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Tepuhueico, según la época, año y estación de muestreo.	190
Figura 171. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Tepuhueico, agrupando las épocas de muestreo.	190
Figura 172. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Tepuhueico, agrupando los años de muestreo.	191
Figura 173. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E1 y E2 del lago Tepuhueico.....	191
Figura 174. Paradigma nutriente color para lago Tepuhueico, fósforo total ($\mu\text{g/L}$) versus color (mg Pt/L). Líneas verticales punteadas indican límites tróficos del fósforo total (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico). Línea roja continua horizontal indica límite entre color bajo y elevado.....	192
Figura 175. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Tepuhueico.	193
Figura 176. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Tepuhueico.....	193
Figura 177. a) Ubicación de la estación de muestreo en el lago San Antonio, E1 (rojo). b) Perfil de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en la estación del lago San Antonio, en época de primavera.....	194
Figura 178. Concentración ($\mu\text{g/L}$) de a) amonio (N-NH_4), nitrito (N-NO_2), nitrato (N-NO_3) y nitrógeno total (NT) y de b) fosfato (P-PO_4) y fósforo total (PT) en la estación E1 del lago San Antonio. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: N-NH_4 , *: N-NO_2 , *: N-NO_3 , *: NT, *: P-PO_4 , *: PT, según corresponda).....	195
Figura 179. Perfiles de carbono orgánico disuelto (DOC, mg/L , líneas verdes) e intensidad de fluorescencia (F_{max} , R.U., barras) en lago San Antonio. AF: ácidos fúlvicos; AH UVC: ácidos húmicos UVC; AH UVC II: ácidos húmicos UVC II; AH UVA: ácidos húmicos UVA; P: proteína.....	195
Figura 180. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/ml) y diversidad del fitoplancton en el lago San Antonio, a lo largo de los años de estudio (2016-2019).	197
Figura 181. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago San Antonio, según la época, año y estación de muestreo.	197
Figura 182. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago San Antonio, agrupando las épocas de muestreo.	198
Figura 183. Gráfica test PCO de la abundancia de fitoplancton en el lago San Antonio, agrupando los años de muestreo.....	198



Figura 184. Gráfico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago San Antonio, a lo largo de los años de estudio (2016-2019).	199
Figura 185. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago San Antonio, según la época, año y estación de muestreo.	200
Figura 186. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago San Antonio, agrupando las épocas de muestreo.	200
Figura 187. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago San Antonio, agrupando los años de muestreo.	201
Figura 188. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en la estación E1 del lago San Antonio.	201
Figura 189. Paradigma nutriente color para lago San Antonio, fósforo total ($\mu\text{g/L}$) versus color (mg Pt/L). Líneas verticales punteadas indican límites tróficos del fósforo total (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico). Línea roja continua horizontal indica límite entre color bajo y elevado.	202
Figura 190. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago San Antonio.	203
Figura 191. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago San Antonio.	203
Figura 192. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Yelcho, 101521 (amarillo), 101522 (verde), C2 (azul) y C1 (rojo). b) Perfiles de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en las estaciones del lago Yelcho, en época de primavera. ...	204
Figura 193. Concentración ($\mu\text{g/L}$) de amonio (N-NH_4), nitrito (N-NO_2), nitrato (N-NO_3) y nitrógeno total (NT) en las estaciones 101521, 101522, C2 y C1 del lago Yelcho. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: N-NH_4 , *: N-NO_2 , *: N-NO_3 , *: NT).	205
Figura 194. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago Yelcho.	205
Figura 195. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/ml) y diversidad del fitoplancton en el lago Yelcho, a lo largo de los años de estudio (2015-2019).	207
Figura 196. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Yelcho, según la época, año y estación de muestreo.	207
Figura 197. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Yelcho, agrupando los años de muestreo.	208
Figura 198. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Yelcho, agrupando las estaciones de muestreo.	208
Figura 199. Abundancia zooplanctónica por taxa y total presente en el lago Yelcho en primavera de 2019.	209
Figura 200. Gráfico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago Yelcho, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).	210
Figura 201. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Yelcho, según la época, año y estación de muestreo.	210
Figura 202. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Yelcho, agrupando los años de muestreo.	211



Figura 203. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Yelcho, agrupando las estaciones de muestreo.....	211
Figura 204. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 101521 y 101522 del lago Yelcho.	212
Figura 205. Transparencia (m) y concentración promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$) y c) clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$) en las estaciones del lago Yelcho. Línea punteada indica límite entre estados tróficos, su color señala los estados tróficos a que corresponden (azul: entre ultra y oligotrófico, naranja: entre oligo y mesotrófico, rojo: entre meso y eutrófico).	212
Figura 206. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Yelcho.	214
Figura 207. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Yelcho. Capacidad de carga	214
Figura 208. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Riesco, 110038 (verde oscuro), 110048 (azul) y C1 (rojo). b) Perfiles de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en las estaciones del lago Riesco, en época de primavera.	215
Figura 209. Concentración ($\mu\text{g/L}$) de a) amonio (N-NH_4), nitrito (N-NO_2), nitrato (N-NO_3) y nitrógeno total (NT) y de b) fosfato (P-PO_4) y fósforo total (PT) en las estaciones 110038, 110048 y C1 del lago Riesco. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: N-NH_4 , *: N-NO_2 , *: N-NO_3 , *: NT, *: P-PO_4 , *: PT, según corresponda).	216
Figura 210. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila <i>a</i> en el lago Riesco.....	217
Figura 211. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/ml) y diversidad del fitoplancton en el lago Riesco, a lo largo de los años de estudio (2015-2019).	218
Figura 212. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Riesco, según la época, año y estación de muestreo.....	218
Figura 213. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Riesco, agrupando las épocas de muestreo.	219
Figura 214. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Riesco, agrupando los años de muestreo.	219
Figura 215. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Riesco, agrupando las estaciones de muestreo.....	220
Figura 216. Abundancia zooplanctónica por taxa y total presente en el lago Riesco en primavera de 2019.	220
Figura 217. Gráfico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago Riesco, a lo largo de los años de estudio (2015-2019).	221
Figura 218. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Riesco, según la época, año y estación de muestreo.....	222
Figura 219. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Riesco, agrupando los años de muestreo.	222
Figura 220. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Riesco, agrupando las épocas de muestreo.	223



Figura 221. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 110048 y 110038 del lago Riesco.	223
Figura 222. Transparencia (m) y concentración promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en las estaciones del lago Riesco. Línea punteada indica límite entre estados tróficos, su color señala los estados tróficos a que corresponden (azul: entre ultra y oligotrófico, naranja: entre oligo y mesotrófico, rojo: entre meso y eutrófico).	224
Figura 223. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Riesco.	225
Figura 224. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Riesco.	226
Figura 225. a) Ubicación de la estación de muestreo en el lago Sofía, E2 (rojo). b) Perfil de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en la estación del lago Sofía, en época de primavera.	227
Figura 226. Concentración ($\mu\text{g/L}$) de a) amonio (N-NH_4), nitrito (N-NO_2), nitrato (N-NO_3) y nitrógeno total (NT) y de b) fosfato (P-PO_4) y fósforo total (PT) en la estación E1 del lago Sofía. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: N-NH_4 , *: N-NO_2 , *: N-NO_3 , *: NT, *: P-PO_4 , *: PT, según corresponda).	227
Figura 227. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/ml) y diversidad del fitoplancton en el lago Sofía, a lo largo de los años de estudio (2016-2017).	229
Figura 228. Gráfico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago Sofía, a lo largo de los años de estudio (2016-2019).	230
Figura 229. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en la estación E1 del lago Sofía.	230
Figura 230. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Sofía.	232
Figura 231. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Sofía.	232
Figura 232. Gráfico en 3 ejes de los TSI de clorofila <i>a</i> , fósforo total, y profundidad de disco Secchi.	235
Figura 233. Esquema de muestreo frente a una posible floración.	240
Figura 234. Árbol de decisión para establecer planes de contingencia asociado a riesgo de floraciones de cianobacterias. Modificado por Bonilla (2016) de: UNESCO (2009) y Chorus & Bartram (1999).	242
Figura 235. Escala de tiempo de la variabilidad ambiental de sistemas acuáticos (Schmidt 2017).	243
Figura 236. Probabilidad de clasificar erróneamente (P_M) el estado ecológico en relación a la estimación de la concentración de clorofila de un lago. Con un límite entre bueno y malo de $18 \mu\text{g/L}$ de clorofila (Carvalho <i>et al.</i> 2006).	244
Figura 237. Respuesta esquemática del plancton ante diferentes concentraciones de nutrientes en lagos (ILEC 2005).	245
Figura 238. Batimetría del lago Llanquihue, y localización de las estaciones C1 y C2.	247



Figura 239. Estación de monitoreo tipo a) estructura estacionaria, b) boya superficial y c) boya subsuperficial (Laas <i>et al.</i> 2016).....	248
Figura 240. Perfiles de temperatura en las estaciones C1 y C2 del lago Llanquihue, registrados en las diferentes etapas de este proyecto.	249
Figura 241. Diseño de estación de monitoreo.....	251
Figura 242. Cuenca del Llanquihue y derechos de agua (DGA) en morado y agua potable rural (DGA) (rojo) de la cuenca del lago Llanquihue (DGA). Fuente, https://dga.mop.gob.cl/productosyservicios/derechos_historicos/Paginas/default.aspx (2020).....	255
Figura 243. Información de la DGA de la cuenca del lago Llanquihue, incluyendo boca tomas (VC) en celeste, derechos de agua en café (ND) y traslado del Ejercicio del Derecho de Aprovechamiento de Aguas (VT) en verde. (https://dga.mop.gob.cl/estudiospublicaciones/mapoteca/Paginas/default.aspx#cinco).	256
Figura 244. Concesiones marítimas (DIRECTEMAR) y concesiones de acuicultura (SUBPESCA) por número de centro en la cuenca del Llanquihue (elaboración propia). Los nombres que aparecen son los oficiales de la concesión. Debido a que las concesiones son polígonos y no puntos la figura, la posición de las concesiones es referencial.....	257
Figura 245. Estaciones de calidad de agua, vigentes y no vigentes, de la DGA (punto verde letras negras) y estaciones meteorológicas asociadas a ríos (puntos café letras rojas) de la cuenca del lago Llanquihue (www.dga.cl , 2020).	258
Figura 246. RILes en la cuenca del Llanquihue (mayo 2020). Este mapa se realizó con la información disponible en los portales de SNIFA y SEA.....	259
Figura 247. Riesgo de erosión cuenca del Llanquihue (CIREN 2019).....	260
Figura 248. Reserva nacional en café oscuro y letras negras, reserva de la biósfera en mostaza y letras azules, y parque nacional en verde oscuro con letras rojas en la cuenca del lago Llanquihue. Elaboración propia según información descargada de http://areasprotegidas.mma.gob.cl/ y http://sit.conaf.cl/	261
Figura 249. Formaciones vegetacionales en la cuenca del lago Llanquihue. Elaboración propia con información del portal http://ide.mapas.mma.gob.cl/shapes/?C=N;O=A	262
Figura 250. Inventario plataforma humedales cuenca del Llanquihue, Fuente http://www.geoportal.cl/arcgis/rest/services/MinisteriodeMedioAmbiente/chile_mma_humedales/MapServer	263
Figura 251. Atractivos turísticos en la cuenca del Llanquihue. Fuente: http://www.geoportal.cl/ArcGIS/rest/services/MinisteriodeEconomia/chile_mineconomia_sernatur_atractivos_turisticos_nacionales/MapServer	264
Figura 252. Operadores turísticos de la cuenca del lago Llanquihue. Elaboración propia con información del http://serviciosturisticos.sernatur.cl (2019).	265
Figura 253. Sello de calidad turística en rojo (Sernatur 2018), zona típica y pintoresca en gris (Consejo de Monumentos Nacionales), territorios operacionales en café oscuro (SISS 2018), SNASPE en café claro (Ministerio de Bienes Nacionales 2019).	266



- Figura 254. Modelo conceptual de la cuenca del lago Llanquihue. En cuadrados azules los 4 grupos principales de Servicios Ecosistémicos. En cuadrados naranja 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 aparecen las fuentes de contaminación tanto difusas (incluido el aporte de las ciudades en la forma de RILes y emisiones de combustibles biológicos y fósiles) como puntuales. En gris lo referente a la toma de datos y monitoreos. 268
- Figura 255. Distribución de probabilidad de nivel trófico basados en el fósforo total y clorofila activa. (Vollenweider & Kerekes 1982). 291



INDICE TABLAS

Tabla 1. Límites utilizados para la clasificación del estado trófico de lagos.....	50
Tabla 2. Rangos tróficos según valor de TSI (Trophic State Index).....	50
Tabla 3. Relación entre las variables TSI (adaptado de Carlson & Simpson, 1996).....	51
Tabla 4. Superficie y porcentaje del total de los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Llanquihue (Pesse <i>et al.</i> 2016a).....	60
Tabla 5. Clasificación de los Servicios Ecosistémicos (MEA 2005, Fisher <i>et al.</i> 2009).....	63
Tabla 6. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Ranco.	67
Tabla 7. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos el lago Ranco.	71
Tabla 8. Balance hidrológico del lago Ranco.	74
Tabla 9. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Ranco.	75
Tabla 10. Carga actual y crítica calculada para el lago Ranco.	76
Tabla 11. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo y taxa del lago Puyehue.	79
Tabla 12. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos el lago Puyehue en primavera de 2019.....	82
Tabla 13. Balance hidrológico del lago Puyehue.	85
Tabla 14. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Puyehue.....	86
Tabla 15. Carga actual y crítica calculada para el lago Puyehue.....	87
Tabla 16. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo y taxa del lago Rupanco.	90
Tabla 17. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos el lago Rupanco en primavera de 2019.	95
Tabla 18. Balance hidrológico del lago Rupanco.	99
Tabla 19. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Rupanco.	100
Tabla 20. Carga actual y crítica calculada para el lago Rupanco.	101
Tabla 21. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo y taxa del lago Llanquihue.....	106
Tabla 22. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Llanquihue en primavera de 2019.....	112
Tabla 23. Parámetros tróficos de la estación Puerto Octay del lago Llanquihue.	118
Tabla 24. Distribución de abundancia de fitoplancton (cél/L) y abundancia relativa (%) en la estación Puerto Octay del lago Llanquihue durante año 2019-2020.	119
Tabla 25. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en la estación Puerto Octay del lago Llanquihue.	121
Tabla 26. Balance hidrológico del lago Llanquihue.....	123
Tabla 27. Balance de nutriente (fósforo total y nitrógeno total) del lago Llanquihue.....	123
Tabla 28. Carga actual y crítica calculada para PT y NT en el lago Llanquihue.	125



Tabla 29. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo y taxa del lago Chapo.....	129
Tabla 30. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Chapo.....	132
Tabla 31. Balance hidrológico del lago Chapo.....	136
Tabla 32. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Chapo.....	137
Tabla 33. Carga actual y crítica calculada para el lago Chapo.....	138
Tabla 34. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Popetán.....	141
Tabla 35. Concentración de clorofila <i>a</i> en el lago Popetán estación E1.....	141
Tabla 36. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos el lago Popetán.....	142
Tabla 37. Balance hidrológico del lago Popetán.....	144
Tabla 38. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Popetán.....	145
Tabla 39. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo y taxa del lago Huillinco-Cucao.....	151
Tabla 40. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos el lago Huillinco-Cucao.....	154
Tabla 41. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Tarahuín.....	162
Tabla 42. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos el lago Tarahuín.....	166
Tabla 43. Balance hidrológico del lago Tarahuín.....	169
Tabla 44. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Tarahuín.....	170
Tabla 45. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Natri.....	174
Tabla 46. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos el lago Natri.....	177
Tabla 47. Balance hidrológico del lago Natri.....	181
Tabla 48. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Natri.....	181
Tabla 49. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Tepuhueico.....	186
Tabla 50. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos el lago Tepuhueico.....	189
Tabla 51. Balance hidrológico del lago Tepuhueico.....	192
Tabla 52. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Tepuhueico.....	193
Tabla 53. Concentración de clorofila <i>a</i> en el lago San Antonio.....	196
Tabla 54. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo en el lago San Antonio.....	196
Tabla 55. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos el lago San Antonio.....	199
Tabla 56. Balance hidrológico del lago San Antonio.....	202



Tabla 57. Balance de nutriente (fósforo total) del lago San Antonio.	203
Tabla 58. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Yelcho.	206
Tabla 59. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Yelcho.	209
Tabla 60. Balance hidrológico del lago Yelcho.	213
Tabla 61. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Yelcho.	213
Tabla 62. Carga actual y crítica calculada para el lago Yelcho.	214
Tabla 63. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Riesco.	217
Tabla 64. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos el lago Riesco.	221
Tabla 65. Balance hidrológico del lago Riesco.	224
Tabla 66. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Riesco.	225
Tabla 67. Carga actual y crítica calculada para el lago Riesco.	226
Tabla 68. Composición taxonómica, y riqueza de especies por estación de muestreo del lago Sofía.	228
Tabla 69. Concentración de clorofila <i>a</i> en la estación E1 el lago Sofía.	228
Tabla 70. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos el lago Sofía.	229
Tabla 71. Transparencia (m) y concentración promedio de nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$) en la estación del lago Sofía.	231
Tabla 72. Balance hidrológico del lago Sofía.	231
Tabla 73. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Sofía.	231
Tabla 74. Carga actual y crítica calculada para el lago Sofía.	233
Tabla 75. Concentración por etapa y lago de PT, Cla y profundidad de disco Secchi, además de su correspondiente TSI. En cuadros amarillos y letra roja los valores que sobrepasan el límite de 40 (a mesotrófico), en cuadro café los valores TSI sobre 35.	233
Tabla 76. Valores críticos Organización Mundial de la Salud para aguas con fines de: potabilización y recreación (Chorus & Bartram 1999).	236
Tabla 77. Caracterización de la presencia o ausencia de floración en lagos del sur de Chile.	238
Tabla 78. Características de sensores.	253
Tabla 79. Especificaciones de las variables registradas por los sensores.	254
Tabla 80. Límites de trofía según OECD (1982).	291



RESUMEN EJECUTIVO

El estudio evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura, en la zona sur de Chile VII etapa, cuenta con información de calidad ambiental de los lagos, Araucanos: Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo; Chilotes: Popetán, Natri, Tarahuín, Huillinco-Cucao, San Antonio, y Tepuhueico; Patagónicos: Yelcho, Riesco, y Sofía. Son 14 lagos distribuidos entre las regiones de Los Ríos y Magallanes, contando así con un monitoreo de la red completa de lagos donde se ha realizado acuicultura *in situ* en el sur de Chile.

La campaña de monitoreo regular de los catorce lagos en estudio, se inició en primavera de 2019 y se terminó en verano de 2020. Se caracterizó ambientalmente cada uno de los lagos, obteniendo datos limnológicos, de balance de nutrientes y de capacidad de carga. Así también se enfatizó el estudio en el lago Llanquihue, ya que se hizo un monitoreo intensivo de la estación de Puerto Octay y se evaluaron los servicios ecosistémicos del lago.

Con el objetivo de entregar una visión general de los resultados obtenidos de la calidad ambiental, balance hídrico y de nutrientes de cada uno de los lagos, se realizó este resumen por objetivo específico.

El objetivo 1: Evaluar el estado ambiental de ecosistemas lacustres que presentan actividades de acuicultura.

Lago Ranco: Se encontró una columna de agua con los primeros indicios de estratificación térmica y, bien oxigenada, cercana a los 10 mg/L en la mayoría de los casos. Con respecto a las variables indicadoras de trofia, la transparencia registrada en el lago Ranco se encontró dentro de límites oligotróficos. El nitrógeno total (NT), en todas las estaciones estuvo dentro del rango ultraoligotrófico, así también dicho nutriente presentó una leve tendencia a aumentar con la profundidad. El NT se encontró conformado mayoritariamente por constituyentes orgánicos en todas las estaciones y profundidades analizadas. El fósforo en su mayoría estuvo dentro de niveles ultraoligotróficos, bajo el límite de detección. No obstante, en una estación del sector de Riñinahue se registraron 10 µg/L de fósforo total, valor considerado en el límite mesotrófico. En el caso de la clorofila, todos los registros estuvieron en rangos ultraoligotróficos. La abundancia fitoplanctónica en primavera de 2019 se mantuvo dentro de rangos normales. La comunidad fitoplanctónica fue dominada por grandes diatomeas Bacillariophyta como son *Tabellaria flocculosa* var. *andina*, *Aulacoseira granulata* y *Fragillaria crotonensis*. Coincidieron una baja abundancia de fitoplancton con una baja concentración de clorofila *a*. No se registraron especies fitoplanctónicas potencialmente tóxicas. El zooplancton del lago Ranco durante primavera de 2019 tuvo una abundancia total por estación considerada normal. El organismo zooplanctónico más representativo fue *B. gracillipes* y junto con los estadios nauplii. El sedimento de las estaciones de estudio estuvo compuesto principalmente por fango y arena, salvo una muestra de una estación que estuvo representada en su totalidad por fango. En relación con el balance hídrico se estimó que para el año 2019 ingresaron al lago 10,49 km³ y salieron 8,61 km³ de agua, respectivamente. El tiempo de renovación teórico calculado fue de ~5 años. Respecto del



balance de fósforo total (PT), se calculó un ingreso y egreso de 150 y 43 ton, respectivamente. De acuerdo a las concentraciones de este nutriente para el muestreo realizado, se calcularon la existencia de ~278 ton en el cuerpo lacustre. El porcentaje de sedimentación calculada correspondió al estándar de grandes lagos (71%). Las principales actividades o fuentes aportantes de PT al sistema lacustre, fueron el uso de suelo, seguido por las pisciculturas. Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registró que las praderas fueron el mayor contribuyente de PT al lago. La capacidad de carga del lago Ranco para el año 2019 se calculó en 343 tonP/año. Actualmente, con una concentración PT de 5,2 µg/L en la columna de agua, el lago tuvo una carga actual de 177 tonP/año, por tanto, la capacidad de carga del sistema no habría sido sobrepasada.

Lago Puyehue: En el lago Puyehue, la temperatura osciló en un rango reducido en torno a los 10 °C. Las estaciones localizadas en el sector este del lago presentaron la menor variación. Mientras que, las localizadas en el sector oeste del lago, registraron mayores temperaturas en superficie. Con respecto al oxígeno, la columna de agua estuvo bien oxigenada en todas las estaciones, evidenciándose mayor variabilidad en los primeros metros (~10 m). Las concentraciones de oxígeno fluctuaron fueron cercanas a 10 mg/L. La composición de nitrógeno total fue levemente diferente entre sectores, en las estaciones localizadas en la parte este del lago, el nitrógeno total estuvo compuesto principalmente por constituyentes inorgánicos. En tanto las ubicadas en el oeste, predominó su forma orgánica. El fósforo total se encontró mayoritariamente bajo el límite de detección. La transparencia en las estaciones de muestreo del lago Puyehue osciló entre rangos oligo y mesotrófico, registrando las menores transparencias en la parte oeste del lago. La concentración del nitrógeno total se encontró dentro de la oligotrofia, sin embargo, corresponden a las mayores concentraciones de NT registradas en lagos Araucanos. En el caso del fósforo total, la mayoría de las concentraciones estuvieron en rango ultraoligotrófico y en un caso oligotrófico. La clorofila *a* presentó concentraciones asociadas con rangos para lagos ultraoligotróficos. La abundancia fitoplanctónica se mantuvo dentro de valores normales a bajos. Bacillariophyta fue el grupo más diverso, y además generalmente alcanzó las mayores abundancias, salvo en una estación, donde Cryptophyta fue muy representativa. La abundancia zooplanctónica se mantuvo dentro de valores considerados normales para este lago y los taxones más abundantes fueron *Daphnia pulex*, seguido de *Tumeodiaptomus diabolicus* y *Mesocyclops araucanus*. Cabe destacar que *Kellicotia* sp se encontró mayormente representada en las estaciones localizadas en el sector oeste del lago hacia la desembocadura. Los sedimentos de las estaciones de estudio estuvieron compuestos mayormente por fango y un menor porcentaje de arena. En relación al balance hídrico para el año 2009 se calculó que entraron al lago 2,89 km³ y salieron 8,61 km³ de agua, respectivamente. El tiempo de renovación teórico fue de ~ 4,3 años. Respecto al balance de fósforo, se calculó un ingreso y egreso de 128 y 10 ton, respectivamente. De acuerdo a las concentraciones de este nutriente para el muestreo realizado, se calculó la existencia de ~71 ton de P en el cuerpo lacustre. El porcentaje de sedimentación calculado correspondió al estándar de grandes lagos (92%). Con respecto a las principales actividades o fuentes aportantes de P al sistema lacustre, identificamos al uso de suelo y cobertura vegetal, seguido por las balsas jaulas. Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registró que las praderas, suelo desnudo y bosque nativo fueron los mayores contribuyentes de PT al sistema, ésto dado a que presentaron una mayor cobertura en relación al resto de los usos. La capacidad de carga del lago Puyehue para el año 2019 se calculó en



93 ton de PT. Actualmente, con una concentración PT de 5 $\mu\text{g/L}$ en la columna de agua, el lago estaría recibiendo una carga de 46 ton de PT al año. Si bien, la capacidad de carga del sistema no fue superada, se observaron algunos valores de fósforo tendiente a la mesotrofia en el área este del lago.

Lago Rupanco: En todas las estaciones del Rupanco se evidenció una columna de agua estratificada térmicamente, más sin formación de termoclina propiamente tal. Se apreció una columna de agua bien oxigenada, con una mayor variabilidad en los primeros metros, aumentando dentro del epilimnion y luego descendiendo en profundidad. De acuerdo a los parámetros de trofia, la transparencia fluctuó entre rangos oligo y mesotróficos. Las concentraciones de NT estuvieron dentro de un nivel ultraoligotrófico, pero cercanas al límite oligotrófico. El NT estuvo conformado principalmente por constituyentes orgánicos. Con respecto al PT, en su mayoría las concentraciones se encontraron en niveles ultraoligotrófico, inferior al límite de detección. La clorofila *a*, en todos los casos estuvo en el rango ultraoligotrófico; registrando mayores concentraciones en la bahía Piedras Negras. La abundancia fitoplanctónica estuvo dentro los rangos registrados previamente para este lago. El grupo más diverso y abundante fueron las Bacillariophyta (diatomeas). La diatomea *F. crotonensis* fue la especie más abundante en todas las estaciones de muestreo, seguido de *A. granulata* y *Asterionella formosa*. El zooplancton durante primavera de 2019 tuvo una abundancia total dentro de rango reportado anteriormente. Las especies más abundantes fueron *T. diabolicus* y *M. araucanus*. El sedimento en una de las estaciones de muestreo fue netamente fango y en la otra fue mezcla principalmente de fango, seguido en menor grado de arena y grava. Respecto al balance hídrico, se calculó el ingreso de 2,9 km^3 y el egreso de 2,79 km^3 de agua, respectivamente, para el año 2019. El tiempo de renovación teórico calculado fue de aprox. 13 años. En relación al balance de fósforo se calculó un ingreso y egreso de 166 y 14 ton de P, respectivamente. De acuerdo a las concentraciones de este nutriente para el muestreo realizado, se calculó la existencia de ~205 ton en el cuerpo lacustre. El porcentaje de sedimentación calculado correspondió al estándar de grandes lagos (91%). Las principales actividades aportantes de PT al sistema lacustre identificadas fueron el uso de suelo y cobertura vegetal, seguido por las balsas jaulas. Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registró que el suelo desnudo y bosque nativo fueron los mayores contribuyentes de PT al sistema, esto dado a que presentaron una mayor cobertura en relación al resto de los usos. La capacidad de carga de PT o carga crítica del lago Rupanco para el año 2019 se calculó en 134 ton. Actualmente, con una concentración PT de 5,3 $\mu\text{g/L}$ en la columna de agua, la carga actual del lago sería de 72 ton/año de P.

Lago Llanquihue: El muestreo en el lago Llanquihue fue realizado durante primavera tardía y verano temprano. En todas las estaciones se evidenció una columna de agua estratificada, con las mayores temperaturas en el epilimnion, para luego descender con la profundidad. Sin embargo, en ninguna de las estaciones del lago Llanquihue se registró formación de termoclina. En todos los casos la columna de agua se encontró bien oxigenada. En relación a los nutrientes, para el caso de los fosforados, en la mayoría de los casos se encontraron bajo límite de detección, registrándose concentraciones más elevadas asociadas en profundidad. Las concentraciones de NT estuvieron en su mayoría en nivel ultraoligotrófico, pero algunas estaciones presentaron concentraciones consideradas oligotróficas. El lago Llanquihue presentó una transparencia variable entre las estaciones en estudio, algunas



estaciones mostraron elevada transparencia (~25 m). Mientras que la estación más somera se encontró en el límite de la mesotrofia. Al igual que el NT, el PT estuvo mayoritariamente asociado a la ultraoligotrofia. Sin embargo, en una estación del área de Totoral se registró una concentración en el rango de la eutrofia. La clorofila *a* en todos los casos estuvo en rangos ultraoligotróficos. La abundancia fitoplanctónica osciló dentro del rango normal a bajo para este lago. Las mayores abundancias fitoplanctónicas y la mayor concentración de clorofila *a* se produjeron en la estación Puerto Rosales. Los valores de clorofila *a* fueron considerablemente bajos, ya que en su mayoría no superaron los 0,2 µg/L. Las mayores abundancias estuvieron representadas por fitoplanctones principalmente de los phylum Ochrophyta y Bacillariophyta. Las especies más representativas fueron, *Tribonema* spp, *Cyclotella ocellata*, *Aulacoseira granulata*, y *Fragillaria* spp. Se destacó la presencia de la cianobacteria *Dolichospermum flos aquae* con abundancias relativas significativas en parte de las estaciones de muestreo. Respecto a la componente zooplanctónica, se registraron abundancias normales a altas. Las especies más representativas fueron *Bosmina chilensis*, y *T. diabolicus*. En tanto, la composición textural de las muestras de sedimento fue más dispersa, tendientes a presentar mayores porcentajes de arena y grava. En relación al balance hídrico se calculó que ingresaron al lago 2,481 km³ y que salieron 2,520 km³ de agua, calculado para el año 2019. El tiempo de renovación teórico calculado fue de aprox. 63,9 años. Respecto al balance de fósforo y nitrógeno total, y de acuerdo a las concentraciones de ambos nutrientes durante el muestreo realizado, se calculó la existencia de ~1.074 ton de PT y ~8.690 ton de NT en el cuerpo lacustre. Como las principales actividades o fuentes aportantes de PT y NT al sistema lacustre, se identificó al uso de suelo, seguido por las balsas jaulas y precipitación. Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registró que las praderas fue el mayor contribuyente de PT y NT al sistema lacustre. La capacidad de carga para PT y NT para el año 2019 se calculó en 223 ton y 5.579 ton, respectivamente. Actualmente, el lago estaría recibiendo una carga de 151 ton P/año, y 1.223 ton N/año. La capacidad de carga para el año 2019 no habría sido sobrepasada, más se debe considerar que dados los lentos tiempos de renovación de agua calculados para este lago, lo que ha oscilado entre 49 y 84 años, este se encuentra en fase de acumulación de nutrientes, ya que gran parte de lo que ingresa al lago sedimenta y queda reservado en lo profundo.

Lago Chapo: En la superficie de la columna de agua se evidenciaron los primeros indicios de estratificación térmica, sin embargo, en ninguna de ellas se evidenció formación de termoclina. La concentración de oxígeno fue buena, en los primeros metros la concentración de oxígeno fue variable, para luego incrementar, y posteriormente descender con la profundidad. La concentración de NT osciló dentro del rango para lagos ultraoligotróficos a oligotróficos, incrementando la concentración con el aumento de la profundidad. El NT se encontró conformado principalmente por sus constituyentes orgánicos. Con respecto al PT, se encontró mayoritariamente bajo los límites de detección, se registró únicamente en la estación Pitote. Así también la concentración de clorofila *a*, dentro del rango para lagos ultraoligotróficos. En el lago Chapo, durante la primavera de 2019, se reportaron abundancias fitoplanctónicas consideradas normales para este lago. De la riqueza total registrada en el lago, el grupo más abundante y diverso fue Bacillariophyta. Las especies más representativas del ensamble fitoplanctónico fueron *Fragillaria crotonensis* y *Fragillaria tenera*, así también *Dolichospermum* sp. El zooplancton tuvo una abundancia total por estación considerada normal a alta para este lago de



acuerdo a los registros recabados por este estudio a través de sus precedentes etapas. El sedimento de ambas estaciones en estudio estuvo compuesto por arena, entre un 30-80%, y un menor porcentaje de fango. La transparencia fluctuó entre rangos oligo y mesotrófico, en algunas estaciones la transparencia se asoció a valores mesotróficos. El nitrógeno total registrado presentó en su mayoría valores ultraoligotróficos. Las concentraciones de fósforo total, en todos los casos se encontraron dentro de la ultraoligotrofia. Las concentraciones de clorofila *a* estuvieron en niveles ultraoligotróficos, registrándose mayores concentraciones en el sector norte. En relación al balance hídrico, se calculó para el año 2019 que ingresaron 0,7 km³ y egresaron 1,2 km³ de agua. El tiempo de renovación teórico calculado fue de aprox. 9,8 años. Respecto al balance de fósforo, se calculó un ingreso y egreso de 29 y 6 ton de P, respectivamente. De acuerdo a las concentraciones de este nutriente para el muestreo realizado, se calculó la existencia de ~34,6 ton en el cuerpo lacustre. El porcentaje de sedimentación calculado correspondió al estándar de grandes lagos (79%). Como las principales actividades o fuentes aportantes de PT al sistema lacustre, se identificaron las balsas jaulas y el uso de suelo y cobertura vegetal. Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registró que el bosque nativo fue el mayor contribuyente de PT al sistema, ésto dado a que la cuenca lacustre está representada por bosque nativo mayormente. La capacidad de carga del lago Chapo para el año 2019 se calculó en 29 ton/año. Actualmente el lago estaría recibiendo una carga de 15 ton/año de PT/año, por tanto, el año 2019 no habría sobrepasado su capacidad de carga.

Lago Popetán: El muestreo del lago Popetán se realizó en primavera tardía, apreciándose en la columna de agua los primeros indicios de estratificación, pero sin formación de termoclina. La concentración de oxígeno fue de moderada a buena. La concentración de nitrógeno total en el lago Popetán se mantuvo dentro del rango oligotrófico, encontrándose conformado mayoritariamente por nitrógeno orgánico. Respecto al fósforo total, su distribución en la columna de agua fue relativamente homogénea, con concentraciones dentro del rango oligotrófico. Con respecto al carbono orgánico disuelto (DOC), estuvo distribuido homogéneamente a través de la columna de agua. Se distinguieron 5 componentes fluorescentes, ácidos fúlvicos, ácidos húmicos y proteínas. Las mayores intensidades de fluorescencia las presentaron los ácidos húmicos UVA. La abundancia fitoplanctónica fue normal. La concentración de clorofila *a* en el lago Popetán fue baja, oscilando entre la superficie y el fondo, entre la ausencia de clorofila *a* y valores ultraoligotróficos, respectivamente. El sedimento estuvo compuesto en su totalidad por fango, salvo una muestra con alto porcentaje de arena y grava. El modelo paradigma nutriente color para el lago Popetán reflejó concentraciones de fósforo total bajo el límite mesotrófico. Mientras que los valores de color se encontraron sobre el límite establecido entre bajo y alto color. Por tanto, este modelo estaría indicando una condición distrófica para el lago Popetán. En relación al balance hídrico se calculó para el año 2019 el ingreso de 0,043 km³ y la salida de 0,027 km³ de agua. El tiempo de renovación teórico calculado fue de aprox. 0,5 años. Respecto del balance de fósforo, se calculó un ingreso y egreso de 3,63 y 0,15 ton de P, respectivamente. De acuerdo a las concentraciones de este nutriente para el muestreo realizado, se calculó la existencia de ~0,13 ton en el cuerpo lacustre. El porcentaje de sedimentación calculada correspondió a un 96%. Como la principal fuente aportante de PT al sistema lacustre se identificó al uso de suelo. Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registró a la pradera como la mayor contribuyente de PT al lago.



Lago Huillinco-Cucao: El sistema lacustre Huillinco – Cucao evidenció una columna de agua estratificada, con un estrato superficial que abarcaba hasta los ~ 6 m, seguida por una zona de transición y posteriormente un estrato de fondo, en las estaciones más profundas. La temperatura fue mayor en el estrato superficial, éste se encontró completamente oxigenado, con concentraciones cercanas a los 8 mg/L, para descender en la zona de transición y alcanzar muy bajas concentraciones de oxígeno en el estrato profundo, inclusive presentando condiciones anóxicas en las estaciones más profundas. En relación a los nutrientes analizados, la concentración de nitrógeno total osciló en rangos diferentes según el estrato analizado, en el estrato superficial y el de transición el nitrógeno total fluctuó entre oligo y mesotrófico, mientras que en el estrato de fondo del sector Huillinco, la concentración de nitrógeno total se elevó considerablemente, oscilando sobre los valores considerados eutróficos, hipereutrófico. La composición del nitrógeno total fue variable entre estaciones y a través de la columna de agua, en algunas estaciones la composición de nitrógeno total en el estrato superficial fue mayoritariamente orgánica, en contraste de las estaciones más someras donde dominaron los constituyentes inorgánicos. En el caso del fósforo total, el sistema lacustre Huillinco-Cucao fluctuó entre mesotrofia y la hipereutrofia, incrementando la concentración con la profundidad. En el sistema lacustre Huillinco-Cucao las concentraciones de carbono en general, dentro del estrato superficial en estaciones más profundas presentaron un aumento en la concentración, disminuyendo luego en la zona de transición. Mientras que, la concentración de DOC incrementó en el estrato profundo de las estaciones de mayor profundidad del sector Huillinco. Se distinguieron 5 componentes de materia orgánica, de los cuales cuatro eran similares a ácidos fúlvicos y húmicos (UVC, UVC II, UVA), los que se relacionaron a un origen de tipo alóctono. Mientras que, uno de ellos fue similar a proteína, que se asocia a un origen autóctono. Las mayores intensidades de fluorescencia estuvieron dadas por los componentes similares a ácidos húmicos UVC y UVA. En el sistema lacustre Huillinco-Cucao, la abundancia fitoplanctónica fue muy variable, y la concentración de clorofila *a* osciló dentro de rango para lagos ultra oligotróficos a oligotróficos. La concentración de clorofila *a* en el sistema lacustre Huillinco-Cucao, presentó grandes variaciones entre las estaciones de muestreo, más en la cubeta Huillinco la variación fue más notoria que en la cubeta Cucao, más aun, estas variaciones son atribuibles a la profundidad de la columna de agua donde fueron extraídas. Las menores concentraciones de clorofila *a* se registraron en las muestras tomadas en la parte más profunda del lago, es decir, en la capa o masa de agua contenida bajo los 10 metros de profundidad. La abundancia fitoplanctónica también presentó variaciones considerables entre las estaciones de muestreo, coincidiendo en la mayoría de los casos, las menores abundancias fitoplanctónicas con las estaciones de muestreo profundas, así también coincidieron con los menores valores de clorofila *a*. Existió gran variación en la distribución de abundancias fitoplanctónicas dentro de este ecosistema lacustre. Hubo estaciones que presentaron abundancia cero, prácticamente todas las estaciones de muestreo profundas. Si bien las Bacillariophyta fueron el grupo más diverso, la especie que constituyó la mayor abundancia fue la Chlorophyta *Monoraphidium contortum*, con menor abundancia estuvieron presentes las Cryptomonas. Respecto a la componente zooplanctónica se encontró con una abundancia total de normal a elevado. La especie que presentó mayor abundancia fue *T. diabolicus*. En la composición textural del sedimento en algunas estaciones el fango predominó, en tanto la estación cercana al efluente de Cucao está compuesta mayormente por arena. Con respecto a la condición trófica del sistema lacustre Huillinco-Cucao, las concentraciones de fósforo total en todos



los casos se encontraron sobre niveles mesotróficos, donde numerosas profundidades analizadas presentaron concentraciones en rangos eutróficos. Por tanto, la relación de ambas variables a través del paradigma nutriente color, estaría indicando una condición trófica que osciló entre un estado eutrófico y mixotrófico para el sistema lacustre Huillinco-Cucao. Se estimó que el principal aporte de PT hacia la cubeta Huillinco-Cucao proviene de la fuente difusa, específicamente del uso de suelo y cobertura vegetal. Se recuerda que las cuencas lacustres de los lagos Tarahuín y Tepuhueico drenan hacia la cuenca lacustre del Huillinco-Cucao. Dentro de los usos de suelo, las praderas estarían aportando PT mayormente.

Lago Tarahuín: En la columna de agua del lago Tarahuín se apreciaron los primeros indicios de estratificación. El oxígeno fue variable sobre los 7,9 mg/L, luego descendió con el aumento de la profundidad. El nitrógeno total registrado se mantuvo dentro del rango para lagos considerados mesotróficos. En todos los casos, el NT estuvo compuesto mayoritariamente por nitrogenados orgánicos. Por otro lado, la concentración de fósforo total se encontró dentro del rango considerado para lagos mesotróficos. La concentración de DOC se registró en torno a los 3 mg/L, variando escasamente a través de la columna de agua. Se identificó la presencia de 5 componentes fluorescentes, similar a ácidos fúlvicos, ácidos húmicos y proteína. Las mayores intensidades de fluorescencia se encontraron relacionadas con el componente similar a ácidos húmicos de tipo UVA. Por otro lado, en relación al fitoplancton se registraron elevadas abundancias del orden de millones de células por litro, lo cual es posible considerar una floración algal. El grupo más rico en especies fue Bacillariophyta, sin embargo, la mayor abundancia se produjo en el Phylum Cianobacteria, con 100% de *Dolichospermum flos aquae*. Así también la concentración de clorofila *a* fluctuó dentro del rango para lagos mesotróficos. El zooplancton del lago Tarahuín durante primavera de 2019 tuvo una abundancia total considerada dentro de rango normal a baja. La especie más abundante fue *T. diabolicus*. La composición textural de las estaciones de sedimento evaluadas estuvo compuesta en su mayoría por fango. En el lago Tarahuín la concentración de fósforo total en todos los casos se encontró en rangos mesotróficos, mientras que los valores de color oscilaron en rangos de bajo y alto color. Encontrándose el fósforo total y color principalmente dentro de rangos eutróficos. En relación al balance hídrico se calculó el ingreso de 0,09 km³ y salidas de 0,059 km³ de agua por año. El tiempo de renovación teórico calculado fue de aprox. 1,8 años. Respecto al balance de fósforo, se calculó un ingreso y egreso de 3,69 y 0,78 ton de PT, respectivamente. De acuerdo a las concentraciones de este nutriente para el muestreo realizado, se calculó la existencia de ~2,36 ton en el cuerpo lacustre. El porcentaje de sedimentación calculado correspondió a 79%. Como la principal fuente aportante de PT al sistema lacustre se identificó al uso de suelo y cobertura vegetal, en donde específicamente la pradera fue la mayor contribuyente de PT al sistema.

Lago Natri: En este lago se apreció una columna de agua levemente estratificada, sin formación de termoclina. La columna de agua se encontró bien oxigenada, descendiendo luego en profundidad, especialmente en la estación más profunda. En el lago Natri, la concentración del nitrógeno total se mantuvo dentro del rango considerado oligotrófico, así también estuvo conformado principalmente por nitrógeno orgánico en todas las profundidades muestreadas. En el caso del fósforo total, la concentración se registró dentro del rango para lagos oligo a mesotróficos. En cuanto al carbono



orgánico en el lago Natri, se apreció escasa variación a través de la columna de agua, mostrando leves tendencias a incrementar en profundidad. Se distinguieron 5 componentes fluorescentes, similares a ácidos fúlvicos, ácidos húmicos (UVC, UVC II, UVA) y proteínas. En todos los casos el componente de mayor intensidad de fluorescencia fue el similar a ácido húmico UVA, seguido por el componente similar a ácido húmico UVC. Con respecto al componente similar a proteína, mostró mayores intensidades de fluorescencia en estratos superficiales, para disminuir en profundidad. La abundancia fitoplanctónica del lago Natri durante la primavera de 2019 se encontró dentro de los valores normales registrados para este lago, la concentración de clorofila *a* se encontró dentro del rango para lagos oligotróficos. Se observó un gradiente en concentración de clorofila *a* donde éstas fueron disminuyendo a medida que se acercaban a la desembocadura, así también similar tendencia se observó con la abundancia fitoplanctónica. En el lago Natri, durante primavera de 2019, los organismos fitoplanctónicos más diversos y abundantes fueron las Bacillariophyta, la especie dominante fue *Tabellaria flocculosa* var *andina*, luego en menor medida *Fragillaria crotonensis*, *Asterionella formosa* y *Aulacoseira granulata*. El zooplancton se encontró dentro de rangos normales de abundancia, la especie más abundante fue *Keratella americana*. Se identificaron diferencias en cuanto a la composición textural del sedimento de ambas estaciones de estudio, una de las estaciones estuvo mayormente compuesta por fango, en tanto la otra estación por arena, siendo esta última contigua al efluente del lago. Con respecto a las variables de trofia en el lago Natri, el fósforo total se encontró principalmente dentro de rangos oligotróficos, exceptuando un punto en profundidad que superó ese rango. Con respecto al color, parte de las estaciones presentaron principalmente elevado color, mientras que en la más cercana al efluente tuvo en su mayoría niveles de bajo color. De acuerdo al paradigma PT color, el lago habría oscilado principalmente entre rangos distróficos y oligotróficos. En relación al balance hídrico se calcularon para el año 2019 ingresos de 0,157 km³ y salidas de 0,065 km³ de agua. El tiempo de renovación teórico calculado fue de aprox. 2 años. Respecto al balance de fósforo, se calculó un ingreso y egreso de 6,5 y 0,4 ton de PT, respectivamente. De acuerdo a las concentraciones de este nutriente para el muestreo realizado, se calculó la existencia de ~2 ton en el cuerpo lacustre. El porcentaje de sedimentación calculada corresponde 94,3%. Como la principal actividad o fuente aportante de PT al sistema lacustre, se identificó al uso de suelo, seguido por las balsas jaulas. Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registró que la pradera fue el mayor contribuyente de PT al sistema.

Lago Tepuhueico: La temperatura en el lago Tepuhueico fue de 17,6 °C en superficie, a 14,3 °C en profundidad. La concentración del oxígeno en el lago Tepuhueico fue igual o superior a 7,1 mg/L, su distribución fue variable en los primeros metros de la columna, para luego descender con la profundidad. La concentración de nitrógeno total se mantuvo con bajos valores, dentro del rango considerado para lagos oligotróficos y su composición estuvo dada principalmente por constituyentes orgánicos. Para el caso del fósforo total, en profundidades del estrato superficial la concentración fluctuó dentro del rango considerado oligotrófico, mientras que en profundidad la concentración fue muy elevada dentro del rango considerado hipereutrófico. La concentración de carbono orgánico disuelto fue elevada, encontrándose dentro de las concentraciones más altas de carbono de los lagos Chilotes en estudio. Del análisis de la caracterización de la materia orgánica se desprendieron cinco componentes, cuatro de los componentes fueron similares a ácidos fúlvicos y húmicos (UVC, UVC II,



UVA), asociados a un origen alóctono, y uno de ellos fue similar a proteínas, relacionado a un origen autóctono. Las mayores intensidades de fluorescencia estuvieron dadas por componentes similares a ácidos húmicos UVC y UVA. En el lago Tepuhueico, se encontraron valores normales de abundancia fitoplanctónica, y valores de clorofila *a* que fluctuaron dentro del rango de valores considerados ultraoligotófico. Las especies dominantes en este sistema fueron *Urosolenia eriensis* y *Dolichospermum flos aquae*. La especie zooplanctónica que dominó el sistema fue *T. diabolicus*. El paradigma nutriente color indica los niveles tróficos posibles en lagos coloreados, donde el nutriente se encontró representado por concentración de fósforo total, que en este caso osciló dentro de rangos distrófico y mixotrófico. En relación al balance hídrico, se calculó para el año 2019 el ingreso de 0,325 km³ y salidas de 0,228 km³ de agua. El tiempo de renovación teórico calculado fue de aprox. 0,5 años. Respecto del balance de fósforo, se calculó un ingreso y egreso de 5,3 y 9,2 ton de PT, respectivamente, lo que generó un valor negativo de PT sedimentado. Esto se debe a que como no existe información sobre el caudal del efluente, se utilizó el método de transposición de cuencas, considerándose por ende no idóneo para este lago Chilote. De acuerdo a las concentraciones de este nutriente para el muestreo realizado, se calculó la existencia de ~7,9 ton de PT en el cuerpo lacustre. Como la principal fuente aportante de PT al sistema lacustre se identificó al uso de suelo. Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registró al bosque nativo como el mayor contribuyente de PT al sistema, ésto dado a que presentó una mayor cobertura en relación al resto de los usos.

Lago San Antonio: En el lago San Antonio, a pesar de la escasa variación en la temperatura, se comenzó a evidenciar los primeros indicios de estratificación de la columna de agua. La concentración de oxígeno en el lago fue de moderada a buena, presentando una distribución variable a través de la columna de agua. Con respecto a los nutrientes, la concentración de nitrógeno total presentó valores bajos, considerados dentro del rango oligotrófico. En todas las profundidades el nitrógeno estuvo compuesto mayoritariamente por constituyentes orgánicos. En el lago San Antonio, el DOC se distribuyó relativamente homogéneo en la columna de agua. El análisis de caracterización de la materia orgánica arrojó la identificación de 5 componentes, de los cuales 4 poseían características similares a materia de origen alóctono (ácidos fúlvicos, ácidos húmicos UVC, UVC II y UVA), mientras que uno se relacionó con materia de tipo autóctono (proteína). Las mayores intensidades de fluorescencia fueron representadas por ácidos húmicos UVA, seguido por ácidos húmicos UVC. En general los componentes estuvieron relativamente homogéneos en la columna de agua. En el lago San Antonio las Bacillariophyta fueron el grupo más abundante y diverso. Las especies más abundantes fueron *Aulacoseira distans* y *Elakathotrix gelatinosa*. La concentración de clorofila *a* se encontró en baja cantidad, osciló dentro del rango considerado para lagos ultraoligotróficos. De los organismos zooplanctónicos la especie más representativa fue *Bosmina (Linderobosmina) chilensis*. La composición textural de los sitios evaluados presentó un alto porcentaje de fango. En este lago, el paradigma nutriente color indicaría una condición distrófica para el lago, con concentraciones de fósforo total dentro de rangos oligotróficos, mientras que el color en el lago se encontró en niveles elevado en todas las profundidades. En relación al balance hídrico se calcularon para el año 2019 ingresos de 0,034 km³ y salidas de 0,03 km³ de agua. El tiempo de renovación teórico calculado fue de aprox. 0,7 años. Respecto al balance de fósforo, se calculó un ingreso y egreso 0,73 y 0,16 ton de PT respectivamente. De acuerdo a las concentraciones de este nutriente para el muestreo realizado,



se calculó la existencia de ~0,13 ton en el cuerpo lacustre. El porcentaje de sedimentación calculada corresponde al estándar de grandes lagos (78%). Como principal fuentes aportante de PT al sistema lacustre se identificó al uso de suelo y cobertura vegetal, el bosque nativo y las praderas los mayores contribuyentes de PT al sistema.

Lago Yelcho: Se apreció una columna de agua levemente estratificada, registrándose las mayores temperaturas en superficie, para luego descender en profundidad. La concentración de oxígeno en la columna de agua fue elevada, generalmente sobre los 10 mg/L. En los primeros metros la concentración de oxígeno fue variable, para luego descender en las estaciones más profundas. Con respecto a los nutrientes, el NT osciló entre la ultraoligotrófia y la oligotrófia. Su distribución a través de la columna de agua fue variable, en algunas estaciones se distinguió un leve descenso en profundidad, mientras que en una estación se observó un leve aumento con la profundidad. En la mayoría de los casos el NT se encontró compuesto principalmente por constituyentes orgánicos. Para el caso del PT se encontró bajo el límite de detección en todas las profundidades de las estaciones muestreadas. La abundancia fitoplanctónica osciló dentro de valores considerados normales a altos para este lago. La concentración de clorofila *a* se mantuvo dentro del rango para lagos ultraoligotróficos. En el lago Yelcho el ensamble fitoplanctónico fue dominado por las Bacillariophyta, el phylum más diverso y abundante. Las especies más representativas fueron: *Tabellaria flocculosa var andina*, seguido de *Fragillaria crotonensis* y de *Aulacoseira granulata* fueron las especies más abundantes. La abundancia zooplanctónica total por estación se mantuvo en rangos normales a altos respecto de los periodos anteriormente estudiados. La especie más abundante fue *Trichocerca* sp. El sedimento de las estaciones de estudio estuvo compuesto mayormente por fango, salvo un punto, que presentó sobre un 50% de arena. Todas las estaciones presentaron una transparencia relacionada a un nivel mesotrófico. El NT fluctuó entre rangos ultra a oligotróficos. Las concentraciones de PT y clorofila *a* se encontraron en rangos ultraoligotróficos en todas las estaciones. En el caso de la clorofila *a*, registró las máximas concentraciones bajo la zona fótica, y en una la estación superó el límite oligotrófico. Respecto del balance hídrico se calculó para el año 2019 el ingreso de 15,3 km³ y salidas 14,7 km³ de agua. El tiempo de renovación teórico calculado fue de aprox. 1,1 años. En relación al balance de PT, se calculó un ingreso y egreso de 744 y 73 ton de PT, respectivamente. De acuerdo a las concentraciones de este nutriente para el muestreo realizado, se calculó la existencia de ~90 ton en el cuerpo lacustre. El porcentaje de sedimentación calculado corresponde al estándar de grandes lagos (90%). Se identificó como la principal fuente aportante de PT al sistema lacustre el uso de suelo y cobertura vegetal, siendo las praderas, el suelo desnudo, y el bosque nativo los mayores contribuyentes de PT al lago, ésto dado a que presentaron una mayor cobertura en relación al resto de los usos. La capacidad de carga del lago Yelcho se calculó en 320 ton. Actualmente, el lago estaría recibiendo una carga de 160 ton de PT.

Lago Riesco: Los perfiles de la columna de agua evidenciaron comportamientos diferentes entre las estaciones localizadas en el sector norte y sur del lago. En el área norte se evidenció una columna de agua más homogénea, que las estaciones localizadas en la parte sur. Las mayores temperaturas se obtuvieron en superficie de las estaciones sur, evidenciando el comienzo de la estratificación. La concentración de oxígeno en la columna de agua fue muy variable, prácticamente desde la hipoxia a



una excelente oxigenación. La estación del área norte del lago presentó una distribución homogénea del oxígeno a través de la columna de agua, mientras que las estaciones sur evidenciaron un importante descenso del oxígeno con la profundidad. La concentración de NT se registró dentro del rango para lagos oligotróficos. Con respecto a la distribución de NT en la columna de agua, la estación norte presentó una distribución más homogénea, mientras que en las estaciones ubicadas en el sector sur presentaron un claro aumento con la profundidad. Para el caso del PT, sus concentraciones situaron dentro del rango ultraoligotrófico. La abundancia fitoplanctónica presentó valores normales y la concentración de clorofila *a* se mantuvo dentro del rango ultraoligotrófico. La mayor abundancia y riqueza estuvo dada por el phylum Bacillariophyta, siendo *Asterionella formosa* y *Tabellaria flocculosa var andina* las más abundantes en todas las estaciones de muestreo. El zooplancton del lago Riesco durante primavera de 2019 tuvo una abundancia total por estación considerada normal para el lago, la especie más abundante fue *B. gracilipes*. En el lago Riesco se registró una transparencia reducida, en una estación se encontró en rangos eutrófico, mientras que otras estaciones estuvieron cercanas al límite eutrófico. La concentración de NT se presentó dentro de niveles oligotróficos. Las concentraciones de PT y clorofila *a* oscilaron en rangos ultraoligotrófico y oligotrófico. En relación al balance hídrico se calculó el ingreso de 1,58 km³ y la salida de 1,47 km³ de agua. El tiempo de renovación teórico calculado fue < a 1 año. Respecto al balance de PT, se calculó un ingreso y egreso anual de 41 y 6 ton de PT respectivamente. De acuerdo a las concentraciones de este nutriente para el muestreo realizado, se calculó la existencia de ~5,3 ton en el cuerpo lacustre. El porcentaje de sedimentación calculada correspondió al estándar de grandes lagos (84%). Las principales actividades o fuentes aportantes de PT al sistema lacustre, se identificó al uso de suelo con el principal contribuyente. Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registró a la nieve y el bosque nativo como los mayores aportantes de PT al sistema, esto dado a que representan una mayor cobertura en relación al resto de los usos. La capacidad de carga del lago Riesco para el año 2019 se calculó en 21 ton de PT. Actualmente, el lago estaría recibiendo una carga de 11 ton de PT. De acuerdo a los parámetros tróficos, el lago osciló dentro del rango de los lagos ultraoligotróficos a oligotróficos para nutrientes y clorofila *a*, con baja transparencia, en gran medida producto de material glacial en la columna de agua.

Lago Sofía: Los perfiles evidenciaron una columna de agua completamente mezclada, presentando escasa variación de temperatura y oxígeno. La temperatura registrada fue baja, en torno a los 7°C. El lago Sofía presentó una columna de agua con buenas condiciones de oxígeno. Las concentraciones de nitrógeno total se mantuvieron dentro del rango considerado ultraoligotrófico y estuvo compuesto principalmente por constituyentes orgánicos. Para el caso de fósforo total, las concentraciones se mantuvieron dentro del rango para lagos oligotróficos. La concentración de clorofila *a* osciló dentro de valores considerados dentro del rango ultraoligotrófico. Las concentraciones de nitrógeno total y fósforo total estuvieron dentro de rangos oligotrófico. Se contó solo con datos cualitativos de fitoplancton en esta ocasión, registrando una riqueza de especies relativamente baja, más dentro del rango registrado previamente. El sedimento estuvo compuesto en su totalidad por fango. La transparencia registrada se encontró cercana al límite del nivel eutrófico. En relación al balance hídrico se calculó para el año 2019 el ingreso de 0,016 km³ y la salida de 0,029 km³ de agua. El tiempo de renovación teórico calculado fue de aprox. 8,6 años. Respecto del balance de fósforo, se calculó un



ingreso y egreso de 0,59 y 0,18 ton de PT, respectivamente. De acuerdo a las concentraciones de este nutriente para el muestreo realizado, se calculó la existencia de ~1,21 ton en el cuerpo lacustre. El porcentaje de sedimentación calculada para el año 2019 fue 70%. Como la principal actividades o fuente aportante de PT al sistema lacustre identificamos al uso de suelo. Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registró que las praderas y suelo desnudo fueron los mayores contribuyentes de PT al sistema, ésto dado a que presentaron una mayor cobertura en relación al resto de los usos. La capacidad de carga de PT del lago Sofia para el año 2019 se calculó en 0,723 ton/año. Actualmente el lago estaría recibiendo una carga de 0,462 ton de PT al año.

Objetivo 2.

Los sistemas lacustres poseen la capacidad de poder integrar impactos ocurridos en diferentes sistemas. Debido a que los lagos reciben contribuciones desde diferentes fuentes, como por ejemplo desde precipitación atmosférica, flujo desde los afluentes del lago, y desde la cuenca de drenaje, transportan materiales con distintas características a los lagos; como nutrientes, sustancias orgánicas y contaminantes de distintos orígenes. Una vez que ingresan al lago, estas contribuciones se mezclan completamente en el volumen de agua del lago, reflejando así de forma acumulativa lo que ocurre en su cuenca como en los diferentes sistemas que lo rodean. Los procesos que se desarrollan en los lagos ocurren a diferentes escalas y frecuencia de tiempo. La productividad biológica posee una escala de tiempo que abarca de segundos a semanas y se desarrollan con una alta frecuencia, mientras que hay procesos asociados al cambio climático, que son de baja frecuencia y pueden ser evidenciados en una mayor escala de tiempo, como décadas. Por lo tanto, el monitoreo y estudio del funcionamiento y variabilidad ambiental en los sistemas lacustres se puede hacer a diferentes escalas de tiempo. La frecuencia con que se realice los monitoreos depende de las preguntas que se busquen responder. En general, los monitoreos ambientales en sistemas lacustres son realizados a través de muestreos puntuales. Sin embargo, este tipo de muestreo presenta problemas en la regularidad, así como en la frecuencia de ellos. La baja frecuencia de muestreo presenta la dificultad de capturar la variabilidad temporal del sistema. Los muestreos puntuales con baja frecuencia dificultan el entendimiento de procesos, la identificación de patrones y posibilidad de abarcar eventos raros. Mientras que el registro de data por un largo periodo de tiempo y de manera continua genera información que permite alimentar modelos predictivos, identificar y capturar eventos de baja frecuencia en el sistema, estudiar procesos con gran variabilidad, permite generar líneas base sobre el funcionamiento del sistema, evidenciar cambios y evaluar respuestas ecológicas, entre otros. En Chile, estudios de largo aliento y de gran frecuencia, en los que se implementen mediciones continuas en sistemas lacustres son reducidos. Se encontraron diferentes tipos de sensores que fueran posible de usar y se seleccionó por precio y calidad el que era posible adquirir, además se estableció el área más adecuada para realizar la instalación de estos sensores. Este objetivo seguirá siendo desarrollado a través de las sucesivas etapas de este estudio, de modo que este programa de estudio vaya mejorando en cantidad y calidad de información obtenida.



Objetivo 3

Durante las diferentes etapas del estudio, se ha observado la necesidad de contextualizar cuáles son los usos y usuarios de los lagos, de modo que las medidas de manejo que se adopten puedan llegar a ser efectivas. Se seleccionó evaluar los servicios ecosistémicos (SE) del lago Llanquihue dado que a través de las diferentes etapas en estudio se ha observado su tendencia a la mesotrofia producto de las actividades antrópicas en su cuenca. El lago se encuentra en fase de acumulación de nutrientes, producto de un lento tiempo de renovación teórico de sus aguas y gran profundidad, siendo un sumidero de nutrientes, y va a llegar un momento en que esos nutrientes que están reservados en las profundidades hagan efecto sobre el metabolismo y consecuente aumento de la productividad y aumento del estado trófico. Ese lago tiene múltiples actividades antrópicas en su cuenca y cuerpo de agua, más aún ya ha sido posible observar los indicios de la eutroficación, principalmente en las bahías del lado oeste, donde se han reportado desde el año 2017 crecimientos de abundante biomasa algal en playas de arena de Puerto Varas y Frutillar.

La cuenca del lago Llanquihue se caracterizó por presentar múltiples usos y Servicios Ecosistémicos debido a la presencia de ciudades en las riberas del lago como Puerto Varas, Frutillar, Llanquihue, Puerto Octay, y villorrios como Ensenada y Cascadas. Estas localidades son núcleo de comercio, turismo, actividades deportivas y culturales, y están asociadas tanto a los Servicios Ecosistémicos que entrega la cuenca como a los contaminantes que estas actividades producen (aguas servidas, basura, aliviaderos de tormenta, hidrocarburos, etc.). A raíz de esto se generó un modelo conceptual que ayudará a comprender la relación entre los servicios ecosistémicos y los usuarios.



1. INTRODUCCIÓN

La eutroficación es uno de los principales problemas que afecta a los sistemas acuáticos. Se define como el enriquecimiento (aumento de productividad) de un sistema acuático producto del incremento en los aportes de nutrientes, principalmente del aumento de fósforo y nitrógeno. El detrimento de la calidad del agua e incremento en el nivel de trofia que conlleva la eutroficación, produce problemas en el sistema acuático tales como: disminución del oxígeno disuelto y la transparencia de la columna de agua, disminución de la riqueza de especies, aumento de la biomasa algal, incremento de la cantidad de cianobacterias (formadoras de floraciones potencialmente tóxicas) y microalgas filamentosas. A causa de ello, se generan problemas estéticos, problemas a la salud y pérdidas económicas (IETC 2001), que afectan a una amplia gama de usuarios, ya que, al disminuir la calidad del agua, disminuyen sus posibles usos asociados y por ende los servicios ecosistémicos.

Históricamente, para el control y manejo de la eutroficación se ha estudiado la respuesta del sistema acuático ante la carga de nutrientes, observándose que las tasas de aporte de nitrógeno y fósforo influyen fuertemente tanto en el crecimiento algal, como de plantas vasculares (Vollenweider 1968, 1988, Smith 1998 en Smith *et al.* 1999). El rol de los nutrientes como uno de los factores controladores de la biomasa y estructura fitoplanctónica ha sido ampliamente estudiado (Hutchinson 1957, Tilman *et al.* 1982, Margalef 1983, Wetzel 2001). Con ésto, ha sido posible clasificar los lagos de acuerdo a su *estado trófico* (o nivel de trofia), dependiendo de sus niveles de fósforo total, nitrógeno total, clorofila *a* y transparencia. La clasificación va desde: ultraoligotrófico, es decir, con bajos niveles de nutrientes, baja producción primaria y alta transparencia, hasta sistemas eutróficos, es decir, ricos en nutrientes, con alta producción primaria y de baja transparencia, pasando por las condiciones intermedias de oligotrofia y mesotrofia (Ryding & Rast 1993).

Los principales factores que inciden en el *nivel de trofia* de los lagos, se pueden dividir en: factores naturales y factores antrópicos que influyen sobre la cuenca de drenaje y masa de agua. Los factores naturales están asociados principalmente al clima y la hidrología, las que influyen en la entrada de agua, energía y nutrientes al lago. Así también, la morfología y geología del área de captación (o área de drenaje) del lago, están íntimamente vinculadas a los movimientos de materiales de la tierra al agua. Por otro lado, los factores antropogénicos son aquellas alteraciones o perturbaciones de la cuenca y cuerpo de agua ocasionadas por el humano, los cuales pueden provocar una mayor exportación de nutrientes al sistema acuático. Finalmente, los factores relacionados con la masa de agua, es decir, las características propias (físicas, químicas y biológicas) del lago influyen significativamente en los procesos de transporte, transformación, consumo, sedimentación y reciclado de nutrientes, siendo estos factores determinantes en la respuesta productiva del lago.

En el sur de Chile, los lagos y sus cuencas de drenaje, han sustentado la creciente demografía y actividades productivas al presentar buenas condiciones ambientales originarias. En especial, desde los años 80's se produjo el incremento del desarrollo productivo y de habitantes de la región sur austral del país, asociada a la producción acuícola, destacando el cultivo de salmónidos en los lagos y sistemas dulceacuícolas desde la región de los Ríos a Magallanes y la Antártica Chilena. Se concentra



el cultivo en balsas jaula en los lagos Araucanos (Llanquihue, Rupanco, Puyehue, Ranco y Chapo) y con menor intensidad productiva en los lagos Chilotes (Natri, Tarahuín, Huillinco – Cucao, Popetán, Tepuhueico y San Antonio), y en los lagos Patagónicos (Yelcho, Riesco y Sofía).

Dentro del ciclo de vida de los salmónidos, las fases de producción de ovas, incubación, alevinaje, y esmoltificación requieren de fuentes de agua dulce, donde la fase de producción de ovas a alevinaje es realizada en pisciculturas, las cuales se localizan en tierra, y captan agua, generalmente subterránea o de río, para cultivar los peces. Posterior a su utilización el agua es tratada en diferente grado y finalmente desechada, ya sea en un lago, río, estuario u otro. Luego, en la fase de smoltificación se hace uso de una concesión de acuicultura, la cual ocupa una porción de agua y fondo lacustre, donde se mantienen a los peces en balsas jaula dentro del lago, durante aproximadamente cinco meses, durante los cuales son alimentados y sus desechos fisiológicos (materia orgánica y nutrientes) emitidos directamente al agua. Ambos sistemas de cultivo intensivo de peces generan altas cargas de nutrientes y materia orgánica, a los sistemas acuáticos donde se emplazan o donde se descargan sus desechos líquidos industriales.

La Ley General de Pesca y Acuicultura, en su Artículo 87° ordena que los establecimientos de acuicultura deben operar en niveles compatibles con las capacidades de los cuerpos de agua lacustres, fluviales y marítimos, con la finalidad que la actividad opere en equilibrio con la condición ambiental del área. 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 2012-2017 (primera a sexta etapa del proyecto), los que hoy requieren de continuidad.

En los estudios Woelfl *et al.* 2013 y Pesse *et al.* 2016a, 2016b, 2017a, 2017b, se ha encontrado que los sistemas lacustres estudiados son vulnerables a la eutroficación producto de las actividades antrópicas realizadas en su cuenca. Los lagos Araucanos (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo), han mantenido principalmente una condición ambiental que oscila entre la oligotrofia y la mesotrofia, las concentraciones de nutrientes y clorofila *a* se han mantenido generalmente en rangos oligotróficos, pero la transparencia y en ocasiones las concentraciones de fósforo total, se han registrado dentro del rango de la mesotrofia. De acuerdo a esto, se ha recomendado para los lagos Araucanos limitar los aportes de nutrientes desde las balsas jaulas, residuos líquidos industriales, y domiciliarios, ya que estos lagos se encuentran en fase de acumulación de nutrientes y aun no se aprecian los efectos de los vertimientos de los últimos años (por el desfase entre los aportes de nutrientes y que el lago alcance el estado estacionario o de equilibrio y los nutrientes estén disponibles). Por otro lado, los lagos Chilotes, por su reducida área y características distróficas a mixotróficas presentan una condición ambiental aún más vulnerable, por lo que además se ha recomendado no retomar las actividades de acuicultura en estos lagos, y restringir los vertimientos de



desechos líquidos domiciliarios u otros cargados de xenobióticos a las cuencas lacustres. Finalmente, los lagos Patagónicos (Yelcho, Riesco y Sofía) se encuentran mayoritariamente en condiciones ultra oligotróficas a oligotróficas, excepto el lago Sofía, el cual se asocia a condiciones mesotróficas a eutróficas, por ello, se ha recomendado no aumentar la biomasa producida o a medida que vaya siendo posible disminuir los aportes de nutrientes y materia orgánica desde los cultivos *in situ*. Además, de no facilitar la instalación de ductos que conlleven el vertimiento de residuos líquidos industriales ni domiciliarios sin tratamiento terciario a estos cuerpos lacustres.

Con respecto al monitoreo del estado ambiental de los cuerpos lacustres, la mayoría de los registros ambientales efectuados en cuerpos lacustres son puntuales, reflejando tan solo condiciones ambientales del momento en que se obtuvieron las diferentes variables limnológicas, mientras que los registros continuos permiten la obtención de mayor información y generación de conocimiento acerca del funcionamiento de los lagos. Sin embargo, la implementación de estos sistemas de monitoreo continuo en sistemas dulceacuícolas es escaso o nulo.

Considerando que la acuicultura representa una de las actividades productivas de gran relevancia económica para el país, y que es una actividad extremadamente vulnerable a cambios ambientales por estar inmersa en los sistemas lacustres, y dado que los cuerpos de agua representan una importante reserva hídrica para el país frente a los complejos escenarios de cambio climático pronosticados, se hace imperante realizar registros continuos o de larga data que permitan contribuir con información y conocimiento detallado para la toma de decisiones frente a perturbaciones ambientales, generados por presiones antrópicas. Por ello, en esta séptima etapa del estudio, se están realizando las primeras aproximaciones a monitoreos de registro continuo.

En el último periodo se ha visualizado la necesidad de incorporar estudios enfocados a determinar e incorporar los servicios ecosistémicos (SE), reconociéndose 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), en general, la tendencia es ir refinando su concepción para mejorar su operatividad e inclusión en las decisiones de política pública. La definición, marco conceptual y clasificación de SE



siguen siendo materia de debate y está en constante evolución (Haines-Young & Potschin 2012, Nahlik *et al.* 2012, Von Haaren *et al.* 2014), pero 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 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).

Por otra parte, múltiples autores han tratado de catalogar los SE bajo diferentes categorías, pero a la vez, han fallado en diferenciar servicios, procesos y funciones ecosistémicas, lo que también ha aportado a una inconsistencia generalizada en los sistemas de clasificación (Fu *et al.* 2011). La mirada, por tanto, es territorial y busca reconocer a los distintos sectores que interactúan en una zona, muchas veces con diferentes intereses. Para llevar a cabo esto, se ha impulsado la realización de talleres con científicos, autoridades públicas y con representantes de la comunidad, que entregan sus visiones particulares, permitiendo generar una concepción integral respecto a los SE y las presiones que les están afectando. Las acciones y soluciones que luego se propondrán, a partir de ese diagnóstico, no irán dirigidas al “objeto de conservación” (SE que se quiera preservar), sino a reducir las presiones que están degradando el ecosistema hídrico.

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. Así, como consecuencia de las actividades antrópicas, se han generado modificaciones sustanciales sobre la capacidad de los ecosistemas para suministrar una amplia gama de bienes y servicios, evidenciando cambios en el uso del suelo por ampliación de la frontera agrícola, intensificación urbanística y deforestación, especialmente de masas boscosas, sobreexplotación, contaminación, cambio climático e introducción de especies que compiten con las especies de flora y fauna autóctona. 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 anteriormente expuesto, deja en manifiesto la importancia de monitorear y preservar los servicios ecosistémicos que entregan los recursos hídricos de la nación.

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.



2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

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

2.2. Objetivos específicos

1. Evaluar el estado ambiental de ecosistemas lacustres que presentan actividades de acuicultura.
2. Desarrollar una propuesta de diseño de monitoreo continuo de variables limnológicas y meteorológicas para su potencial aplicación en un lago piloto.
3. Proponer un modelo conceptual identificando los servicios ecosistémicos de una cuenca lacustre con actividades de acuicultura.



3. METODOLOGÍA

3.1. Objetivo específico 1

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

3.1.1. Selección de puntos y época de muestreo

Los lagos monitoreados fueron seleccionados en las etapas precedentes del estudio, considerando exclusivamente aquellos lagos donde se ha realizado actividad de acuicultura y existieran concesiones de acuicultura activas (cultivo en balsas jaula). Los lagos seleccionados son 14: lagos Araucanos (Figura 1): Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue, y Chapo; lagos Chilotos (Figura 2): Natri, Tarahuín, Huillinco – Cucao, Popetán, y San Antonio; y lagos Patagónicos (Figura 3): Yelcho, Riesco y Sofía. Se conservó el mismo diseño y estaciones de muestreo usado en las etapas previas del proyecto (Figura 1, Figura 2, Figura 3), Tabla 2, 3 y 4 del anexo). En cada lago se seleccionaron puntos de muestreo asociados a cada uno de los centros de cultivos, identificándose por su código de centro de cultivo, sitios de referencia asociados a lugares con actividad urbana o de ubicación estratégica dentro del lago en estudio (E1, E2, E3), y sitios de control en las áreas de mayor profundidad de cada lago (C1 y C2), 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 previamente seleccionadas bajo los siguientes criterios: 1) las estaciones que presentaron mayor producción acuícola, 2) estaciones con menos de 60 m de profundidad, 3) aquellas estaciones de sedimento que hayan presentado variables sedimentológicas alteradas a lo largo de las etapas previas de estudio. En estas estaciones se tomaron muestras para análisis de materia orgánica y granulometría, midiendo *in situ*, temperatura, pH y potencial redox (Tabla 5, 6 y 7 del anexo). Las estaciones declaradas de fondo duro fueron producto de 5 lances de draga donde no se obtuvo muestra. La época de muestreo seleccionada para realizar el monitoreo regular de calidad ambiental lacustre, fue primavera 2019 – verano de 2020, realizado anualmente para los catorce lagos.

Como adicional se realizó un muestreo intensivo de carácter mensual en Bahía Puerto Octay del lago Llanquihue. En la Tabla 1 del Anexo se indican las fechas, coordenadas y profundidades de muestreo de cada estación de muestreo en B. Puerto Octay.

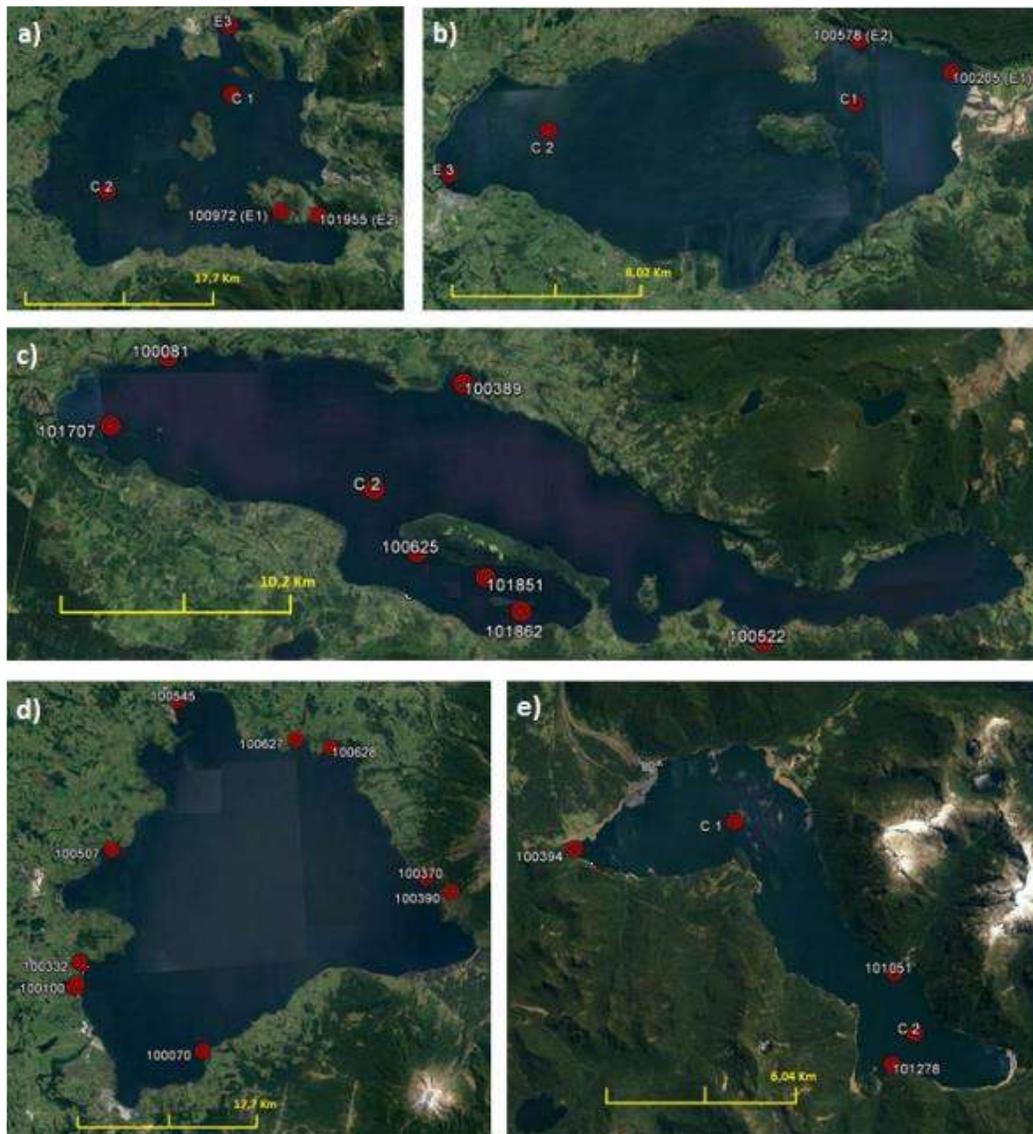


Figura 1. Estaciones de muestreo en los lagos Araucanos en estudio (A= lago Ranco, B= lago Puyehue, C= lago Rupanco, D= lago Llanquihue, E= lago Chapo). En cada lago se representaron las estaciones de muestreo, relacionadas a los centros de cultivo, sitios de referencia y de control.

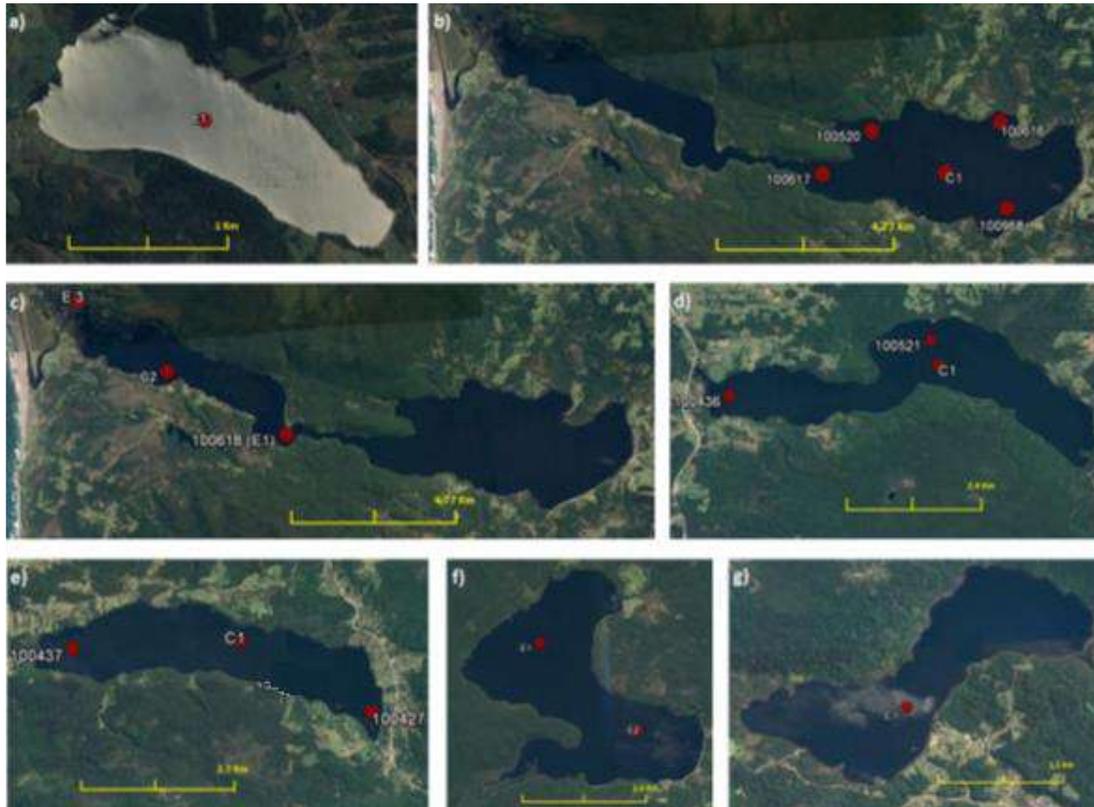


Figura 2. Estaciones de muestreo en los lagos Chilotos en estudio (a = lago Popetán, b = lago Huillinco, c = lago Cucao, d = lago Tarahuín, e = lago Natri, f = lago Tepuhueico; g = lago San Antonio). En cada lago se representaron las estaciones de muestreo, relacionadas a los centros de cultivo, sitios de referencia y de control.

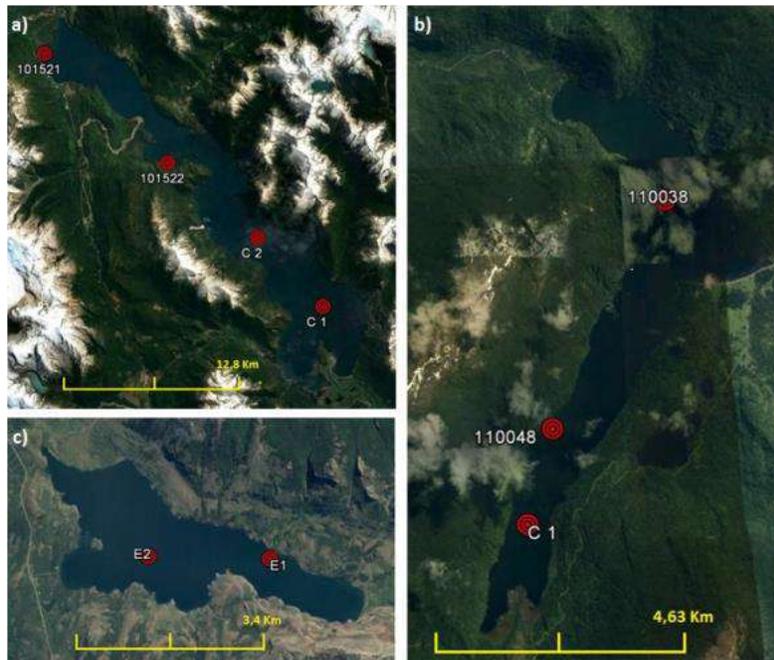


Figura 3. Estaciones de muestreo en los lagos Patagónicos en estudio (a= lago Yelcho, b= lago Riesco, c= lago Sofía). En cada lago se representaron las estaciones de muestreo, relacionadas a los centros de cultivo, sitios de referencia y de control.

3.1.2. Evaluación de variables limnológicas - fisicoquímicas y biológicas

3.1.2.1. Monitoreo de columna de agua

En cada punto de muestreo de agua se midió la transparencia mediante la utilización de un disco Secchi y pH, conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$), temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno disuelto (mg/L), y fluorescencia mediante perfiles a distintas profundidades (Anexo Tablas 1, 2, y 3) utilizando una sonda multiparamétrica (Sea Bird), programada para registrar cuatro datos por segundo. 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.

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

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), 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.: 0,003 mg N/L. El fósforo soluble fue medido mediante la técnica 4500-P del Standard Methods (2005), Segmented flow analysis Modul SKALAR, LD.: 0,002 mg N/L. El nitrato fue medido mediante la técnica 4500-NO₃ – E Standard Methods (2005), segmented flow analysis Modul SKALAR, L.D.: 0,002 mg N/L. Estos procedimientos fueron realizados en el laboratorio LIMNOLAB de UACH Valdivia. 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. Estos análisis fueron realizados en laboratorio químico de IFOP.

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 absorbedores 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. Estos análisis fueron realizados en el laboratorio de Ecología Aplicada de UACH Valdivia.

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 transcurran 6 hrs. de colectada la muestra, a través de filtros de fibra de vidrio Whatman GF/F. Los filtros fueron congelados a -18 °C hasta el momento de la extracción con acetona al 90%. Los extractos acetónicos (10 ml) fueron almacenados en oscuridad a 4 °C durante 24 horas, luego filtrados a través de filtros de fibra de vidrio Millipore de 12 mm de diámetro e inmediatamente leídos en un espectrofotómetro Shimadzu UV-1203. La concentración de clorofila *a* se calculó según ecuaciones de Jeffrey & Humphrey (1975). Este análisis fue realizado en el laboratorio químico de IFOP en Pto. Montt.

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 realiza para aumentar la probabilidad de coleccionar mayor número de especies, principalmente a aquellos fitoplanctónicos con flotabilidad positiva como, por ejemplo: *Botryococcus* o *Microcystis*; o aquellos que con ayuda de sus flagelos pueden nadar y escapar, pudiendo quedar sub-representados por los análisis cuantitativos colectados con botella. Las muestras de fitoplancton cualitativo fueron tomadas entre 0 y 40 m de profundidad o la máxima profundidad posible dependiendo de la batimetría de la estación de muestreo. Para cada estación de muestreo, se analizaron tres alícuotas de 1 ml de las muestras cualitativas en cámara Sedgewick Rafter obteniendo una diversidad fitoplanctónica inicial.



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. Consistió en: conteos de la cámara completa de meso-fitoplancton bajo aumento (10x), posteriormente se realizaron 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. Los análisis de fitoplancton fueron realizados por AquaEcos_laboratorio y consultoría.

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 calculó el volumen filtrado y se obtuvo la densidad de individuos por litro. Las muestras fueron analizadas utilizando en lupa estereoscópica Wild M3 en la cámara de conteo de zooplancton y se utilizaron las descripciones de Araya & Zúñiga 1985, Williamson & Reid 2001 y Wallace & Snell 2001. Los análisis de fitoplancton fueron realizados por AquaEcos_laboratorio y consultoría.

3.1.2.2. Variabilidad estacional de variables tróficas y complementarias de calidad ambiental

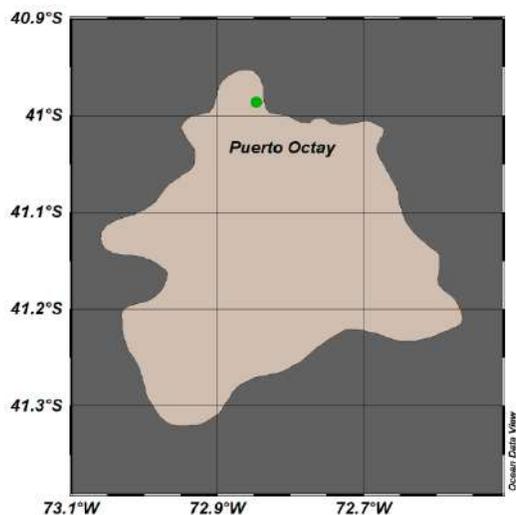


Figura 4. Estación de muestreo Puerto Octay en el lago Llanquihue.

Dentro de los lagos estudiados se seleccionó la estación de muestreo Puerto Octay, para evaluar los posibles efectos de la estacionalidad sobre los parámetros tróficos, y sobre la componente fito y zooplanctónica. Se seleccionó esta bahía porque es un área que históricamente ha presentado actividad antrópica y productiva del lago, se encuentra un ducto de aguas servidas con tratamiento



primario descargadas de la planta de tratamiento de Puerto Octay, actividad lechera y ganadera, como también acuicultura en su bahía. Se localiza en el área noroeste del lago Llanquihue, en la boca de la bahía de Puerto Octay, tiene 83 metros de profundidad aproximadamente (Figura 4). Se realizaron 11 muestreos entre marzo de 2019 y febrero de 2020. Para el periodo estudiado se obtuvo data de perfiles de CTDO desde marzo de 2019 a febrero de 2020, datos de parámetros tróficos, fitoplancton, y zooplancton a partir de julio de 2019 hasta febrero de 2020. Luego, las muestras fueron almacenadas y analizadas de acuerdo al protocolo general explicado en detalle en la metodología.

Se realizaron análisis estadísticos para determinar si existió estacionalidad (formación de ciclo o ciclicidad), usando primer 7 para poder relacionar las variables ambientales, fito y zooplanctónicas. Se procedió a reconstruir la matriz de datos ambientales donde hubiese un vacío de información. Para ello, se usaron modelos probabilísticos para los datos de pH usando opción missing value, y se usaron valores históricos reportados anteriormente para periodo similar del año para clorofila *a*. Se realizó un análisis exploratorio Shadeplot, con él se observó si era necesario transformar los datos para su posterior análisis. Se le aplicó raíz cuarta a la data de fitoplancton y a raíz cuadrada para zooplancton, luego se realizó prueba de Bray-Curtis y un test n-MDS. Para la matriz ambiental se realizó la prueba de similitud de distancias Euclidianas y luego se realizó un test n-MDS. Finalmente, con el test de rango de Spearman se correlacionó la existencia de ciclicidad del fitoplancton, del zooplancton y de la matriz ambiental. Luego se correlacionó el fitoplancton con las variables ambientales usando BIOENV.

3.1.2.3. Evaluación histórica de la estructura comunitaria del fitoplancton y zooplancton

Este análisis se efectuó para todos los lagos en estudio. Se procedió a construir una matriz de datos de abundancia en Excel de las especies de fitoplancton y zooplancton por separado para todas las etapas de estudio. Se realizó un análisis exploratorio mediante el Shadeplot, observándose la necesidad de transformar los datos a raíz a la cuarta para ambos casos. Se realizaron test de ANOSIM de dos vías pareadas, luego un test n-MDS, generándose diversos gráficos según época, año y estación de monitoreo tanto para el fitoplancton como para el zooplancton para todos los lagos en estudio. Se seleccionó una correlación de 0,7 para representar las principales especies del fitoplancton y zooplancton. Se hicieron análisis de centroides con PCO (Principal coordinates) para los factores de año, época y estación.

3.1.2.4. Análisis de comunidades del fitoplancton y zooplancton con variables ambientales

Este análisis se efectuó solamente para el lago Llanquihue. La matriz ambiental, previo a su uso, debió ser tratada de la siguiente manera: se utilizó la herramienta Missing, que estima los valores faltantes por medio de algoritmos, se generó un draftman plot, se normalizaron las variables ambientales y generó un PCA (Análisis de componentes principales) con su respectivo gráfico.

Para analizar las comunidades del fitoplancton y zooplancton con las variables ambientales se utilizó el test DistM (Distance based linear models) y drRDA (Distance based redundancy analysis), generando las respectivas Figuras. Se testeó con RELATE, para indicar qué tan bien se ajustaban los patrones biológicos con los patrones ambientales.



3.1.2.5. Monitoreo de sedimentos

El estudio de sedimentología se realizó en al menos dos estaciones de muestreo cercanas a concesiones de acuicultura en todos los lagos estudiados (Anexo Tablas 4, 5 y 6). 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. Con las muestras de sedimento se midió *in situ* las variables de temperatura, pH y potencial redox desde los 3 primeros centímetros del sedimento utilizando un multiparamétrico (ORION 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 serán 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. Los análisis de materia orgánica fueron realizados en el laboratorio de química de IFOP Puerto Montt, los análisis de granulometría fueron realizados por Linnaeus_laboratorio ambiental.

El análisis granulométrico se realizó mediante tamizado, que permitió separar los rangos texturales de los sedimentos de acuerdo a la escala de tamaños de Wentworth (1922). En el laboratorio, una vez obtenidos los pesos de cada fracción de tamaño, a partir del análisis de tamizado, fueron expresados los valores en porcentaje diferencial respecto del peso total. Posteriormente, se estimó el diámetro medio (tamaño medio) y los parámetros de dispersión (selección y asimetría) mediante análisis estadístico utilizando los criterios de Folk y Ward (1957). En la estimación del diámetro medio, los datos fueron representados en la escala logarítmica phi (ϕ) con el propósito de realizar la descripción de los datos mediante numeración entera (Folk 1980), de acuerdo a la siguiente ecuación: $\phi = -\log_2 D$, donde D 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 pefítica (gravas). Los parámetros texturales permiten efectuar un análisis descriptivo sobre la distribución textural de los sedimentos (triángulos texturales) y otros estadísticos (Folk & Ward 1957) que utiliza las medidas de tendencia central (media, mediana) y de dispersión (desviación estándar) para inferir las condiciones asociadas al ambiente de depositación, así como su distribución espacial principalmente en asociación con el comportamiento de las profundidades en el sector.

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



3.1.2.6. Estado trófico y capacidad de carga de lagos Araucanos y Patagónicos

Trofia 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 trofia (transparencia, PT, NT y clorofila *a*), de acuerdo a la Tabla 1, a continuación:

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

	Ultraoligotrofia	Oligotrofia	Mesotrofia	Eutrofia
Transparencia (m)	> 20	10 - 20	5 - 10	< 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 <i>a</i>	< 1	1 - 3	3 - 10	>10

Índice de Carlson para lagos araucanos y patagónicos

Como una forma de ver y establecer los niveles de trofia a través de las diferentes etapas y en los 8 lagos araucanos y patagónicos estudiados se realizó el cálculo del índice de Carlson - Simpson (1996) donde se utilizó el promedio por etapa y por lago de la concentración de Fosforo Total (PT) en $\mu\text{g/l}$ a 0m, la concentración de Clorofila *a* a 0m (Cla) 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: $\text{TSI.SD} = 60 - 14,41 * (\log(\text{Secchi}))$

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

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

Donde

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

TSI.PT= Índice de Carlson para fósforo total

TSI.Cla = Índice de Carlson para clorofila *a*.

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

Tabla 2. Rangos tróficos según valor de TSI (Trophic State Index).

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 ~ 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 componen y para poder visualizar la variabilidad en el espacio y en el tiempo se realizó un gráfico ternario que transforma proporcionalmente estos índices individuales.

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) por lago. Este modelo considera en su mayoría pocos factores, principalmente la profundidad promedio del lago y el tiempo de renovación teórico del volumen del lago, con lo cual, finalmente es posible determinar además la carga crítica (permisible) para mantener un lago en un estado oligotrófico y no superar los 10 µg/L de fósforo total. Si se sobrepasara esta concentración de fósforo total, los lagos en general entrarían a un estado mesotrófico.

Se utilizó la ecuación 5 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 es considerada actualmente por la Comunidad Europea en su directiva (78/659/EEC) para lagos templados con una profundidad máxima entre 18 y 300 m. Como para corroborar los resultados de la ecuación 5, se utilizó también la ecuación 6 de la OECD. Según Woelfl *et al.* (2013) en la primera parte del proyecto, las diferencias entre las dos ecuaciones son mínimas (< 15 % de diferencia) para lagos con un tiempo de renovación > 1 año. 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.



$$\text{Ecuación 5} \quad Lc = 10 \text{ qs} \cdot (1 + \sqrt{Tw})$$

$$\text{Ecuación 6} \quad Lc = 17 \cdot (z \text{ prom}/Tw)^{0,6} \cdot z \text{ prom}^{0,4}$$

Donde:

Lc: Carga crítica de fósforo por área del lago por año ($\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{año}$).

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

tw: Tiempo de renovación del agua (años).

qs: Carga hidráulica (z/Tw).

a) Estimación de la carga actual con modelo predictivo

En base a la concentración promedio de PT en la columna de agua se calculó la carga actual de fósforo total en la superficie del lago Llanquihue de acuerdo a las fórmulas predictivas de Vollenweider (1976). El desarrollo de esta estimación sirve para verificar si las estimaciones de las cargas externas de nutrientes en el estudio están dentro del rango esperado según los modelos predictivos. La carga actual de PT en el lago se calculó con la siguiente fórmula:

$$\text{Ecuación 7} \quad Lc (\text{mg}/\text{m}^2/\text{año}) = P_{\text{total}} \cdot z/Tw / (1-R)$$

Donde:

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

Z: Profundidad media.

Tw: Renovación teórica del volumen del lago.

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

El valor obtenido a partir de la ecuación precedente fue cotejado con la ecuación 8 de la OECD (1982):

$$\text{Ecuación 8} \quad [P]_{\text{lago}} = 1,55 [[P]_{\text{in}} / (1 + \sqrt{Tw})]^{0,82}$$

Con respecto a la tasa de sedimentación (coeficiente de retención R), en lagos con hipolimnion oxigenado depende ésta principalmente de Tw. Según literatura, R aumenta cuando Tw aumenta, es decir en lagos con una lenta tasa de renovación queda un mayor porcentaje de P retenido en el lago y viceversa. Se citan en literatura diferentes fórmulas para calcular R (Nürnberg 1998, Ryding & Rast 1989, Kalf 2002). La ecuación 10 de Prairie (1989) se utilizó para corroborar los resultados obtenidos en la Ecuación 9.

$$\text{Ecuación 9} \quad R = 1/1 \cdot (1 + 1/\sqrt{Tw})$$

$$\text{Ecuación 10} \quad R = (0,25 + 0,18 \cdot Tw) / (1 + 0,18 Tw)$$



Donde:

R: Coeficiente de retención.

Tw: Tiempo de renovación.

Para conocer el tiempo (T) necesario para alcanzar 90% y 95% del equilibrio de P en un lago (según OECD 1982 citado en Kalf 2002), se calculó con las siguientes fórmulas:

$$\text{Ecuación 11 } T (90\%) = 2,3 * Tw *(1-R)$$

$$\text{Ecuación 12 } T (95\%) = 3 * Tw *(1-R)$$

3.1.2.7. Estado trófico de lagos Chilotes

Para evaluar el estado trófico de los lagos Chilotes se utilizó el modelo conceptual nutriente color propuesto por Williamson *et al.* (1999) y posteriormente modificado por Webster *et al.* (2008) (Figura 5). 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.

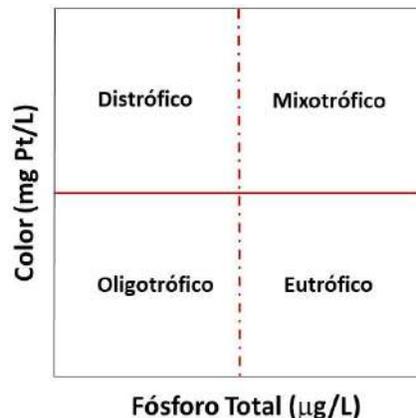


Figura 5. Modelo conceptual nutriente color (Williamson *et al.* 1999, Webster *et al.* 2008).

El análisis de color se realizó según la metodología de Kirk (2011). Para ello, se tomaron muestras de agua en profundidades y estaciones definidas en Tabla 2 del Anexo. Las muestras fueron filtradas a través de filtros de policarbonato de $0,2 \mu\text{m}$ 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:



$$\text{Ecuación 13: } \text{Gilvin (m}^{-1}\text{)} = 2,303 * D / r$$

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):

$$\text{Ecuación 14: } \text{Color (mg Pt/L)} = 18,216 * g_{440} - 0,209$$

3.1.2.8. Balance hidrológico y de nutrientes por sistema lacustre

Se realizó una estimación del **balance hidrológico** anual actualizado para el año 2019 para los lagos considerados en este objetivo, utilizando la siguiente ecuación:

$$\text{Ecuación 15: } R + P = S + Ev + D \pm \Delta L$$

Donde:

R: Entradas ríos y/o esteros.

P: Precipitaciones.

S: Salidas efluente.

Ev: Evaporación del lago.

D: Drenaje profundo del lago.

ΔL : Variación de la reserva del lago.

En cuanto al cálculo y determinación de la cuenca hidrográfica de cada lago, se utilizó información actualizada obtenida a partir de la II etapa proyecto. 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-cuencas de cada lago. Este análisis raster se vectorizó y geoprocesó 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-cuencas para obtener el uso de suelo por cada unidad hidrográfica definida anteriormente, utilizando el software ArcGis 10.

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 obtuvieron 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:

$$\text{Ecuación 16: } Q = (P - 0,28 S)^2 / (P + 0,8 S)$$

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

$$\text{Ecuación 17: } S = (25400 - 254 CN) / CN$$

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 obtuvo calculando una CN ponderada para cada subcuenca y luego utilizando las ecuaciones a) y b).

Las precipitaciones se obtuvieron de estaciones meteorológicas de la red agrometeorológica del INIA y DGA-MOP cercanas a los lagos, actualizadas al año 2019.

Para la determinación de caudal de los efluentes de los lagos que no contaban 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 18:	$FT = \frac{(P1 - E1) * \text{Área1}}{(P2 - E2) * \text{Área2}}$
---------------------	------------------------------------------------------------------

Donde

Área1: Área de drenaje de la cuenca sin datos (km²).

P1: Precipitación anual de la cuenca sin datos (km²).

E1: Evapotranspiración anual de la cuenca sin datos (km²).

Área2: Área de drenaje de la cuenca con datos (km²).

P2: Precipitación anual de la cuenca con datos (km²).

E2: Evapotranspiración anual de la cuenca con datos (km²).

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

$$Q1 = Q2 * F.T.$$

Donde:

Q1: Caudal generado.

Q2: Caudal conocido.

El balance de nutrientes de cada cuerpo de agua, se realizó para cuantificar las entradas, salidas, y la concentración de nutrientes resultante en la columna de agua, se realizó un balance másico de nutrientes (fósforo total).

El balance de nutrientes se calculó mediante la siguiente ecuación:

Ecuación 19:	$d[P]/dt * V = J_{ext} + J_{int} - \sigma * [P] * V - \rho [P] * V$
---------------------	---------------------------------------------------------------------

Donde:

[P]: Concentración de fósforo total (P en mg/m³).

V: Volumen lago (m³).

J_{int}: Aporte fósforo interno (mg/dt).

J_{ext}: Aporte fósforo externo (mg/dt).

P: Coeficiente de tasa de recambio (1/dt).

Σ: Coeficiente de tasa de sedimentación (1/dt).

Los supuestos más importantes del modelo de Vollenweider u OCDE son:

- El fósforo que ingresa al lago se mezcla completamente.
- La concentración de fósforo en el flujo de salida es igual a la concentración en el lago.
- La pérdida de fósforo por retención en el sedimento es proporcional a su concentración en el lago.
- Las fluctuaciones estacionales de la carga hidráulica y del fósforo se puede despreciar.

Para resolver el balance de nutrientes por lo tanto es necesario determinar:

- La carga externa de P total al lago.



- El contenido de fósforo total contenido en el lago.
- La descarga por el efluente.
- La permanencia, sedimentación, deposición y/o resuspensión de los nutrientes.

Determinación de la carga externa

La carga externa total se calculó 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), de la siguiente forma:

Ecuación 20:	$J_{ext} = L_{cuenca} + L_{Afluentes} + L_{prec} + L_{Hum}$
---------------------	-------------------------------------------------------------------------------

Donde:

Jext: Aporte fósforo externo.

Lcuenca: Carga fósforo por cuencas.

LAfluentes: Carga fósforo por ríos afluentes.

Lprec: Carga fósforo por precipitaciones.

LHum: Carga fósforo por actividades humanas.

Las cargas de nutrientes ingresadas al lago a través de su cuenca de drenaje, se obtuvieron calculando el volumen de escorrentía, las áreas por uso de suelo y los índices de exportación de nutrientes para cada uso del 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 fósforo que aporta la salmonicultura (en balsas jaula) 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 al lago (Wang *et al.* 2012) (donde la producción neta = producción bruta – abastecimiento). En consecuencia, el aporte de fósforo mostró 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.

La carga de fósforo total 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 P (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.

Determinación del contenido de fósforo total contenido en el lago

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

Ecuación 21:	$Plago = [P]_{geo} * Vol$
---------------------	---------------------------------------------

Donde:

P lago: Promedio geométrico de concentración de fósforo en la columna del lago (mg/m³).

Vol: Volumen de lago (m³).

Se determinó el contenido total de nutrientes en la columna de agua utilizando el volumen de agua por estrato y se calculó su fracción del volumen total del lago. Luego se multiplicó la concentración de nutrientes con la fracción del volumen total para cada estrato. Mediante la sumatoria de estos valores se obtuvo el promedio geométrico de nutrientes. Los volúmenes de cada estrato fueron obtenidos de la curva hipsográfica, la cual indica la distribución de volumen para cada estrato.

Determinación de la descarga por el efluente

Se asumió, 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 fósforo de la columna de agua desde las estaciones de muestreo.

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

Ecuación 22:	$Lefl = Q1 * [P]1 + Q2 * P2 + + Qn * Pn$
---------------------	------------------------------------------------------------------

Donde:

Lefl: Egreso de fósforo (ej. en kg o ton) por efluente durante un año.

Qn: Caudal promedio durante período n (m³), ej. un año.

[P]n: Promedio de concentración de fósforo que corresponde al período n (mg/m³), ej. un año

3.1.3. Protocolo de campo frente a aumento abundancia fitoplanctónica

Para la elaboración del protocolo se realizó una revisión de los antecedentes de abundancia fitoplanctónica de aquellas especies que tienen una mayor potencialidad de provocar floraciones de acuerdo a su fisiología. Se realizó un compilado fotográfico de estas especies, lo cual fue utilizado en



la elaboración del protocolo de campo. Éste consideró la descripción de las especies, fotografías, métodos de muestreo y de análisis.

3.2. Objetivo específico 2

Desarrollar una propuesta de diseño de monitoreo continuo de variables limnológicas y meteorológicas para su potencial aplicación en un lago piloto.

Se identificaron las variables limnológicas y meteorológicas más relevantes para conocer el funcionamiento del lago, y así evaluar posibles efectos del cambio global en los sistemas lacustres a través del tiempo. Con la tecnología adecuada para el registro continuo de los parámetros seleccionados, se consideraron los sitios idóneos para la disposición de dicha tecnología, y así obtener un registro continuo de dichas variables. Por lo anterior, se evaluaron las características técnicas y costos de adquisición del instrumental, su instalación y mantención, además de los costos del procesamiento de datos. Con ello, se elaboró una propuesta de diseño de monitoreo continuo de variables limnológicas que pudiera ser aplicada dentro de este estudio.

3.3. Objetivo específico 3

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

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

Para lograr la identificación de los Servicios Ecosistémicos es necesaria, en primera instancia, la identificación de los usos de suelos y cobertura vegetal de la cuenca del lago Llanquihue. Para esto se consultó el portal del Ministerio de Bienes Nacionales, mediante el catálogo de información geoespacial y se descargaron los Catastros de uso de suelo y vegetación para la cuenca del lago Llanquihue (CONAF 2013, en: <http://www.ide.cl/descargas/capas/conaf/>). La Figura 6, muestra una recopilación de información hasta el año 2013 de los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Llanquihue. Si bien existe una actualización para el año 2018, ésta no comprende modificaciones para la región de los Lagos. La Tabla 4 agrupa estos usos de suelo y cobertura vegetal, indicando superficie y porcentaje del total (Pesse *et al.* 2016a).

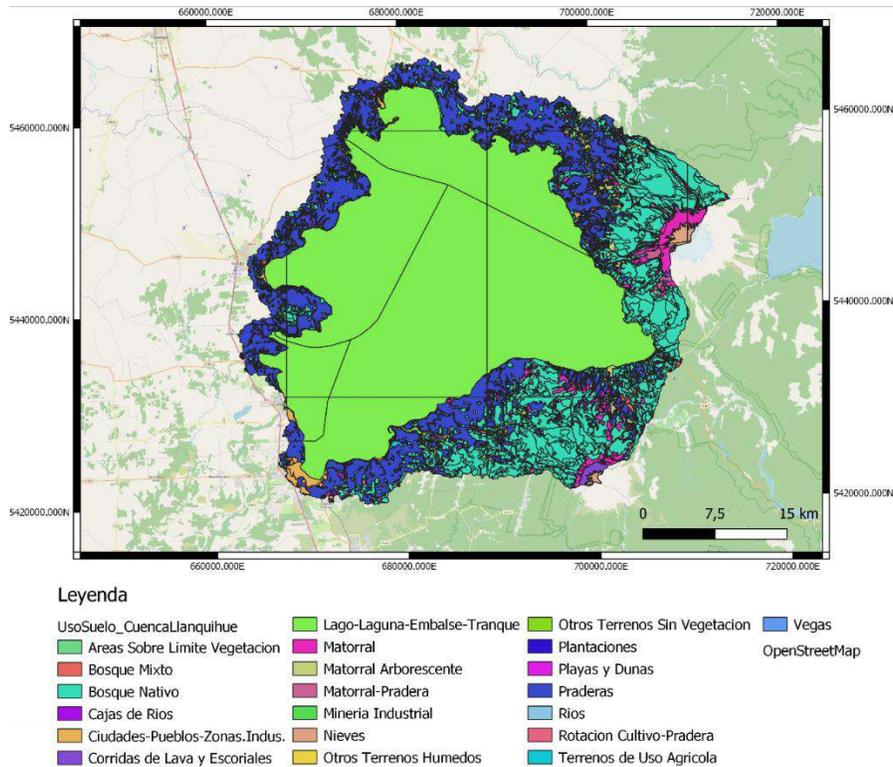


Figura 6. Identificaci3n de los usos de suelos y cobertura vegetal de la cuenca del lago Llanquihue (Fuente Conaf, en: <http://www.ide.cl/descargas/capas/conaf/>).

Tabla 4. Superficie y porcentaje del total de los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Llanquihue (Pesse *et al.* 2016a).

Usos de suelo y cobertura vegetal	Ha	%
Suelo desnudo	529	0,7
Urbano	1.032	1,4
Bosque nativo	34.447	45,2
Bosque mixto	1.307	1,7
Cuerpos de agua	203	0,3
Humedales	102	0,1
Matorral	8.054	10,6
Nieve	586	0,8
Plantaci3n	947	1,2
Praderas	28.757	37,8
Agricultura	173	0,2
Total usos de suelo	76.137	100,0

3.3.2. Marco conceptual de los Servicios Ecosistémicos

El marco conceptual de los Servicios Ecosistémicos se abordó de acuerdo a lo que se presenta en la Figura 7, 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.

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 pocos países (ej. Estados Unidos, China y España). Sin embargo, se apreció que existe un gran sesgo por modelar solo cierto tipo de Servicios Ecosistémicos (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:

- (a) El alto impacto al que están sometidas las cuencas por el aumento de la intensidad de diversas actividades humanas (Wang *et al.* 2012).
- (b) Los efectos del cambio climático y del uso del suelo (Zhou *et al.* 2015).
- (c) El requerimiento de la gestión sostenible de los recursos suelo y agua para mantener la productividad de los recursos a largo plazo (Prato 2000).
- (d) 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.

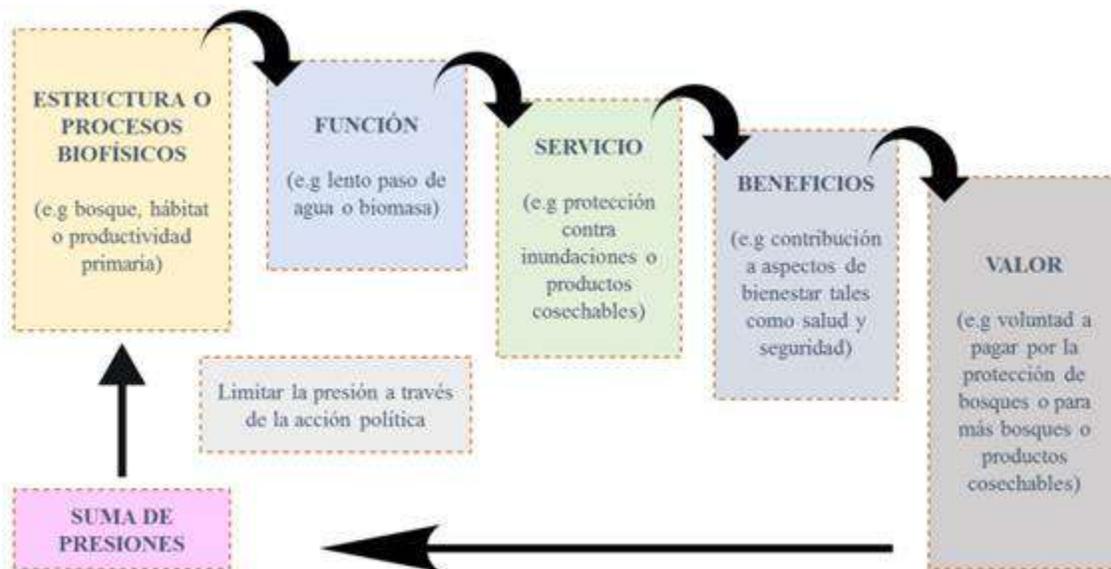


Figura 7. Modelo de cascada extraído de Haines-Young & Potschin (2010).



3.3.3. 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 5.

Según la literatura, 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 inicia 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 Servicios Ecosistémicos y sus presiones, para desarrollar una herramienta de gestión hídrica que permita una buena planificación del territorio.



Tabla 5. Clasificación de los Servicios Ecosistémicos (MEA 2005, Fisher *et al.* 2009)

Categoría	Servicio Ecosistémico	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
Regulación de la erosión	Control de la erosión	
Regulación de riesgos naturales	Mitigación de tormentas	
	Regulación a inundaciones de ríos	
Polinización	Polinización	
Culturales	Valores estéticos	Proximidad a espacios abiertos
		Paisajismo
Recreación	Recreación	
Biodiversidad y hábitat	Biodiversidad y hábitat	Biodiversidad
		Calidad del hábitat
		Conservación de la biodiversidad
		Conservación del hábitat
		Riesgo del hábitat



Una aproximación metodológica propuesta por De Groot *et al.* 2010 se muestra en la Figura 8, donde se aprecian 6 pasos antes de la incorporación de la información en el proceso de toma de decisiones.

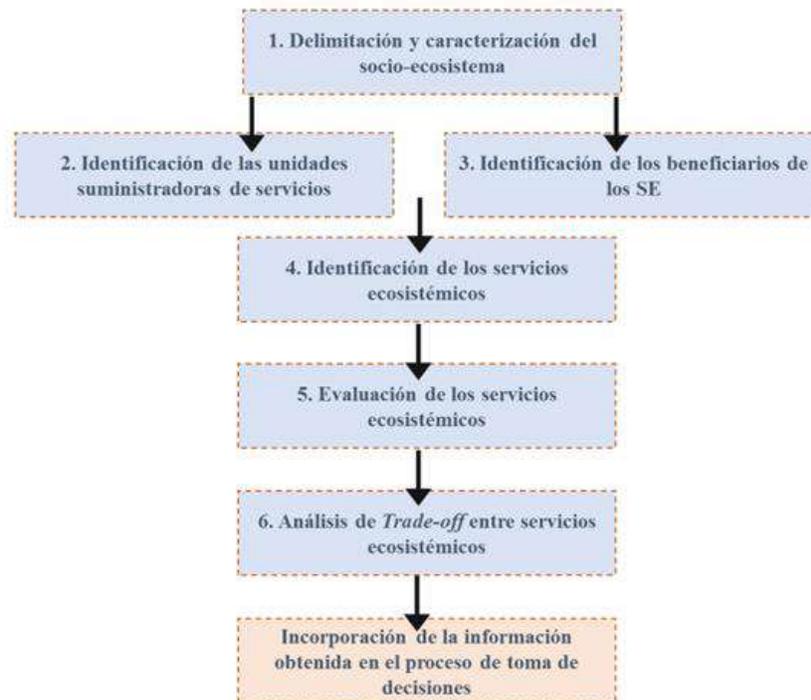


Figura 8. Aproximación metodológica para la identificación y evaluación de los servicios suministrados por los ecosistemas (Modificado de De Groot *et al.* 2010).

Teniendo en cuenta lo anterior, se recopiló de bibliografía nacional e internacional, de bases como DGA, Sciencedirect, ESBO, Scielo y CONICYT, además de considerar estudios desarrollados por el Instituto de Fomento Pesquero (“Evaluación del estado ambiental de lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur de Chile”, MINECON). También se utilizó información extraída de capas de Sistema de Información Geográfica (SIG) de acceso libre, elaborados por distintas instituciones, como DGA, MMA y Corporación Nacional Forestal (CONAF), que permitieron la creación de mapas que contienen información sobre Servicios Ecosistémicos y que fueron de utilidad para el desarrollo de un modelo conceptual del lago Llanquihue. 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. Por último, se definieron las variables forzantes, controladoras y/o de estado y su relevancia para el modelo.



4. RESULTADOS

4.1 Objetivo específico 1

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

4.1.1. Lago Ranco

I. Caracterización de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoquímicas de la columna de agua

La temperatura en la columna de agua del lago Ranco fluctuó entre 10,5 y 12,9 °C (Figura 9), las mayores temperaturas ocurrieron en superficie, para ir descendiendo en profundidad. En la estación más somera (E3), se evidenciaron las mayores temperaturas en superficie. A pesar que, en ninguna de las estaciones se registró formación de termoclina, se evidenciaron los primeros indicios de estratificación térmica.

La columna de agua del lago Ranco se encontró bien oxigenada en todos los casos (Figura 9), con concentraciones que oscilaron entre 9 y 10,5 mg/L. La concentración de oxígeno en el estrato superior de la columna fue variable, para después mantenerse cerca de los 10 mg/L. Con excepción de la estación E3, donde el oxígeno fue disminuyendo con el incremento de la profundidad (desde los ~13 m). La conductividad en el lago Ranco fluctuó entre 50,7 y 56 $\mu\text{S/cm}$ (Figura 9).

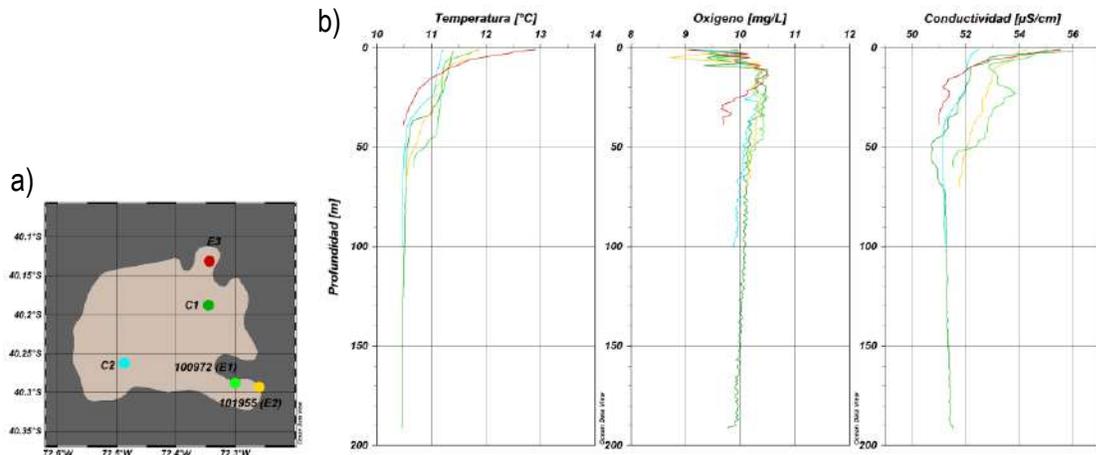


Figura 9. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Ranco, E3 (rojo), 100972 (E1) (verde), 101955 (E2) (amarillo), C1 (verde oscuro) y C2 (calipso). b) Perfiles de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en las estaciones del lago Ranco, en época de primavera.

La concentración de nitrógeno total (NT) en el lago Ranco fue de 35 a 55 $\mu\text{g/L}$ (Figura 10). En las estaciones E3, 100972 (E1) y C1, su distribución presentó una leve tendencia de aumentar con la profundidad. El NT se encontró conformado mayoritariamente por constituyentes orgánicos en todas las estaciones y profundidades analizadas. En la mayoría de los casos, los constituyentes inorgánicos (N-NH_4 , N-NO_2 , N-NO_3) se encontraron bajo los límites de detección de las técnicas analíticas,



exceptuando algunos casos en las estaciones E3, C2 y C1. En las estaciones E3 y C2 se registr3 nitrato en el punto de muestreo m3s cercana al fondo, las concentraciones de nitrato fueron de 7 y 3 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. En la estaci3n C1, el nitrato comenz3 a detectarse desde los 50 m, aumentando con la profundidad, alcanzando los 8 $\mu\text{g/L}$. As3 tambi3n, en esta misma estaci3n e igual profundidad se registr3 9 $\mu\text{g/L}$ de amonio.

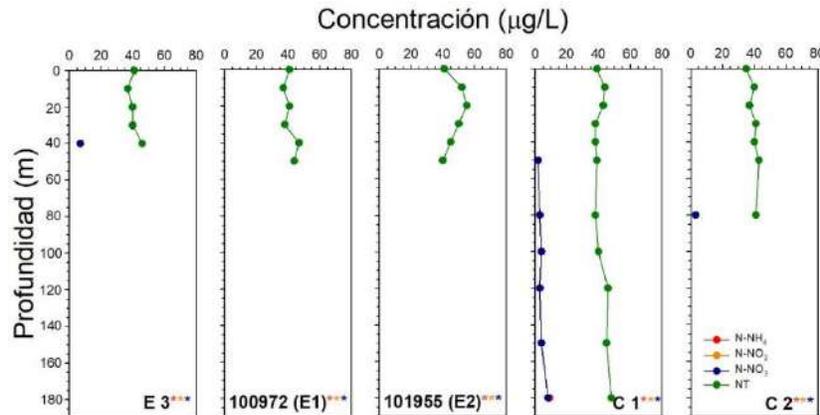


Figura 10. Concentraci3n ($\mu\text{g/L}$) de amonio (N-NH_4), nitrito (N-NO_2), nitrato (N-NO_3) y nitr3geno total (NT) en las estaciones E3, 100972 (E1), 101955 (E2), C1 y C2 del lago Ranco. Asterisco indica estaci3n con analito en alguna profundidad bajo l3mite de detecci3n, el color del asterisco se3ala el analito (*: N-NH_4 , *: N-NO_2 , *: N-NO_3 , *: NT).

En tanto el fosfato (P-PO_4) y f3sforo total (PT) (Figura 11), en la mayor3a de las profundidades analizadas se encontraron bajo el l3mite de detecci3n (2 y 5 $\mu\text{g/L}$, respectivamente). En la estaci3n C2, las concentraciones de PT y P-PO_4 estuvieron bajo el l3mite de detecci3n en todas las profundidades. El fosfato detectado fue inferior a 3 $\mu\text{g/L}$, pero el PT alcanz3 los 10 $\mu\text{g/L}$ en la estaci3n 101955 (E2).

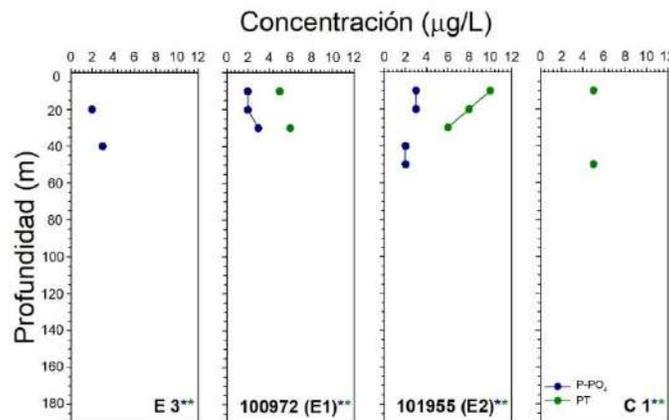


Figura 11. Concentraci3n ($\mu\text{g/L}$) de fosfato (P-PO_4) y f3sforo total (PT) en las estaciones E3, 100972 (E1), 101955 (E2) y C1 del lago Ranco. Asterisco indica estaci3n con analito en alguna profundidad bajo l3mite de detecci3n, el color del asterisco se3ala el analito (*: P-PO_4 , *: PT).



b) Análisis de fitoplancton y clorofila a

La abundancia fitoplanctónica en primavera de 2019 en el lago Ranco, osciló entre los 32.550 cél/L y 99.300 cél/L, la concentración de clorofila a entre 0,23 y 0,48 µg/L, la clorofila a se encontró dentro del rango ultraoligotrófico (Figura 12).

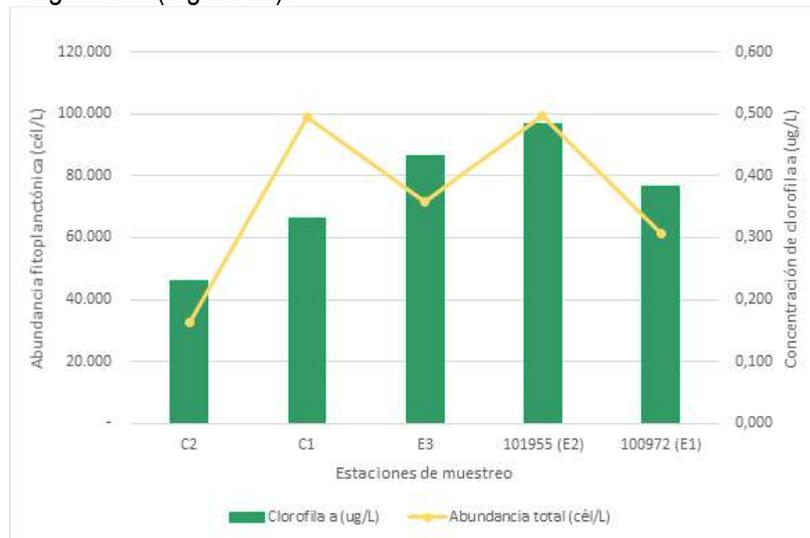


Figura 12. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago Ranco.

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

Phylum	Especie	C2		C1		E3		101955 (E2)		100972 (E1)	
		8-10-19		9-10-19		10-10-19		9-10-19		9-10-19	
		cél/L	%								
Bacillariophyta	<i>Aulacoseira granulata</i>	6842	21	20767	21	10924	15	25488	26	12244	20
	<i>Aulacoseira distans</i>	3329	10	0	0	X	0	1332	1	X	0
	<i>Urosolenia eriensis</i>	X	0	4	0	661	1	0	0	X	0
	<i>Melosira varians</i>	0	0	0	0	200	0	0	0	0	0
	<i>Cyclotella spp</i>	1332	4	2663	3	5291	7	5992	6	666	1
	<i>Gomphonema spp</i>	200	1	1997	2	1323	2	160	0	666	1
	<i>Cymbella sp</i>	0	0	0	0	X	0	0	0	0	0
	<i>Diploneis ovalis</i>	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0
	<i>Rhopalodia aff gibba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	X	0
	<i>Asterionella formosa</i>	X	0	0	0	160	0	0	0	0	0
	<i>Diatoma moniliformis</i>	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Tabellaria flocculosa var andina</i>	20527	63	72384	73	45335	63	65421	66	45375	74
	<i>Fragilaria crotonensis</i>	80	0	666	1	4630	6	666	1	1997	3
	<i>Ulnaria ulna</i>	X	0	0	0	40	0	0	0	40	0
Chlorophyta	<i>Sphaerocystis Schroeteri</i>	0	0	X	0	640	1	0	0	X	0
	<i>Desmodesmus quadricauda</i>	0	0	0	0	160	0	0	0	0	0
Charophyta	<i>Closterium acutum</i>	200	1	120	0	1323	2	40	0	80	0
	<i>Cosmarium sp</i>	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0
	<i>Staurastrum gracile</i>	0	0	X	0	X	0	0	0	40	0
	<i>Elakathotrix gelatinosa</i>	0	0	0	0	80	0	80	0	0	0
Cryptophyta	<i>Cryptomonas sp</i>	0	0	80	0	661	1	0	0	0	0
	<i>Ceratium sp</i>	0	0	160	0	X	0	80	0	40	0
Dinophyta	<i>Peridinium sp</i>	40	0	0	0	X	0	0	0	X	0
	<i>Parvodinium sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Euglenophyta	<i>Lepocinclis sp</i>	0	0	160	0	160	0	0	0	0	0
Ochromophyta	<i>Mallomonas sp</i>	0	0	0	0	X	0	0	0	0	0
Abundancia total (cél/L)		32.550		99.041		71.628		99.300		61.148	

La letra X corresponde a los organismos presentes solo cualitativamente.

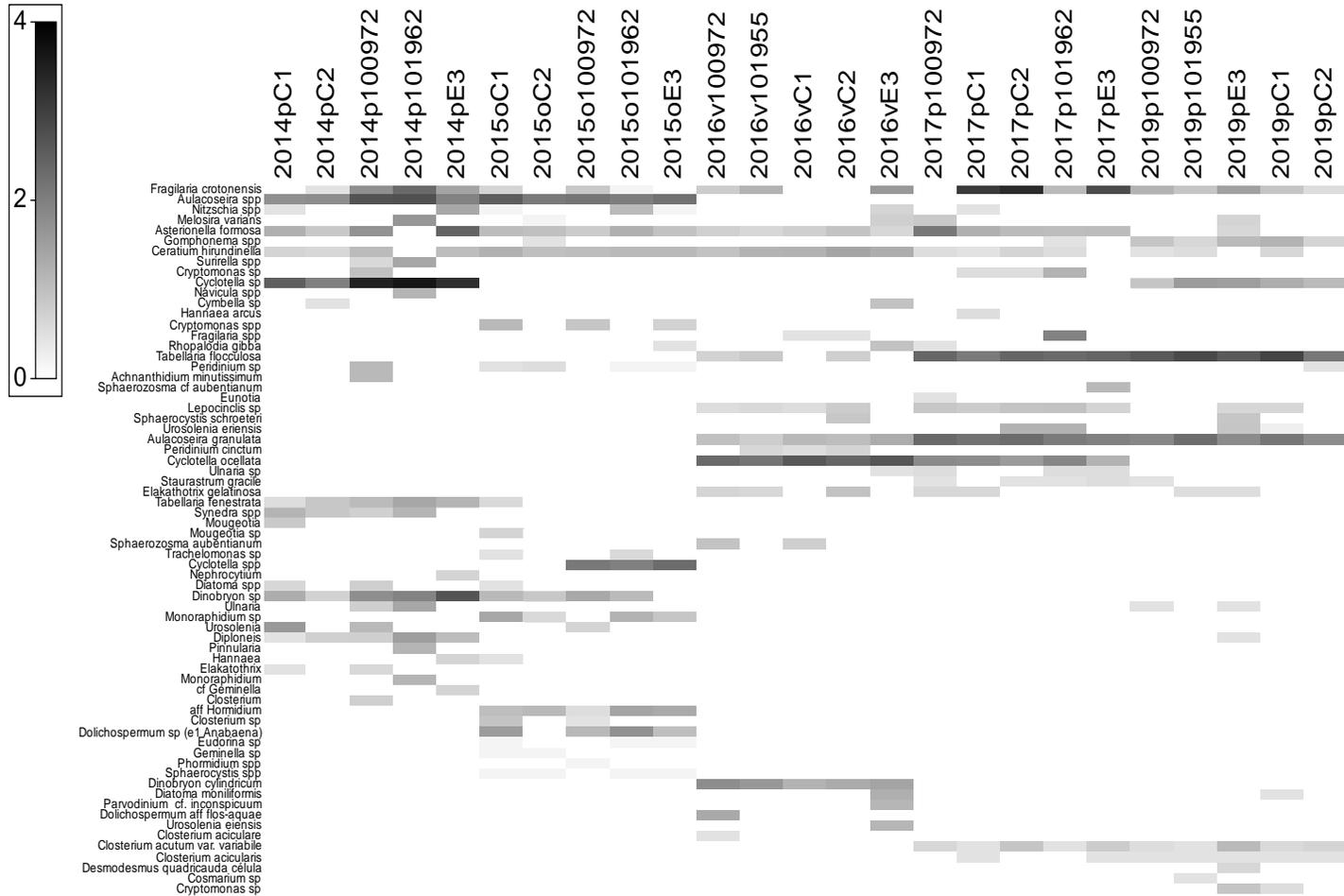


Figura 13. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/ml) y diversidad del fitoplancton en el lago Ranco, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).



La abundancia fitoplanctónica estuvo marcada por *Tabellaria flocculosa* var andina con abundancias relativas sobre el 63% en todas las estaciones de muestreo, *Aulacoseira granulata* sobre un 15% de abundancia relativa y entre un 1 y 7% *Cyclotella* spp. Luego *Fragillaria crotonensis* y *Closteriorum acutum* estuvieron presentes en todas las estaciones de muestreo, con valores de abundancias relativas entre 1 y 6%. Con abundancias menores a 1% se encontró *Ceratium* spp, *Parvodinium* spp, *Peridinium* spp y *Cryptomonas*. También se encontró presencia de Charophyta con 4 taxa en baja abundancia. Finalmente, con presencia solamente en las muestras de red se registraron *Mallomonas* spp, *Cymbella* sp y *Rophalodia gibba*. El Phylum Bacillariophyta fue el que contó con mayor abundancia y riqueza de 14 especies, seguido de Charophyta con una riqueza 4 especies, Dinophyta con 3, Chlorophyta con 2 especies. Se registraron 26 organismos fitoplanctónicos (Tabla 6). La estación C2 es la que presentó la menor concentración de clorofila a y abundancia fitoplanctónica.

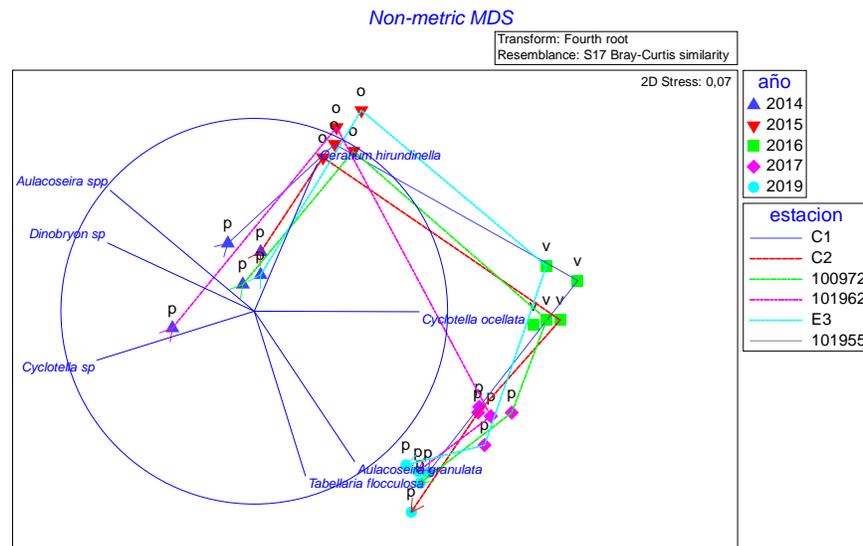


Figura 14. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura de la comunidad del fitoplancton en el lago Ranco, según la época, año y estación de muestreo, y su correlación.

En la Figura 13 se muestra un análisis histórico de la estructura comunitaria a lo largo de las diferentes etapas de este estudio. En él se visualiza que especies como *Fragillaria crotonensis*, *Asterionella formosa*, y *Ceratium hirundinella*, han estado presentes en la mayoría de las campañas de muestreo. También se observa un cambio en la composición del ensamblaje de fitoplancton entre los años 2014-2015 y 2016-2019.

En la Figura 14 se observa diferencias de la estructura comunitaria del fitoplancton según la época y año de muestreo. En primavera del 2017 y 2019 el fitoplancton estuvo mejor representado por las especies *Tabellaria flocculosa* y *Aulacoseira granulata*, en verano del 2016 *Cyclotella ocellata* presentó mayor abundancia, *Ceratium hirundinella* en otoño del 2015, y en primavera del 2014 las especies *Aulacoseira* spp, *Dinobryon* sp, y *Ciclotella* sp.



En la Figura 15 se muestra la variabilidad total de la temporalidad, en donde en la estructura comunitaria del fitoplancton se observó una clara gradiente temporal, según época de muestreo (la temporalidad estuvo explicada por un 68,4% de la variabilidad total).

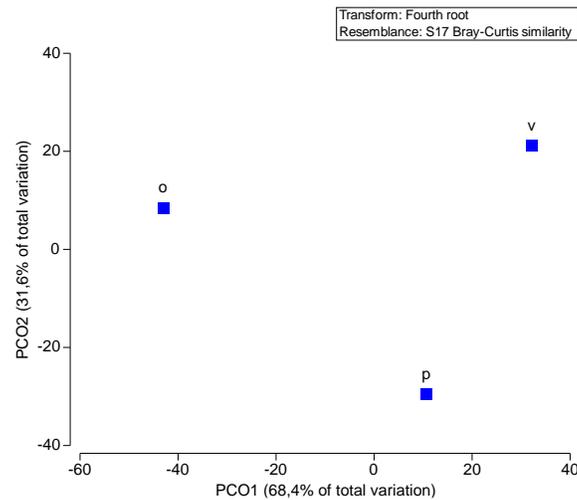


Figura 15. Gráfica test PCO de la estructura de la comunidad del fitoplancton en el lago Ranco, agrupando las épocas de muestreo.

c) Análisis del zooplancton

El zooplancton del lago Ranco durante primavera de 2019 tuvo una abundancia total por estación que osciló entre 1,556 y 15,049 ind/L y la riqueza de taxa osciló entre 5 y 7 especies, además de microcrustáceos en estadio nauplii. Se registraron hembras con huevos de tres especies, de las cuales *M. longisetus* alcanzaron la mayor abundancia (Figura 16). En las estaciones C1, E1, E2 y E3 se registraron abundancias sobre los 6 ind/L, en cambio en la estación C2 se presentó la menor abundancia zooplanctónica dentro del lago (Tabla 7). La especie más abundante fue *B. gracilipes* y junto con los estadios nauplii.

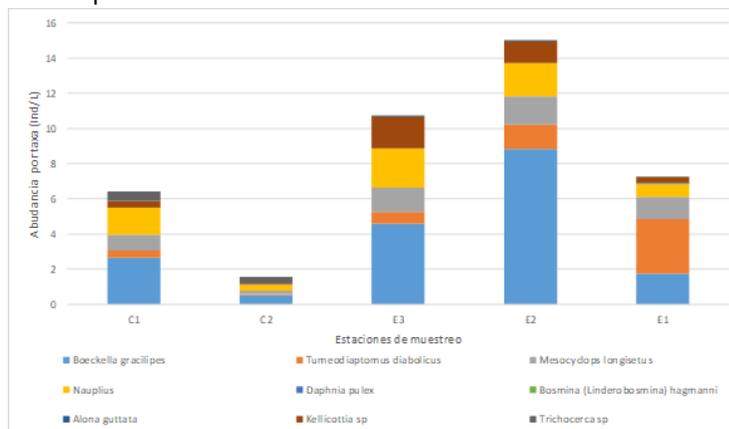


Figura 16. Abundancia zooplanctónica por taxa y total presente en el lago Ranco en primavera de 2019.

**Tabla 7.** Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos el lago Ranco.

Estación de muestreo	Lago Ranco				
	C1	C2	E2	E1	E3
Fecha	8-10-19	9-10-19	9-10-19	9-10-19	10-10-19
Taxa	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L
<i>Boeckella gracilipes</i>	2,622	0,514	8,706	1,626	4,509
hembra con huevos	0,025	0	0,139	0,135	0,066
<i>Tumediaptomus diabolicus</i>	0,329	0,041	1,199	2,890	0,398
hembra con huevos	0,076	0,041	0,191	0,203	0,265
<i>Mesocyclops longisetus</i>	0,912	0,176	1,303	1,197	1,393
hembra con huevos	0	0	0,278	0,068	0
Nauplii	1,545	0,352	1,911	0,723	2,255
<i>Daphnia pulex</i>	0	0	0	0,023	0
<i>Bosmina (Linderobosmina) hagmanni</i>	0,013	0	0	0,023	0
<i>Alona guttata</i>	0	0	0	0,023	0
<i>Kellicottia</i> sp	0,367	0,081	1,199	0,339	1,724
<i>Trichocerca</i> sp	0,519	0,352	0,122	0,023	0,133
Abundancia total (Ind/L)	6,409	1,556	15,049	7,271	10,743
Riqueza de taxa	7	5	6	8	6

En el análisis histórico de la comunidad del zooplancton, a través de todos los años de estudio (Figura 17), se observó que, las especies más abundantes son *Boeckella gracilipes*, *Tumediaptomus diabolicus*, *Mesocyclops longisetus*, y que han estado presentes de manera constante en todos los muestreos. Especies tales como *Kellicottia* sp. y *Trichocerca* sp. fueron pesquisadas sólo a partir del año 2019.

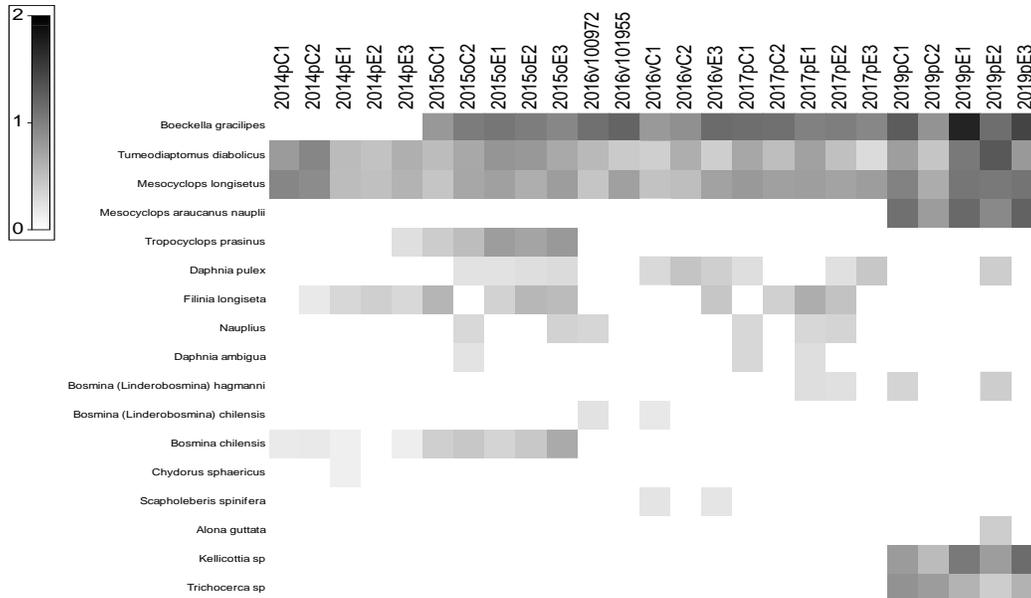


Figura 17. Gráfico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago Ranco, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).

En la Figura 18 se observa diferencias de la estructura comunitaria del zooplancton según época y año de muestreo. Durante la primavera del 2014, la especie que diferenció el ensamble fitoplanctónico del resto de las épocas de muestreo fue *F. longiseta*; en tanto en otoño del 2015 *D. pulex*; verano del 2016 y primavera del 2017 *B. gracilipes*; y en primavera del 2019 las especies *T. diabolicus*, *M. longisetus*, nauplii de *M. araucanus*, y *Kellicottia sp*, *Trichocerca sp*.

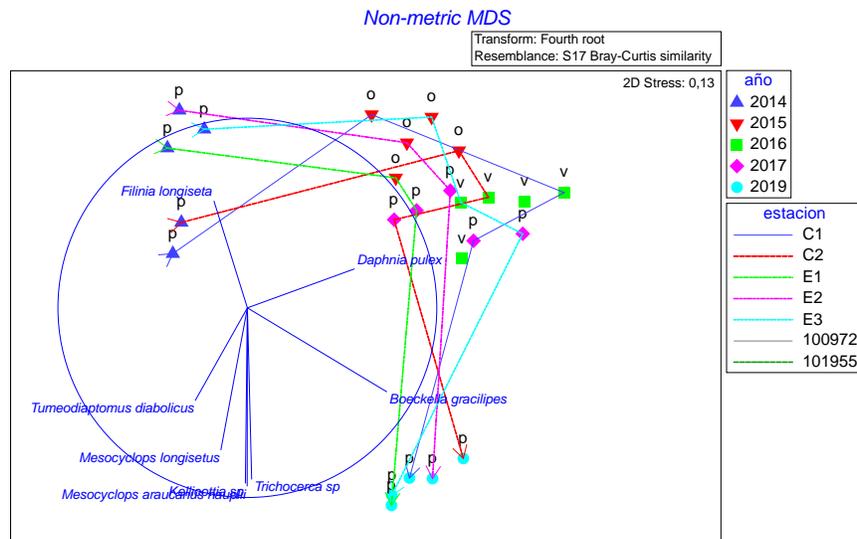


Figura 18. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Ranco, según la época, año y estación de muestreo.



En la Figura 19 se muestra la variabilidad total de la temporalidad, en donde, la estructura comunitaria del zooplancton presentó una clara gradiente temporal (la temporalidad está explicada por un 60,8% de la variabilidad total).

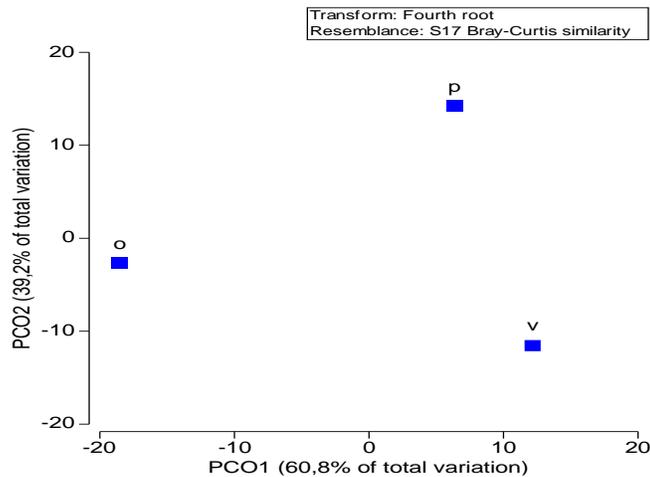


Figura 19. Gráfica test PCO de la abundancia de zooplancton en el lago Ranco, agrupando las épocas de muestreo.

d) Sedimento

El sedimento de las estaciones de estudio estuvo compuesto principalmente por fango y arena, salvo una muestra de la estación E3 que estuvo representada en su totalidad por fango, y una muestra de la estación 101955 con un leve porcentaje de grava (Figura 20).

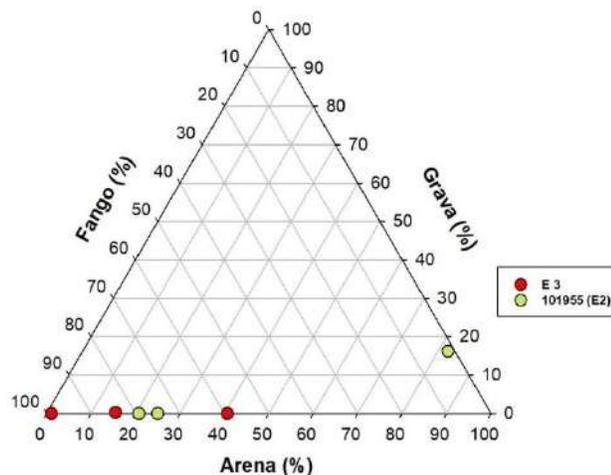


Figura 20. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E3 y E2 (101955) del lago Ranco.



II. Evaluación del estado trófico

Con respecto a las variables indicadores de trofia (Figura 21), la transparencia registrada en el lago Ranco se encontró dentro de límites oligotróficos. La estación que registró menor transparencia fue la estación 100972 (E1), con 13 m. El nitrógeno total, en todas las estaciones estuvo dentro de rangos ultraoligotrófico. El fósforo en su mayoría estuvo dentro de niveles ultraoligotróficos, bajo el límite de detección $< 5 \mu\text{g/L}$ (no aparecen en la gráfica). No obstante, a los 10 m de la estación 101955 (E2) se registró $10 \mu\text{g/L}$ de fósforo total, en el límite mesotrófico. En el caso de la clorofila a, todos los registros estuvieron en rangos ultraoligotróficos.

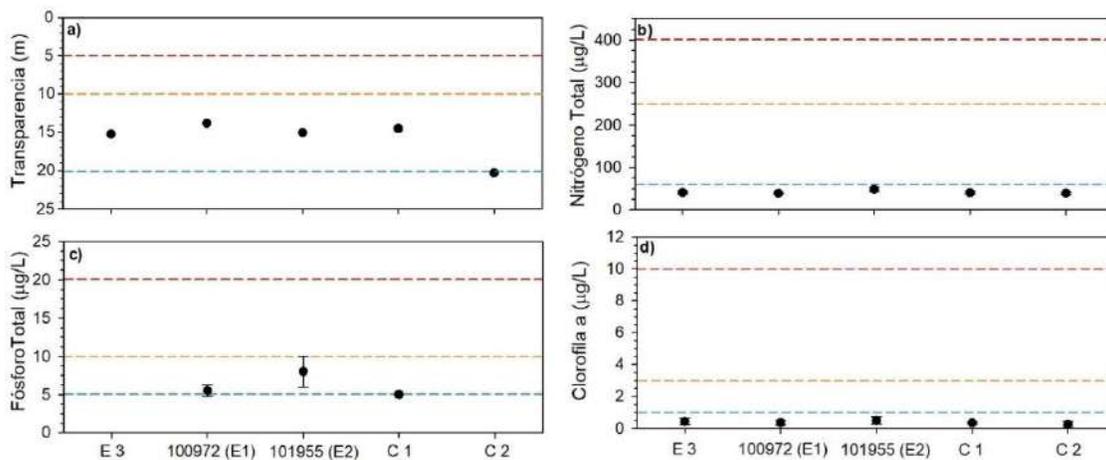


Figura 21. a) Transparencia (m) y concentración promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en las estaciones del lago Ranco. Línea punteada indica límite entre estados tróficos, su color señala los estados tróficos a que corresponden (azul: entre ultra y oligotrófico, naranja: entre oligo y mesotrófico, rojo: entre meso y eutrófico).

III. Balance hidrológico y de nutrientes

En la Tabla 8 se muestran los valores de entradas ($10,49 \text{ km}^3$) y salidas ($8,61 \text{ km}^3$) de agua, calculado para el año 2019. El tiempo de renovación teórico calculado fue de ~ 5 años.

Tabla 8. Balance hidrológico del lago Ranco.

		$\text{km}^3/\text{año}$
Entradas	Ríos	9,86
	Precipitación	0,62
	Total	10,49
Salidas	Efluente río Bueno	8,31
	Evaporación lago	0,30
	Total	8,61
Drenaje profundo		1,87



En la Tabla 9 se visualiza el balance de fósforo, calculándose un ingreso y egreso de 150 y 43 ton de P respectivamente. De acuerdo a las concentraciones de este nutriente para el muestreo realizado, se calculó la existencia de ~278 ton en el cuerpo lacustre. El porcentaje de sedimentación calculado correspondió al estándar de grandes lagos (71%).

Tabla 9. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Ranco.

P (ton) en el lago	P (ton) ingresado	P (ton) egresado	P (ton) sedimentado	Sedimentación (%)
278	150	43	107	71

Como las principales actividades o fuentes aportantes de P al sistema lacustre, identificamos al uso de suelo, seguido por las pisciculturas (Figura 22). Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registró que las praderas es el mayor contribuyente de PT al lago (Figura 23). No se realiza actividad de acuicultura en balsas jaulas desde el año 2012.

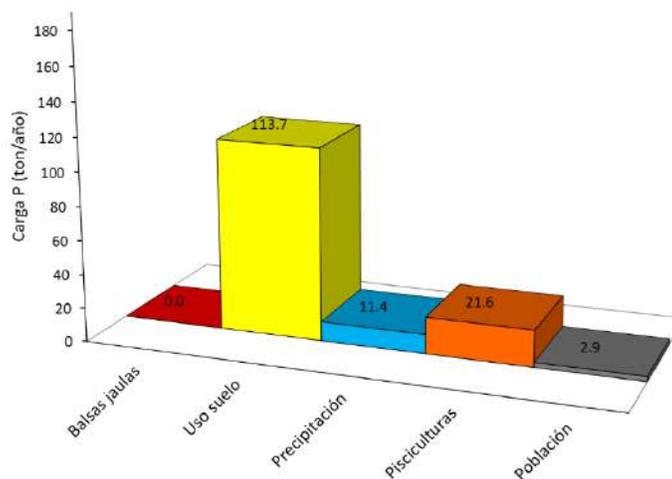


Figura 22. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Ranco.

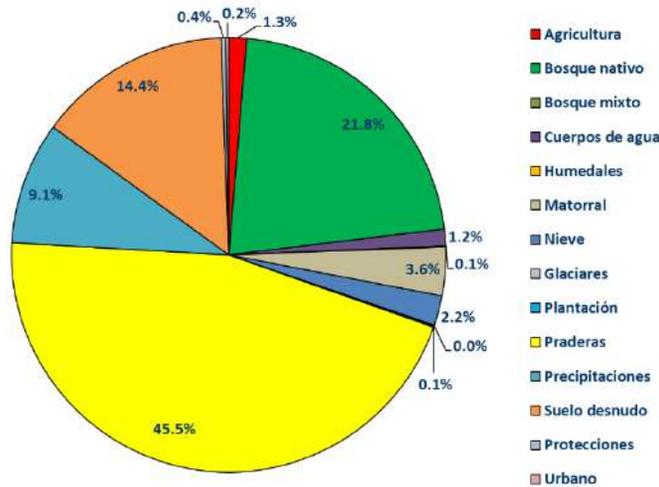


Figura 23. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Rancho.

IV. Capacidad de carga

La capacidad de carga del lago Rancho para el año 2019 se calculó en 343 ton. Actualmente, con una concentración P total de 5,2 µg/L en la columna de agua, el lago estaría recibiendo una carga de 177 ton de P (Tabla 10).

Tabla 10. Carga actual y crítica calculada para el lago Rancho.

	PT (µg/L)	PT (ton/año)
Carga actual	5,2	177
Carga crítica	10	343

4.1.2. Lago Puyehue

I. Caracterización de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoquímicas de la columna de agua

En el lago Puyehue, la temperatura osciló en un rango reducido, entre los 9,4 y 10,5 °C (Figura 24). Las estaciones localizadas en el sector este del lago presentaron la menor variación, con temperaturas entre 9,4 y 9,9 °C. Mientras que las localizadas en el sector oeste del lago, registraron mayores temperaturas en superficie (~10,5 °C), para después descender (~9,4 °C) en profundidad.

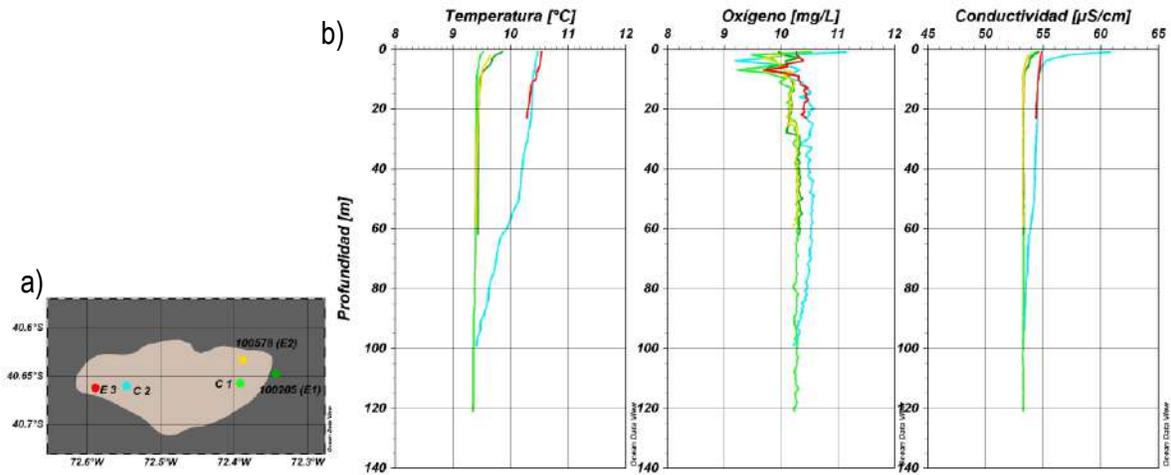


Figura 24. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Puyehue, E3 (rojo), 100578 (E2) (amarillo), 100205 (E1) (verde oscuro), C1 (verde) y C2 (calipso). b) Perfiles de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad (μS/cm) en las estaciones del lago Puyehue, en época de primavera.

Con respecto al oxígeno, la columna de agua estuvo bien oxigenada en todas las estaciones (Figura 24), evidenciándose mayor variabilidad en los primeros metros (~10 m). Las concentraciones de oxígeno fluctuaron entre 9,2 y 11,1 mg/L. La conductividad en el lago Puyehue fue entre 53,2 y 63,8 μS/cm (Figura 24).

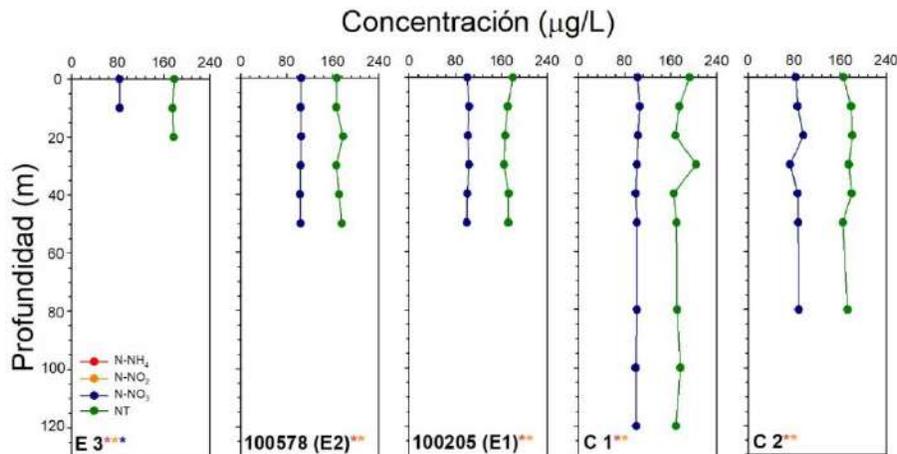


Figura 25. Concentración (μg/L) de amonio (N-NH₄), nitrito (N-NO₂), nitrato (N-NO₃) y nitrógeno total (NT) en las estaciones E3, 100578 (E2), 100205 (E1), C1 y C2 del lago Puyehue. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: N-NH₄, *: N-NO₂, *: N-NO₃, *: NT).



En el Puyehue, la concentración de nitrógeno total fluctuó entre 165 y 204 $\mu\text{g/L}$ (Figura 25). La composición de nitrógeno total fue levemente diferente entre sectores, en las estaciones localizadas en la parte este del lago, el nitrógeno total estuvo compuesto principalmente por constituyentes inorgánicos. En tanto las ubicadas en el oeste, predominó su forma orgánica. Con respecto a las concentraciones de amonio y nitrito, se encontraron bajo el límite de detección (5 y 2 $\mu\text{g/L}$, respectivamente) en todas las estaciones muestreadas. Las concentraciones de nitrato fueron entre 73 y 106 $\mu\text{g/L}$.

El fósforo total se encontró mayoritariamente bajo el límite de detección (< 5 $\mu\text{g/L}$), la mayor concentración registrada fue de 7 $\mu\text{g/L}$ (Figura 26). Mientras que, el fosfato fluctuó entre < 2 y 4 $\mu\text{g/L}$.

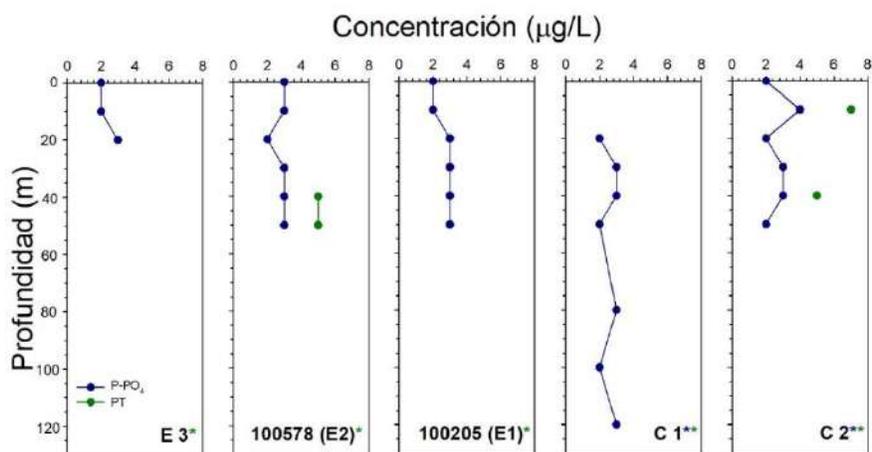


Figura 26. Concentración ($\mu\text{g/L}$) de fosfato (P-PO_4) y fósforo total (PT) en las estaciones E3, 100578 (E2), 100205 (E1), C1 y C2 del lago Puyehue. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: P-PO_4 , *: PT).

b) Análisis de fitoplancton y clorofila *a*

En el lago Puyehue se observó una abundancia fitoplanctónica que osciló entre 786 y 5.125 cél/L , y la concentración de clorofila *a* fluctuó entre 0,203 y 0,636 $\mu\text{g/L}$, considerado dentro de rango para lagos ultraoligotróficos (Figura 27). El lago Puyehue presentó una riqueza de 20 especies. Las Bacillariophyta fueron el grupo más diverso con 16 especies, y además generalmente alcanzó las mayores abundancias, salvo en la estación C2, donde las Cryptophytas tuvieron una abundancia relativa de 37%. Los grupos restantes estuvieron compuestos solo por una especie, estos fueron, Cryptophyta, Dinophyta, Euglenophyta y Cianobacteria. La abundancia fitoplanctónica presentó gran variación, siendo las estaciones E3 y E1 las que presentaron los menores valores. Las cianobacterias estuvieron presentes solo de manera cualitativa (Tabla 11).

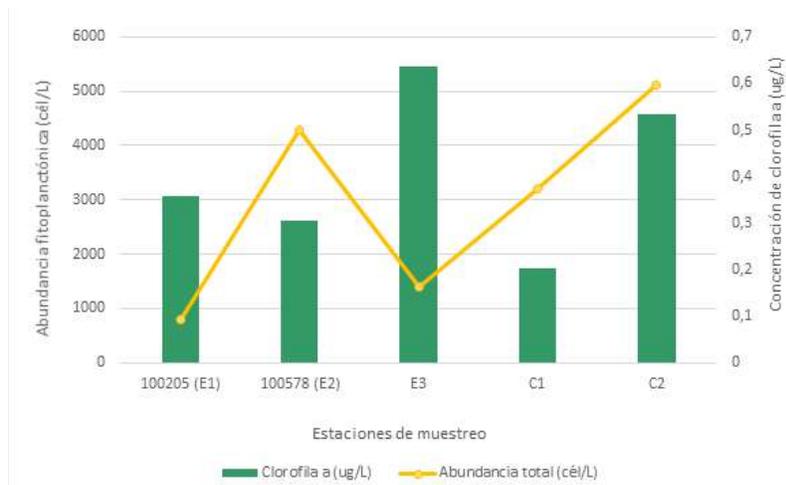


Figura 27. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago Puyehue.

Tabla 11. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo y taxa del lago Puyehue.

Phylum	Especie	E3		C2		C1		100578 (E2)		100205 (E1)	
		15-10-19		15-10-19		16-10-19		16-10-19		16-10-19	
		cél/L	%								
Bacillariophyta	<i>Aulacoseira granulata</i>	400	29	40	1	X	0	40	1	X	0
	<i>Melosira varians</i>	160	12	X	0	X	0	0	0	0	0
	<i>Cyclotella ocellata</i>	0	0	624	12	40	1	999	23	666	85
	<i>Achnanthydium minutissimum</i>	0	0	0	0	1873	59	0	0	0	0
	<i>Cocconeis placentula sensu lato</i>	666	48	0	0	0	0	1997	46	0	0
	<i>Denticula sp</i>	0	0	0	0	X	0	0	0	0	0
	<i>Nitzschia spp</i>	80	6	624	12	624	20	X	0	40	5
	<i>Gomphoneis sp</i>	0	0	X	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Pinnularia sp</i>	0	0	X	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Navicula radiosa</i>	X	0	1140	22	0	0	0	0	0	0
	<i>Diatoma moniliformis</i>	0	0	0	0	0	0	X	0	0	0
	<i>Tabellaria flocculosa var andina</i>	X	0	624	12	X	0	X	0	0	0
	<i>Tabellaria flocculosa</i>	0	0	X	0	0	0	X	0	0	0
	<i>Fragilaria crotonensis</i>	X	0	200	4	624	20	1140	27	40	5
	<i>Hantzschia arcus</i>	0	0	0	0	0	0	40	1	40	5
<i>Ulnaria sp</i>	40	3	0	0	40	1	80	2	0	0	
Dinophyta	<i>Ceratium sp</i>	0	0	X	0	0	0	X	0	X	0
Euglenophyta	<i>Lepocinclis sp</i>	40	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Cyanobacteria	<i>Oscillatoria sp</i>	0	0	0	0	0	0	X	0	0	0
Cryptophyta	<i>Cryptomonas sp</i>	0	0	1873	37	0	0	0	0	0	0
Abundancia fitoplanctónica (cél/L)		1386		5125		3201		4296		786	

La letra X corresponde a los organismos presentes solo cualitativamente.

En la Figura 28 se muestra un análisis histórico de la estructura comunitaria a lo largo de las diferentes etapas de este estudio. En él se visualizó que especies del género *Aulacoseira* están presente en todo el estudio. También se observó cambios de la estructura comunitaria del fitoplancton según los años de estudio, con diversas dominancias fitoplanctónicas. Por ejemplo, durante el otoño del 2015 dominaron *Cyclotella spp*, *Fragilaria crotonensis*, *Aulacoseira spp*, *Ceratium hirundinella*, en tanto, durante el verano del 2016, las especies dominantes fueron: *Cyclotella ocellata*, *Tabellaria flocculosa*, *Peridinium spp*, *Parvodinium cf. inconspicuum*.

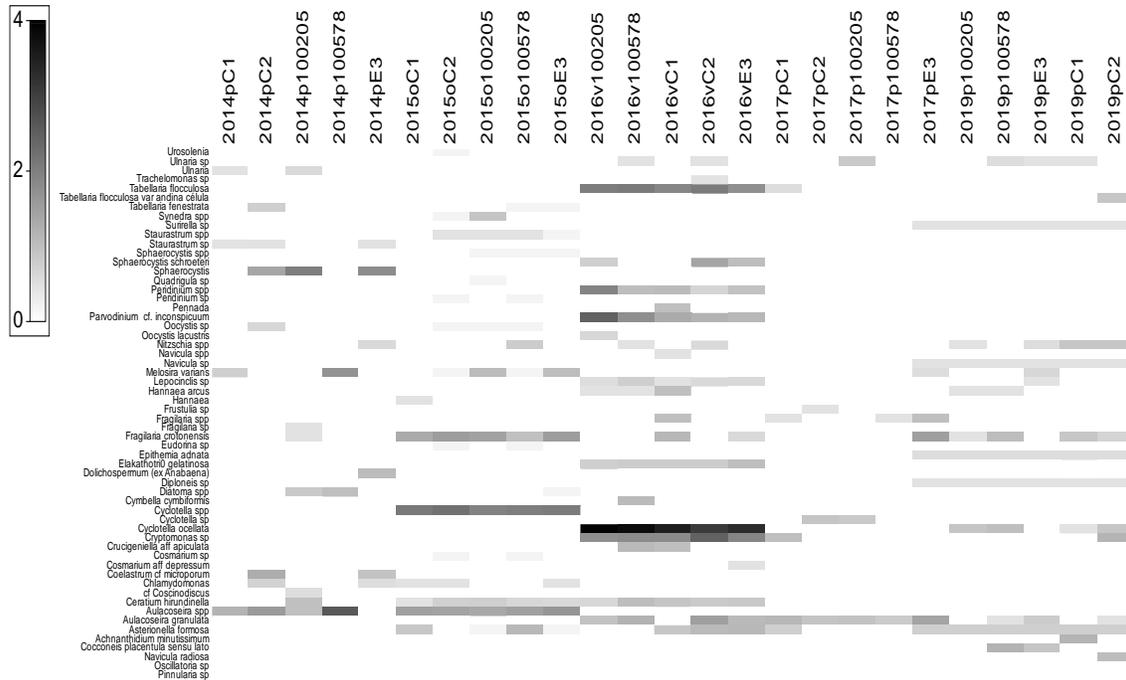


Figura 28. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/L) y diversidad del fitoplancton en el lago Puyehue, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).

En la Figura 29 se observa diferencias de la estructura comunitaria del fitoplancton según la época y año de muestreo, en donde *Aulacoseira* spp contribuye al ensamble fitoplanctónico en primavera del 2014; en verano del 2016 las especies *Parvodinium cf. inconspicuum*, *Cryptomonas* sp, *T. flocculosa*, *E. gelatinosa*; y en primavera 2017 y 2019 *A. granulata*.

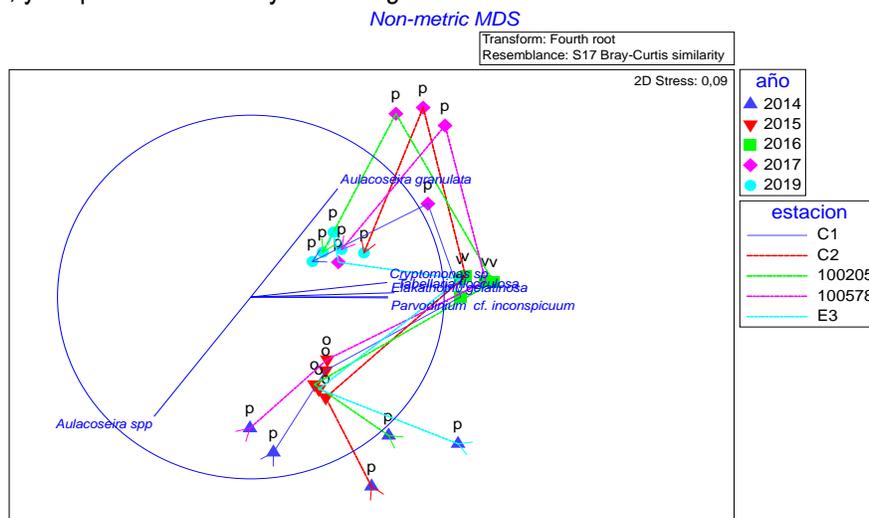


Figura 29. Gráfica test no paramétrica (n-MDS) de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Puyehue, según la época, año y estación de muestreo.



En la Figura 30 se muestra la variabilidad total de la temporalidad, en donde, en la estructura comunitaria del fitoplancton se apreció una clara gradiente temporal (la temporalidad estuvo explicada por un 73,1% de la variabilidad total).

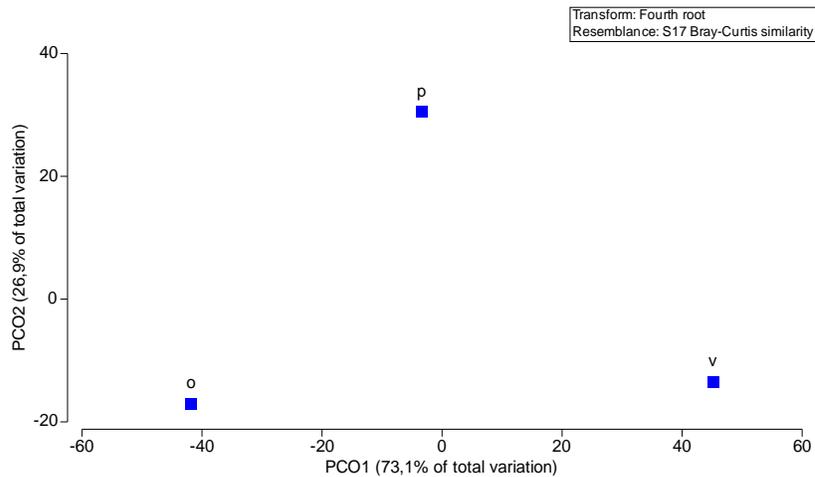


Figura 30. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Puyehue, agrupando las épocas de muestreo.

c) Análisis de zooplancton

La abundancia total por estación de muestreo en el lago Puyehue durante la primavera de 2019 se mantuvo sobre los 5 ind/L, y los taxones más abundantes fueron *Daphnia pulex*, seguido de *Tumeodiaptomus diabolicus* y *Mesocyclops araucanus*. Cabe destacar que *Kellicottia* sp se encuentra mayormente representada en las estaciones C2 y E3 localizadas en el sector oeste del lago hacia la desembocadura. Los estadios naupliares estuvieron presentes en todas las estaciones de muestreo Figura 31.

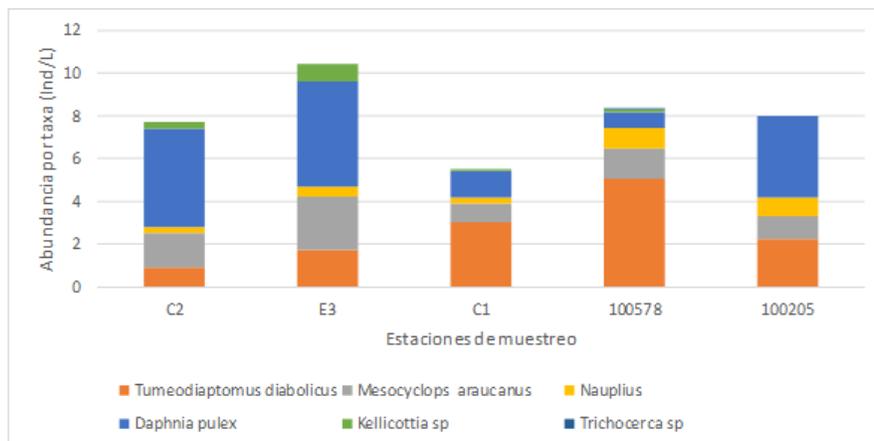


Figura 31. Abundancia zooplanctónica por taxa y total presente en el lago Puyehue en primavera de 2019.



Tabla 12. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos el lago Puyehue en primavera de 2019.

Lago Puyehue					
Estación de muestreo	C2	E3	C1	100578	100205
Fecha	15-10-19	15-10-19	16-10-19	16-10-19	16-10-19
Taxa	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	0,893	1,735	2,952	4,870	2,158
<i>hembra con huevos</i>	0,027	0	0,089	0,166	0,099
<i>Mesocyclops araucanus</i>	1,596	2,472	0,836	1,430	1,029
<i>hembra con huevos</i>	0	0	0,011	0	0
<i>Nauplii</i>	0,271	0,477	0,267	0,964	0,893
<i>Daphnia pulex</i>	4,600	4,944	1,270	0,748	3,832
<i>Kellicottia sp</i>	0,325	0,824	0,067	0,116	0
<i>Trichocerca sp</i>	0	0	0	0,017	0
Abundancia total (Ind/L)	7,711	10,452	5,515	8,311	8,011
Riqueza de taxa	4	4	5	5	3

Las abundancias oscilaron entre 5,515 y 10,452 ind/L, la riqueza de taxa osciló entre 3 y 5 especies, más larvas de microcrustáceos en estadio nauplii. Se registraron hembras con huevos de dos especies, de éstas *T. diabolicus* presentó las mayores abundancias y distribución espacial prácticamente en todas las estaciones de muestreo, salvo en la estación E3. Las hembras con huevos de *M. araucanus* se reportaron solo en la estación C1 (Tabla 12).

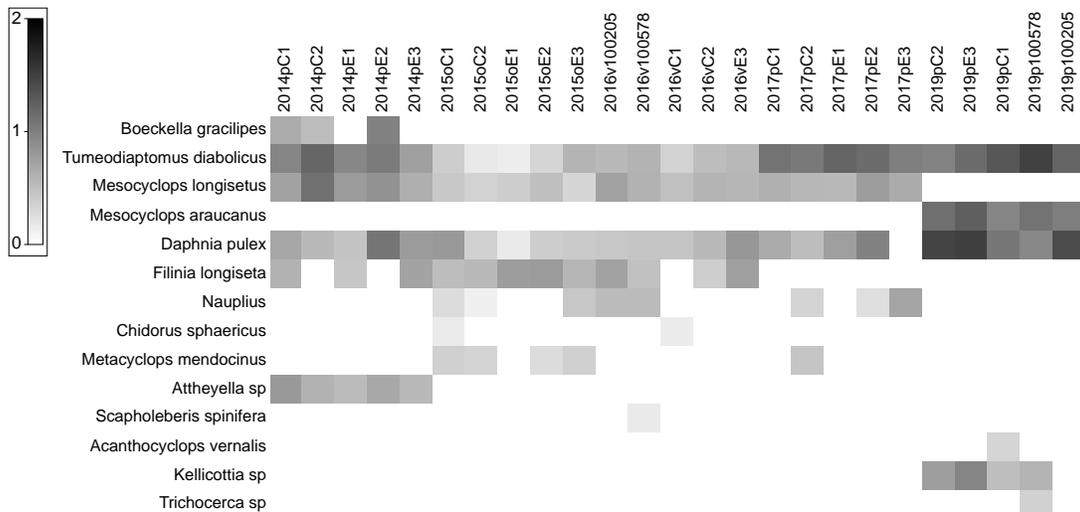


Figura 32. Gráfico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago Puyehue, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).



En el análisis histórico de la comunidad del zooplancton, a través de todos los años de estudio (Figura 32), se observó que, las especies más abundantes son *Tumediaptomus diabolicus*, *Mesocyclops longisetus*, y *Daphnia pulex*, y que han estado mayormente presentes en los muestreos. Especies tales como *Mesocyclops araucanus*, *Kellicottia* sp. y *Trichocerca* sp. fueron pesquisadas sólo a partir del año 2019.

En la Figura 33 se observó diferencias de la estructura comunitaria del zooplancton según la época y año de muestreo. En primavera del 2017 y 2019 el zooplancton estuvo más representada por las especies *D. pulex*, *T. diabolicus*, *M. araucanus*, y *Kellicottia* sp. En otoño del 2015 y primavera del 2014, *Filinia longiseta* y *Attheyella* sp, respectivamente, tuvieron una mayor contribución a la estructura comunitaria del zooplancton.

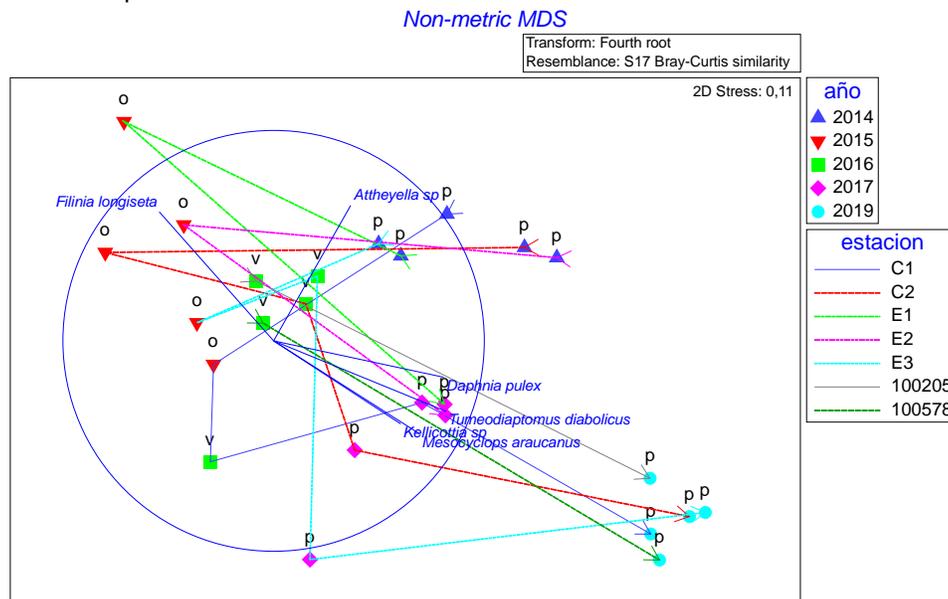


Figura 33. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Puyehue, según la época, año y estación de muestreo, y su correlación.

En la Figura 34 se muestra la variabilidad total de la temporalidad, en donde en la estructura comunitaria del zooplancton se observó una clara gradiente temporal (la temporalidad estuvo explicada por un 90,4% de la variabilidad total).

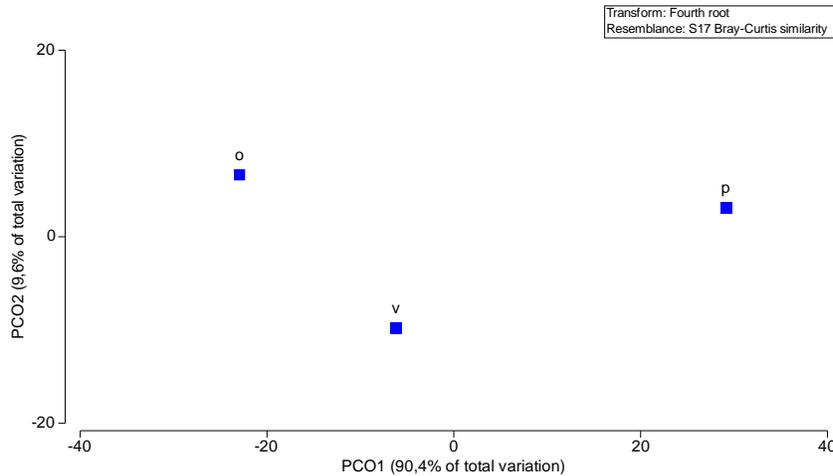


Figura 34. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Puyehue, agrupando las épocas de muestreo.

d) Sedimento

Los sedimentos de las estaciones de estudio estuvieron compuestos mayormente por fango y un menor porcentaje de arena. Las muestras de la estación E1 contuvieron un mayor porcentaje de fango en relación a la estación E2 (Figura 35).

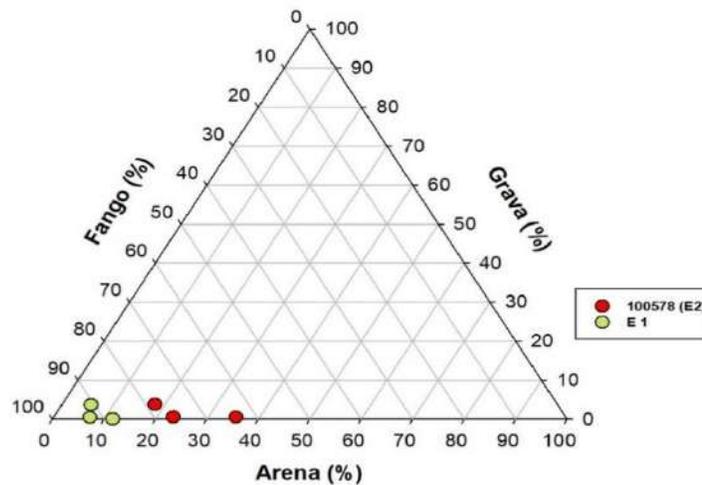


Figura 35. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E1 y E2 (100578) del lago Puyehue.



II. Evaluación del estado trófico

La transparencia en las estaciones de muestreo del lago Puyehue osciló entre rangos oligo y mesotrófico (Figura 36), registrando la menor transparencia en la parte oeste del lago. La concentración del nitrógeno total se encontró dentro de la oligotrofia, sin embargo, correspondieron a las mayores concentraciones de NT registradas en lagos Araucanos. En el caso del fósforo total la mayoría de las concentraciones estuvieron en rangos ultraoligotróficos (< 5 µg/L, no aparecen en la gráfica), exceptuando la estación C2 que fluctuó en niveles oligotrófico. La clorofila a presentó concentraciones asociadas con rangos ultraoligotrófico, pero con mayores concentraciones en las estaciones localizadas en el sector oeste.

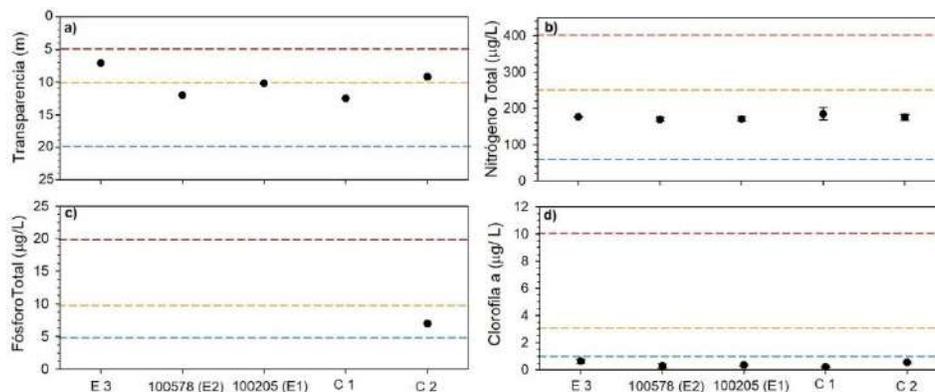


Figura 36. a) Transparencia (m) y concentración promedio de b) nitrógeno total (µg/L), c) fósforo total (µg/L) y d) clorofila (µg/L) en las estaciones del lago Puyehue. Línea punteada indica límite entre estados tróficos, su color señala los estados tróficos a que corresponden (azul: entre ultra y oligotrófico, naranja: entre oligo y mesotrófico, rojo: entre meso y eutrófico).

III. Balance hidrológico y de nutrientes

En la Tabla 13 se muestran los valores de entradas (2,89 km³) y salidas (8,61 km³) de agua, calculado para el año 2019. El tiempo de renovación teórico calculado fue de ~ 4,3 años.

Tabla 13. Balance hidrológico del lago Puyehue.

		km ³ /año
Entradas	Ríos	2,52
	Precipitación	0,37
	Total	2,89
Salidas	Efluente río Pilmaiquén	1,93
	Evaporación lago	0,11
	Total	2,05
Drenaje profundo		0,84



En la Tabla 14 se visualiza el balance de f3sforo, calcul3ndose un ingreso y egreso de 128 y 10 ton de P respectivamente. De acuerdo a las concentraciones de este nutriente para el muestreo realizado, se calcul3 la existencia de ~71 ton en el cuerpo lacustre. El porcentaje de sedimentaci3n calculado corresponde al est3ndar de grandes lagos (92%).

Tabla 14. Balance de nutriente (f3sforo total) del lago Puyehue.

P (ton) en el lago	P (ton) ingresado	P (ton) egresado	P (ton) sedimentado	Sedimentaci3n (%)
71	128	10	118	92

Como las principales actividades o fuentes aportantes de P al sistema lacustre, identificamos al uso de suelo, seguido por las balsas jaulas (Figura 37). Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registraron que las praderas, suelo desnudo y bosque nativo son los mayores contribuyentes de PT al sistema (Figura 38), esto dado a que representan una mayor cobertura en relaci3n al resto de los usos. De las dos concesiones de acuicultura activas en el lago solo estuvo operativa una de ellas la N°100578.

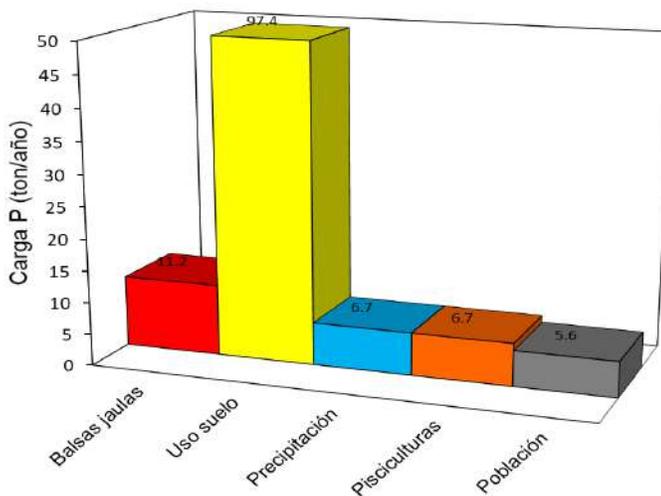


Figura 37. Carga de f3sforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Puyehue.

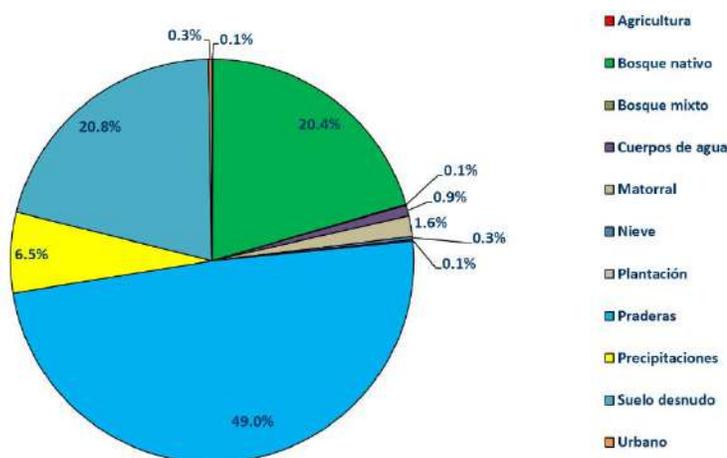


Figura 38. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Puyehue.

IV. Capacidad de carga

La capacidad de carga del lago Puyehue para el año 2019 se calculó en 93 ton. Actualmente, con una concentración P total de 5 µg/L en la columna de agua, el lago estaría recibiendo una carga de 46 ton de P (Tabla 15).

Tabla 15. Carga actual y crítica calculada para el lago Puyehue.

	PT (µg/L)	PT (ton/año)
Carga actual	5	46
Carga crítica	10	93

4.1.3. Lago Rupanco

I. Caracterización de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoquímicas de la columna de agua

La temperatura en el lago Rupanco fue de 10,2 a 18 °C (Figura 39), registrando las mayores temperaturas de todos los lagos Araucanos. En todas las estaciones del Rupanco se evidenció una columna de agua estratificada. Sin embargo, contrario a lo esperado para la época de muestreo (verano), solo se registró formación de termoclina en una estación (100522), a los ~22 m de profundidad.



Para el caso del oxígeno, la concentraci3n fue de 7,4 a 10,5 mg/l (Figura 39). Se apreci3 una columna de agua bien oxigenada, con una mayor variabilidad en los primeros metros, para aumentar dentro del epilimnion y luego descender en profundidad. Mientras que la conductividad registrada en el lago Rupanco fue de 36,8 a 44,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 39), con mayores valores en el epilimnion.

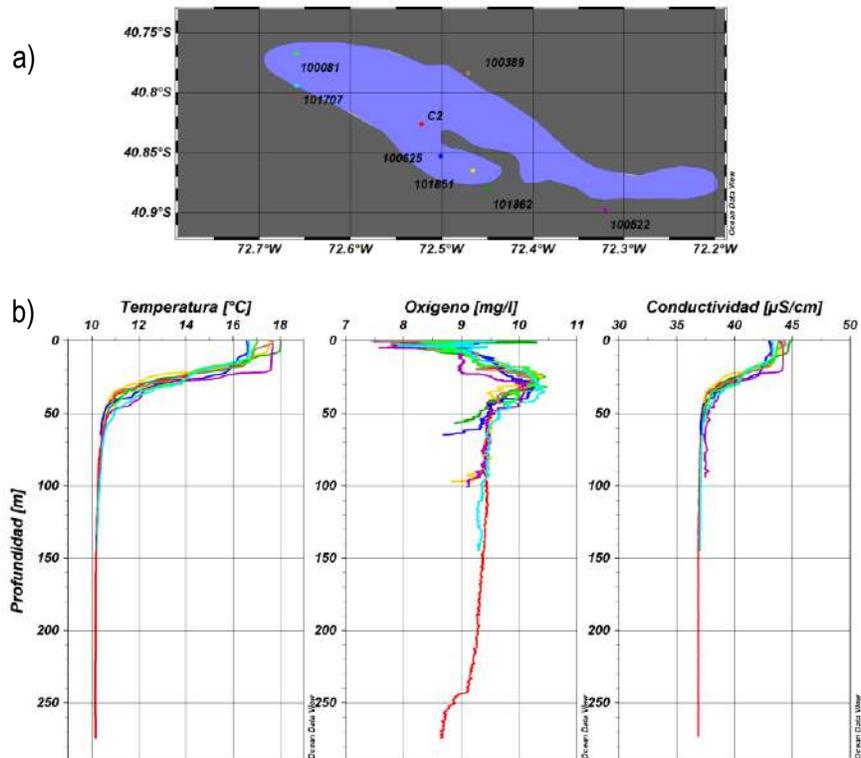


Figura 39. a) Ubicaci3n de estaciones de muestreo en el lago Rupanco, 101707 (calipso), 100081 (verde), 100389 (marr3n), 100522 (lila), 100625 (azul), 101851 (amarillo), 101862 (verde oscuro) y C2 (rojo). b) Perfiles de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en las estaciones del lago Rupanco, en 3poca de verano.

El nitr3geno total en el lago Rupanco fluctu3 entre 38,4 y 76,6 $\mu\text{g}/\text{L}$ (Figura 40). El nitr3geno total estuvo conformado principalmente por constituyentes org3nicos, no obstante, en estaciones m3s profundas se evidenci3 un incremento del nitrato, alcanzando la dominancia en estaciones m3s profundas (101707, 100625, 101851, C2). En la mayoría de los casos las concentraciones de amonio y nitrito se encontraron bajo el l3mite de detecci3n, sin embargo, en las estaciones 100389 y 100625 el amonio registr3 concentraciones entre 7,1 y 9,3 $\mu\text{g}/\text{L}$ en profundidad.

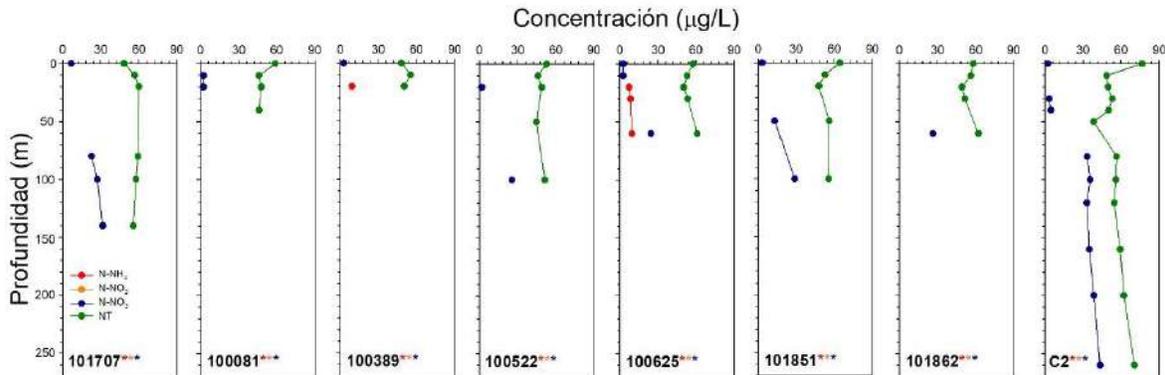


Figura 40. Concentración ($\mu\text{g/L}$) de amonio (N-NH_4), nitrito (N-NO_2), nitrato (N-NO_3) y nitrógeno total (NT) en las estaciones 101707, 100081, 100389, 100522, 100625, 101851, 101862 y C2 del lago Rupanco. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: N-NH_4 , *: N-NO_2 , *: N-NO_3 , *: NT).

En el lago Rupanco el fósforo total fluctuó entre < 5 y $8,6 \mu\text{g/L}$ (Figura 41), aunque en la mayoría de los casos se encontró bajo el límite de detección ($< 5 \mu\text{g/L}$). Por otro lado, el fosfato osciló entre < 2 y $6 \mu\text{g/L}$, y su distribución a través de la columna de agua mostró un incremento con la profundidad, conformando la mayor parte del fósforo total en profundidad.

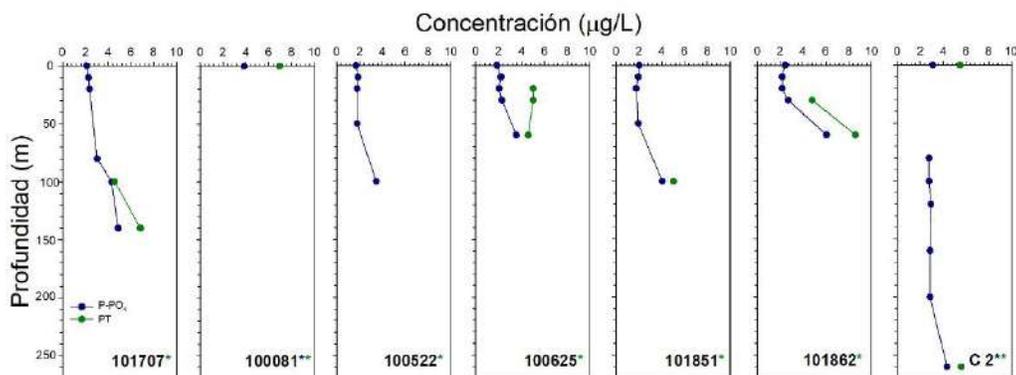


Figura 41. Concentración ($\mu\text{g/L}$) de fosfato (P-PO_4) y fósforo total (PT) en las estaciones 101707, 100081, 100389, 100522, 100625, 101851, 101862 y C2 del lago Rupanco. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: P-PO_4 , *: PT).

b) Análisis de fitoplancton y clorofila a

La abundancia fitoplanctónica osciló entre 13.691 y 67.500 cél/L , y la concentración de clorofila a entre 0,127 y 0,688 $\mu\text{g/L}$ siendo estos últimos valores característicos para ambientes ultraoligotróficos (Figura 42). Se observó que existió una leve tendencia a crecer y decrecer juntos entre clorofila a y abundancia fitoplanctónica. Lo mayores valores de concentración de clorofila a se produjeron en las



estaciones 101851 y 101862, ambas situadas en la bahía de Piedras Negras (Figura 42). El lago Rupanco albergó una riqueza de 35 especies. El grupo más diverso y abundante fueron las Bacillariophyta (diatomeas), con 17 especies, seguido de Chlorophyta con 6 especies, Charophyta con 4 especies, Dinophyta con 3, Ochrophyta con 2, y Euglenophyta, Rhodophyta y Cyanobacteria con un representante. La diatomea *Fragillaria crotonensis* fue la especie más abundante en todas las estaciones de muestreo, seguido de *Aulacoseira granulata* y *Asterionella formosa*. Las Ochrophyta representadas por *Dynobryon divergens* generalmente presentaron sobre 7% de abundancia relativa por estación. Tanto *Ceratium* spp como *Parvodinium umbonatum* presentaron abundancias relativas generalmente sobre un 2% (Tabla 16).

Tabla 16. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo y taxa del lago Rupanco.

Phylum	Especie	101707		100081		100389		C2		100625		101851		101862		100522	
		16-01-2020		17-01-2020		17-01-2020		17-01-2020		16-01-2020		14-01-2020		15-01-2020		15-01-2020	
		cél/L	%	cél/L	%	cél/L	%										
Bacillariophyta	<i>Aulacoseira granulata</i>	1681	3	4922	10	2441	9	4081	18	640	1	3601	11	4041	6	1160	8
	<i>Urosolenia eriensis</i>	40	0	0	0	0	0	X	0	666	1	1332	4	666	1	0	0
	<i>Cyclotella</i> sp	1332	3	0	0	666	2	666	3	666	1	40	0	666	1	1141	8
	<i>Cocconeis placentula sensu lato</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	666	1	0	0	0	0	0	0
	<i>Nitzschia</i> spp	0	0	666	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0
	<i>Gomphonema</i> spp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0
	<i>Navicula</i> spp	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Eunotia</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0
	<i>Asterionella formosa</i>	1881	4	2081	4	440	2	1520	7	480	1	1561	5	2521	4	480	4
	<i>Tabellaria flocculosa</i> var <i>andina</i>	320	1	120	0	120	0	400	2	0	0	X	0	X	0	320	2
	<i>Odontidium mesodon</i>	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0
	<i>Fragillaria crotonensis</i>	29802	56	31148	64	19370	68	14325	62	24592	54	17998	53	39298	58	4054	30
	<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	640	5
	<i>Pseudostaurosira decipiens</i>	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Indeterminada</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	200	0	0	0	0
	<i>Hannaea arcus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0
	<i>Ulnaria ulna</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0
Ochrophyta	<i>Dynobryon divergens</i>	6658	13	3329	7	3329	12	440	2	8656	19	5327	16	2663	4	1712	13
	<i>Tribonema</i> sp	0	0	0	0	400	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chlorophyta	<i>Ulothrix</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	X	0	840	2	0	0	0	0
	<i>Eudonna elegans</i> colonia	X	0	X	0	X	0	X	0	X	0	X	0	X	0	X	0
	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	3329	6	X	0	X	0	X	0	X	0	X	0	X	0	800	6
	<i>Tetraedron minimum</i>	666	1	X	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Oedogonium</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	X	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Nephrocitium lunatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	X	0	0	0	0	0
Charophyta	<i>Cosmarium phaseolus</i>	40	0	X	0	40	0	40	0	40	0	X	0	X	0	X	0
	<i>Staurastrum gracile</i>	0	0	40	0	X	0	X	0	X	0	0	0	X	0	X	0
	<i>Sphaerosoma aubertianum</i>	3081	6	2161	4	X	0	X	0	3721	8	1120	3	600	1	880	6
Cyanobacteria	<i>Eiakathotrix gelatinosa</i>	1332	3	160	0	0	0	560	2	80	0	80	0	160	0	80	1
	<i>Dolichospermum</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	1240	3	0	0	0	0	640	5
Dinophyta	<i>Ceratium</i> spp	840	2	1997	4	1601	6	1120	5	1000	2	1440	4	1332	2	440	3
	<i>Peridinium cinctum</i>	80	0	X	0	40	0	X	0	120	0	40	0	X	0	40	0
	<i>Parvodinium umbonatum</i>	1997	4	1997	4	80	0	40	0	3329	7	666	2	14648	22	1141	8
Euglenophyta (=Phylum Euglenozoa)	<i>Lepocinclis</i> sp	80	0	0	0	0	0	0	0	0	80	0	666	1	40	0	
Rhodophyta	<i>Audouinia</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	X	0	0	0	0	0	0	
Abundancia total por estación		53.198		48.621		28.606		23.193		45.937		34.205		67.500		13.691	

La letra X corresponde a los organismos presentes solo cualitativamente.

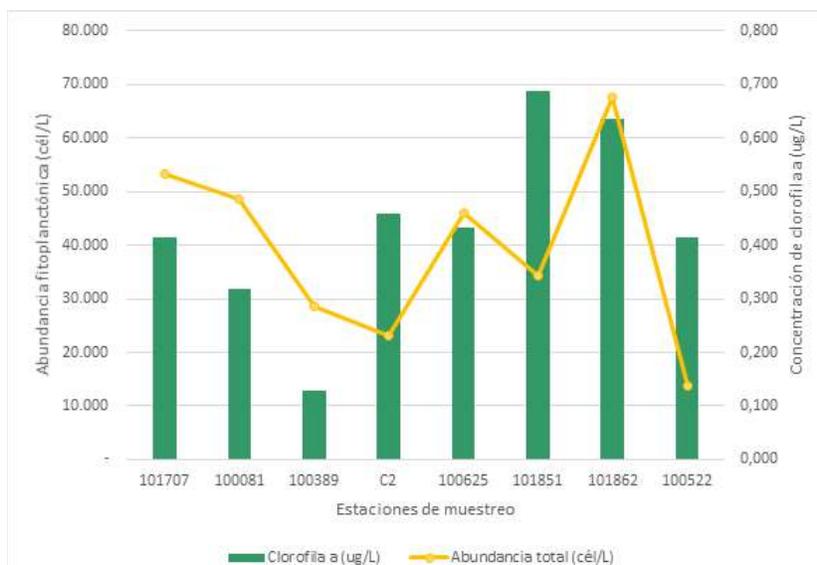


Figura 42. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila *a* en el lago Rupanco.

En la Figura 43 se muestra un análisis histórico de la estructura comunitaria a lo largo de las diferentes etapas de este estudio. En él se visualiza que la especie como *Fragilaria crotonenses* ha estado presente en la mayoría de las campañas de muestreo (salvo durante el invierno del 2017, en donde su registro fue escaso). Se observó una clara composición de la estructura de la comunidad fitoplanctónica que va cambiando en el tiempo. Por ejemplo, *Tabellaria fenestrata* se observó en gran abundancia en los años 2014 y 2015 para luego ausentarse. *Cyclotella ocellata* se encontró solo durante el muestreo de verano del 2016, y *Dynobryon* spp solo durante la primavera del 2015.

En la Figura 44 se observa diferencias de la estructura comunitaria del fitoplancton según la época y año de muestreo. En primavera del 2017 el fitoplancton estuvo más representado por las especies *Tabellaria flocculosa*, *Aulacoseira granulata*, y *Fragilaria* spp. En verano del 2016 y primavera 2019 *Dynobryon aff. divergens*, *Parvodinium cf. inconspicuum* y *Cyclotella ocellata* presentan mayor abundancia, *Asteronella formosa* en primavera del 2015, y en primavera del 2014 las especies *Synedra* spp, *Tabellaria fenestrata*, y *Aulacoseira* spp.

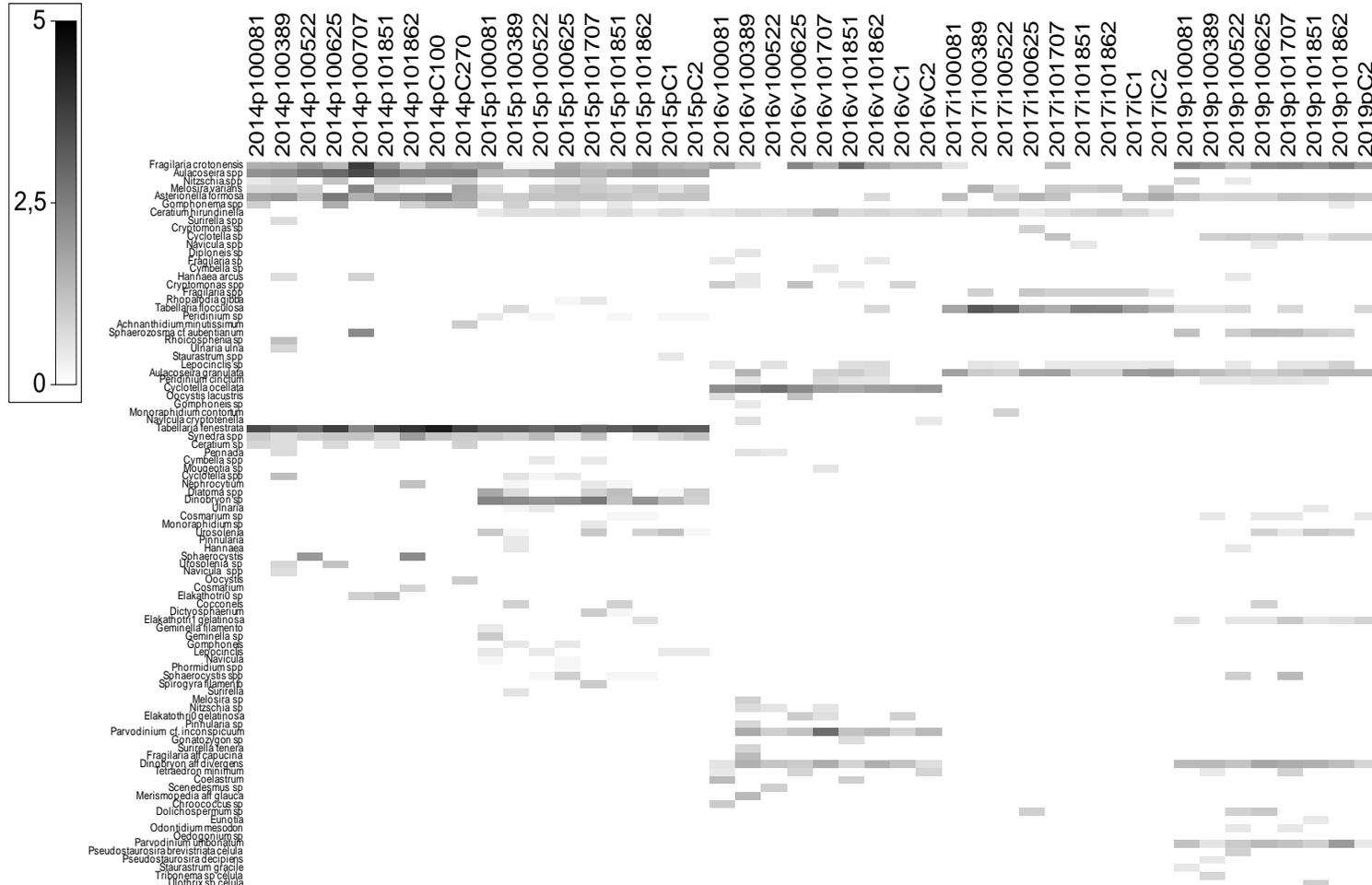


Figura 43. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/L) y diversidad del fitoplancton en el lago Rupanco, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).

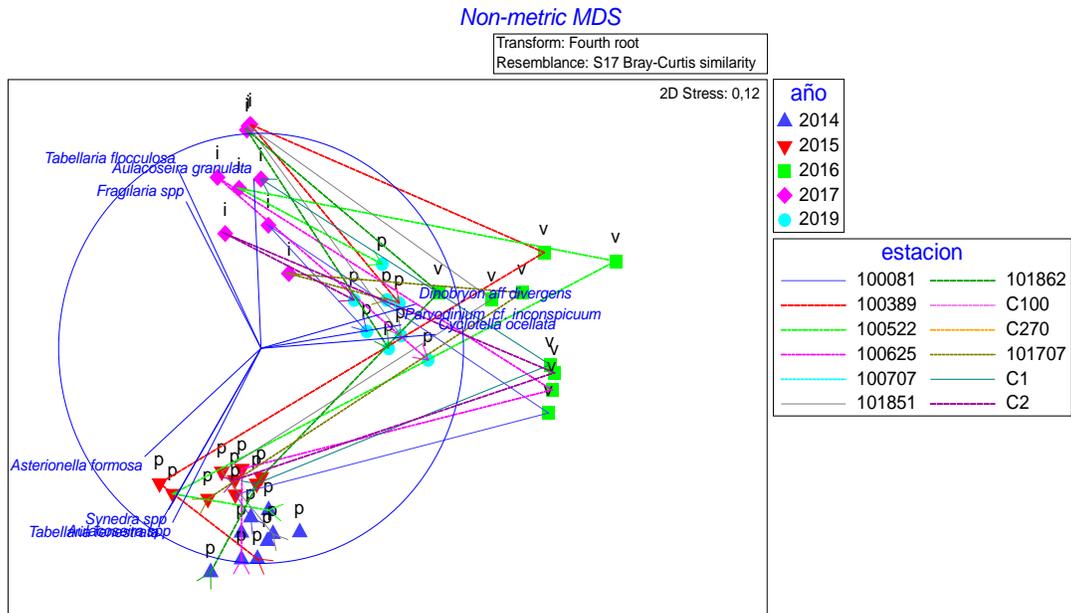


Figura 44. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la abundancia del fitoplancton en el lago Rupanco, según la época, año y estación de muestreo, y su correlación fitoplanctónica.

La Figura 45 muestra la variabilidad total de la temporalidad, en donde en la estructura comunitaria del fitoplancton se observó un claro gradiente temporal (la temporalidad estuvo explicada por un 59% de la variabilidad total).

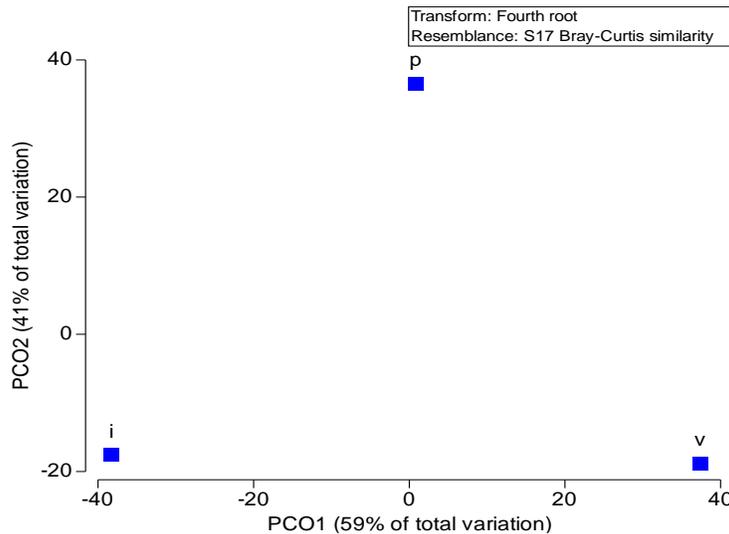


Figura 45. Gráfica test PCO de la abundancia de fitoplancton en el lago Rupanco, agrupando las épocas de muestreo.

En la Figura 46 se muestra la variabilidad total de la comunidad fitoplanctónica en los diferentes años de estudio, explicándose la variación total con un 49,2%.

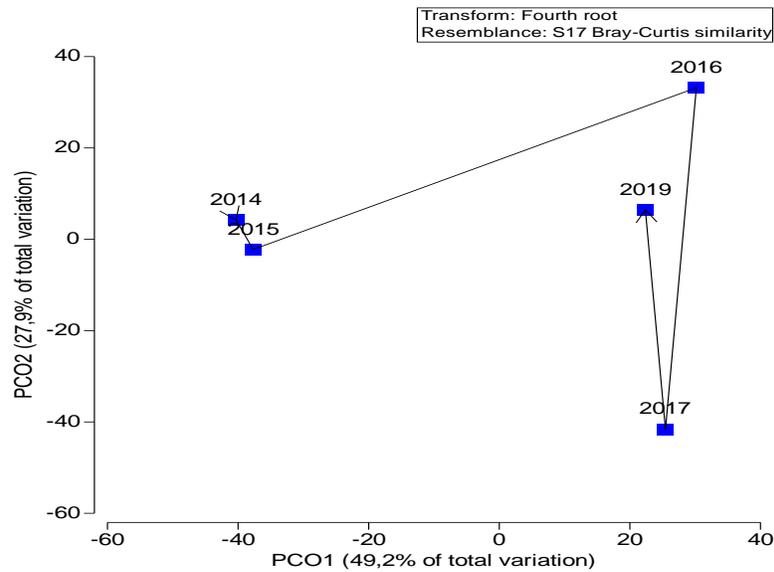


Figura 46. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Rupanco, agrupando los años de muestreo.

c) Análisis del zooplancton

El zooplancton del lago Rupanco durante primavera de 2019 tuvo una abundancia total por estaci3n que oscil3 entre 1,317 y 7,878 ind/L y la riqueza de taxa oscil3 entre 5 y 6 especies, m3s microcrustáceos en estadio nauplii (Figura 47). Se registraron hembras con huevos de dos especies: *M. longisetus*, y *T. diabolicus*. La estaci3n 100389 registr3 la mayor abundancia, cercano a los 8 ind/L, en cambio en el resto de las estaciones se presentaron bajas abundancias (Tabla 17). Las especies m3s abundante fueron *T. diabolicus* y *M. araucanus*.

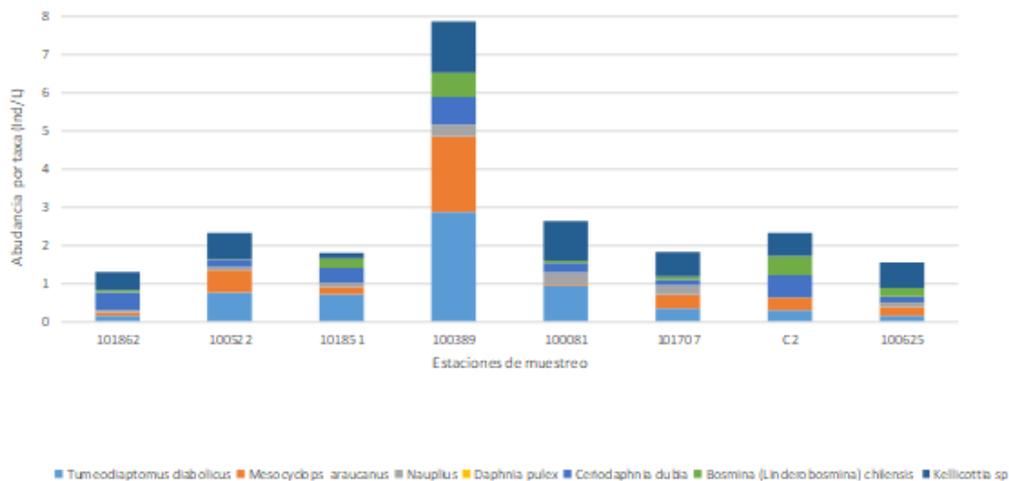


Figura 47. Abundancia zooplanct3nica por taxa y total presente en el lago Rupanco en primavera de 2019.



Tabla 17. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos el lago Rupanco en primavera de 2019.

Lago Rupanco								
Estación de muestreo	101862	100522	101851	100389	100081	101707	C2	100625
Fecha	15-01-2020	15-01-2020	14-01-2020	17-01-2020	17-01-2020	16-01-2020	17-01-2020	16-01-2020
Taxa	ind/L							
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	0,166	0,676	0,716	2,387	0,928	0,325	0,279	0,158
hembra con huevos	0	0,093	0	0,477	0	0,023	0,023	0
<i>Mesocyclops araucanus</i>	0,069	0,557	0,186	1,989	0,044	0,348	0,348	0,232
hembra con huevos	0	0,013	0	0	0	0	0,162	0
Nauplii	0,076	0,093	0,106	0,318	0,309	0,255	0	0,099
<i>Daphnia pulex</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,008
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0,462	0,186	0,411	0,716	0,265	0,139	0,580	0,174
<i>Bosmina (Linderobosmina) chilensis</i>	0,055	0,027	0,239	0,637	0,044	0,093	0,487	0,224
<i>Kellicottia sp</i>	0,490	0,676	0,146	1,353	1,061	0,650	0,603	0,672
Abundancia total (Ind/L)	1,317	2,321	1,804	7,878	2,653	1,834	2,483	1,567
Riqueza (S)	5	5	5	5	5	5	5	6

En el análisis histórico de la comunidad del zooplancton, a través de todos los años de estudio (Figura 48), se observó que, las especies más abundantes han sido *T. diabolicus*, *M. longisetus*, y *D. pulex*. En el último periodo (primavera del 2019) apareció *M. araucanus*, al igual que *Bosmina chilensis*, *Ceriodaphnia dubia* y *Kellicottia sp*. *Boeckella gracipiles* estuvo solo presente durante primavera del 2014, y *Alona cambuoei* en primavera del 2015.

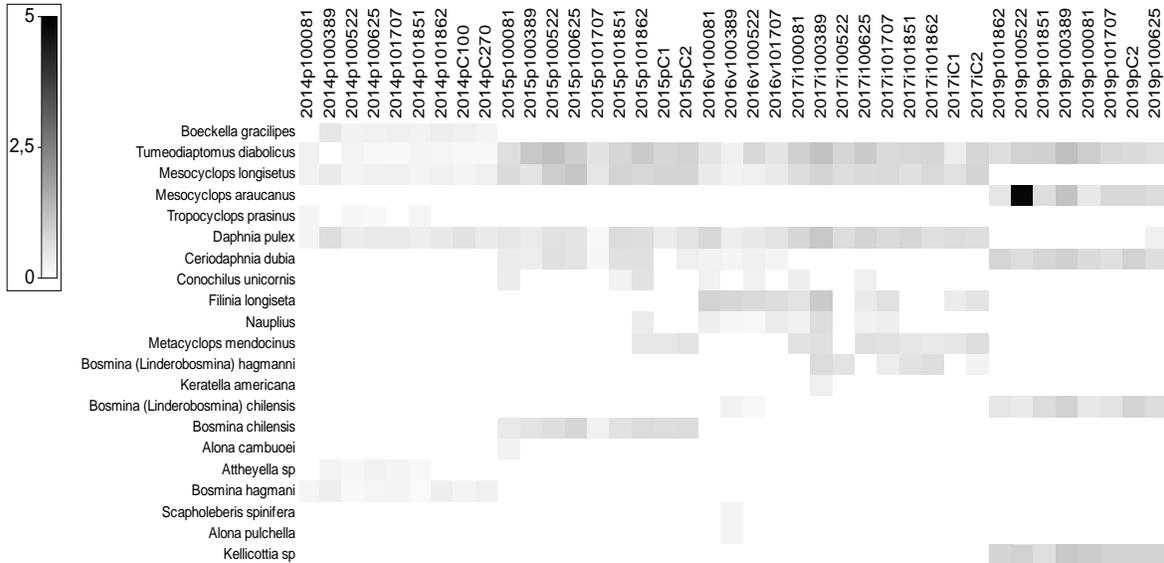


Figura 48. Gráfico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago Rupanco, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).

En la Figura 49 se observa diferencias de la estructura comunitaria del zooplancton según la época y año de muestreo. En primavera del 2014 el zooplancton estuvo más representado por las especies *B. hagmani* y *B. gracilipes*. En invierno del 2015, las especies representantes fueron *D. pulex*, *M. longisetus*, y *M. mendocinus*, en tanto en primavera del 2019, *B. chilensis*, *Kellicottia sp*, y *C. dubai*, y entre primavera del 2015 e invierno del 2017 la especie *T. diabolicus*.

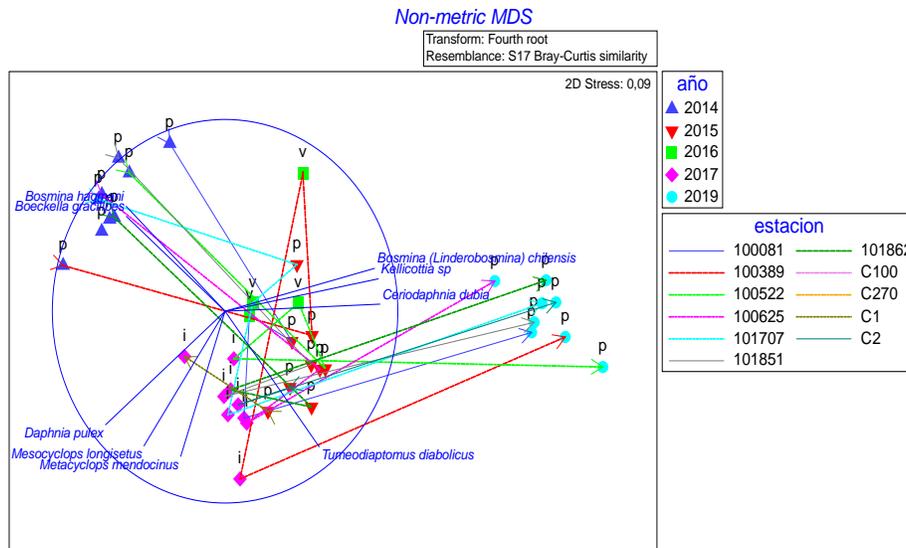


Figura 49. Gráfica test no paramétrica (n-MDS) de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Rupanco, según la época, año y estación de muestreo, y su correlación zooplanctónica.



En la Figura 50 se muestra la variabilidad total de la temporalidad, en donde en la estructura comunitaria del zooplancton se observ3 una clara gradiente temporal (la temporalidad estuvo explicada por un 53,1% de la variabilidad total).

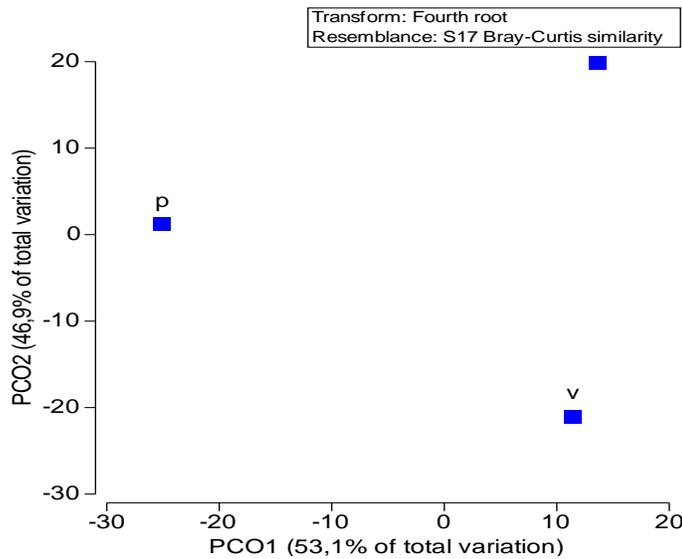


Figura 50. Gr3fica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Rupanco, agrupando las 3pocas de muestreo.

En la Figura 51 se muestra la variabilidad total de la comunidad zooplanct3nica seg3n los a3os de estudio, explic3ndose una variabilidad total con un 53,1%.

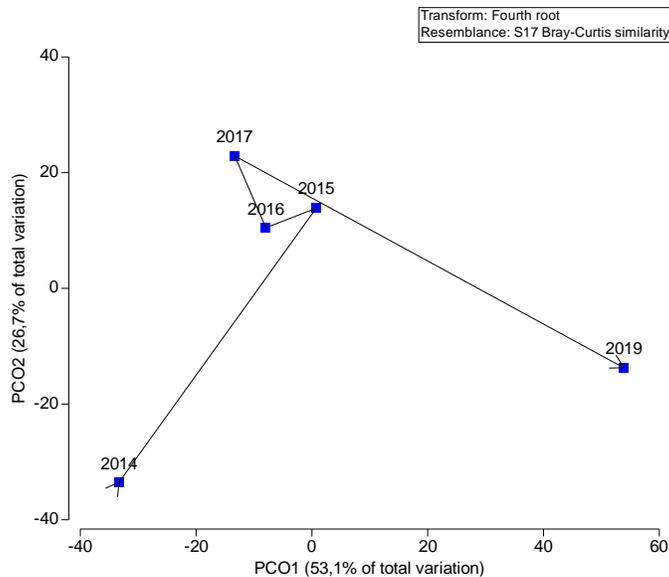


Figura 51. Gr3fica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Rupanco, agrupando los a3os de muestreo.



d) Sedimento

El sedimento de la estación de estudio 100389 estuvo compuesto en su totalidad por fango, mientras que la estación 101862 presentó una compuesta principalmente por fango y en menor grado de arena, salvo una muestra con alto porcentaje de grava (Figura 52).

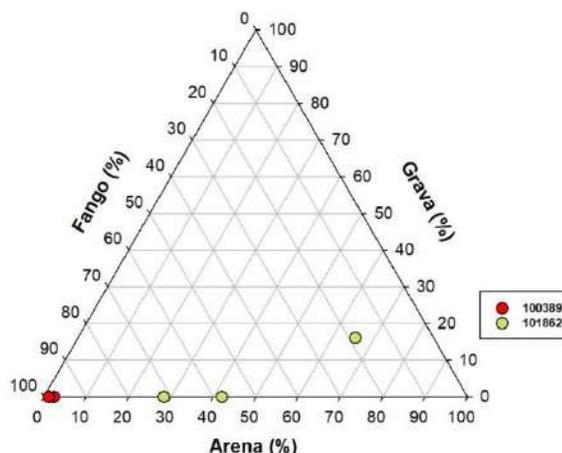


Figura 52. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100389 y 101862 del lago Rupanco.

II. Evaluación del estado trófico

En el lago Rupanco la transparencia fluctuó entre rangos oligo y mesotróficos (Figura 53), las estaciones 100522 y 101862 presentaron las menores transparencias. Las concentraciones de nitrógeno total estuvieron dentro de un nivel ultraoligotrófico, pero cercanas al límite oligotrófico. Con respecto al fósforo, en su mayoría las concentraciones se encontraron en niveles ultraoligotróficos, inferior al límite de detección ($< 5 \mu\text{g/L}$, no reflejados en la gráfica). La clorofila *a*, en todos los casos estuvo en rangos ultraoligotróficos; registrándose mayores concentraciones en la bahía Piedras Negras.

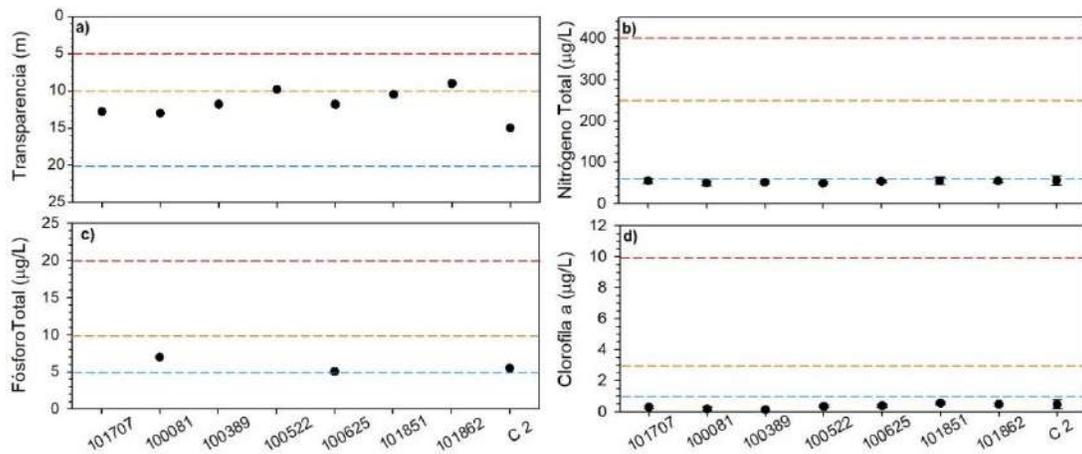


Figura 53. Transparencia (m) y concentración promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en las estaciones del lago Rupanco. Línea punteada indica límite entre estados tróficos, su color señala los estados tróficos a que corresponden (azul: entre ultra y oligotrófico, naranja: entre oligo y mesotrófico, rojo: entre meso y eutrófico).

III. Balance hidrológico y de nutrientes

En la Tabla 18 se muestran los valores de entradas ($2,9 \text{ km}^3$) y salidas ($2,79 \text{ km}^3$) de agua, calculado para el año 2019. El tiempo de renovación teórico calculado fue de aprox. 13 años.

Tabla 18. Balance hidrológico del lago Rupanco.

		$\text{km}^3/\text{año}$
Entradas	Ríos	2,46
	Precipitación	0,43
	Total	2,90
Salidas	Efluente río Rahue	2,62
	Evaporación lago	0,16
	Total	2,79
Drenaje profundo		0,11

En la Tabla 19 se visualiza el balance de fósforo, calculándose un ingreso y egreso de 166 y 14 ton de P, respectivamente. De acuerdo a las concentraciones de este nutriente para el muestreo realizado, se calculó la existencia de ~205 ton en el cuerpo lacustre. El porcentaje de sedimentación calculado corresponde al estándar de grandes lagos (91%).



Tabla 19. Balance de nutriente (f3sforo total) del lago Rupanco.

P (ton) en el lago	P (ton) ingresado	P (ton) egresado	P (ton) sedimentado	Sedimentaci3n (%)
205	166	14	152	91

Como las principales actividades o fuentes aportantes de P al sistema lacustre identificamos al uso de suelo, seguido por las balsas jaulas (Figura 54). Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registr3 que el suelo desnudo y bosque nativo son los mayores contribuyentes de PT al sistema (Figura 55), esto dado a que representan una mayor cobertura en relaci3n al resto de los usos. Respecto de las balsas jaula, de las 7 concesiones activas se registr3 operaci3n de las concesiones: 100081, 100522, 100625, 101707, 101851 y 101862.

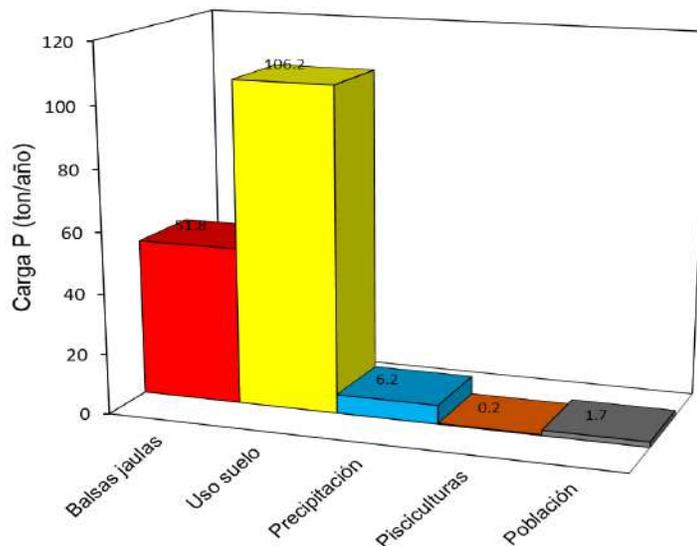


Figura 54. Carga de f3sforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Rupanco.

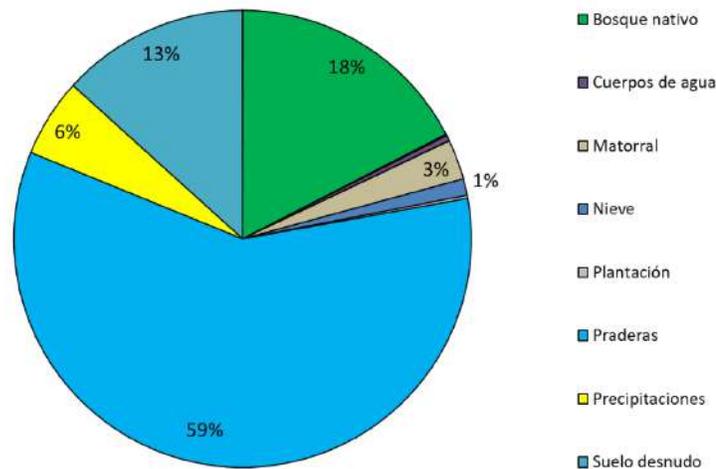


Figura 55. Aportes de f3sforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Rupanco.

IV. Capacidad de carga

La capacidad de carga del lago Rupanco para el a3o 2019 se calcul3 en 134 ton. Actualmente, con una concentraci3n P total de 5,3 $\mu\text{g/L}$ en la columna de agua, el lago estar3a recibiendo una carga de 72 ton de P (Tabla 20).

Tabla 20. Carga actual y cr3tica calculada para el lago Rupanco.

	PT ($\mu\text{g/L}$)	PT (ton/a3o)
Carga actual	5,3	72
Carga cr3tica	10	134

4.1.4. Lago Llanquihue

I. Caracterizaci3n de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoqu3micas de la columna de agua

El muestreo en el lago Llanquihue fue realizado durante primavera tard3a y verano temprano, entre el 16 y 22 de diciembre. La temperatura registrada fluctu3 entre 10,7 y 16,8 $^{\circ}\text{C}$ (Figura 56). En todas las estaciones se evidenci3 una columna de agua estratificada, con las mayores temperaturas en el epilimnion, para luego descender con la profundidad. Sin embargo, en ninguna de las estaciones del lago Llanquihue se registr3 formaci3n de termoclina.



En todos los casos la columna de agua se encontr3 bien oxigenada, con concentraciones que fueron de 7,7 a 11 mg/l (Figura 56). Las estaciones 100100, 100332, 100507 y 100545, presentaron las menores concentraciones de oxigeno. La conductividad fue de 64,5 a 76,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 56), registrando los mayores valores en superficie, para descender en profundidad.

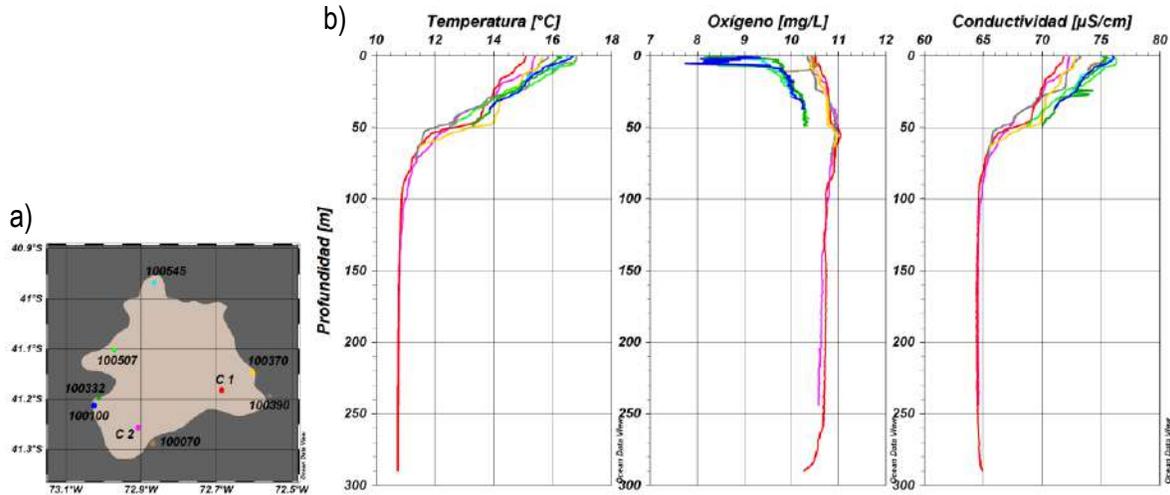


Figura 56. a) Ubicaci3n de estaciones de muestreo en el lago Llanquihue, 100100 (azul), 100332 (verde oscuro), 100507 (verde), 100545 (calipso), 100370 (amarillo), 100390 (gris), 100070 (marr3n), C1 (rojo) y C2 (lila). b) Perfiles de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxigeno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en las estaciones del lago Llanquihue, en 3poca de primavera - verano.

En relaci3n a los nutrientes, la concentraci3n de nitr3geno total en el lago Llanquihue fue de 33,5 a 198 $\mu\text{g}/\text{L}$ (Figura 57), encontr3ndose conformado mayoritariamente por constituyentes org3nicos. En general, se apreci3 una leve tendencia a incrementar en profundidad, exceptuando en las estaciones localizadas en el sector este del lago. Las mayores concentraciones de NT se registraron en superficie de la estaci3n 100627 (120,2 $\mu\text{g}/\text{L}$) y en profundidad de la estaci3n C1 (198 $\mu\text{g}/\text{L}$). En la estaci3n m3s somera (100070), es en donde se registraron mayores concentraciones en toda su columna de agua, entre 68,8 y 79,7 $\mu\text{g}/\text{L}$. Con respecto a los constituyentes inorg3nicos, el amonio y nitrito en todas las estaciones muestreadas se encontraron bajo el l3mite de detecci3n, de 5 y 2 $\mu\text{g}/\text{L}$ respectivamente. En el caso del nitrito, en las estaciones m3s someras (< 60 m) no super3 los 6,2 $\mu\text{g}/\text{L}$, mientras que en las estaciones m3s profundas (C1 y C2) se apreci3 un incremento con la profundidad, alcanzando los 28 $\mu\text{g}/\text{L}$.

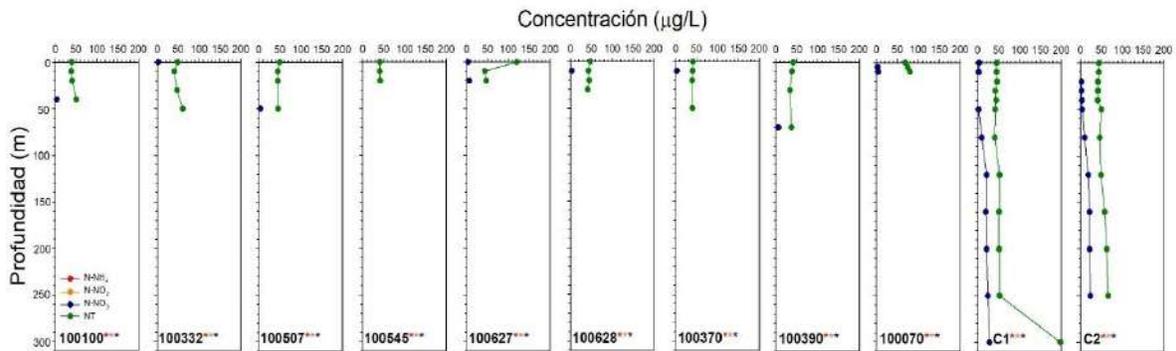


Figura 57. Concentraci3n ($\mu\text{g/L}$) de amonio (N-NH_4), nitrito (N-NO_2), nitrato (N-NO_3) y nitr3geno total (NT) en las estaciones 100100, 100332, 100507, 100545, 100627, 100628, 100370, 100390, 100070, C1 y C2 del lago Llanquihue. Asterisco indica estaci3n con analito en alguna profundidad bajo l3mite de detecci3n, el color del asterisco se3ala el analito (*: N-NH_4 , *: N-NO_2 , *: N-NO_3 , *: NT).

Para el caso de los fosforados, en la mayor3a de los casos se encontraron bajo l3mite de detecci3n, registr3ndose concentraciones m3s elevadas asociadas a profundidad (Figura 58), en especial en las estaciones 100332 y C1, donde el PT alcanz3 22,3 y 75 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. Mientras que en la estaci3n 100627, las concentraciones m3s elevadas de PT (7,4 $\mu\text{g/L}$) y P-PO_4 (4,3 $\mu\text{g/L}$) se registraron en superficie. Para el caso de la estaci3n 100070, en todas las profundidades muestreadas el PT estuvo sobre el l3mite de detecci3n, fluctuando entre 5,6 y 10,8 $\mu\text{g/L}$. En las estaciones 100507, 100545, 100628, 100370, en todas sus profundidades, el f3sforo total y fosfato se encontraron bajo el l3mite de detecci3n (2 y 5 $\mu\text{g/L}$, respectivamente).

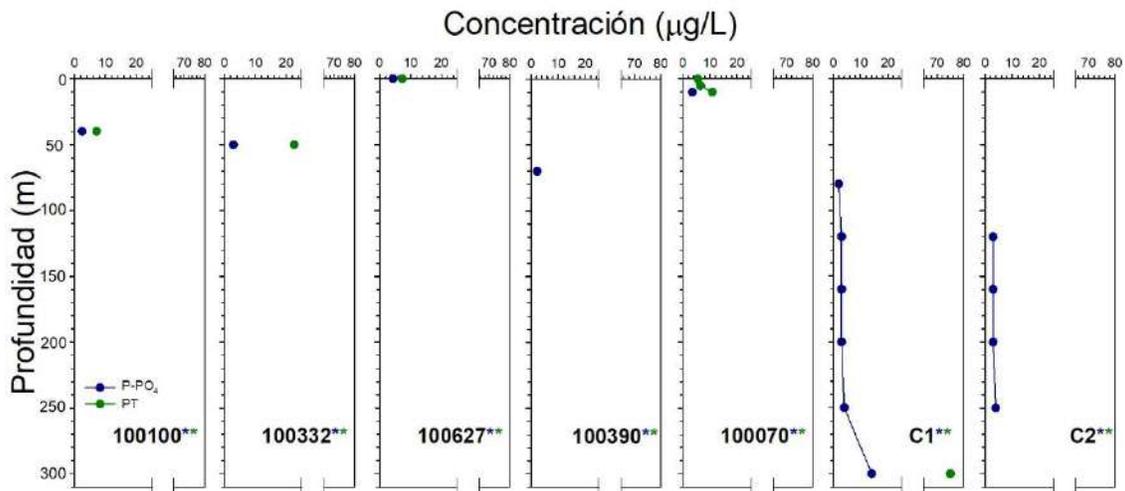


Figura 58. Concentraci3n ($\mu\text{g/L}$) de fosfato (P-PO_4) y f3sforo total (PT) en las estaciones 100100, 100332, 100507, 100545, 100627, 100628, 100370, 100390, 100070, C1 y C2 del lago Llanquihue. Asterisco indica estaci3n con analito en alguna profundidad bajo l3mite de detecci3n, el color del asterisco se3ala el analito (*: P-PO_4 , *: PT).



Del an3lisis hist3rico de las variables f3sico-qu3micas y biol3gicas (cla a), los patrones predominantes indicaron que el pH y la T° estuvieron significativamente correlacionados con la mayor3a de las estaciones de estudio (Figura 59), explicando mejor la distribuci3n de los datos. No as3 la clorofila a ni el ox3geno disuelto (explicaron un 48%).

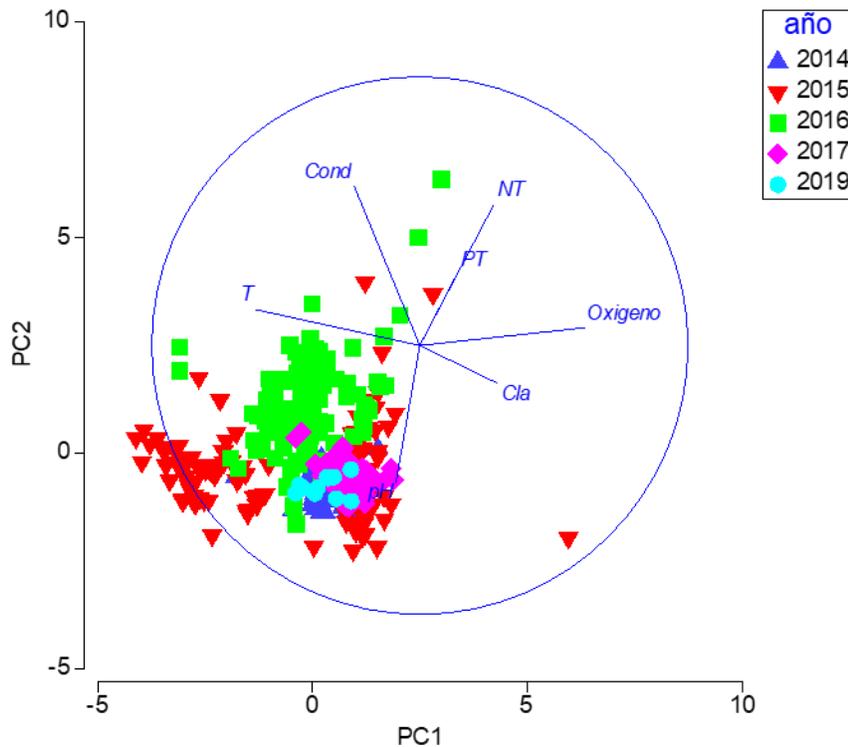


Figura 59. Gr3fica test PCA de la variabilidad de variables ambientales en el tiempo. El c3rculo representa una correlaci3n de Spearman $r = 1$, los vectores muestran la correlaci3n de especies.

Variable	Eigenvectors				
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
T	-0,611	0,133	-0,061	0,311	-0,079
Cond	-0,245	0,594	-0,081	-0,278	-0,050
pH	-0,089	-0,510	0,558	-0,083	-0,476
Oxigeno	0,616	0,067	0,011	-0,265	0,194
NT	0,276	0,524	0,203	0,049	-0,693
PT	0,138	0,266	0,600	0,602	0,399
Cla	0,291	-0,141	-0,526	0,620	-0,296



b) Análisis de fitoplancton y clorofila a

La abundancia fitoplanctónica osciló entre 7.610 y 45.828 cél/L. Por otro lado, la concentración de clorofila a osciló entre 0,054 y 0,382 µg/L. Estos valores se mantuvieron dentro del rango para lagos ultraoligotróficos. Las mayores abundancias fitoplanctónicas y la mayor concentración de clorofila a se produjeron en la estación 100070. Los valores de clorofila a son considerablemente bajos, ya que la mayoría de las estaciones la clorofila a no superaron los 0,2 µg/L (Figura 60). El lago Llanquihue presentó 43 especies, de las cuales se encontraron entre 8 y 20 especies por estación de muestreo. 18 especies de Bacillariophyta, 10 Charophyta, 6 Chlorophyta, 3 Cianobacteria y 3 Dinophyta, 2 Ochrophyta, 1 Euglenophyta. Las especies más representativas fueron, *Tribonema* spp, la cual contribuyó entre 4 a 73% de la abundancia total por estación de muestreo, luego *Cyclotella ocellata*, que aportó con abundancias relativas entre 1 y 42%, *Aulacoseira granulata* entre un 2 y 21%, y *Fragillaria* spp entre 0 y 19%. (Tabla 21). Por otro lado, se destaca que 100070 presenta una distribución de abundancias fitoplanctónica que difiere de las estaciones restantes, sus máximos de abundancia están dados por *Asterionella formosa* 48%, *Fragillaria crotonencis* 20% y *Dynobryon divergens* 10%. Si bien se encuentran las especies que constituyeron las máximas abundancias en las otras estaciones, estuvieron presentes en menor medida. Finalmente, se destaca la presencia de la Cianobacteria *Dolichospermum flos aquae* con abundancias relativas de 19, 10 y 2% en las estaciones 100628, 100545 y 100070, respectivamente. La mayor parte de las Chlorophyta se encontraron ya sea escasamente o en las muestras cualitativas, solo *Elakathotrix gelatinosa* tuvo una mayor relevancia en la distribución de abundancias (Tabla 21). A diferencia de lo observado en otros lagos Araucanos acá la dominancia del fitoplancton de la mayor parte de las estaciones fue atribuible a Ochrophyta seguido de Bacillariophyta.

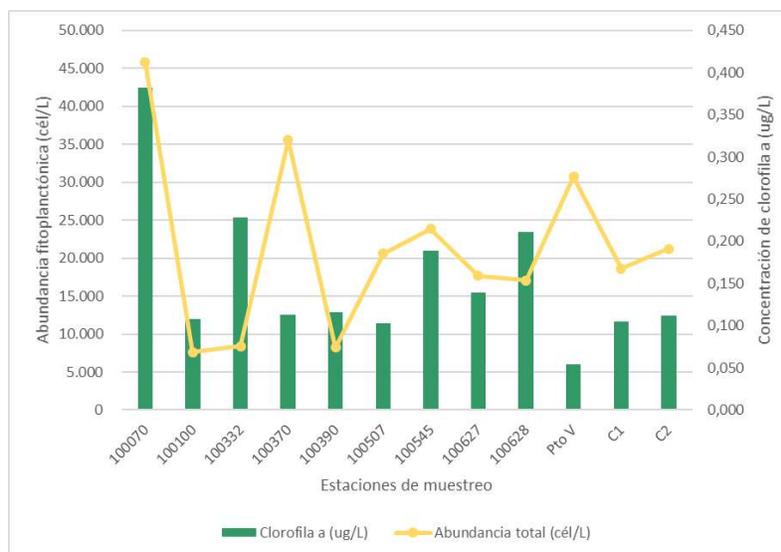


Figura 60. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago Llanquihue.



Tabla 21. Composici3n taxon3mica, abundancia (c3l/L), y abundancia relativa por estaci3n de muestreo y taxa del lago Llanquihue.

Phylum	Especie	100070		Pib V		C1		C2		100370		100390		100545		100627		100628		100507		100332		100100		
		16-12-19		16-12-19		17-12-19		19-12-19		20-12-19		20-12-19		21-12-19		21-12-19		21-12-19		22-12-19		22-12-19		22-12-19		
		c3l/L	%	c3l/L	%	c3l/L	%	c3l/L	%	c3l/L	%	c3l/L	%	c3l/L	%	c3l/L	%	c3l/L	%	c3l/L	%	c3l/L	%	c3l/L	%	
Bacillariophyta	<i>Aulacoseira granulata</i>	1040	2	2841	9	960	5	1240	6	1080	3	1180	14	600	3	333	2	720	4	2321	11	1801	21	800	11	
	<i>Ulexira varians</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	X	0	
	<i>Cyclotella ocellata</i>	666	1	3329	11	7324	39	5992	28	10653	30	1997	24	4112	17	1997	11	1997	12	6656	42	160	2	2663	35	
	<i>Achnanthes minutissimum</i>	0	0	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Cocconeis placentula sensu lato</i>	0	0	3995	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Nitzschia</i> spp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	125	1	X	0	40	0	0	0	0	0	0
	<i>Cymella</i> sp	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Cymodoceira</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Gomphonema</i> spp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Diploneis ovalis</i>	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Navicula</i> spp	40	0	666	2	0	0	0	0	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	666	3	0	0	0	0
	<i>Epithemia</i> sp	80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	X	0	0	0	42	0	0	0	X	0	0	0	0	0	0
	<i>Asterionella formosa</i>	22218	48	X	0	0	0	0	0	0	0	X	0	X	0	42	0	X	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Diatoma moniliformis</i>	40	0	40	0	0	0	0	0	40	0	0	0	587	2	42	0	666	4	120	1	40	0	80	1	
	<i>Fragilaria</i> sp	766	2	1332	4	666	4	3995	19	3995	11	666	8	320	1	1997	11	1332	8	2663	13	0	0	0	0	0
	<i>Fragilaria crotonensis</i>	9263	20	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	80	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Indeterminada</i>	3329	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Ulva ulva</i>	0	0	80	0	40	0	1332	6	0	0	280	3	0	0	125	1	80	0	40	0	40	0	0	0	0
	Chlorophyta	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	760	2	1440	5	2761	15	X	0	1120	3	X	0	1841	8	624	4	X	0	X	0	X	0	X	0
<i>Oedogonium</i> sp		0	0	0	0	0	0	0	0	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Eudorina elegans</i>		0	0	X	0	X	0	X	0	X	0	X	0	0	0	X	0	0	0	X	0	X	0	X	0	
<i>Asterococcus</i> sp		0	0	0	0	0	0	0	0	X	0	X	0	0	0	0	0	666	4	0	0	0	0	0	0	
<i>Docystris aff. marssonii</i>		0	0	X	0	X	0	0	0	X	0	X	0	0	0	0	0	X	0	0	0	X	0	0	0	
Charophyta	<i>Docystris laeustris</i>	0	0	X	0	0	0	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	X	0	0	0	
	<i>Obolus acutum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	42	0	0	0	0	0	40	0	X	0	
	<i>Obolus acicularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Obolus aff. guile</i>	40	0	X	0	0	0	X	0	0	0	X	0	40	0	0	0	0	0	X	0	0	0	40	1	
	<i>Cosmarium</i> sp	0	0	X	0	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	X	0	X	0	0	0	
	<i>Staurastrum gracile</i>	X	0	120	0	80	0	200	1	80	0	40	0	X	0	X	0	40	0	X	0	40	0	120	2	
	<i>Staurastrum</i> sp	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Sphaeropsis auberlanum</i>	X	0	X	0	0	0	X	0	0	0	0	0	0	0	X	0	0	0	0	0	0	0	0	640	8
	<i>Gonatozygon</i> sp	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cyanobacteria	<i>Spirogyra</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Elakatholix gelatinosa</i>	160	0	240	1	240	1	80	0	2663	7	200	2	480	2	83	0	160	1	X	0	X	0	160	2	
	<i>Microcystis</i> sp	0	0	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Dolichospermum flos-aquae</i>	720	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2361	10	3267	19	0	0	0	0	0	0	0	0	
Dinophyta	<i>Pseudoanabaena catenata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Ceratium hirundinella</i>	0	0	X	0	X	0	X	0	80	0	80	1	40	0	83	0	0	0	X	0	X	0	X	0	
	<i>Peridinium</i> spp	0	0	0	0	0	0	X	0	40	0	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Ochromyphyta	<i>Parvodinium umbonatum</i>	40	0	X	0	X	0	666	3	X	0	0	0	587	2	666	4	1332	8	0	0	0	0	0	0	
	<i>Dinobryon divergens</i>	4661	10	2663	9	X	0	X	0	X	0	666	8	40	0	2663	15	666	4	40	0	160	2	666	9	
Euglenophyta	<i>Tribonema</i> sp	1761	4	13925	45	6522	35	7602	36	15725	44	3121	38	12724	53	5493	31	9083	53	5962	29	6122	73	2401	32	
	<i>Lepocichis</i> sp	80	0	40	0	40	0	120	1	40	0	40	0	80	0	42	0	200	1	120	1	0	0	40	1	
Abundancia total (c3l/L)		45625		30711		18633		21228		35557		8251		23853		17696		17062		20628		8403		7610		



En la Figura 61 se muestra la estructura fitoplanctónica a lo largo de los años de estudio. Las especies que han estado presentes durante todos los muestreos son especies del género *Aulacoseira* y *Fragilaria crotonensis*.

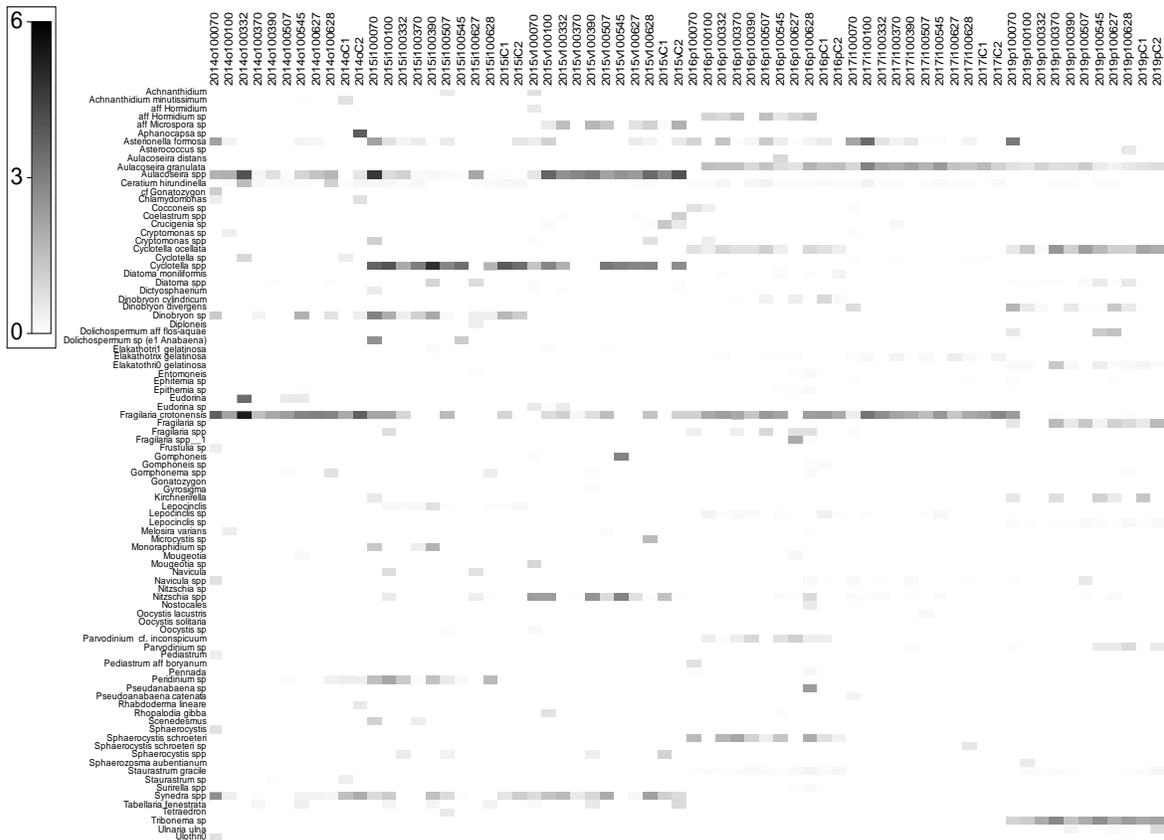


Figura 61. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/ml) y diversidad del fitoplancton en el lago Llanquihue, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).

En la Figura 62 se observan diferencias de la estructura comunitaria del fitoplancton según la época y año de muestreo. En otoño del 2014, la estructura comunitaria del fitoplancton está compuesto mayormente por *Fragilaria crotonensis*, invierno del 2015 por *Aulacoseira* spp, *Cyclotella* spp, y *Synedra* spp, y en primavera del 2019 por la especie *Aulacoseira granulata*.

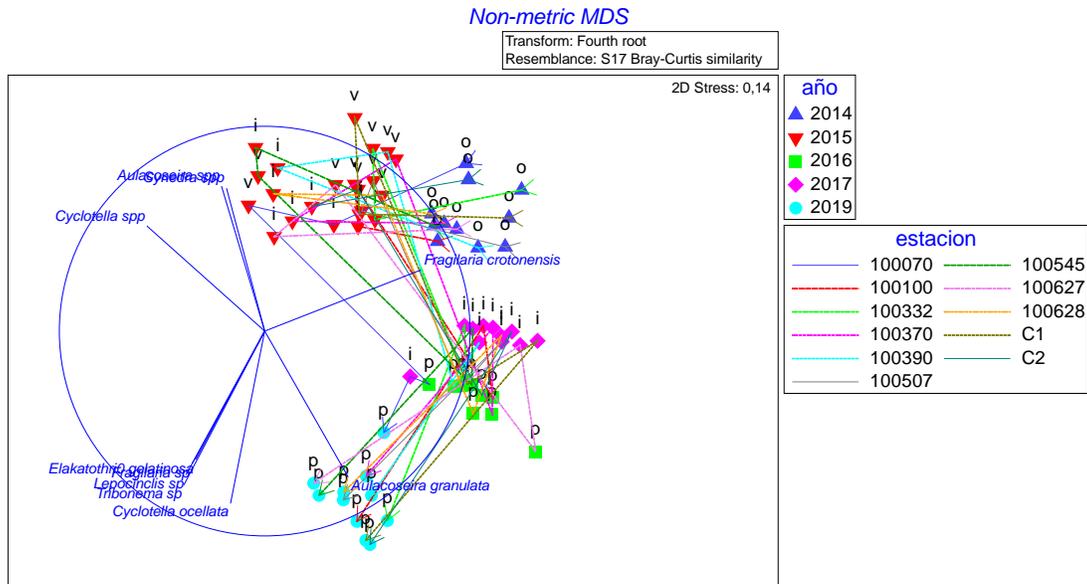


Figura 62. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la abundancia del fitoplancton en el lago Llanquihue, según la época, año y estación de muestreo.

En la Figura 63 se muestra la variabilidad total de la temporalidad, en donde en la estructura comunitaria del fitoplancton se observó un claro gradiente temporal (la temporalidad estuvo explicada por un 62,7% de la variabilidad total).

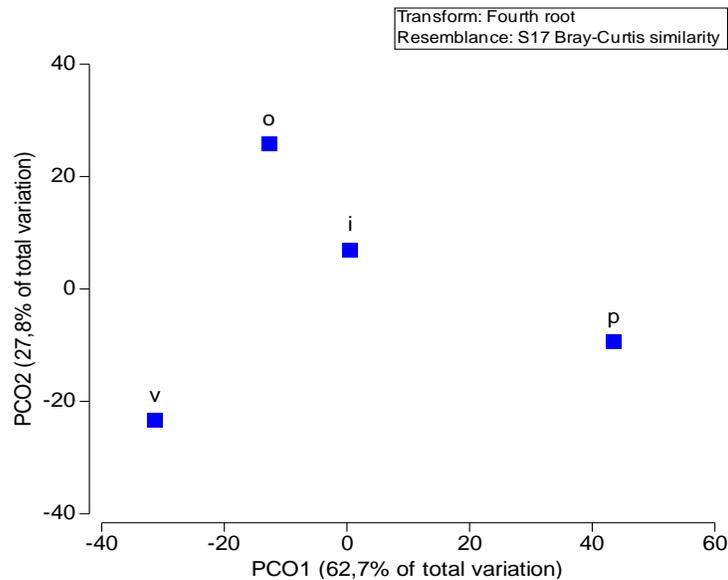


Figura 63. Gráfica test PCO de la estructura de la comunidad fitoplanctónica en el lago Llanquihue, agrupando las épocas de muestreo.



En la Figura 64 se visualiza la variabilidad total de la comunidad del fitoplancton a lo largo de los años de estudio, con una variabilidad total del 51%.

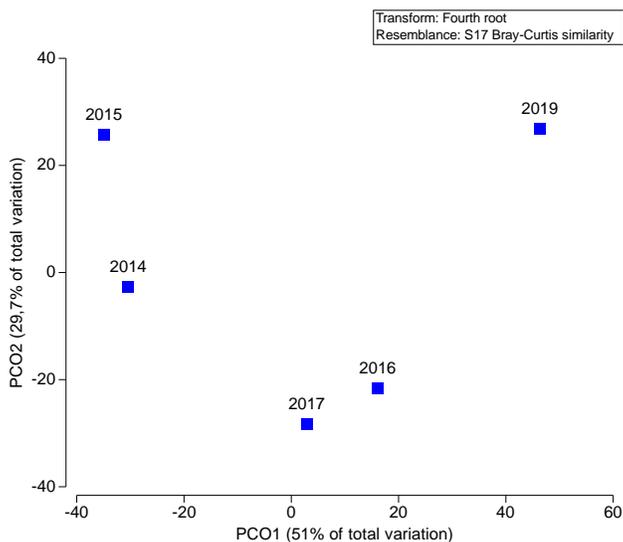


Figura 64. Gráfica test PCO de la estructura de la comunidad fitoplanctónica en el lago Llanquihue, agrupando los años de muestreo.

En la Figura 65 se muestra la variabilidad total de la estructura comunitaria del fitoplancton en las estaciones de muestreo, observándose una nítida diferencia entre la estación 100070 y el resto de las estaciones en estudio.

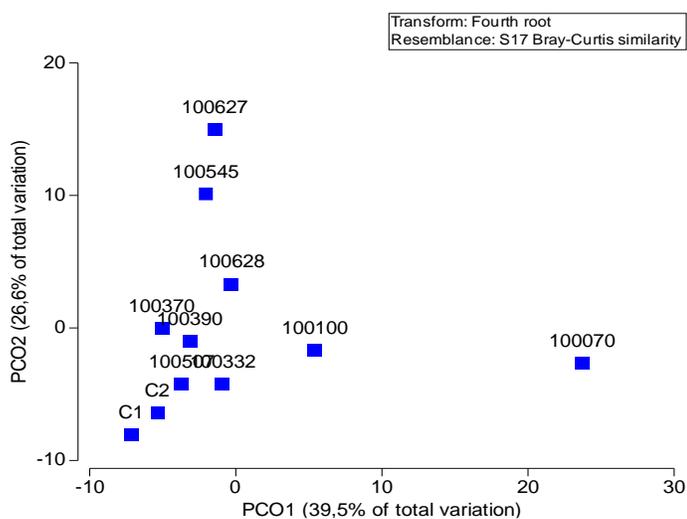


Figura 65. Gráfica test PCO de la estructura de la comunidad fitoplanctónica en el lago Llanquihue, agrupando las estaciones de muestreo.



La relación entre los predictores ambientales de la columna de agua y la estructura comunitaria del fitoplancton se correlacionaron bien con T° , pH, cl_a , PT y NT, explicándose con un $\sim 80\%$ de la varianza (Figura 66).

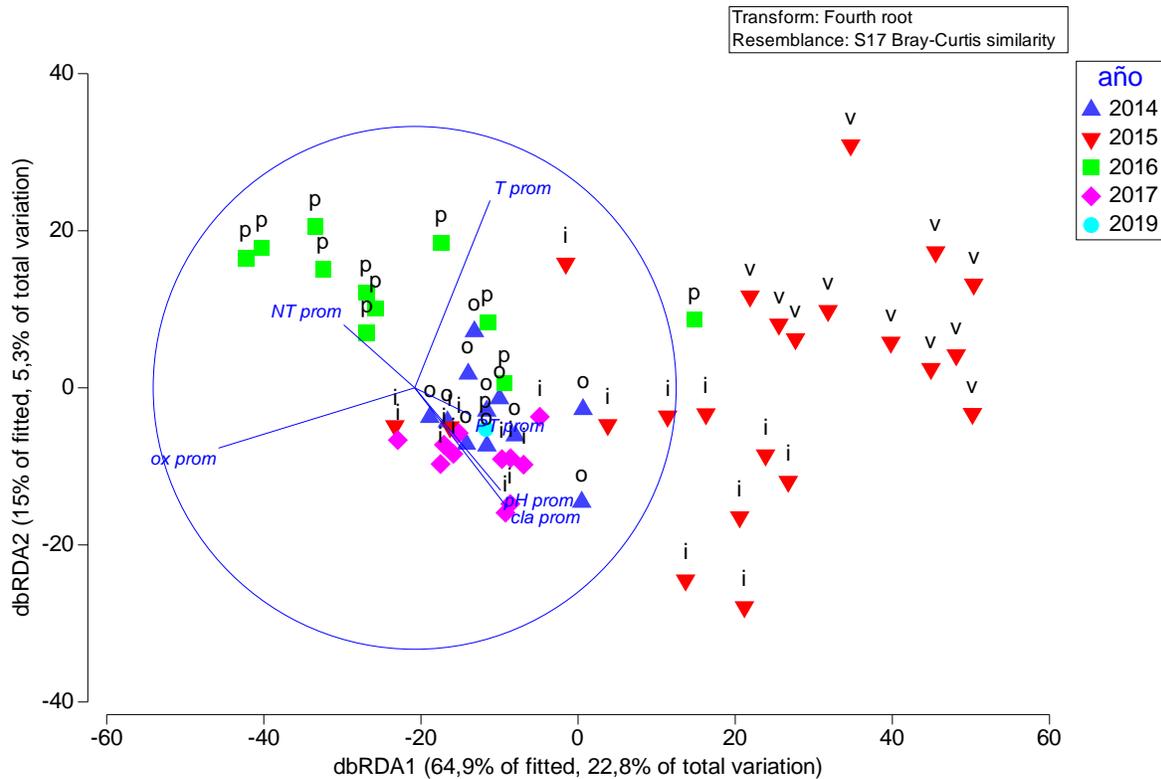


Figura 66. Análisis de redundancia basado en distancia (dbRDA) de la estructura comunitaria del fitoplancton y variables ambientales en el lago Llanquihue.

c) Análisis de zooplancton

Se observó que las abundancias del área oeste del lago (desde 100070 a 100507) se mantuvieron generalmente cercanas a los 2 ind/L, por otro lado, en el área norte-noreste-este (desde 100545 a C1) presentó menores abundancias zooplanctónicas, más destaca la elevada abundancia de la estación 100070 - Puerto Rosales, cercana a los 22 ind/L. La especie dominante en las estaciones 100070, y Puerto Varas, área sur oeste del lago fue *Bosmina chilensis*, la cual estuvo presente en prácticamente todas las estaciones de muestreo (Figura 67). Así también *T. diabolicus* cobró importancia en las estaciones 100332, 100507 y C1.

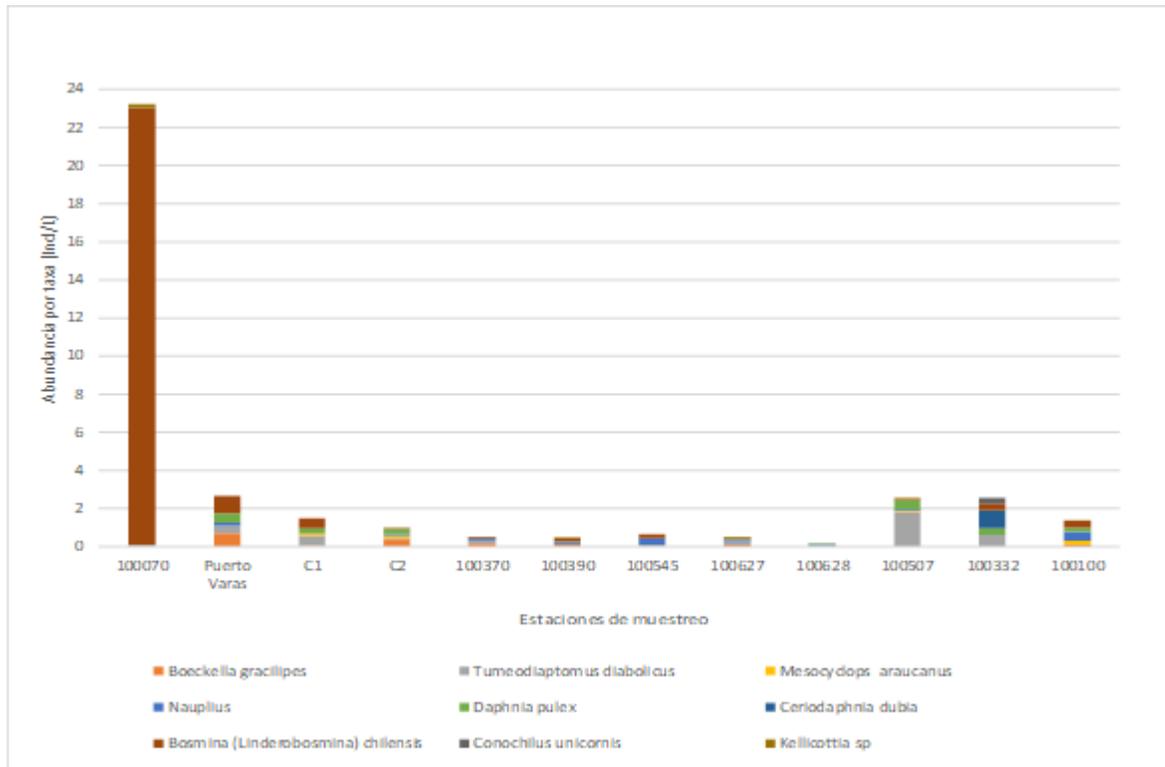


Figura 67. Abundancia zooplanctónica por taxa y total presente en el lago Llanquihue durante primavera de 2019.

En el lago Llanquihue durante la primavera de 2019 se registraron abundancias zooplanctónicas que oscilaron entre los 0,137 y 23,205 ind/L (Tabla 22).

La abundancia zooplanctónica en las zonas más profundas del lago fueron relativamente bajas, las cuales oscilaron entre 0,137 y 1,455 ind/L, en las bahías de Pto. Varas, Playa Maqui – Frutillar (100507) y Punta Larga – Piscicultura Maitén (100332) se apreciaron abundancias de 2,660, 2,537 y 2,537 ind/L respectivamente, y en la bahía de Puerto Rosales llegó a los 23,205 ind/L (Tabla 21).

La riqueza de especies osciló entre 2 y 6 taxa, más estadios nauplii. Se encontraron nauplii en la mayor parte de las estaciones de muestreo. Las hembras con huevos correspondieron a *Tumeodiaptomus diabolicus* en tres estaciones de muestreo, solo en la estación de mayor profundidad C1, se encontraron también hembras con huevos de *Mesocyclops araucanus* (Tabla 22).



Tabla 22. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Llanquihue en primavera de 2019.

Lago Llanquihue												
Estación de muestreo	100070	Pto Varas	C1	C2	100370	100390	100545	100627	100628	100507	100332	100100
Fecha	16-12-19	16-12-19	17-12-19	19-12-19	20-12-19	20-12-19	21-12-19	21-12-19	21-12-19	22-12-19	22-12-19	22-12-19
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>Boeckella gracilipes</i>	0	0,692	0,028	0,390	0,180	0,112	0	0,080	0	0	0	0,060
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	0,086	0,389	0,523	0,029	0,014	0,014	0,090	0,119	0,027	1,805	0,620	0
Hembra con huevos	0	0	0,028	0	0	0	0	0,040	0	0,034	0	0
<i>Mesocyclops araucanus</i>	0	0	0,099	0,159	0,042	0	0	0	0	0,034	0	0,223
hembra con huevos	0	0	0,028	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nauplii	0	0,195	0,042	0,072	0,152	0,070	0,360	0,119	0,082	0,068	0	0,499
<i>Daphnia pulex</i>	0	0,454	0,198	0,260	0	0,070	0	0,040	0,027	0,477	0,326	0,219
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0	0	0	0	0,042	0	0,000	0	0	0	0,956	0
<i>Bosmina (Linderbosmina) chilensis</i>	22,94	0,930	0,509	0,029	0,097	0,155	0,180	0,040	0	0,068	0,368	0,338
<i>Conochilus unicornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,284	0
<i>Kellicottia sp</i>	0,172	0	0	0,029	0	0,028	0	0,080	0	0,051	0	0,060
Abundancia total (Ind/L)	23,20	2,66	1,45	0,96	0,52	0,45	0,62	0,51	0,13	2,53	2,55	1,39
Riqueza de taxa (S)	3	4	5	6	5	5	2	5	2	5	5	5

Del análisis histórico de la estructura comunitaria del zooplancton, a través de todos los años de estudio (Figura 68), se desprende que, las especies más abundantes han sido *T. diabolicus*, *D. pulex*, *F. longiseta*, *M. araucanus*, *B. chilensis*, sin embargo, ninguna de ellas ha estado representada a lo largo de todas las épocas de estudio. Se observó un cambio de la composición de la estructura comunitaria del zooplancton a lo largo de los años de estudio. También se registró que *Attheyella* sp estuvo presente sólo en otoño del 2014 y *Kellicottia* sp en primavera del 2019. La mayor abundancia estuvo representada por *F. longiseta* durante verano del 2015.

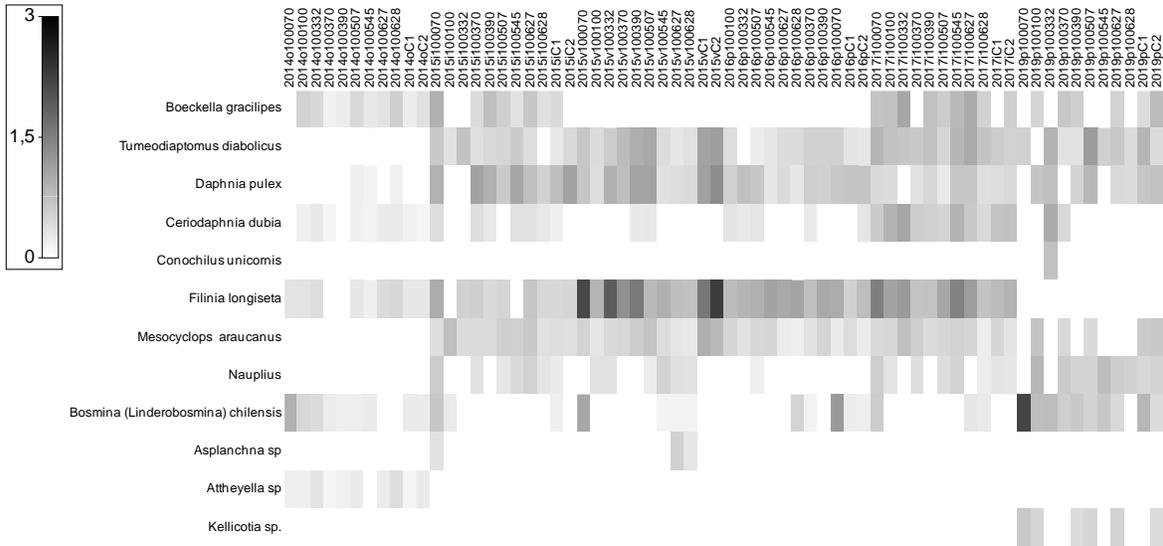


Figura 68. Gráfico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago Llanquihue, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).

En la Figura 69 se observa diferencias de la estructura comunitaria del zooplancton según la época y año de muestreo. En otoño del 2014 estuvo representada por especies tales como *Attheyella* sp y *B. gracilipes*; en verano 2015 y primavera 2016, e invierno 2017, por *M. araucanus*, *T. diabolicus*, y *D. pulex*. En primavera del 2019 la estructura comunitaria estuvo compuesta en mayor grado por el zooplancton siendo las especies *B. chilensis*, y *Kellicotia* sp las más representativas.

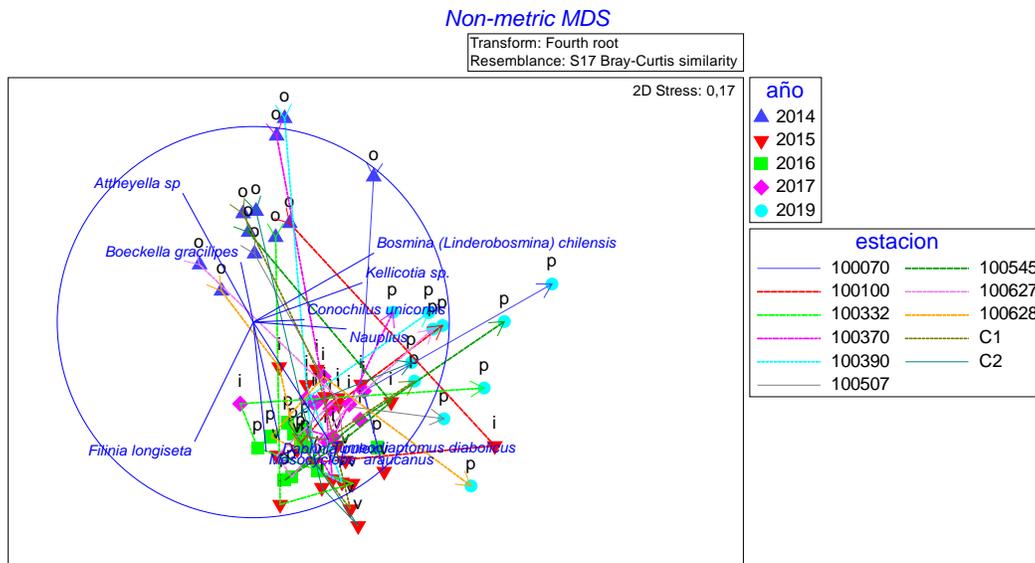


Figura 69. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Llanquihue, según la época, año y estación de muestreo.



En la Figura 70 se visualiza la variabilidad total de la estructura comunitaria del zooplancton segun 3poca de muestreo, explic3ndose la variabilidad total en un 88,2%. Se observ3 una diferenciaci3n de la 3poca de oto3o en relaci3n al resto.

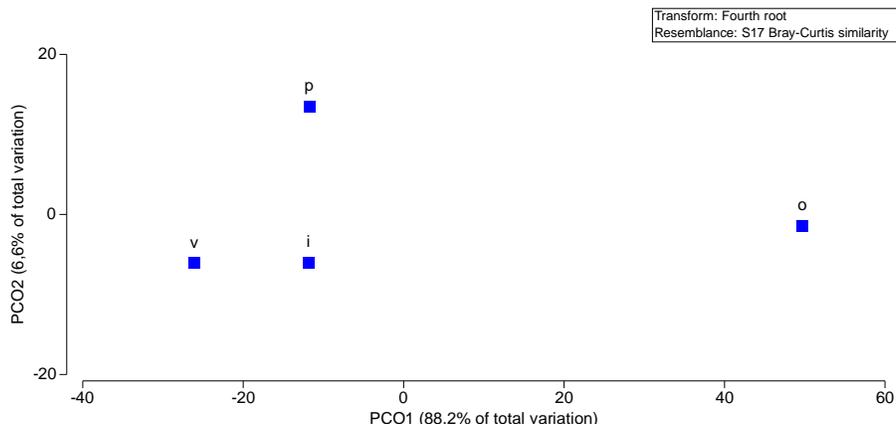


Figura 70. Gr3fica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Llanquihue, agrupando las 3pocas de muestreo.

En la Figura 71 se observa la variabilidad de la estructura comunitaria del zooplancton, en donde se visualiz3 un grupo compuesto por los a3os 2017, 2016 y 2015, en tanto los a3os 2019 y 2014, respectivamente se encuentran m3s alejados. La variabilidad total estuvo explicada en un 59,7%.

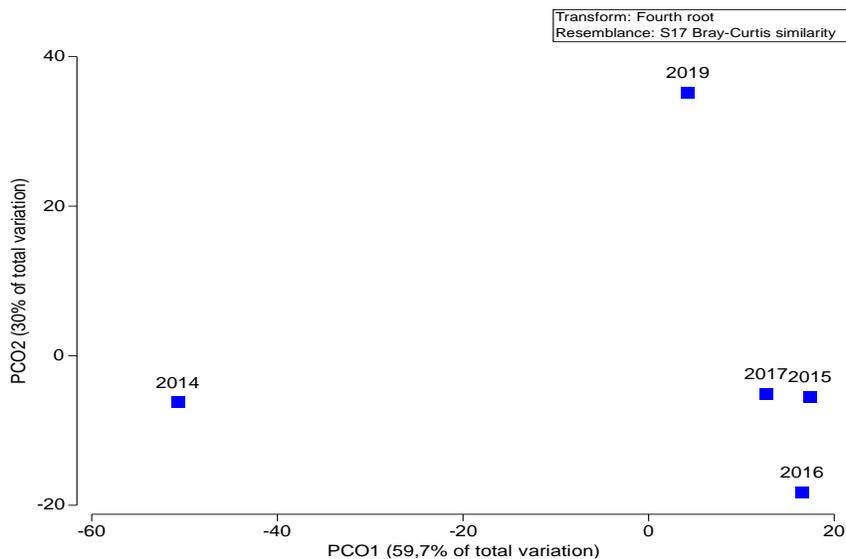


Figura 71. Gr3fica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Llanquihue, agrupando los a3os de muestreo.



En la Figura 72 se muestra la variabilidad total de la estructura comunitaria del zooplancton en las estaciones de muestreo, observándose una nítida diferencia entre la estación 100070 y el resto de las estaciones en estudio.

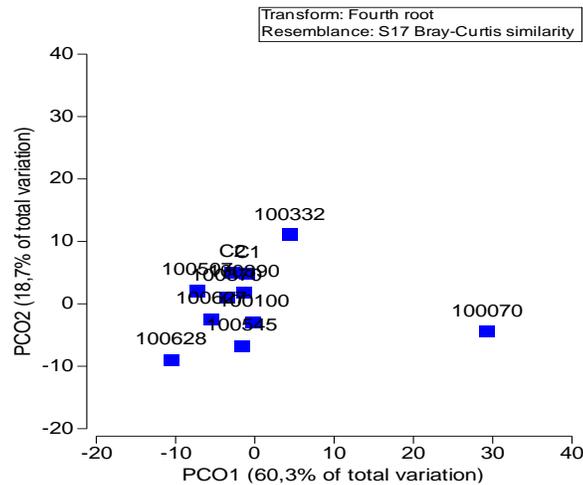


Figura 72. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Llanquihue, agrupando las estaciones de muestreo.

d) Sedimento

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 y grava (Figura 73).

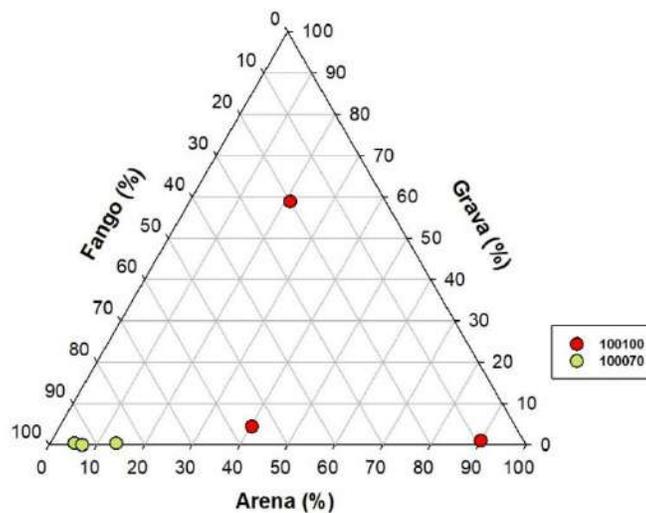


Figura 73. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100100 y 100070 del lago Llanquihue.



II. Evaluación del estado trófico

El lago Llanquihue presentó una transparencia variable entre las estaciones en estudio (Figura 74), algunas estaciones mostraron elevada transparencia, como en la C1, donde la transparencia fue cercana a los 25 m. Mientras que la estación 100070, se encontró en el límite de la mesotrofia. Las concentraciones de nitrógeno total estuvieron en su mayoría en niveles ultraoligotrófico, pero las estaciones 100627 y 100070 presentaron concentraciones en rangos oligotróficos. Al igual que el nitrógeno, el fósforo estuvo mayoritariamente asociado a la ultraoligotrofia (< 5 µg/L, datos no reflejados en la gráfica). Sin embargo, en la estación 100332 se registró una concentración en el rango de la eutrofia. La clorofila *a* en todos los casos estuvo en rangos ultraoligotróficos.

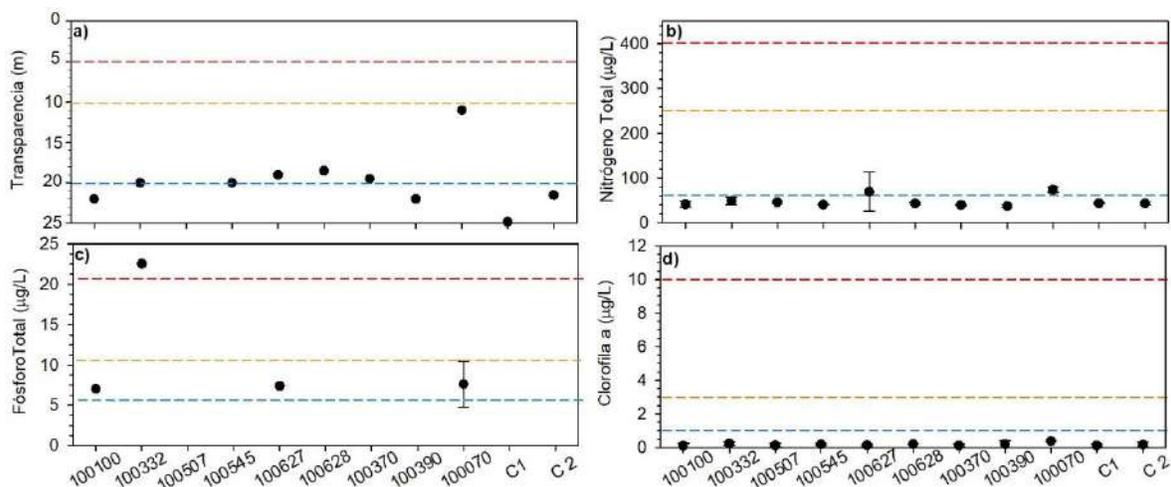


Figura 74. Transparencia (m) y concentración promedio de b) nitrógeno total (µg/L), c) fósforo total (µg/L) y d) clorofila (µg/L) en las estaciones del lago Llanquihue. Línea punteada indica límite entre estados tróficos, su color señala los estados tróficos a que corresponden (azul: entre ultra y oligotrófico, naranja: entre oligo y mesotrófico, rojo: entre meso y eutrófico).

III. Variabilidad estacional de variables tróficas y complementarias

Se obtuvieron perfiles de CTDO de la columna de agua a contar de marzo de 2019 hasta febrero de 2020. En los perfiles se observó un período de estratificación de la columna de agua entre marzo y mayo de 2019 donde la temperatura del fondo se mantuvo en torno a los 11°C, y sobre los 50 metros de profundidad se registraron valores sobre los 16°C. Luego en junio, ya asentado el invierno, se produjo un período de aguas frías donde la columna de agua se mantuvo homogénea en torno a los 11 °C, el período de mezcla se produjo entre el mes de junio y octubre de 2019. A mediados de primavera se observó un aumento de la temperatura superficial del lago, y ya en diciembre se registró la presencia de termoclina alrededor de los 20 metros de profundidad, mientras que en enero y febrero esta termoclina se profundizó hasta los 40 metros de profundidad. Por tanto, el período de estratificación térmica fue desde mediados de primavera hasta otoño, y el período de mezcla durante el invierno y principios de primavera (Figura 75).



Por otro lado, la concentraci3n de ox3geno se vi3 fuertemente afectada por la estratificaci3n t3rmica de la columna de agua, siendo en el per3odo de mezcla cuando se produjeron las mayores concentraciones de ox3geno disuelto cercanas a 11 mg/L, por otro lado, al formarse la termoclina, disminuy3 levemente la concentraci3n de ox3geno en superficie llegando a los 8,5 mg/L. Tanto en primavera como en verano la concentraci3n de ox3geno disuelto sigui3 una tendencia similar en la columna de agua, finalmente fue en el periodo de otoño cuando la columna de agua se present3 con menores concentraciones de ox3geno, cercanas a los 6,5 mg/L en superficie. La conductividad fue homog3nea durante el periodo de estudio, s3lo durante julio de 2019 se registraron valores mayores de conductividad en superficie (Figura 75).

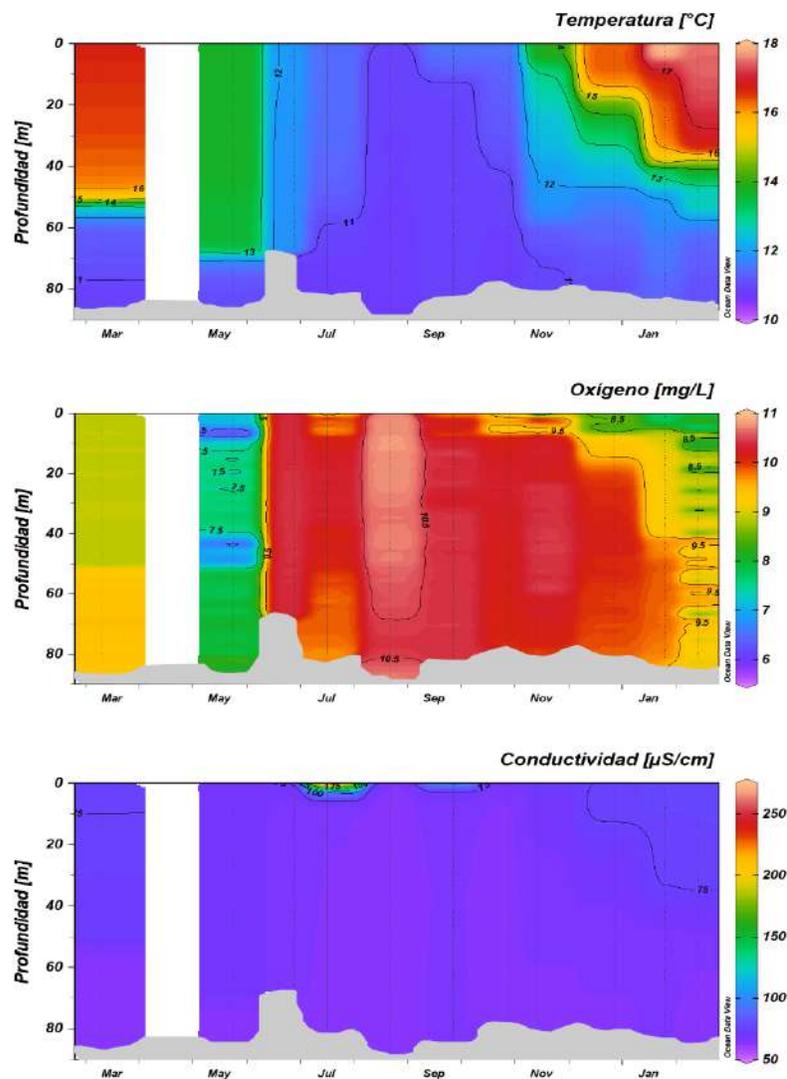


Figura 75. Perfiles de Temperatura (°C), ox3geno (mg/L) y conductividad (µS/cm) en la estaci3n Puerto Octay, lago Llanquihue durante el año 2019-2020.



La columna de agua de la estaci3n Puerto Octay se mantuvo dentro de valores ultra oligotr3ficos a oligotr3ficos a trav3s del tiempo evaluado. Se produjeron fluctuaciones claras en la transparencia, la cual oscil3 entre 12,5 y 17 m (entre 10 y 20 metros de transparencia se consideran dentro del rango para lagos oligotr3ficos), por otro lado, la concentraci3n de clorofila *a* oscil3 entre 0,228 y 0,657 $\mu\text{g/L}$, los valores fueron menores a 1 $\mu\text{g/L}$ considerada dentro de valores ultraoligotr3ficos. El f3sforo total no present3 variaci3n, manteni3ndose siempre en el l3mite de detecci3n de la t3cnica 0,005 mg/L , el nitr3geno total present3 una baja variabilidad a trav3s del tiempo evaluado, m3s, present3 leves oscilaciones. Ambos nutrientes se encontraron dentro de rangos considerados para lagos ultra oligotr3ficos a oligotr3ficos, es decir, NT no super3 los 0,06 mg/L y PT fue menor o igual a 0,005 mg/L (Tabla 23).

Tabla 23. Par3metros tr3ficos de la estaci3n Puerto Octay del lago Llanquihue.

Par3metro	Jul-19	Ago-19	Sep-19	Oct-19	Nov-19	Dic-19	Ene-19	Feb-20
F3sforo total (PT) (mg/L)	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,005	0,005	0,005
Nitr3geno total (NT) (mg/L)	0,045	0,058	0,049	0,054	0,051	0,051	0,049	0,048
Transparencia (m)	SD	13,6	12,5	12,4	SD	17	14	SD
Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$)	0,657	SD	SD	0,635	SD	SD	0,228	0,333

En el periodo de invierno y primavera temprana se registraron las mayores concentraciones de clorofila *a* y tambi3n una mayor abundancia fitoplanct3nica, aun cuando no se observ3 una relaci3n directa. En los meses de primavera neta y verano se registraron menores concentraciones de clorofila *a* y abundancia fitoplanct3nica respecto del invierno y primavera temprana. Se observ3 una mayor relaci3n entre la abundancia fitoplanct3nica y la concentraci3n de clorofila *a* en los meses de verano (Figura 76).

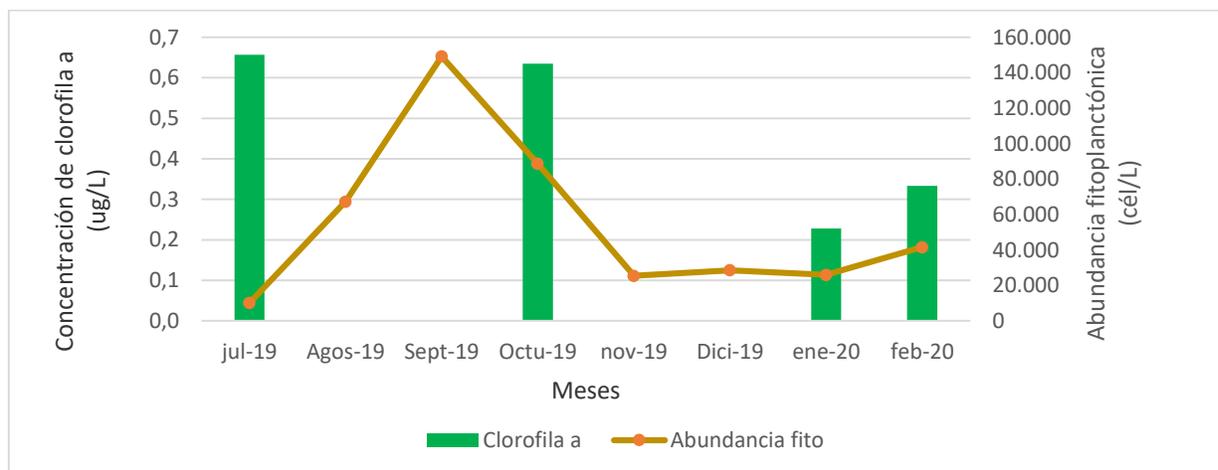


Figura 76. Concentraci3n de clorofila *a* y abundancia fitoplanct3nica de la Bah3a Puerto Octay en el lago Llanquihue, durante a3o 2019-2020.



El periodo con mayor abundancia fitoplanctónica fue a final del invierno, en septiembre. La mayor abundancia estuvo ligada a grandes diatomeas como *Aulacoseira granulata*, *Fragillaria crotonensis* y *Fragillaria* sp, así también se registró un elevado porcentaje de Ochrophytas, particularmente representada por *Tribonema* sp (Tabla 24).

Tabla 24. Distribución de abundancia de fitoplancton (cél/L) y abundancia relativa (%) en la estación Puerto Octay del lago Llanquihue durante año 2019-2020.

Phyllum	Especie	Jul 19		Ago 19		Sep 19		Oct 19		Nov 19		Dici 19		Ene 20		Feb 20	
		cél/L	%	cél/L	%	cél/L	%	cél/L	%	cél/L	%	cél/L	%	cél/L	%	cél/L	%
Bacillariophyta	<i>Aulacoseira granulata</i>	2321	23	6882	10	42101	28	13204	15	7082	28	680	2	1240	5	1000	2
	<i>Aulacoseira distans</i>	0	0	0	0	0	0	665,8	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Melosira varians</i>	400	4	1240	2	8083	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Cyclotella ocellata</i>	3196	32	5327	8	0	0	9987	11	15980	63	6658	23	13982	54	31959	77
	<i>Nitzschia spp</i>	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	666	2	80	0	0	0
	<i>Encyonema sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	666	2
	<i>Cavinula sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Diploneis ovalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40,0	0	0
	<i>Navicula spp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	665,8	2	0	0	0	0
	<i>Epithemia sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40,0	0
	<i>Asterionella formosa</i>	400	4	0	0	1347	1	19846	22	0	0	1332	5	0	0	320	1
	<i>Distirionella gemainii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	120	0
	<i>Diatoma moniliformis</i>	0	0	0	0	0	0	160	0	0	0	40	0	80	0	160	0
	<i>Fragilaria sp</i>	200	2	8816	13	20319	14	7324	8	0	0	80	0	240	1	640	2
	<i>Fragilaria crotonensis</i>	0	0	19309	29	15384	10	5922	7	0	0	560	2	0	0	40	0
	Chlorophyta	<i>Staurisirella pinnata</i>	499	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>		0	0	0	0	0	0	1120	1	280	1	480	2	0	0	0	
<i>Kirchneriella lunaris</i>		0	0	13316	20	160	0	1332	2	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Monoraphidium contortum</i>		0	0	4661	7	12651	8	3329	4	0	0	3995	14	2663	10	666	2
<i>Desmodesmus quadricauda</i>		0	0	0	0	2663	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Tetraedron minimum</i>		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	666	2	
<i>Oocystis aff marssonii</i>		0	0	160	0	0	0	0	0	0	0	0	0	80	0	0	
<i>Crucigenia sp</i>		0	0	160,1	0	1347,2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Charophyta		<i>Closterium acutum</i>	0	0	40,0	0	1010,4	1	160,1	0	0	0	240,1	1	0	0	0
		<i>Closterium aciculare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40,0	0	0	
	<i>Closterium aff gracile</i>	0	0	40,0	0	336,8	0	40,0	0	0	40,0	0	0	0	0		
	<i>Cosmarium sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	<i>Staurastrum gracile</i>	40,0	0	40,0	0	336,8	0	120,0	0	80,03	0	80,0	0	0	0		
	<i>Spirogyra sp</i>	0	0	160,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	<i>Mougeotia sp</i>	560,2	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	<i>Elakathotrix gelatinosa</i>	80,0	1	1331,6	2	0	0	80,0	0	0	0	80,0	0	320,1	1	80,0	
Cianobacteria	<i>Merismopedia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	532,7	1	
Cryptophyta	<i>Cryptomonas sp</i>	40,0	0,4	665,8	1	0	0	80,0	0	0	0	0	0	0	0		
Dinophyta	<i>Ceratium hirundinella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	200,1	1	80,0	0	
	<i>Peridinium spp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	<i>Parvodinium umbonatum</i>	0	0	0	0	665,8	0	0	0	0	40,0	0	665,8	3	1997,5	5	
Ochrophyta	<i>Dinobryon divergens</i>	0	0	0	0	0	0	665,8	1	1997,5	8	200	1	5326,5	21	960,3	2
	<i>Tribonema sp</i>	2320,8	23	5081,7	8	41.764	28	24287,9	27	0	0	12724	45	680,2	3	1560,5	4
Euglenophyta	<i>Lepocinclis sp</i>	80,0	1	0	0	0	0	320,1	0,4	0	0	0	0	320,1	1	80,0	0
	<i>Euglena sp</i>	0	0	40,0	0,1	673,6	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Phacus sp</i>	0	0	0	0	336,8	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Abundancia total por estación de muestreo	10.137		67.270		149.181		88.685		25.420		28.561		25.959		41.568	

Se registraron 41 especies de fitoplancton durante el periodo estudiado. El grupo de organismos fitoplanctónicos más representativo correspondió a diferentes especies de Bacillariophytas; en los meses de invierno generalmente fueron más abundantes las grandes diatomeas como *A. granulata*, *Fragillaria crotonensis* y *Fragillaria* sp, sin embargo, se observaron también en periodo de invierno en gran número *Cyclotella ocellata*, la cual tuvo un marcado predominio principalmente en primavera y



verano. El segundo grupo más importante en términos de abundancia fueron las Ochorophytas representado durante el invierno exclusivamente por *Tribonema* sp, y en primavera se observó la llegada de *Dynobryon divergens* (Tabla 24).

Las Chlorophytas estuvieron presentes a lo largo de todos los periodos monitoreados, desde un 1% a 20% de la abundancia relativa por fecha. Las especies más representativas de este phylum fueron *Monoraphidium contortum* y *Kirchneriella lunaris*. Los Charophytos estuvieron representados por 8 especies, las cuales registraron todas baja abundancia, sólo *Mougeotia* sp reportó abundancia relativa sobre un 5% (Tabla 24).

Dinophyta fue representativo solamente en el periodo de verano de 2020 con abundancias relativas entre 1 y 5%, siendo *Parvodinium umbonatum* la más abundante. Euglenophyta se registró en baja abundancia, así también Cryptophytas y Cianobacterias fueron escasamente registradas durante este estudio con no más de un 1% de abundancia relativa (Tabla 24).

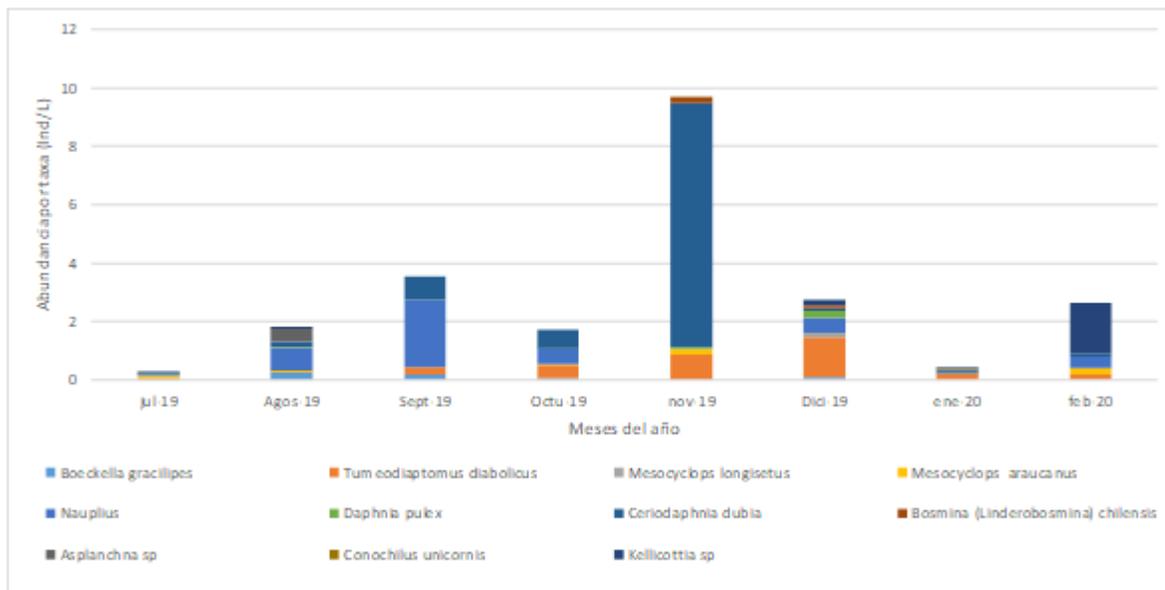


Figura 77. Abundancia zooplanctónica por taxa y total presente en Puerto Octay del lago Llanquihue durante el año 2019/2020.

La estación de muestreo Puerto Octay del lago Llanquihue durante los meses de invierno se caracterizó por presentar una baja densidad fitoplanctónica, la cual fue aumentando hasta llegar a su máximo en noviembre de 2019, luego decreció en enero y aumentó nuevamente en febrero. Aun cuando los estadios Nauplii se registraron durante todo el año, fue en invierno cuando los organismos zooplanctónicos fueron más abundantes y representativos de la diversidad zooplanctónica. Luego en primavera los microcrustáceos se encontraron en mayor número, la especie más abundante durante la primavera temprana fue *C. dubia*, luego aumentó la abundancia de *T. diabolicus*, posteriormente en



enero de 2020 disminuyó a la abundancia a su mínimo estival, luego en febrero de 2020 los rotíferos representados por *Kellicottia* sp fueron los organismos más representativos (Figura 77). La estación de muestreo Puerto Octay presentó una abundancia total por periodo que osciló entre los 0,272 y 9,699 ind/L. La riqueza de taxa osciló entre las 3 y 7 especies, más microcrustáceos en estadio nauplii (Tabla 25). Las hembras con huevos de *T. diabolicus* se encontraron prácticamente en cada muestreo, en cambio *B. gracilipes* se encontraron solamente en agosto y diciembre de 2019 (Tabla 25).

Tabla 25. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en la estación Puerto Octay del lago Llanquihue.

Estación de muestreo	Puerto Octay							
Fecha	Jul-19	Agos-19	Sept-19	Oct-19	Nov-19	Dic-19	Ene-20	Feb-20
Taxa	ind/L							
<i>Boeckella gracilipes</i>	0	0,24	0,19	0,07	0	0	0	0
Hembra con huevos	0	0,01	0	0	0	0,12	0	0
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	0,08	0,02	0,27	0,40	0,78	1,21	0,20	0,21
Hembra con huevos	0,002	0,01	0	0,03	0,09	0,15	0,01	0
<i>Mesocyclops longisetus</i>	0	0	0	0	0	0,18	0	0
<i>Mesocyclops araucanus</i>	0,09	0,03	0	0,04	0,21	0	0,02	0,21
Hembra con huevos		0,01	0	0	0	0	0	0
Nauplii	0,05	0,76	2,29	0,53	0	0,51	0,10	0,39
<i>Daphnia pulex</i>	0,01	0,04	0	0,02	0,06	0,22	0,01	0
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0,03	0,20	0,78	0,62	8,36	0,07	0,01	0,12
<i>Bosmina (Linderebosmina) chilensis</i>	0	0	0	0	0,18	0,12	0,02	0
<i>Asplanchna</i> sp	0	0,43	0	0	0	0	0	0
<i>Conochilus unicornis</i>	0	0	0	0	0,03	0	0,02	0
<i>Kellicottia</i> sp	0,01	0,09	0	0	0	0,18	0,02	1,74
Abundancia	0,272	1,834	3,532	1,724	9,699	2,743	0,430	2,669
Riqueza de taxa	5	7	3	5	6	6	7	4

Se registró secuencia o ciclicidad tanto en las variables ambientales como en la componente fitoplanctónica (Figura 78, Figura 79), no así en la componente zooplanctónica (Figura 80), es decir, se observó la formación de ciclo tanto en las variables físico químicas como en el fitoplancton, más en el zooplancton no se registró la formación de ciclo. Se encontró que el fitoplancton se relacionó con amonio, nitrato, temperatura y pH, con una rho de 0,431.

Con la información recabada es posible indicar que, la columna de agua presentó un periodo de mezcla y uno estratificado, que la mayor parte del tiempo se mantuvo bien oxigenada, y que las variables de trofia oscilaron entre ultraoligotrófico a oligotrófico, así también en esta oportunidad las especies fitoplanctónicas potencialmente nocivas, se mantuvieron con muy baja abundancia relativa.

En el contenido de fósforo en la columna de agua, no hubo diferencias entre los periodos evaluados, así también en el nitrógeno total tampoco se registraron variaciones significativas. Más en la concentración de clorofila a se registró una mayor variabilidad así también en la transparencia. Pese



a las variaciones mencionadas para las variables de trofia, durante todo el periodo estudiado el lago se report3 mayormente oligotr3fico.

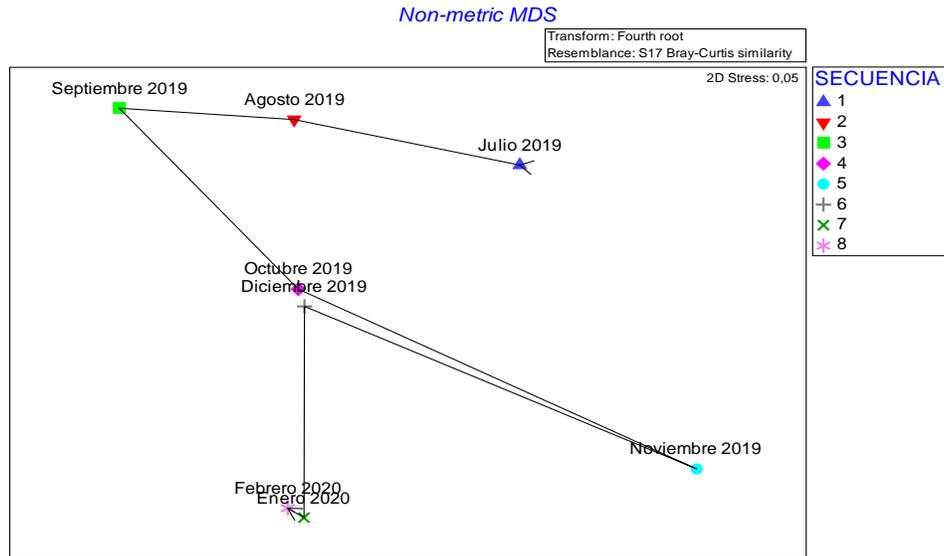


Figura 78. n-MDS para componente fitoplanct3nica de la estaci3n Puerto Octay.

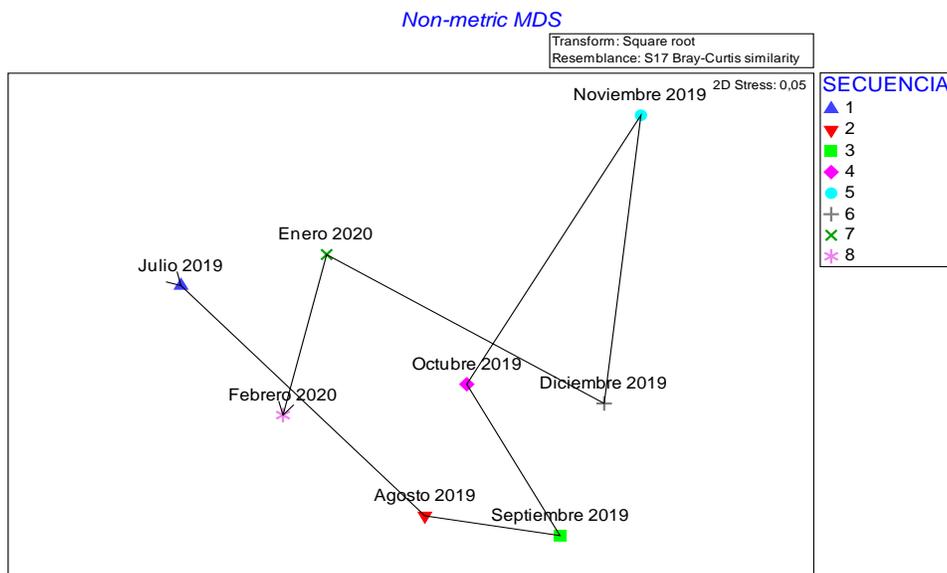


Figura 79. n-MDS para zooplancton de la estaci3n Puerto Octay.

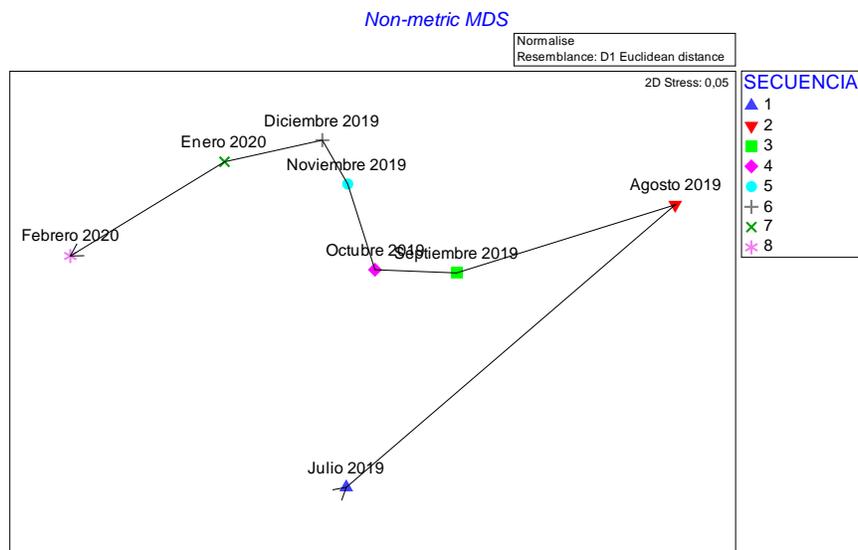


Figura 80. n-MDS para variables ambientales de la estación Puerto Octay.

IV. Balance hidrológico y de nutrientes

En la Tabla 26 se muestran los valores de entradas (2,481 km³) y salidas (2,520 km³) de agua, calculado para el año 2019. El tiempo de renovación teórico calculado fue de aprox. 63,9 años.

Tabla 26. Balance hidrológico del lago Llanquihue.

		km ³ /año
Entradas	Ríos	1,234
	Precipitación	1,247
	Total	2,481
Salidas	Efluente río Maullín	1,907
	Evaporación del lago	0,613
	Total	2,520

En la Tabla 27 se visualiza el balance de fósforo y nitrógeno total. De acuerdo a las concentraciones de ambos nutrientes durante el muestreo realizado, se calculó la existencia de ~1074 ton de PT y ~8690 ton de NT en el cuerpo lacustre.

Tabla 27. Balance de nutriente (fósforo total y nitrógeno total) del lago Llanquihue.

Nutriente	Nutriente en lago (ton)	Nutriente ingresado (ton)	Nutriente egresado (ton)	Nutriente sedimentado (ton)	Sedimentación (%)
PT	1074	173	13	160	93
NT	8690	1384	104	1279	92



Como las principales actividades o fuentes aportantes de PT y NT al sistema lacustre, identificamos al uso de suelo, seguido por las balsas jaulas y precipitaci3n (Figura 81; Figura 82). Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registr3 que la pradera fue el mayor contribuyente de PT y NT al sistema lacustre (Figura 83, Figura 84). De las balsas jaula, las concesiones de acuicultura que estuvieron en operaci3n el a3o 2019 fueron las siguientes: 100390, 100507, 100628 y 101866.

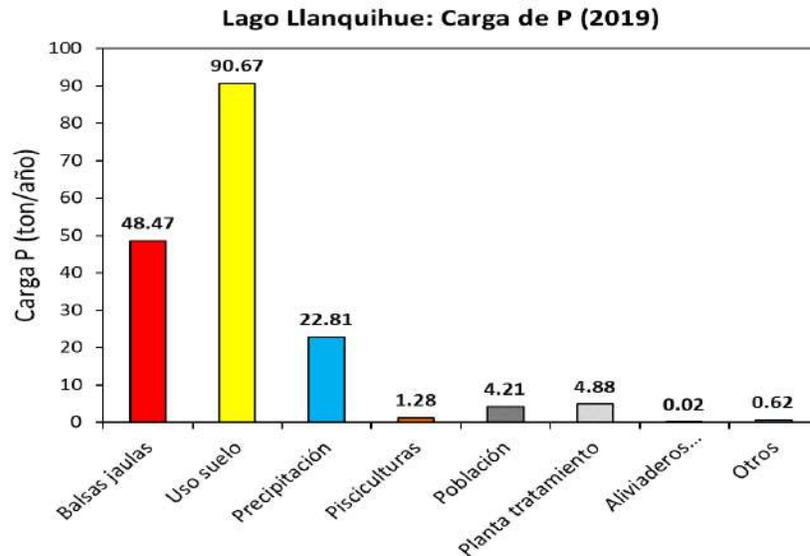


Figura 81. Carga de f3sforo total (ton/a3o) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Llanquihue.

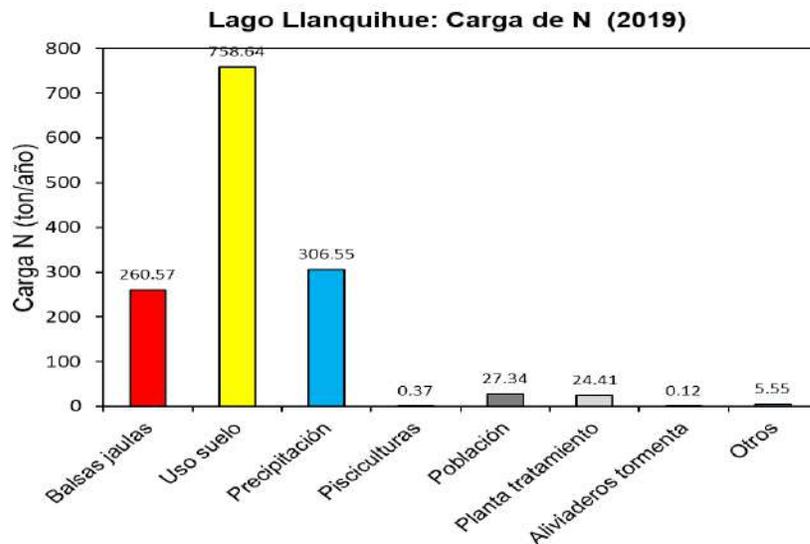


Figura 82. Carga de nitr3geno total (ton/a3o) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Llanquihue.

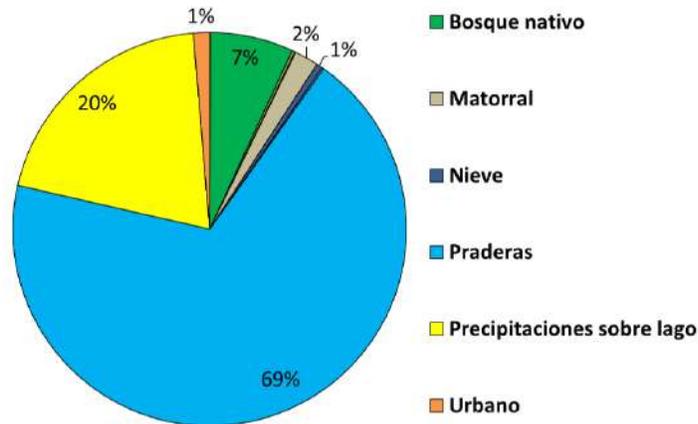


Figura 83. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Llanquihue.

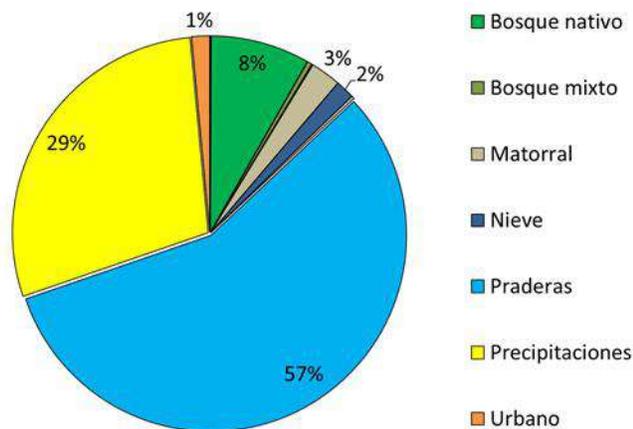


Figura 84. Aportes de nitrógeno total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Llanquihue.

V. Capacidad de carga

La capacidad de carga para PT y NT para el año 2019 se calculó en 223 ton y 5579 ton, respectivamente. Actualmente, con una concentración P total de 6,7 µg/L en la columna de agua, el lago estaría recibiendo una carga de 151 ton de P, en tanto, con una concentración de N total de 54,8 µg/L, el lago estaría recibiendo una carga de 1223 ton de N (Tabla 28).

Tabla 28. Carga actual y crítica calculada para PT y NT en el lago Llanquihue.

	PT (µg/L)	PT (ton/año)	NT (µg/L)	NT (ton/año)
Carga actual	6,7	151	54,8	1223
Carga crítica	10	223	250	5579

4.1.5. Lago Chapo

I. Caracterización de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoquímicas de la columna de agua

La temperatura registrada en el lago Chapo fue de 8,3 a 11,36 °C (Figura 85). En superficie se evidenciaron los primeros indicios de estratificación, especialmente en las estaciones localizadas al sur, las estaciones 101278, C2 y 101051. Sin embargo, en ninguna de ellas se evidenció formación de termoclina.

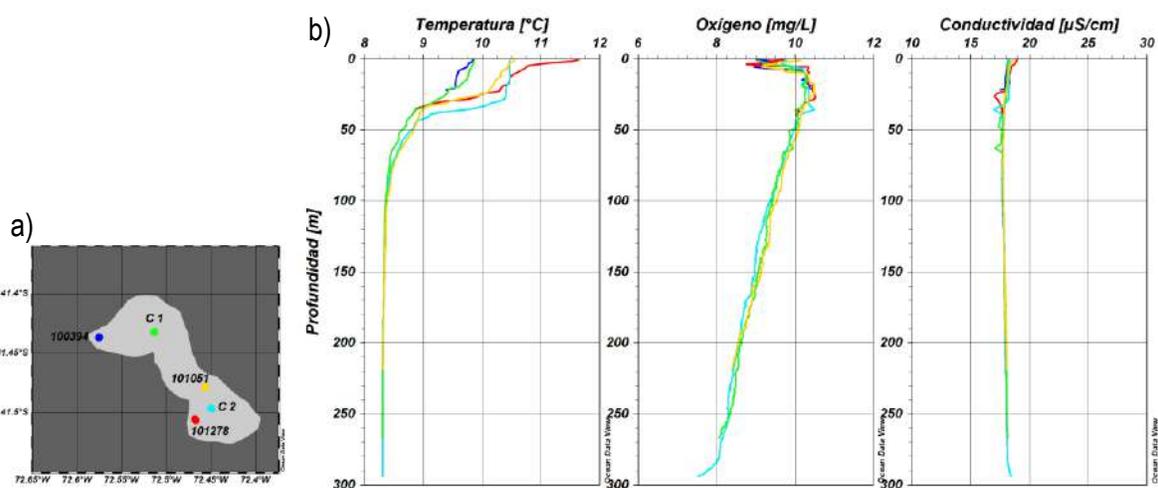


Figura 85. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Chapo, 100394 (azul), 101278 (rojo), 101051 (amarillo), C1 (verde) y C2 (calipso). b) Perfiles de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad (µS/cm) en las estaciones del lago Chapo, en época de primavera.

La concentración de oxígeno en el lago Chapo fue de 7,5 a 10,5 mg/L (Figura 85). En los primeros metros la concentración de oxígeno fue variable, para luego incrementar, y posteriormente descender en profundidad, registrándose en profundidad las menores concentraciones oxígeno. Mientras que, la conductividad fue homogénea a través de la columna de agua (Figura 85), variando entre 17 a 18,9 µS/cm, presentando los valores más bajos de conductividad de todos los lagos Araucanos.

En el lago Chapo la concentración de NT osciló entre 44 y 73 µg/L (Figura 86), incrementando la concentración con el aumento de la profundidad. El nitrógeno total se encontró conformado principalmente por sus constituyentes orgánicos. En relación a los nitrogenados inorgánicos, el amonio y nitrito estuvieron mayoritariamente bajo los límites de detección, de 5 y 2 µg/L, respectivamente. Exceptuando el amonio a los 50 m en la estación C2, donde se registró una concentración de 5 µg/L. Mientras que la concentración de nitrato, fue de 9 a 43 µg/L, reflejando un incremento con la profundidad, transformándose en el mayor constituyente del NT en las estaciones C1 y C2 hacia profundidad.

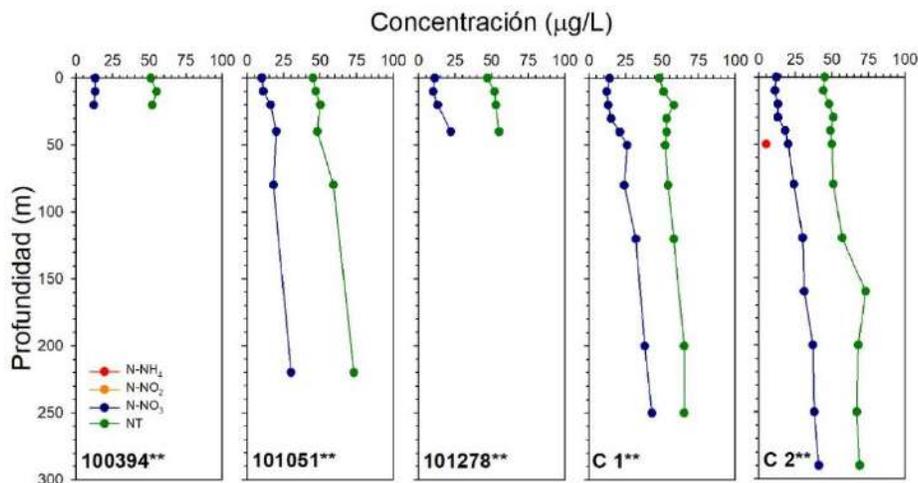


Figura 86. Concentración ($\mu\text{g/L}$) de amonio (N-NH_4), nitrito (N-NO_2), nitrato (N-NO_3) y nitrógeno total (NT) en las estaciones 100394, 101051, 101278, C1 y C2 del lago Chapo. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: N-NH_4 , *: N-NO_2 , *: N-NO_3 , *: NT).

Con respecto al fósforo total y el fosfato, se encontraron mayoritariamente bajo los límites de detección. El fósforo total se registró únicamente en la estación 101051 (Figura 87), con una concentración de $6 \mu\text{g/L}$ a los 220 m. En tanto el fosfato, se registró en las estaciones 100394 (10 m) y C2 (entre los 10 y 40 m), sin superar los $3 \mu\text{g/L}$. En las estaciones 101278 y C1, el fósforo total y el fosfato estuvieron bajo el límite de detección (< 2 y $< 5 \mu\text{g/L}$, respectivamente) en todas las profundidades.

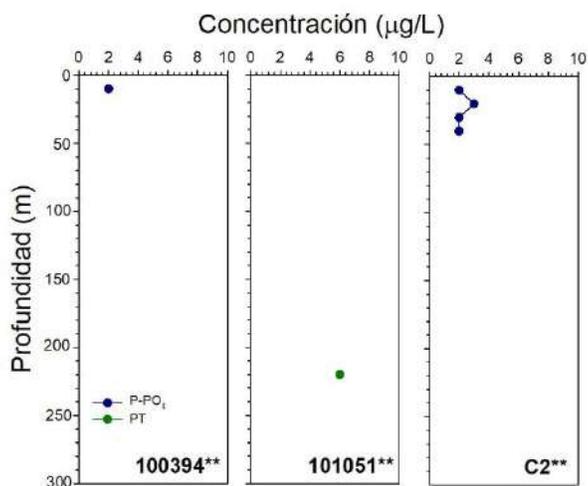


Figura 87. Concentración ($\mu\text{g/L}$) de fosfato (P-PO_4) y fósforo total (PT) en las estaciones 100394, 101051, 101278, C1 y C2 del lago Chapo. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: P-PO_4 , *: PT).



b) Análisis del fitoplancton y clorofila a

En el lago Chapo durante la primavera de 2019, se reportaron abundancias fitoplanctónicas entre 90.651 y 230.350 cél/L y de 0,303 a 0,505 µg/L de clorofila a, encontrándose la concentración de clorofila a dentro del rango para lagos ultraoligotróficos (Figura 88).

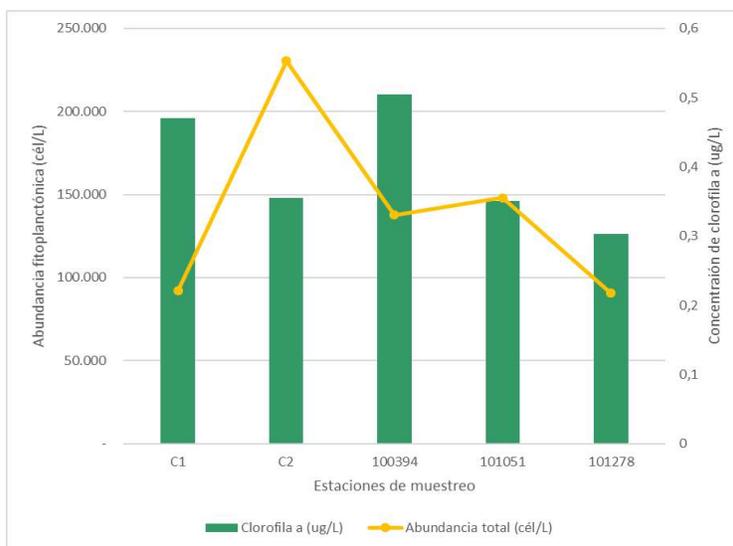


Figura 88. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago Chapo.

En el lago Chapo, se registraron 39 especies de organismos fitoplanctónicas. De la riqueza total registrada en el lago, 23 especies correspondieron al phylum Bacillariophyta, 6 especies a Chlorophyta, 4 especies a Cyanobacteria, 2 especies a Charophyta, 2 especies a Dinophyta, 1 Ochrophyta, y 1 especie a Cyanobacteria. El grupo más abundante y diverso fue Bacillariophyta. La mayor riqueza estuvo asociada a las estaciones control C1 y C2 con 19 y 13 especies, respectivamente. Las especies más abundantes fueron *Fragillaria crotonencis* y *Fragillaria tenera*, así también *Dolichospermum* sp. llegó al 10% de la abundancia relativa en la estación C1 (Tabla 29). Dinophyta y Cryptophyta fueron encontradas en bajas abundancias no superiores al 1%, *Mougeotia* alcanzó el 5% en C1 y la Chlorophyta *Sphaerocystis schroeteri* presentó abundancias de máximo 2%.



Tabla 29. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo y taxa del lago Chapo.

Phylum	Especie	C1		C2		100394		101051		101278	
		4-11-19		6-11-19		5-11-19		7-11-19		7-11-19	
		cél/L	%	cél/L	%	cél/L	%	cél/L	%	cél/L	%
Bacillariophyta	<i>Aulacoseira granulata</i>	0	0	0	0	X	0	0	0	0	0
	<i>Aulacoseira distans</i>	666	1	0	0	0	0	40	0	0	0
	<i>Melosira varians</i>	640	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Discostella pseudostelligera</i>	X	0	0	0	0	0	0	0	628	1
	<i>Discostella stelligera</i>	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Cyclotella ocellata</i>	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Planothidium sp</i>	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Achnanthydium neocyptocephalum</i>	666	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Nitzschia sp</i>	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0
	<i>Gomphonema spp</i>	40	0	40	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Gomphoneis sp</i>	200	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Encyonema sp</i>	666	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	666	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Rhopalodia gibba</i>	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Epithemia sp</i>	520	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Diatoma moniliformis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0
	<i>Distironella germainii</i>	40	0	0	0	40	0	0	0	0	0
	<i>Tabellaria flocculosa</i>	X	0	0	0	0	0	X	0	0	0
	<i>Tabellaria flocculosa var andina</i>	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		<i>Fragilaria crotonensis</i>	63253	69	219720	95	127837	93	137824	93	77888
	<i>Fragilaria tenera</i>	6658	7	480	0	4994	4	9321	6	10678	12
	<i>Staurosirella pinnata</i>	440	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Hannaea arcus</i>	600	1	40	0	0	0	0	0	0	0
O chrophyta	<i>Dinobryon divergens</i>	X	0	40	0	999	1	X	0	X	0
Clorophyta	<i>Nephrocytium lunatum</i>	0	0	X	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Oocystis sp</i>	0	0	X	0	0	0	0	0	X	0
	<i>Micractinium pusillum</i>	0	0	X	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Sphaerocystis schroeteri s</i>	2161	2	960	0	1440	1	200	0	X	0
	<i>Scenedesmus acutus *</i>	0	0	160	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Desmodesmus quadricauda</i>	0	0	0	0	160	0	0	0	0	0
Charophyta	<i>Mougeotia sp</i>	4321	5	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Ela kathotrix gelatinosa</i>	0	0	1332	1	80	0	80	0	160	0
Cyanobacteria	<i>Merismopedia glauca</i>	0	0	5327	2	0	0	0	0	0	0
	<i>Arthrospira sp</i>	0	0	840	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Arthrospira sp colonia</i>	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Dolichospermum sp</i>	9523	10	0	0	0	0	0	0	0	0
Dinophyta	<i>Peridinium cinctum</i>	X	0	X	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Parvodinium umbonatum</i>	666	1	1332	1	999	1	0	0	1256	1
Cryptophyta	<i>Cryptomonas sp</i>	120	0	40	0	999	1	666	0	0	0
Abundancia total (cél/L)		91.886		230.350		137.587		148.132		90.651	

En la Figura 89 se muestra un análisis histórico de la estructura comunitaria a lo largo de las diferentes etapas de este estudio. En ella se visualiza que especies del género *Synedra*, como *Tabellaria fenestrata* y *A. formosa*, fueron las que estuvieron en gran parte presentes durante el otoño 2014 y verano 2015. A partir de primavera del 2016 se registró la dominancia de *Fragilaria* spp. y *Dinobryon cylindricum*. En el monitoreo de otoño del 2017 la estructura comunitaria estuvo compuesta mayormente por *Fragilariforma nitzschioides*. Durante el periodo de primavera del 2019 se registraron otras especies dominantes, tales como *F. crotonensis* y *F. tenera*.

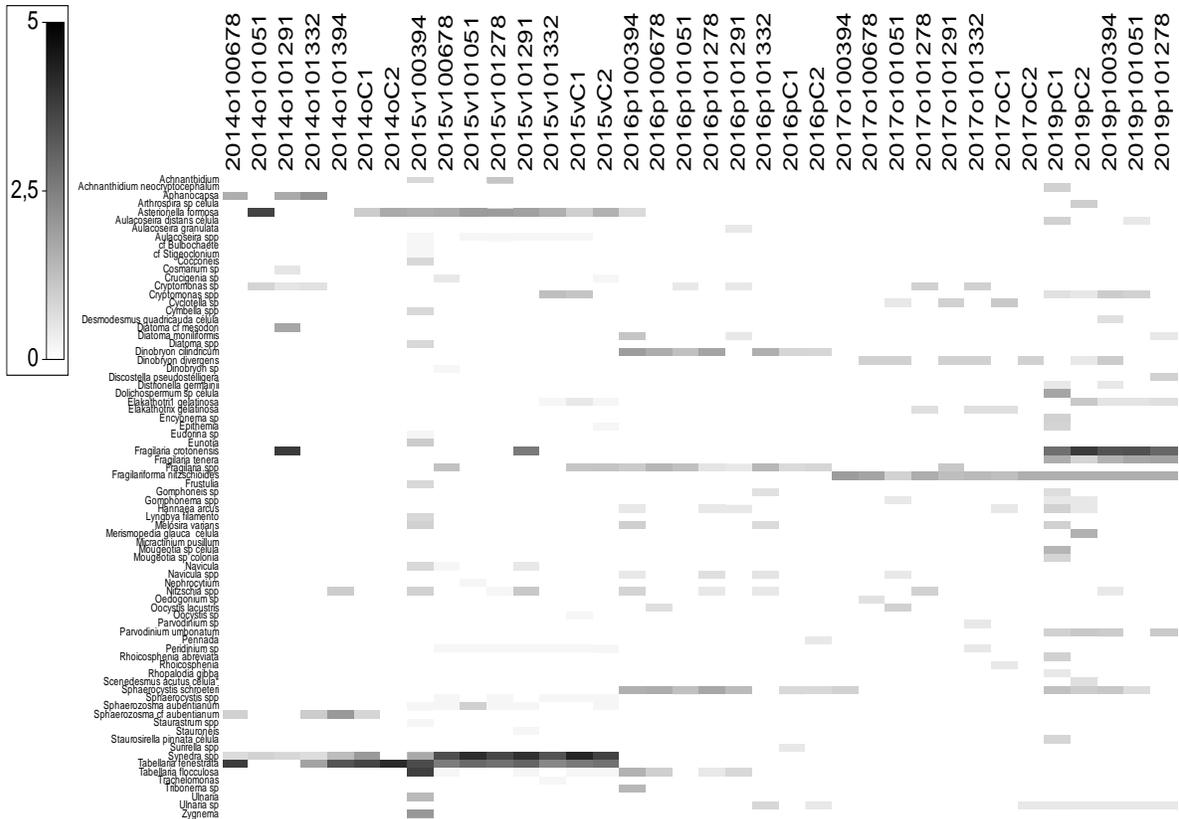


Figura 89. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/ml) y diversidad del fitoplancton en el lago Chapo, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).

En la Figura 90 se observa diferencias de la estructura comunitaria del fitoplancton según la época y año de muestreo. En otoño del 2014 y verano del 2015 la estructura estuvo explicada por *T. fenestrata*, *Synedra* spp, y *A. formosa*; en primavera del 2016 por *D. cilindricum* y *Fragilaria* spp, y entre otoño del 2017 y primavera del 2019 por *F. nitzschoides* y *D. divergens*.

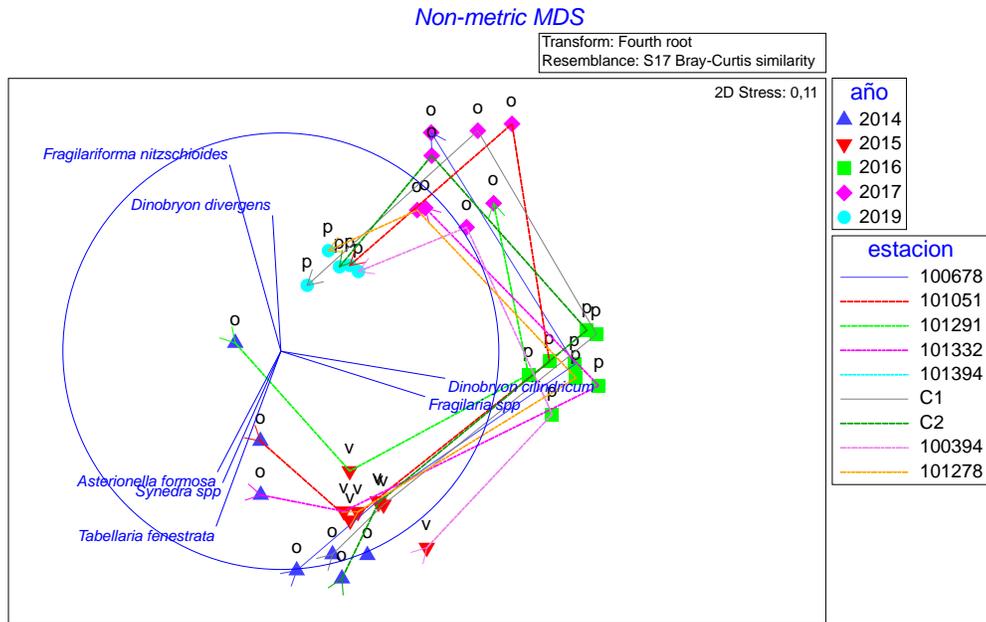


Figura 90. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Chapo, según la época, año y estación de muestreo.

En la Figura 91 se muestra la variabilidad total de la temporalidad, en donde en la estructura comunitaria del fitoplancton se observó una clara gradiente temporal (la temporalidad estuvo explicada por un 74,7% de la variabilidad total).

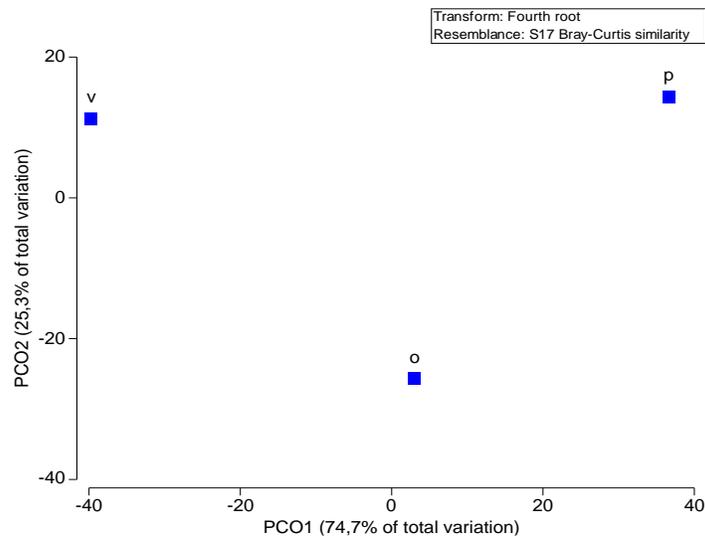


Figura 91. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Chapo, agrupando las épocas de muestreo.



c) Análisis del zooplancton

El zooplancton del lago Chapo durante primavera de 2019 tuvo una abundancia total por estación que osciló entre 1,989 y 8,223 ind/L y la riqueza de taxa osciló entre 4 y 5 especies, más microcrustáceos en estadio nauplii (Tabla 30). Se registraron hembras con huevos de *Acanthocyclops vernalis*. La estación C2 registró la mayor abundancia, cercano a los 8 ind/L, en cambio el resto de las estaciones presentaron valores bajos de abundancias (Figura 92).

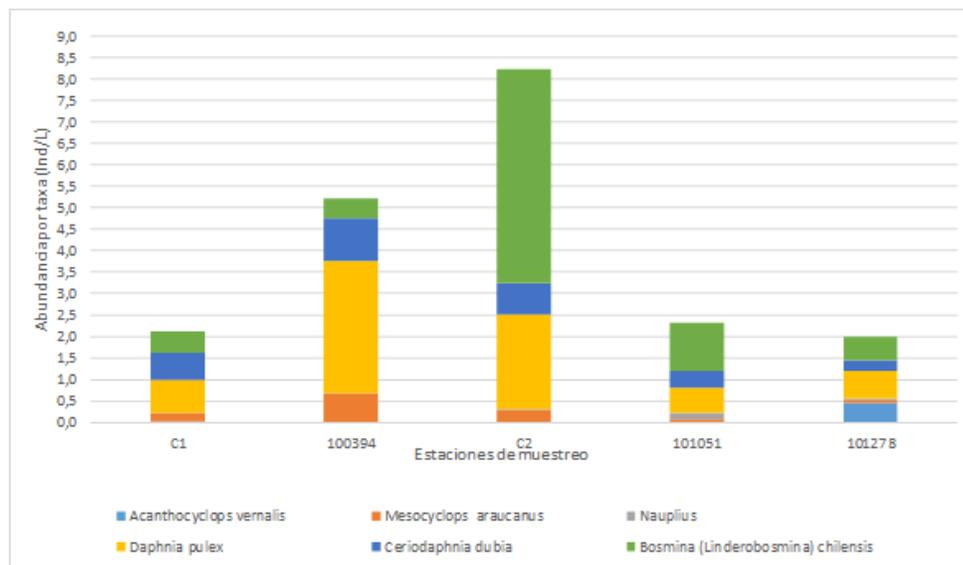


Figura 92. Abundancia zooplanctónica por taxa y total presente en el lago Chapo en primavera de 2019.

Tabla 30. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Chapo.

Lago Chapo					
Estación de muestreo	C1	100394	C2	101051	101278
Fecha	4-11-19	5-11-19	6-11-19	7-11-19	7-11-19
Taxa	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	0,017	0	0	0	0,398
hembra con huevos	0	0	0	0	0,050
<i>Mesocyclops araucanus</i>	0,216	0,672	0,284	0,083	0,075
Nauplii	0	0	0,016	0,133	0,025
<i>Daphnia pulex</i>	0,763	3,078	2,210	0,597	0,647
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0,630	1,009	0,726	0,381	0,249
<i>Bosmina (Linderobosmina) chilensis</i>	0,481	0,466	4,987	1,127	0,547
Abundancia total (Ind/L)	2,105	5,224	8,223	2,321	1,989
Riqueza de taxa (S)	5	4	4	4	5



En el an3lisis hist3rico de la comunidad del zooplancton, a trav3s de todos los a3os de estudio, se observ3 que, las especies m3s abundantes han sido *M. araucanus*, *A. vernalis*, y *D. pulex*. A partir del oto3o del 2017 se observ3 mayor presencia de *Bosmina (Linderbosmina) chilensis*. Tambi3n se han registrado especies de manera espor3dica, tales como *Alona* sp, *Asplanchna* sp, *Synchaeta stylata* (Figura 93).

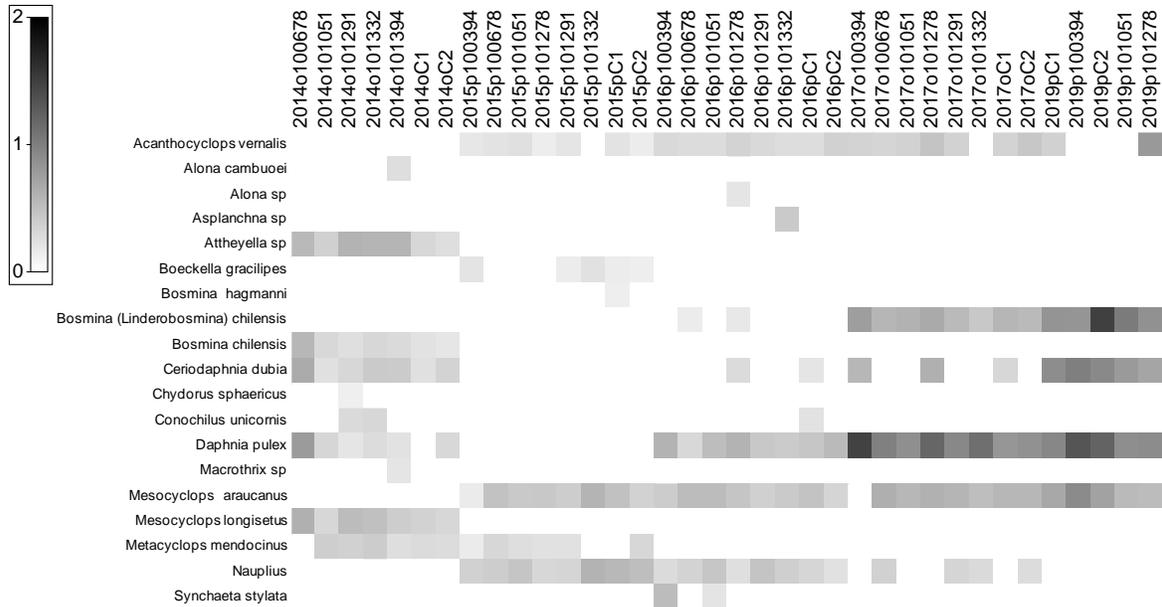


Figura 93. Gr3fico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago Chapo, a lo largo de los a3os de estudio (2014-2019).

En la Figura 94 se observa diferencias de la estructura comunitaria del zooplancton seg3n la 3poca y a3o de muestreo. En primavera del 2014 el zooplancton estuvo m3s representado por las especies *B. chilensis*, *M. longisetus* y *Attheyella* sp. En invierno del 2015, las especies representantes fueron *M. araucanus* y nauplii, en tanto en primavera 2016, oto3o del 2017 y primavera del 2019, las especies dominantes fueron *Bosmina (Linderbosmina) chilensis* y *D. pulex*.

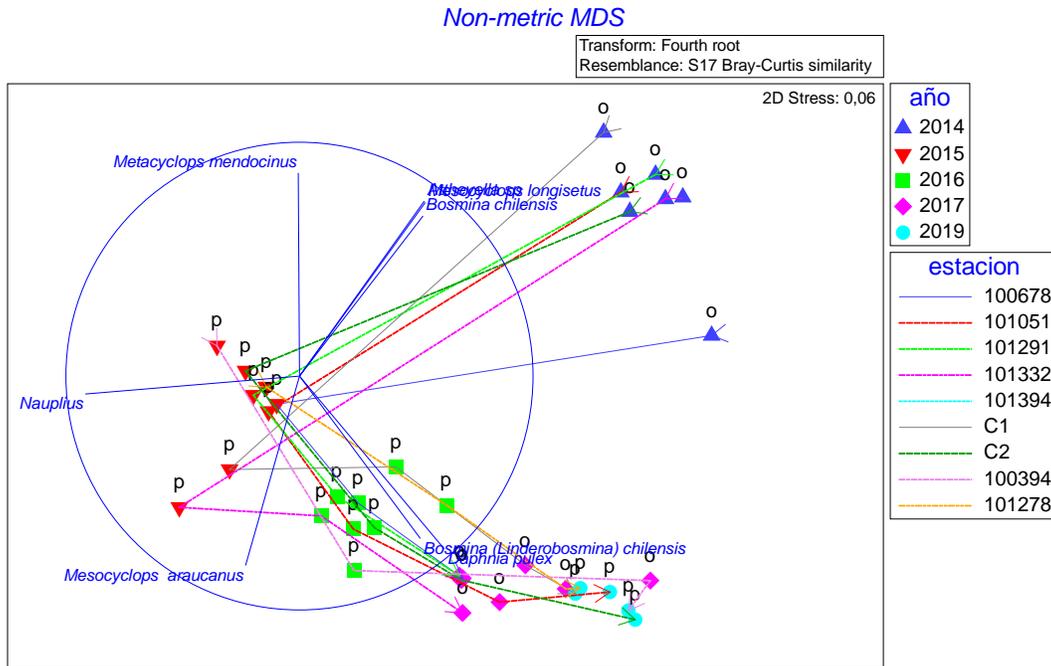


Figura 94. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Chapo, según la época, año y estación de muestreo.

En la Figura 95 se muestra la variabilidad total de la temporalidad, en donde en la estructura comunitaria del zooplancton se observó una clara gradiente temporal (la temporalidad estuvo explicada por un 100% de la variabilidad total).

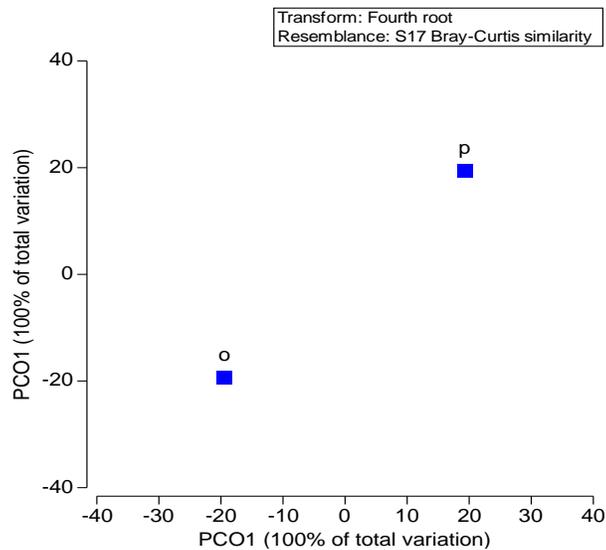


Figura 95. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Chapo, agrupando las épocas de muestreo.



En la Figura 96 se agrup3 la comunidad zooplanct3nica seg3n a3o de muestreo, observ3ndose que el a3o 2014 se aleja del resto de los a3os. La variabilidad total se explic3 en un 53,1%.

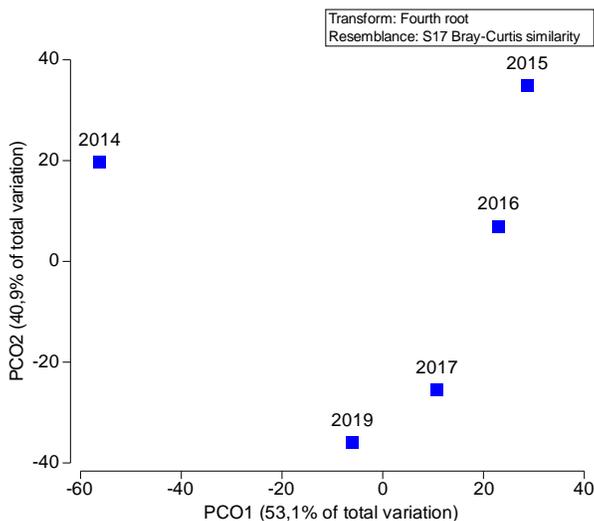


Figura 96. Gr3fica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Chapo, agrupando los a3os de muestreo.

d) Sedimento

El sedimento de ambas estaciones en estudio estuvo compuesto por arena, entre un 30-80%, y un menor porcentaje de fango, como se demuestra en la Figura 97.

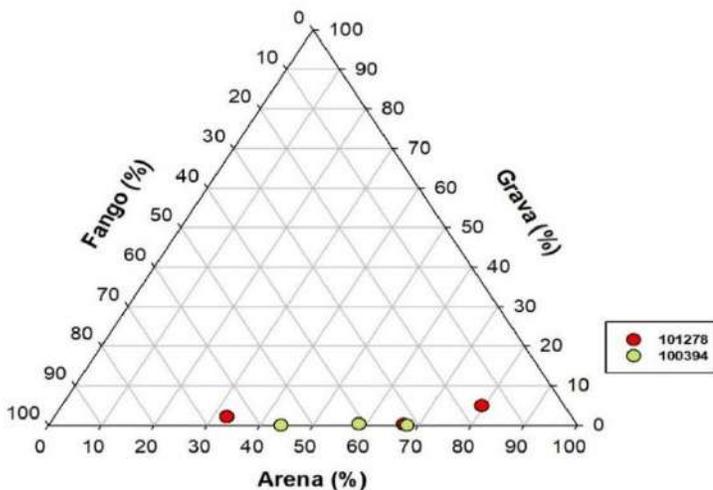


Figura 97. Clasificaci3n textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 101278 y 100394 del lago Chapo.



II. Evaluación del estado trófico

En las estaciones del lago Chapo la transparencia fluctuó entre rangos oligo y mesotrófico (Figura 98), en las estaciones 100394 y C2, la transparencia se asoció a valores mesotróficos. El nitrógeno total registrado presentó niveles ultraoligotróficos, pero con concentraciones cercanas al límite oligotrófico. Las concentraciones de fósforo total, en todos los casos se encontraron dentro de rangos ultraoligotrófico (< 5 µg/L). Las concentraciones de clorofila a en el lago Chapo estuvieron en niveles ultraoligotróficos, registrándose mayores concentraciones en el sector norte.

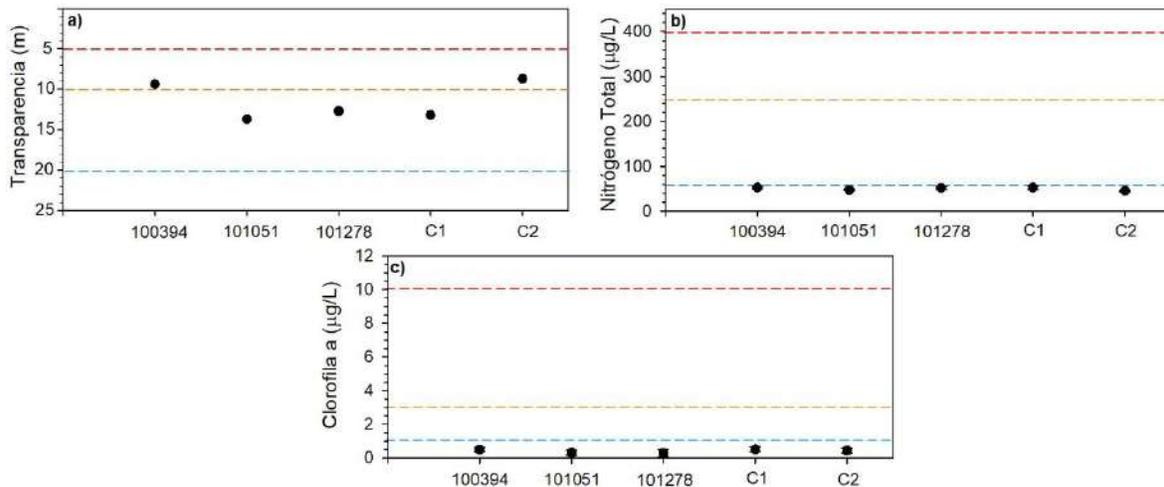


Figura 98. Transparencia (m) y concentración promedio de b) nitrógeno total (µg/L) y c) clorofila a (µg/L) en las estaciones del lago Chapo. Línea punteada indica límite entre estados tróficos, su color señala los estados tróficos a que corresponden (azul: entre ultra y oligotrófico, naranja: entre oligo y mesotrófico, rojo: entre meso y eutrófico).

III. Balance hidrológico y de nutrientes

En la Tabla 31 se muestran los valores de entradas (0,7 km³) y salidas (1,2 km³) de agua, calculado para el año 2019. El tiempo de renovación teórico calculado fue de aprox. 9,8 años.

Tabla 31. Balance hidrológico del lago Chapo.

		km ³ /año
Entradas	Ríos	0,59
	Precipitación	0,10
	Total	0,70
Salidas	Efluente (represa)	1,17
	Evaporación del lago	0,03
	Total	1,20
Drenaje profundo		-0,50



En la Tabla 32 se visualiza el balance de fósforo, calculándose un ingreso y egreso de 29 y 6 ton de P, respectivamente. De acuerdo a las concentraciones de este nutriente para el muestreo realizado, se calculó la existencia de ~34,6 ton en el cuerpo lacustre. El porcentaje de sedimentación calculada correspondió al estándar de grandes lagos (79%).

Tabla 32. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Chapo.

P (ton) en el lago	P (ton) ingresado	P (ton) egresado	P (ton) sedimentado	Sedimentación (%)
34,6	29	6	22	79

Como las principales actividades o fuentes aportantes de P al sistema lacustre, identificamos a las balsas jaulas y el uso de suelo (Figura 99). Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registró que el bosque nativo es el mayor contribuyente de PT al lago (Figura 100), esto dado a que la cuenca lacustre está representada por bosque nativo mayormente. Durante el año 2019 no se registró producción acuícola, sin embargo, igualmente se calculó el aporte de PT proveniente de esta actividad, en base al promedio de producción calculado para los últimos 13 años. Esto se debe a que como el tiempo de renovación del lago está estimado entre 5,5-15 años, el PT estaría aún disponible en la columna de agua.

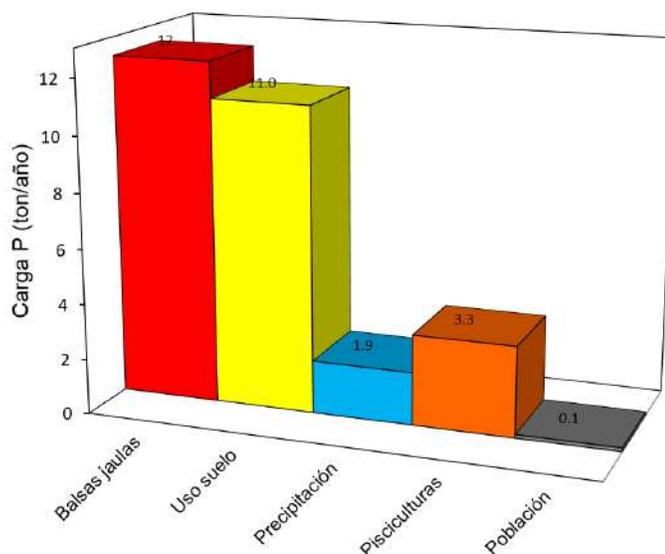


Figura 99. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Chapo.

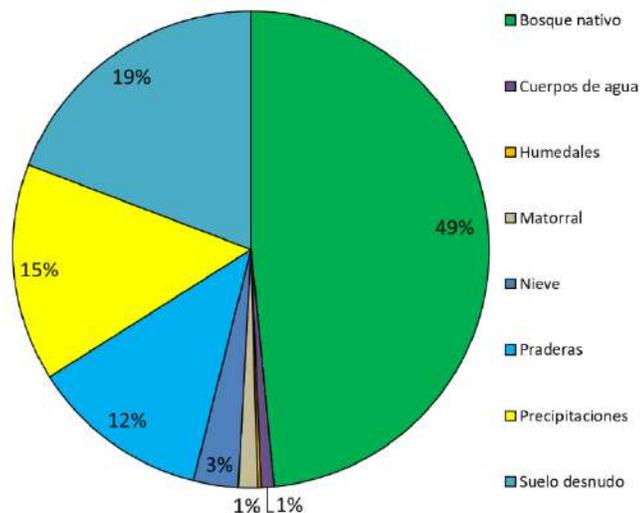


Figura 100. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Chapo.

IV. Capacidad de carga

La capacidad de carga del lago Chapo para el año 2019 se ha calculado en 29 ton. Actualmente, con una concentración P total de 5 µg/L en la columna de agua, el lago estaría recibiendo una carga de 15 ton de P (Tabla 33).

Tabla 33. Carga actual y crítica calculada para el lago Chapo.

	PT (µg/L)	PT (ton/año)
Carga actual	5	15
Carga crítica	10	29



4.1.6. Lago Popetán

I. Caracterización de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoquímicas de la columna de agua

El muestreo del lago Popetán se realizó en primavera tardía, apreciándose en la columna de agua los primeros indicios de estratificación (Figura 101), pero sin formación de termoclina, registrándose en superficie una temperatura de 17,3 °C, para luego descender en profundidad a 13,6 °C.

En la estación E1 del lago Popetán la concentración de oxígeno osciló entre 6,1 y 10,8 mg/L (Figura 101), en el estrato superficial la concentración fue variable, cerca de los 5 m la concentración de oxígeno fue de 9 mg/L, para luego disminuir hacia el fondo. La conductividad registrada en el lago Popetán fue de 24,7 $\mu\text{S/cm}$ en superficie, la cual fue descendiendo en la columna de agua, hasta alcanzar los 20,5 $\mu\text{S/cm}$ de conductividad (Figura 101).

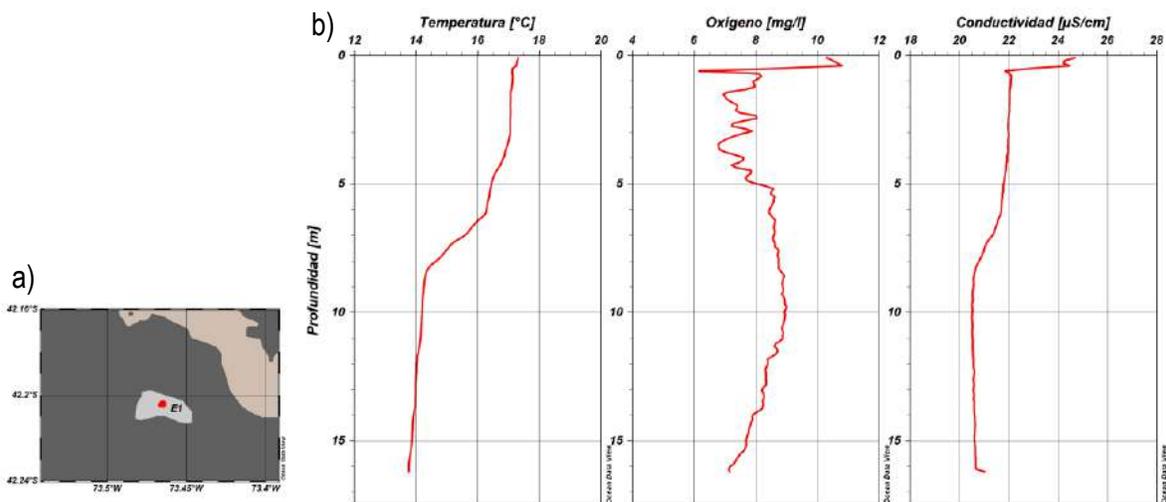


Figura 101. a) Ubicación de la estación de muestreo en el lago Popetán, E1 (rojo). b) Perfil de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en la estación del lago Popetán, en época de primavera.

La concentración de nitrógeno total en el lago Popetán fue de 226 a 236,4 $\mu\text{g/L}$ (Figura 102), encontrándose conformado mayoritariamente por nitrógeno orgánico. La presencia de amonio fue registrada a lo largo de la columna de agua, con concentraciones que fueron de 5,4 a 8,9 $\mu\text{g/L}$. En el caso del nitrito, en todas las profundidades se encontró bajo el límite de detección (2 $\mu\text{g/L}$). El nitrato estuvo bajo el límite de detección (2 $\mu\text{g/L}$) en los puntos de muestreos del estrato más superficial (0 y 5 m), luego a los 10 y 15 m las concentraciones registradas fueron de 62,9 y 68,6 $\mu\text{g/L}$, respectivamente.

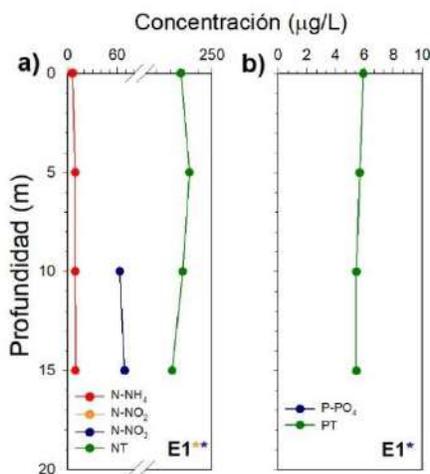


Figura 102. Concentración ($\mu\text{g/L}$) de a) amonio (N-NH_4), nitrito (N-NO_2), nitrato (N-NO_3) y nitrógeno total (NT) y de b) fosfato (P-PO_4) y fósforo total (PT) la estación E1 del lago Popetán. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: N-NH_4 , *: N-NO_2 , *: N-NO_3 , *: NT, *: P-PO_4 , *: PT, según corresponda).

Con respecto al fósforo total, su distribución en la columna de agua fue relativamente homogénea (Figura 102), con concentraciones entre 5,4 y 5,9 $\mu\text{g/L}$. Para el caso del fosfato, en todas las profundidades analizadas se encontró bajo el límite de detección (2 $\mu\text{g/L}$).

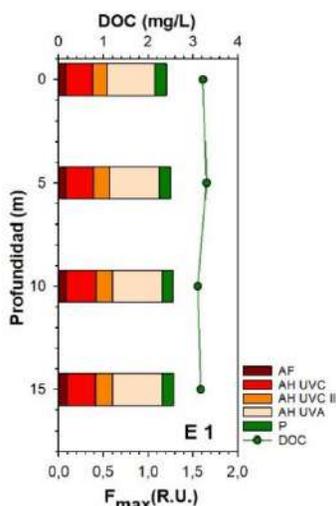


Figura 103. Perfil de carbono orgánico disuelto (DOC, mg/L , líneas verdes) e intensidad de fluorescencia (F_{max} , R.U., barras) en lago Popetán. AF: ácidos fúlvicos; AH UVC: ácidos húmicos UVC; AH UVC II: ácidos húmicos UVC II; AH UVA: ácidos húmicos UVA; P: proteína.



Con respecto al carbono orgánico disuelto (DOC), estuvo distribuido homogéneamente a través de la columna de agua, con concentraciones que bordearon los 3 mg/L (Figura 103). Se distinguieron 5 componentes fluorescentes, ácidos fúlvicos, ácidos húmicos (UVC, UVC II y UVA) y proteínas. Los componentes presentaron intensidades de fluorescencia similares en las diferentes profundidades. Las mayores intensidades de fluorescencia las presentaron los ácidos húmicos UVA.

b) Análisis del fitoplancton y clorofila *a*

La abundancia fitoplanctónica fue de 28.515 cél/L, con una riqueza de especies de 8, 5 de ellas se reportaron con abundancia y 3 solamente en las muestras cualitativas (Tabla 34). La concentración de clorofila *a* en el lago Popetán fue baja, oscilando entre la superficie y el fondo entre la ausencia de clorofila *a* en la muestra más profunda de 15 metros, y los 0,30 y 0,61 ug/L entre los 0 y 10 metros de profundidad (Tabla 35).

Tabla 34. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Popetán.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Especie	E1	
					19-12-2019	
					cél/l	%
Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Tabellariales	Tabellariaceae	<i>Distrionella germanii</i>	X	0
Chlorophyta	Chlorophyceae	Chlorococcales	Palmellaceae	<i>Sphaerocystis Schroeteri</i>	4602	16
		Sphaeropleales	Selenastraceae	<i>Monoraphidium contortum</i>	666	2
Charophyta	Klebsormidiophyceae	Klebsomiales	Elakotrichaceae	<i>Elakathotrix gelatinosa</i>	2121	7
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Nostocales	Aphanizomenonaceae	<i>Dolichospermum cf flos-aquae</i>	20206	71
Dinophyta	Dinophyceae	Peridinales	Peridiniaceae	<i>Peridinium cinctum</i>	X	0
				<i>Euglena sp</i>	X	0
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas sp</i>	920	3
Abundancia fitoplanctónica					28.515	100

Tabla 35. Concentración de clorofila *a* en el lago Popetán estación E1.

Lago	Estación	Fecha	Prof. (m)	Clorofila <i>a</i>
Popetán	E1	19-12-2019	0	0,47
			Peak	0,61
			5	0,47
			10	0,30
			15	0

En la Figura 104 se muestra un análisis histórico de la estructura comunitaria del fitoplancton a lo largo de las diferentes etapas de este estudio. En ella se visualiza que para el muestreo realizado en verano del 2015 las especies dominantes fueron *Cryptomonas* spp, *Peridinium* sp, *Sphaerocystis* spp, y *Aulacoseira* spp. En invierno del 2016 la estructura comunitaria del fitoplancton estuvo compuesto principalmente por *Cryptomonas* sp y *Tabellaria flocculosa*. En tanto, en primavera del 2019 se registró



abundancia de *Dolichospermum cf. flos-aqua*, *Elakathotrix gelatinosa*, *Monoraphidium contortum* y *Sphaerocystis schroeteri*.

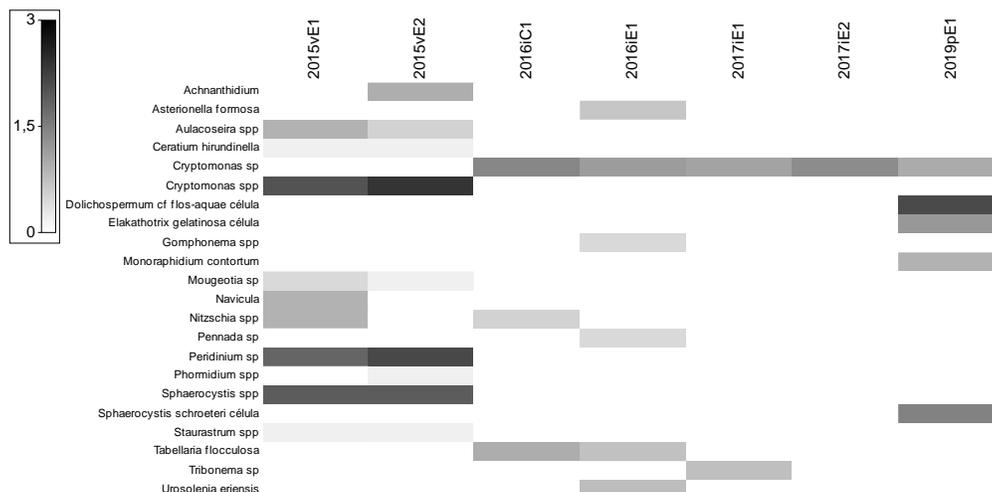


Figura 104. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/ml) y diversidad del fitoplancton en el lago Popetán, a lo largo de los años de estudio (2015-2019).

c) Análisis del zooplancton

Para el periodo de diciembre del 2019 se identificaron 5 taxa, con una abundancia total de 4,985 ind/L. *T. diabolicus* presentó la mayor abundancia (2,668 ind/L). Se registraron hembras con huevos de *T. diabolicus*, y nauplii de *M. araucanus* (Tabla 36).

Tabla 36. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplantónicos el lago Popetán.

Lago Popetán	
Estación de muestreo	E1
Fecha	19-12-2019
Taxa	ind/L
<i>Tumeodiatomus diabolicus</i>	2,668
hembra con huevos	0,044
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	0,001
<i>Mesocyclops araucanus</i>	0,001
Nauplius	1,112
<i>Diaphanosoma chilensis</i>	0,002
<i>Bosmina (Linderobosmina) chilensis</i>	1,156
Abundancia total (Ind/L)	4,985
Riqueza de taxa (S)	5



En la Figura 105 se muestra un an3lisis hist3rico de la estructura comunitaria del zooplancton a lo largo de las diferentes etapas de este estudio. En ella se visualiza que las especies que han estado presentes a lo largo de estos estudios han sido *T. diabolicus*, y nauplii de *M. araucanus*.

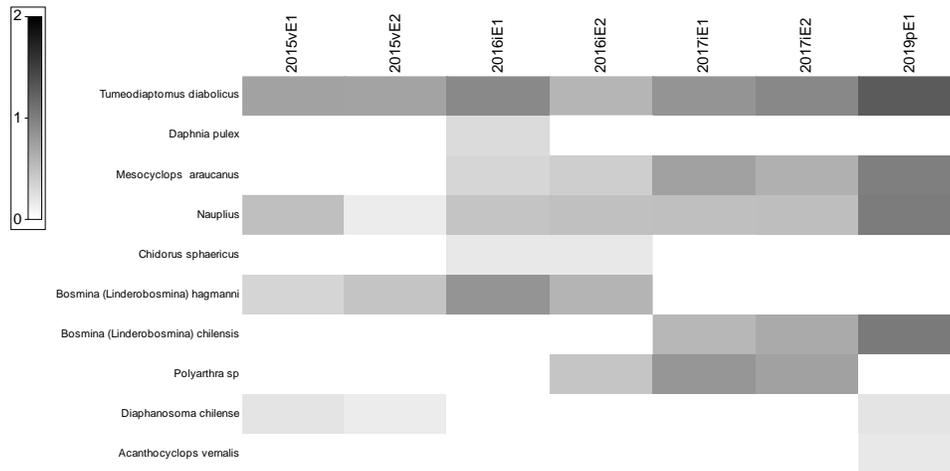


Figura 105. Gr3fico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago Popet3n, a lo largo de los a3os de estudio (2015-2019).

d) Sedimento

El sedimento de la estaci3n E1 estuvo compuesto en su totalidad por fango, salvo una muestra con aprox. un 90% de arena y 10% de grava (Figura 106).

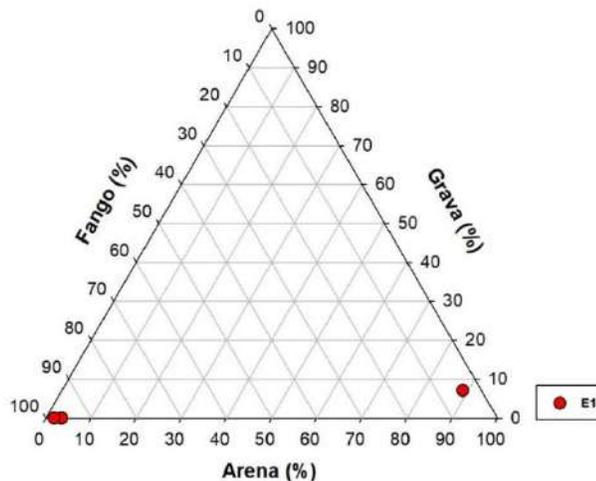


Figura 106. Clasificaci3n textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en la estaci3n E1 del lago Popet3n.



II. Evaluación del estado trófico

El modelo paradigma nutriente color para el lago Popetán reflejó concentraciones de fósforo total bajo el límite mesotrófico (Figura 107), con contracciones inferiores a 10 $\mu\text{g/L}$. Mientras que los valores de color se encontraron sobre los 20,46 mg Pt/L, el límite establecido entre bajo y alto color. Por tanto, este modelo estaría indicando una condición distrófica para el lago Popetán.

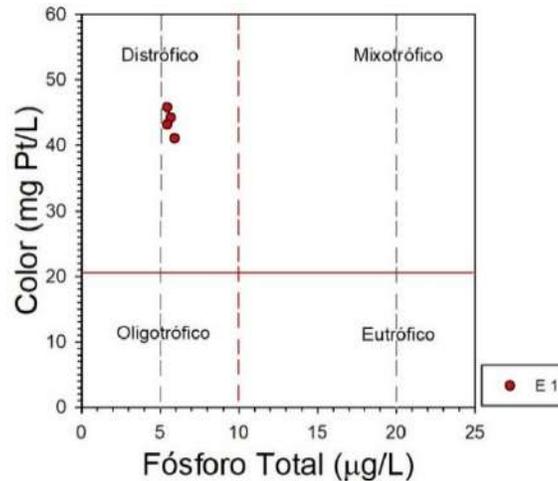


Figura 107. Paradigma nutriente color para lago Popetán, fósforo total ($\mu\text{g/L}$) versus color (mg Pt/L). Líneas verticales punteadas indican límites tróficos del fósforo total (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico). Línea roja continua horizontal indica límite entre color bajo y elevado.

III. Balance hidrológico y de nutrientes

En la Tabla 37 se muestran los valores de entradas (0,043 km^3) y salidas (0,027 km^3) de agua, calculado para el año 2019. El tiempo de renovación teórico calculado fue de aprox. 0,5 años.

Tabla 37. Balance hidrológico del lago Popetán.

		$\text{km}^3/\text{año}$
Entradas	Ríos	0,040
	Precipitación	0,004
	Total	0,043
Salidas	Efluente río Colú	0,026
	Evaporación del lago	0,001
	Total	0,027
Drenaje profundo		0,016

En la Tabla 38 se visualiza el balance de fósforo, calculándose un ingreso y egreso de 3,63 y 0,15 ton de P, respectivamente. De acuerdo a las concentraciones de este nutriente para el muestreo realizado,



se calcul3 la existencia de ~0,13 ton en el cuerpo lacustre. El porcentaje de sedimentaci3n calculado corresponde 96%.

Tabla 38. Balance de nutriente (f3sforo total) del lago Popet3n.

P (ton) en el lago	P (ton) ingresado	P (ton) egresado	P (ton) sedimentado	Sedimentaci3n (%)
0,13	3,63	0,15	3,48	96

Como la principal fuente aportante de P al sistema lacustre identificamos al uso de suelo (Figura 108). Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registr3 a la pradera como la mayor contribuyente de PT al sistema (Figura 109). No tiene operaci3n de acuicultura desde el a3o 2010.

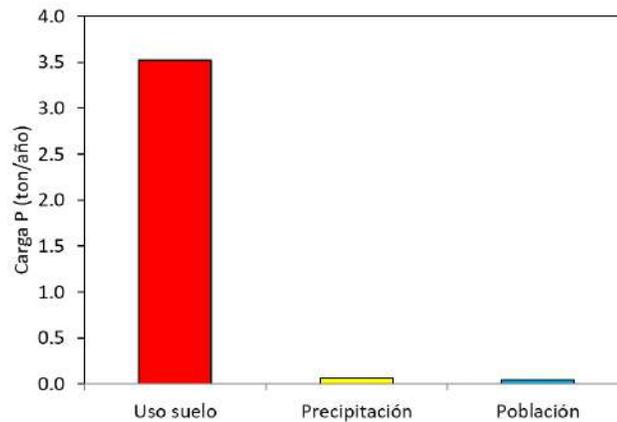


Figura 108. Carga de f3sforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Popet3n.

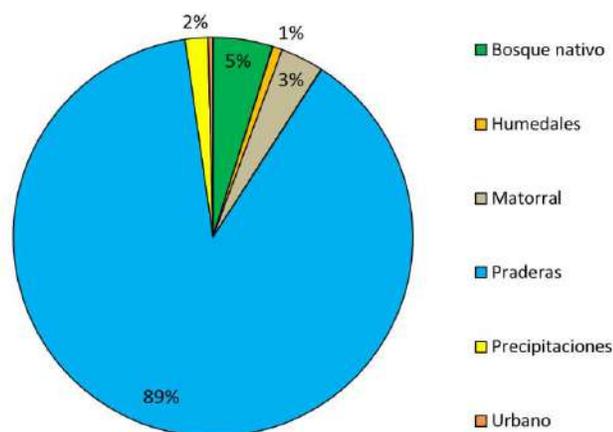


Figura 109. Aportes de f3sforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Popet3n.



4.1.7. Lago Huillinco- Cucao

I. Caracterización de columna de agua y sedimento

a) Variables físico-químicas de la columna de agua

El sistema lacustre Huillinco – Cucao evidenció una columna de agua estratificada, con un estrato superficial que abarcó hasta los ~ 6 m, seguida por una zona de transición y posteriormente un estrato de fondo, en las estaciones más profundas (Figura 110). La temperatura en el estrato superficial se encontró por sobre los 16 °C, para luego descender en la zona de transición cerca de los 9 m, y alcanzando 13 °C en el estrato profundo.

El estrato superficial se encontró completamente oxigenado (Figura 110), con concentraciones cercanas a los 8 mg/L, para descender en la zona de transición y alcanzar muy bajas concentraciones de oxígeno en el estrato profundo, inclusive presentando condiciones anóxicas en las estaciones 100520, 100617 y C1.

La conductividad registrada en el sistema lacustre Huillinco-Cucao es la más elevada de los lagos en estudio. La conductividad en el estrato superficial alcanzó los 2900 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 110), para luego incrementar notoriamente en el estrato profundo, presentando una conductividad de 32552 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en las estaciones más profundas.

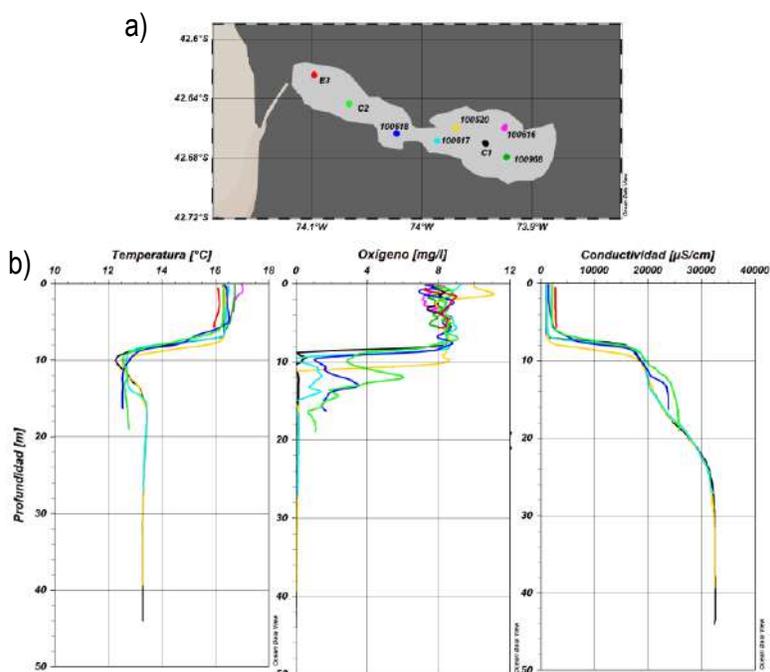


Figura 110. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el sistema Huillinco-Cucao, E3 (rojo), C2 (verde), 100618 (azul), 100617 (calipso), 100520 (amarillo), C1 (negro), 100616 (lila) y 100968 (verde). b) Perfiles de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en las estaciones del sistema Huillinco-Cucao, época de primavera.



En relación a los nutrientes analizados en el sistema lacustre Huillinco-Cucao, la concentración de nitrógeno total osciló en rangos diferentes según el estrato analizado (Figura 111), en el estrato superficial y el de transición el nitrógeno total fluctuó entre 176,4 y 322 $\mu\text{g/L}$. Mientras que en el estrato de fondo del sector Huillinco, la concentración de nitrógeno total se elevó considerablemente, oscilando entre 2563,2 y 11888,8 $\mu\text{g/L}$. La composición del nitrógeno total fue variable entre estaciones y a través de la columna de agua, en algunas estaciones la composición de nitrógeno total en el estrato superficial fue mayoritariamente orgánica (E3, C2, 100618 (E1), 106017, 100520, C1), en contraste de las estaciones 100968 y 100616, donde dominaron los constituyentes inorgánicos. Con respecto del estrato de fondo, las estaciones localizadas en el sector Cucao mantuvieron la dominancia del constituyente orgánico, pero incrementaron los constituyentes inorgánicos. Sin embargo, en las estaciones con mayor profundidad del sector Huillinco, en la mayoría de los casos fue imposible determinar la concentración de algunos nitrogenados inorgánicos (amonio y nitrito) producto de la presencia de interferencia. La concentración de amonio fue de < 5 a 2060,3 $\mu\text{g/L}$, en muy pocos casos se encontró bajo el límite de detección, en la mayoría de los casos el amonio presentó elevadas concentraciones, principalmente en el estrato profundo de las estaciones del sector Huillinco. En algunas profundidades analizadas fue imposible determinar su concentración debido a la presencia de interferencia en la muestra. El nitrito en el sistema lacustre Huillinco-Cucao fue entre < 2 y 3,5 $\mu\text{g/L}$, mayoritariamente se encontró bajo el límite de detección, pero en las estaciones 100520 y C1 en profundidad alcanzó los 3,5 $\mu\text{g/L}$. De los lagos en estudio, en este sistema fue en el único en donde fue detectable. El nitrato fue entre < 2 y 115,6 $\mu\text{g/L}$, mostrándose las mayores concentraciones en la estación C2 del sector Cucao en profundidad. No obstante, la mayoría de las muestras presentaron interferencia, por tanto, fue imposible determinar su concentración.

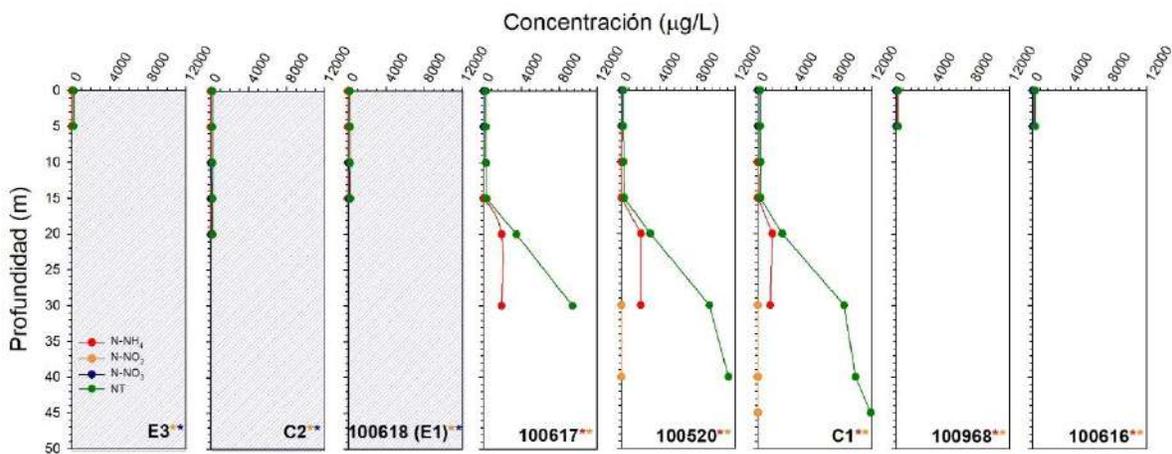


Figura 111. Concentración ($\mu\text{g/L}$) de amonio (N-NH_4), nitrito (N-NO_2), nitrato (N-NO_3) y nitrógeno total (NT) en las estaciones E3, C2, 100618 (E1), 100617, 100520, C1, 100968 y 100616 del sistema lacustre Huillinco-Cucao. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: N-NH_4 , *: N-NO_2 , *: N-NO_3 , *: NT). Las gráficas con fondo achurado azul corresponden a estaciones en el sector Cucao.



En el caso del f3sforo total, fluctu3 entre 11,2 y 237 $\mu\text{g/L}$ en el sistema lacustre Huillinco-Cucao (Figura 112), incrementando la concentraci3n con la profundidad, ocurriendo esto con mayor notoriedad en las estaciones m3s profundas del sector Huillinco, especifcamente en las estaciones 100617, 100520 y C2. De forma similar ocurri3 con el fosfato, present3 un claro incremento con la profundidad, siendo el principal constituyente del f3sforo total. Las concentraciones de fosfato oscilaron entre < 2 y 216 $\mu\text{g/L}$.

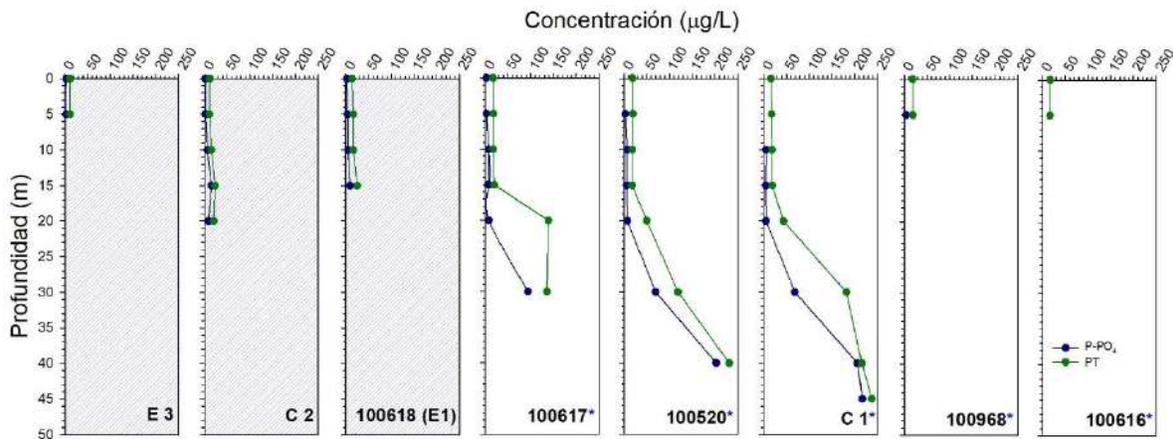


Figura 112. Concentraci3n ($\mu\text{g/L}$) de fosfato (P-PO_4) y f3sforo total (PT) en las estaciones E3, C2, 100618 (E1), 100617, 100520, C1, 100968 y 100616 del sistema lacustre Huillinco-Cucao. Asterisco indica estaci3n con analito en alguna profundidad bajo l3mite de detecci3n, el color del asterisco se3ala el analito (*: P-PO_4 , *: PT). Las gr3ficas con fondo achurado azul corresponden a estaciones en el sector Cucao.

En el sistema lacustre Huillinco-Cucao las concentraciones de carbono org3nico disuelto fueron de 1,5 a 11,2 mg/L (Figura 113). En general, dentro del estrato superficial en estaciones m3s profundas tendi3 a haber un aumento en la concentraci3n cerca de los 5 m, para luego disminuir la concentraci3n en la zona de transici3n. Mientras que, la concentraci3n de DOC increment3 en el estrato profundo de las estaciones de mayor profundidad del sector Huillinco. Se distinguieron 5 componentes de materia org3nica, de los cuales cuatro eran similares a 3cidos f3lvicos y h3micos (UVC, UVC II, UVA), los que se relacionan a un origen de tipo al3ctono. Mientras que, uno de ellos fue similar a prote3na, que se asocia a un origen aut3ctono. Las mayores intensidades de fluorescencia estuvieron dadas por los componentes similares a 3cidos h3micos UVC y UVA. La intensidad de fluorescencia de los diferentes componentes fue variable a trav3s de la columna de agua. Sin embargo, presentaron patrones similares de distribuci3n entre los diferentes componentes.

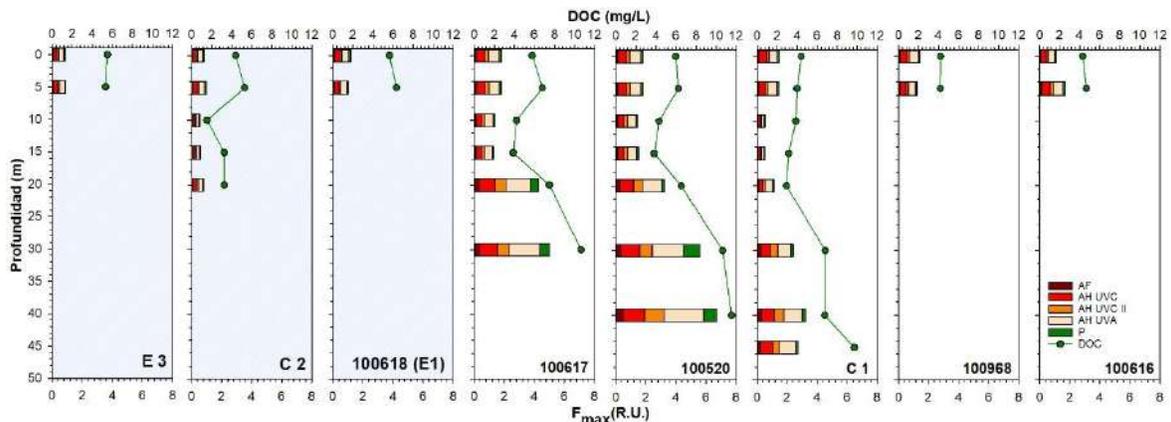


Figura 113. Perfiles de carbono orgánico disuelto (DOC, mg/L, líneas verdes) e intensidad de fluorescencia (F_{max} , R.U., barras) en el sistema lacustre Huillinco-Cucao. Graficos con líneas azules corresponden al sector Cucao. AF: ácidos fúlvicos; AH UVC: ácidos húmicos UVC; AH UVC II: ácidos húmicos UVC II; AH UVA: ácidos húmicos UVA; P: proteína.

b) Análisis de fitoplancton y clorofila *a*

En el sistema lacustre Huillinco-Cucao, la abundancia fitoplanctónica osciló entre 0 y 611.960 cél/L, y la concentración de clorofila *a* osciló entre 0 y 1,17 $\mu\text{g/L}$, encontrándose esta concentración de clorofila *a* dentro de rango para lagos ultra oligotróficos a oligotróficos. La concentración de clorofila *a* en el sistema lacustre Huillinco-Cucao, presentó grandes variaciones entre las estaciones de muestreo, más en la cubeta Huillinco la variación es más notoria que en la cubeta Cucao, más aun, estas variaciones son atribuibles a la profundidad de la columna de agua donde fueron extraídas. Las menores concentraciones de clorofila *a* se registraron en las muestras tomadas en la parte más profunda del lago, es decir, en la capa o masa de agua contenida bajo los 10 metros de profundidad. La abundancia fitoplanctónica también presentó variaciones considerables entre las estaciones de muestreo coincidiendo en la mayoría de los casos, las menores abundancias fitoplanctónicas con las estaciones de muestreo profundas, así también coincidieron con los menores valores de clorofila *a* (Figura 114).

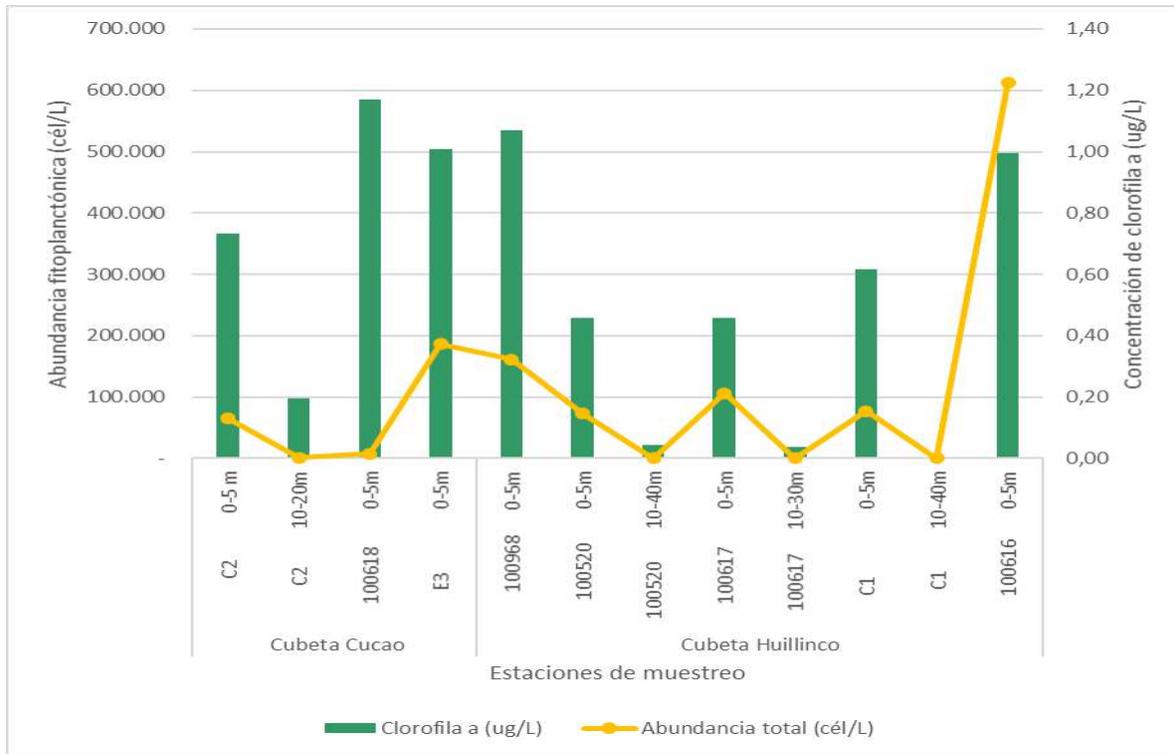


Figura 114. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el sistema lacustre Huillinco-Cucao.

En el sistema lacustre Huillinco-Cucao se encontraron 40 especies, 28 Bacillariophyta, 4 Charophyta, 2 Chlorophyta, 2 Cianobacteria, 1 Dynophyta, 1 Rhodophyta, 1 Cryptophyta y 1 Ochrophyta. Existió gran variación en la distribución de abundancias fitoplanctónicas dentro de este ecosistema lacustre. Hubo estaciones que presentaron abundancia cero, todas estas estaciones de muestreo se caracterizan por ser más profundas, bajo los 10 metros, solo una de las cuatro estaciones bajo los 10 metros de profundidad tuvo organismos en él. Si bien las Bacillariophyta fueron el grupo más diverso, la especie que constituyó la mayor abundancia fue *Monoraphidium contortum* que osciló entre 46 a 97 % de la abundancia total por estación (haciendo referencia solo a aquellas estaciones que tuvieron esta especie). Se registraron *Cryptomonas* en las estaciones de muestreo con abundancias entre 2 y 14 % en estaciones superficiales entre 0-5 m de profundidad (Tabla 39).



Tabla 39. Composición taxonómica, abundancia (cé/L), y abundancia relativa por estación de muestreo y taxa del lago Huillinco-Cucao.

Phylum	Estación	100968		100520		100520		100617		100617		C1		C1		100616		C2		C2		100616		E3		
		0-5m		0-5m		10-40m		0-5m		10-30 m		0-5 m		10-40m		0-5 m		0-5m		10-20m		0-5m		0-5m		
		14-12-19	14-12-19	14-12-19	14-12-19	14-12-19	14-12-19	14-12-19	14-12-19	14-12-19	14-12-19	14-12-19	14-12-19	14-12-19	14-12-19	14-12-19	14-12-19	14-12-19	14-12-19	14-12-19	14-12-19	14-12-19	14-12-19	14-12-19	14-12-19	14-12-19
		cé/L	%	cé/L	%	cé/L	%	cé/L	%	cé/L	%	cé/L	%	cé/L	%	cé/L	%	cé/L	%	cé/L	%	cé/L	%	cé/L	%	
	<i>Aulacoseira distans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Aulacoseira granulata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Melosira varians</i>	0	0	120	0	0	0	160	0	0	0	160	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Urosolenia eniensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Cyclotella sp</i>	280	0	120	0	0	0	560	1	0	0	490	1	0	0	0	4994	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Cyclotella ocellata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Achnanthes spp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Amphora veneta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Cocconeis sp</i>	942	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Nitzschia spp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	999	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40
	<i>Gomphonema sp</i>	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Navicula spp</i>	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Navicula radiosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Diploneis sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Craticula sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Eunobia sp</i>	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Entomoneis alata</i>	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Astionella formosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	3	0	40
	<i>Distronella sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	80	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Distronella geminifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	X	0
	<i>Diatoma sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	999	14	0
	<i>Tabellaria flocculosa var andina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	X	0	0	0	0	0	X	0	999	14
	<i>Tabellaria flocculosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	160	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	280
	<i>Fragilaria crotonensis</i>	1884	1	0	0	0	0	40	0	0	0	40	0	0	0	0	80	0	0	0	0	0	868	46	40	1400
	<i>Fragilaria tenera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	999	14	X
	<i>Fragilariella indeterm nada</i>	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	160	0	0	0	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Stauroneis pinnata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	X	0	0
	<i>Unania sp</i>	40	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chlorophyta	<i>Monoraphidium contortum</i>	158404	97	88579	94	0	0	91701	98	0	0	73908	98	0	0	589248	98	38950	80	868	46	0	0	0	154803	83
	<i>Scenedesmus acutus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Closterium acutum</i>	2191	1	1080	1	0	0	1981	2	0	0	1160	2	0	0	2497	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Closterium acutum var variabile</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Mougeotia sp</i>	0	0	0	0	0	0	200	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1040
	<i>Springera sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Pseudanabaena catenata</i>	0	0	1000	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Dolichospermum sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Cryptomonas sp</i>	0	0	1962	3	0	0	11803	11	0	0	0	0	0	0	0	14561	2	0	0	0	0	0	999	14	4994
	<i>Parvodinium um bonatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	X	0	0
	<i>Rhodospira</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Audouinia sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Ochromyces</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Trichonema sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Abundancia total (cé/L)	161792		72922		0		106465		0		77185		0		611960		64548		1452		7354		185885		

En la Figura 115 se muestra un análisis histórico de la estructura comunitaria del Huillinco a lo largo de las diferentes etapas de este estudio, visualizándose una amplia variedad de especies fitoplanctónicas, cuya estructura comunitaria va cambiando en el tiempo. Sin embargo, se puede apreciar que especies tales como del género *Cyclotella* estarían presentes en todas las etapas de estudio. También se observa un patrón claro de presencia mayoritariamente de *Urosolenia sp* en invierno del 2014, luego durante verano del 2015 prevalece *Cyclotella spp*; durante invierno del 2016 *Cyclotella meneghiniana*, diatomea moniliformis, y *Chaetoceros spp*; en invierno del 2017 *Aulacoseira granulata*, y durante primavera del 2019 *Closterium acutum*, *Cryptomonas sp*, *Ciclotella sp*, *F. crotonensis*, y *Monoraphidium contortum*.

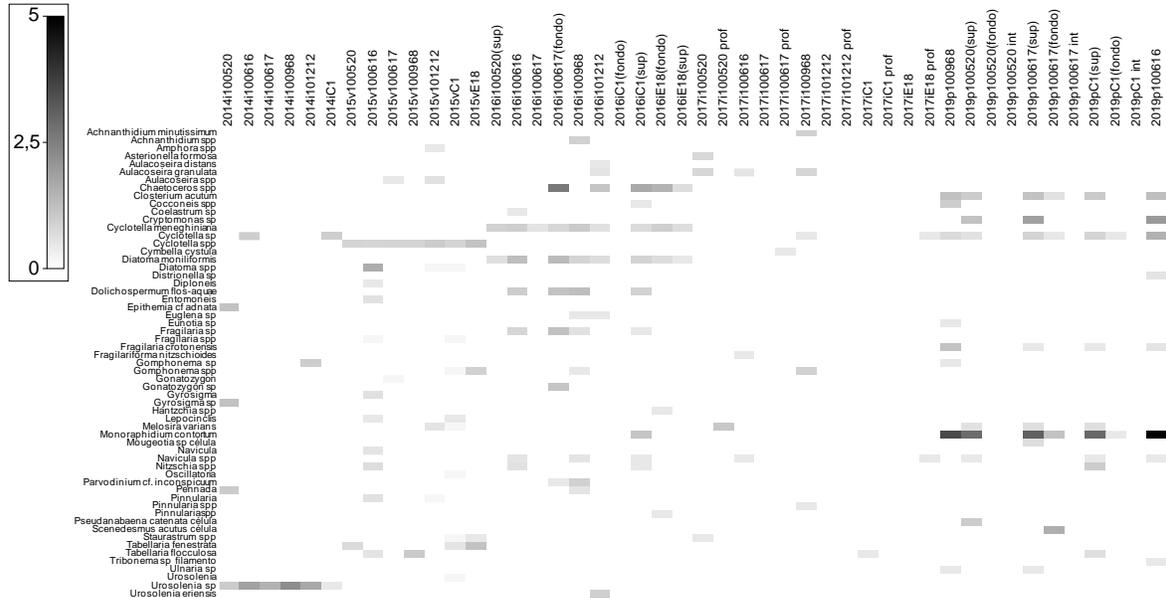


Figura 115. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/ml) y diversidad del fitoplancton en el lago Huillico, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).

En la Figura 116 se muestra un análisis histórico de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Cucao a lo largo de las diferentes etapas de este estudio, visualizándose una amplia variedad de especies fitoplanctónicas, cuya estructura comunitaria va cambiando en el tiempo. Sin embargo, se puede apreciar que especies del género *Cyclotella* estuvieron mayormente presente durante todas las etapas de estudio. También se observó una variación en la composición del fitoplancton, ya que por ejemplo en invierno del 2014 prevaleció *Urosolenia* sp, *A. minutissimum*, *Cyclotella* spp, y *Aulacoseira* spp; en verano del 2015 *Cyclotella* spp; invierno del 2016 *Chaetoceros* sp, *C. meneghiniana*, diatomea moniliforme, especies del género *Dolichospermum*, y *Fragilaria* sp; en primavera del 2019 prevalecen las especies *Closterium acutum*, *A. formosa*, *Cryptomonas* sp, *Cyclotella ocellata*, *Dolichospermum*, *F. crotonensis*, *M. contortum*, *Mougeotia* sp, y *T. flocculosa* variedad andina.

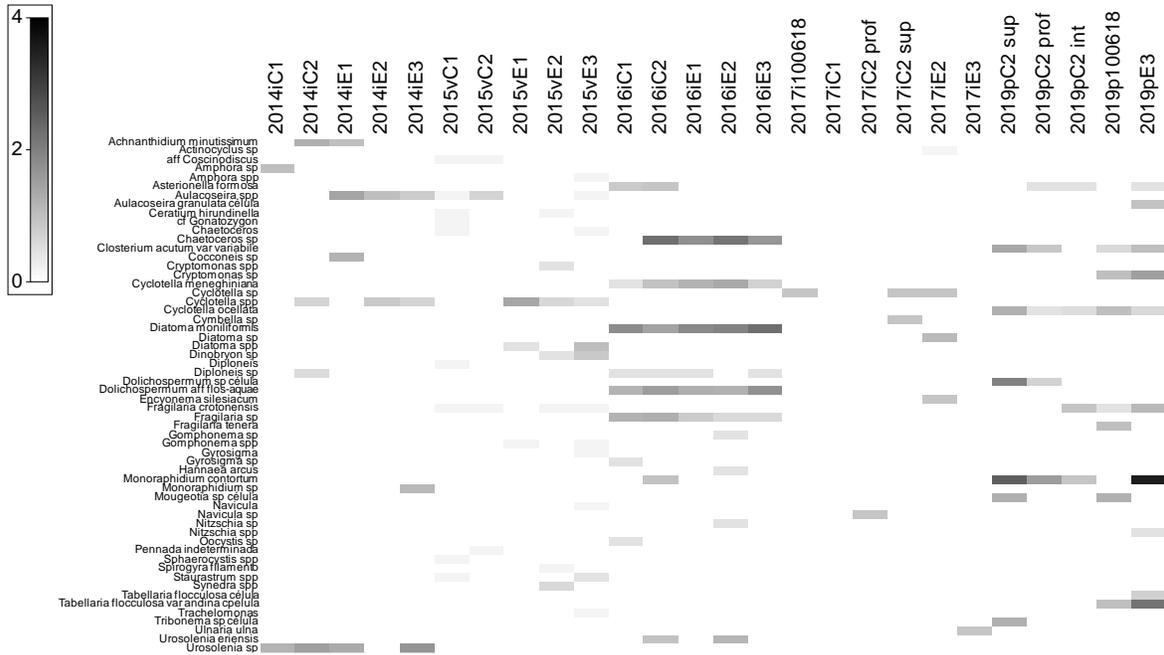


Figura 116. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/ml) y diversidad del fitoplancton en el lago Cucao, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).

c) Análisis del zooplancton

En el muestreo realizados a fines de diciembre del 2019 se identificaron 4 a 7 taxa, con una abundancia total de 27,929 ind/L. La especie que presentó mayor abundancia fue *T. diabolicus* con 21,619 ind/L (Figura 117, Tabla 40).

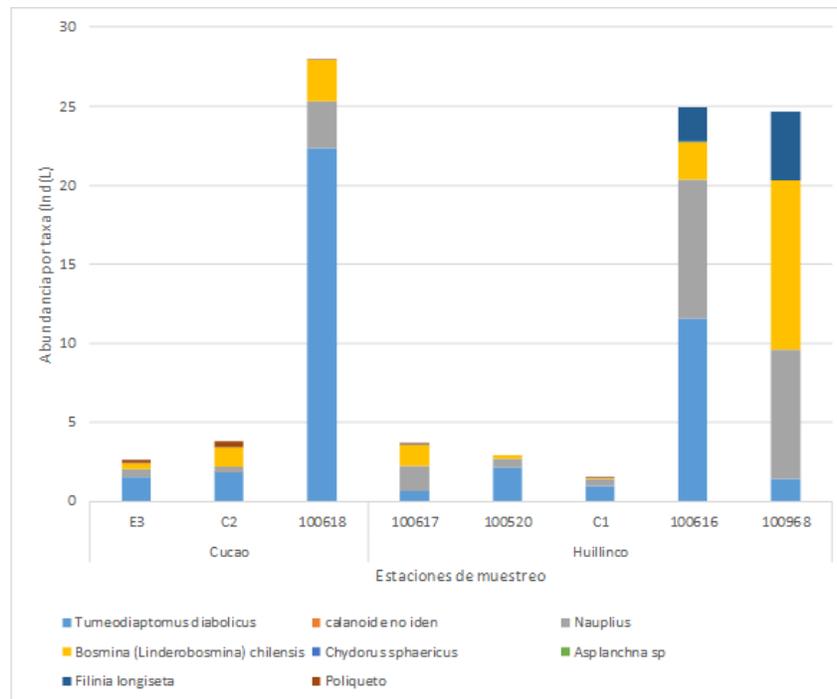


Figura 117. Abundancia zooplanctónica por taxa y total presente en el sistema lacustre Huillinco-Cucao en primavera de 2019.

Tabla 40. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos el lago Huillinco-Cucao.

Sistema lacustre Huillinco -Cucao	Cubeta Cucao			Cubeta Huillinco					
	Estación de muestreo	C2	100618	E3	100968	100617	100616	100520	C1
Fecha	13-12-19	12-12-19	12-12-19	14-12-19	14-12-19	14-12-19	14-12-19	14-12-19	14-12-19
Taxa	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	1,832	21,619	1,496	1,393	0,584	10,942	2,036	0,930	
hembra con huevos	0,023	0,729	0,022	0,022	0,036	0,657	0,089	0,055	
calanoide no identificado	0,003	0	0	0	0	0	0	0	
Nauplii	0,314	2,984	0,524	8,157	1,641	8,754	0,549	0,410	
<i>Bosmina (Linderobosmina) chilensis</i>	1,204	2,586	0,374	10,743	1,313	2,407	0,248	0,055	
<i>Chydorus sphaericus</i>	0	0	0	0	0	0,003	0	0	
<i>Asplanchna sp</i>	0	0	0	0	0	0,003	0	0	
<i>Filinia longisetata</i>	0	0	0	4,377	0,036	2,188	0	0	
Poliqueto	0,419	0,011	0,224	0	0,022	0	0	0,001	
Abundancia total (Ind/L)	3,795	27,929	2,640	24,691	3,633	24,954	2,921	1,451	
Riqueza de taxa (S)	6	5	5	5	6	7	4	5	



En la Figura 118 se muestra un análisis histórico de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Huillinco a lo largo de las diferentes etapas de este estudio, visualizándose a *T. diabolicus* como la especie que se ha encontrado en todas las etapas de estudios, además de presentar una mayor abundancia. Durante el muestreo del invierno del 2014, *B. gracilipes* y *T. diabolicus* fueron las especies representantes de la comunidad zooplanctónica; en verano del 2015, *B. hagmanni*, *D. chilense*, *F. longiseta* y *T. diabolicus*; durante el invierno del 2016, las especies *B. (Linderobosmina) hagmanni*, *Brachionus* sp, *F. longiseta*, *K. americana*, *M. araucanus*, larvas de poliquetos, y *T. diabolicus*; en invierno del 2017, las especies *B. gracilipes*, *B. (Linderobosmina) chilensis*, larvas de poliqueto, y *T. diabolicus*; y en primavera del 2019, *B. (Linderobosmina) chilensis*, *F. longiseta*, y *T. diabolicus*.

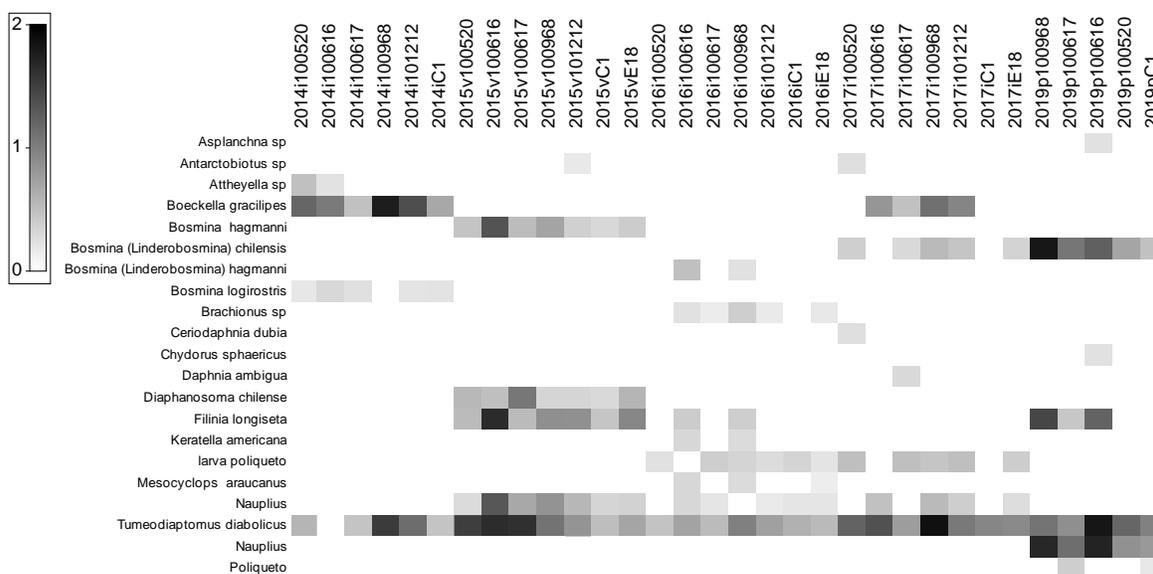


Figura 118. Gráfico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago Huillinco, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).

En la Figura 119 se muestra un análisis histórico de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Cucao a lo largo de las diferentes etapas de este estudio, visualizándose a *T. diabolicus* como la especie que se ha encontrado en todas las etapas de estudios, además de presentar una mayor abundancia. Durante el muestreo del invierno del 2014, *B. hagmanni* y *T. diabolicus* fueron los representantes de la estructura comunitaria; en verano del 2015, las especies *B. hagmanni*, *D. chilense*, nauplii de *M. longisetus*, y *T. diabolicus*; en invierno del 2016, las especies *Brachionus* sp, *F. longiseta*, y *T. diabolicus*; en invierno del 2017, *B. gracilipes*, larva de poliqueto, nauplii de *M. longisetus*, y *T. diabolicus*; y en primavera del 2019, *B. (linderobosmina) chilensis*, nauplii de *M. araucanus*, *T. diabolicus*, y poliqueto.

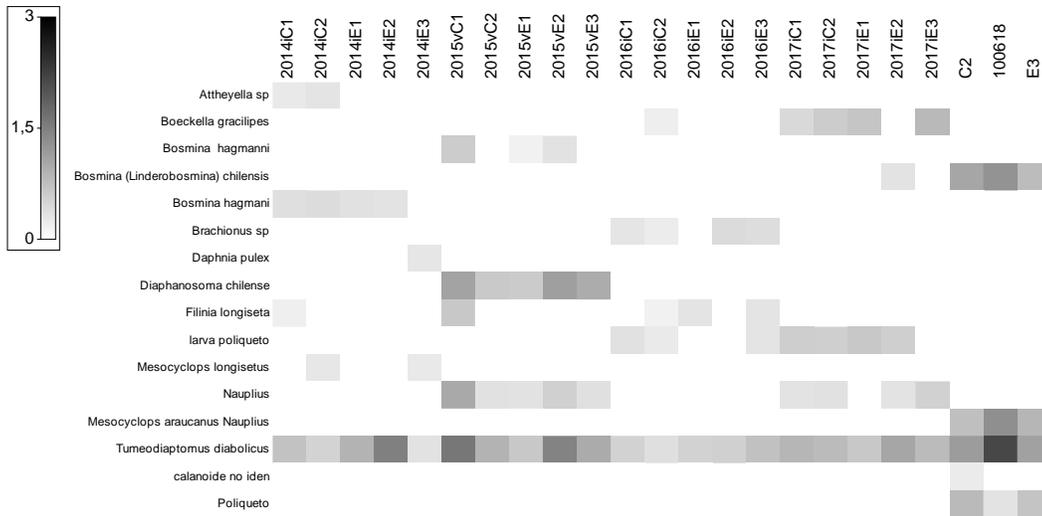


Figura 119. Gráfico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago Cucao, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).

En la Figura 120 se muestra la variabilidad total espacial de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Huillenco, en donde se observó una cercanía entre las estaciones 100616 y 100968, en tanto la estación E18 se diferencia de todo el resto (la espacialidad estuvo explicada por un 62% de la variabilidad total).

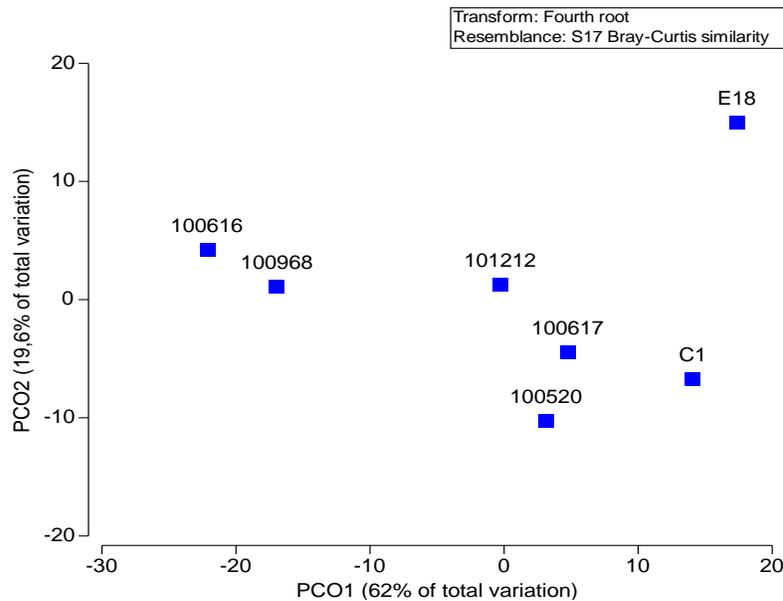


Figura 120. Gráfica test PCO del centroide de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Huillenco, agrupando estaciones de muestreo.



En Figura 121 se muestra la variabilidad total espacial de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Cucao, en donde se observ3 que la estaci3n 100618 se diferencia de todo el resto (la espacialidad estuvo explicada por un 87,2 % de la variabilidad total).

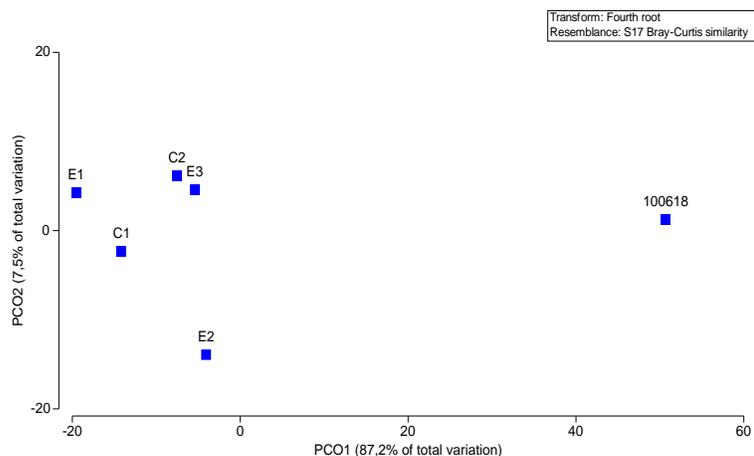


Figura 121. Gráfica test PCO del centroide de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Cucao, agrupando estaciones de muestreo.

d) Sedimento

En la composici3n textural del sedimento de las estaciones 100618 (E1), 100617 y 100520 el fango predomin3, en tanto la estaci3n E3 estuvo compuesta mayormente por arena (Figura 122).

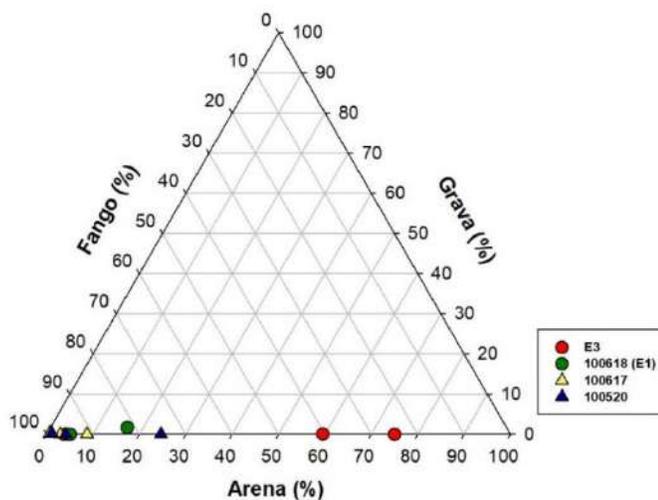


Figura 122. Clasificaci3n textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100618 (E1), E3, 100617, y 100520 del lago Huillinco-Cucao.



II. Evaluación del estado trófico

Con respecto a la condición trófica del sistema lacustre Huillinco-Cucao (Figura 123), las concentraciones de fósforo total en todos los casos se encontraron sobre niveles mesotróficos, donde numerosas profundidades analizadas presentaron concentraciones en rangos eutróficos. Para el caso del color, se registró bajo color en algunas profundidades correspondientes a las estaciones C1, 100618 y C2, en el área de transición para la C2 y en profundidad en las estaciones 100618 y C2. Mientras que en el resto de las profundidades analizadas presentaron un valor alto de color. Por tanto, la relación de ambas variables a través del paradigma nutriente color, estaría indicando una condición trófica que oscila entre un estado eutrófico y mixotrófico para el sistema lacustre Huillinco-Cucao.

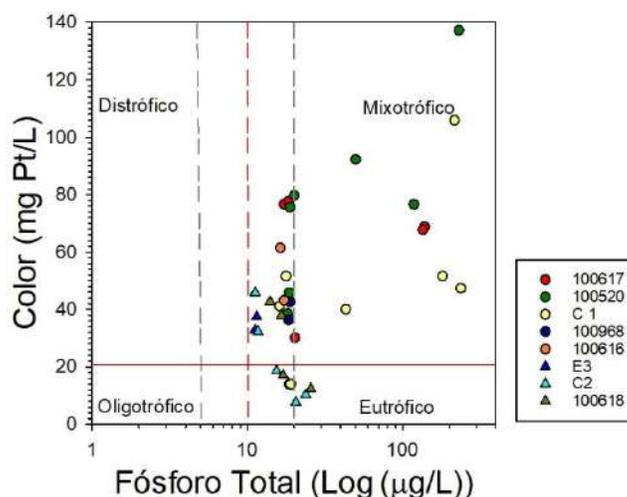


Figura 123. Paradigma nutriente color para sistema lacustre Huillinco-Cucao, fósforo total ($\mu\text{g/L}$) versus color (mg Pt/L). Líneas verticales punteadas indican límites tróficos del fósforo total (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico). Línea roja continua horizontal indica límite entre color bajo y elevado.

III. Aportes de fuentes difusas y directas

Como se indica en la Figura 124, el principal aporte de P hacia la cubeta Huillinco-Cucao proviene de la fuente difusa, específicamente el uso de suelo y cobertura vegetal. Se recuerda que las cuencas lacustres de los lagos Tarahuín y Tepuhueico drenan hacia la cuenca lacustre del Huillinco-Cucao. Dentro de los usos de suelo, son las praderas que estarían mayormente aportando P al lago (Figura 125). Si bien las concesiones de acuicultura no se encontraron en operación, se consideraron en el balance de nutrientes producto del limitado recambio de agua del estrato profundo que presenta este sistema.

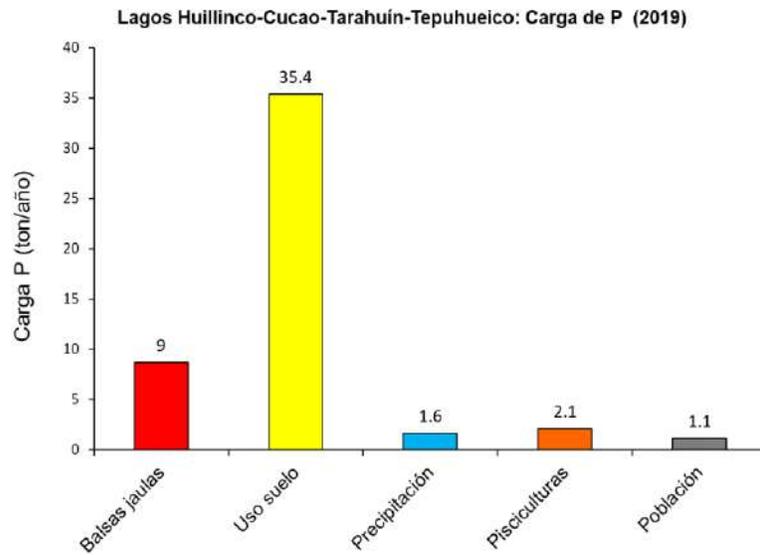


Figura 124. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes al lago Huillinco-Cucao.

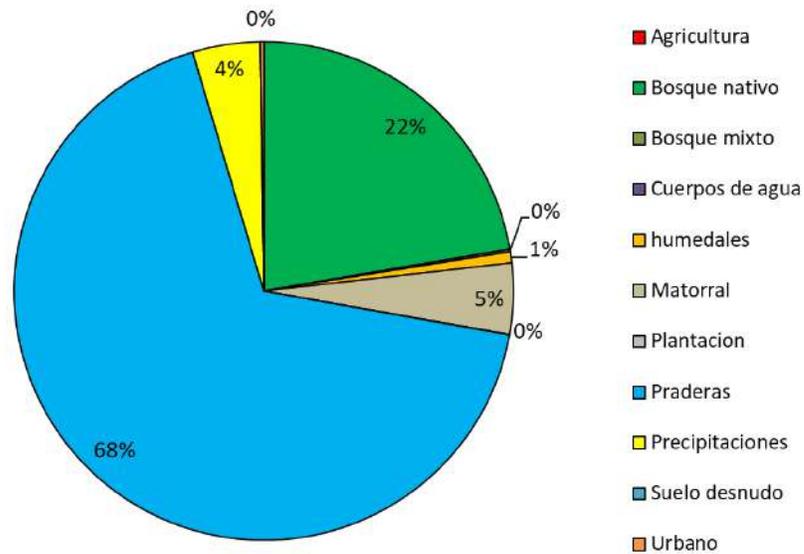


Figura 125. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Huillinco-Cucao.



4.1.8. Lago Tarahu3n

I. Caracterizaci3n de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoqu3micas de la columna de agua

En la columna de agua del lago Tarahu3n se apreciaron los primeros indicios de estratificaci3n (Figura 126). La temperatura en el lago Tarahu3n super3 los 16 °C en superficie, para ir descendiendo con la profundidad, alcanzando cerca de 11,5 °C en la estaci3n m3s profunda (C1). El ox3geno fue variable por sobre los 8 m (Figura 126), con concentraciones que fluctuaron entre 7,9 y 10,4 mg/L, luego descendió con el aumento de la profundidad, en especial en la estaci3n C1, donde alcanz3 los 6 mg/L. La conductividad fue de 40 a 46 $\mu\text{S/cm}$, presentando poca variaci3n entre superficie y profundidad. Las tres estaciones de muestreo presentaron un comportamiento similar, pero en la estaci3n C1 continu3 la tendencia en profundidad.

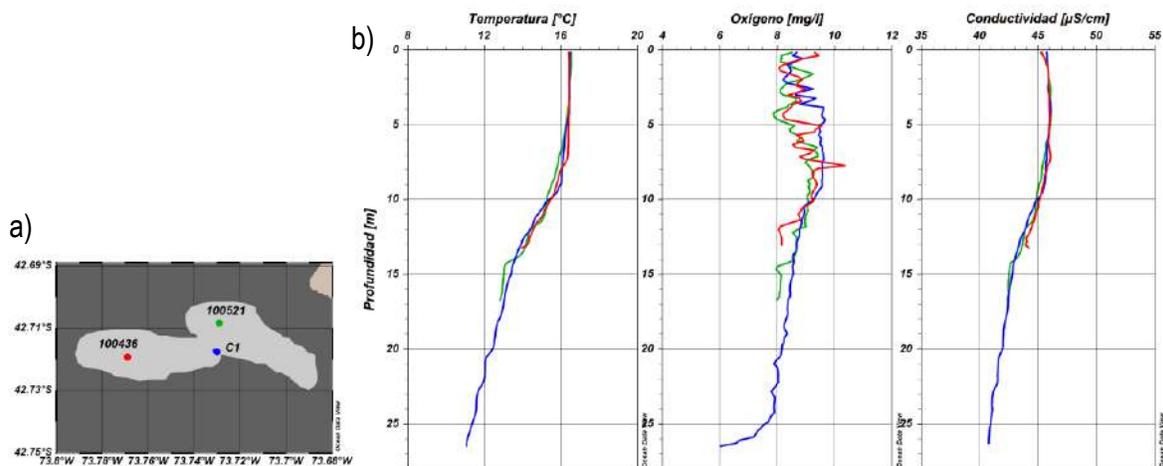


Figura 126. a) Ubicaci3n de estaciones de muestreo en el lago Tarahu3n, 100436 (rojo), C1 (azul) y 100521 (verde oscuro). b) Perfiles de temperatura (°C), ox3geno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en las estaciones del lago Tarahu3n, en 3poca de primavera.

En el lago Tarahu3n, el nitr3geno total registrado fue entre 277,7 y 349,9 $\mu\text{g/L}$ (Figura 127). En todos los casos, el NT estuvo compuesto mayoritariamente por nitrogenados org3nicos. El amonio fue registrado en todas las profundidades analizadas, con concentraciones que oscilaron entre 8 y 11,1 $\mu\text{g/L}$. En todas las estaciones del lago Tarahu3n el nitrito estuvo bajo el l3mite de detecci3n (2 $\mu\text{g/L}$). El nitrato se encontr3 mayoritariamente bajo el l3mite de detecci3n (2 $\mu\text{g/L}$), registr3ndose desde 15 m de profundidad, con concentraciones entre 10,2 y 44,4 $\mu\text{g/L}$. En la estaci3n C1 tendieron a aumentar las concentraciones nitrato y nitr3geno total con la profundidad. Por otro lado, la concentraci3n de f3sforo total y fosfato fueron de 11,9 a 16,6 $\mu\text{g/L}$ y de 4 a 6,4 $\mu\text{g/L}$, respectivamente (Figura 127). La distribuci3n de f3sforo total y fosfato fue similar a trav3s de la columna de agua.

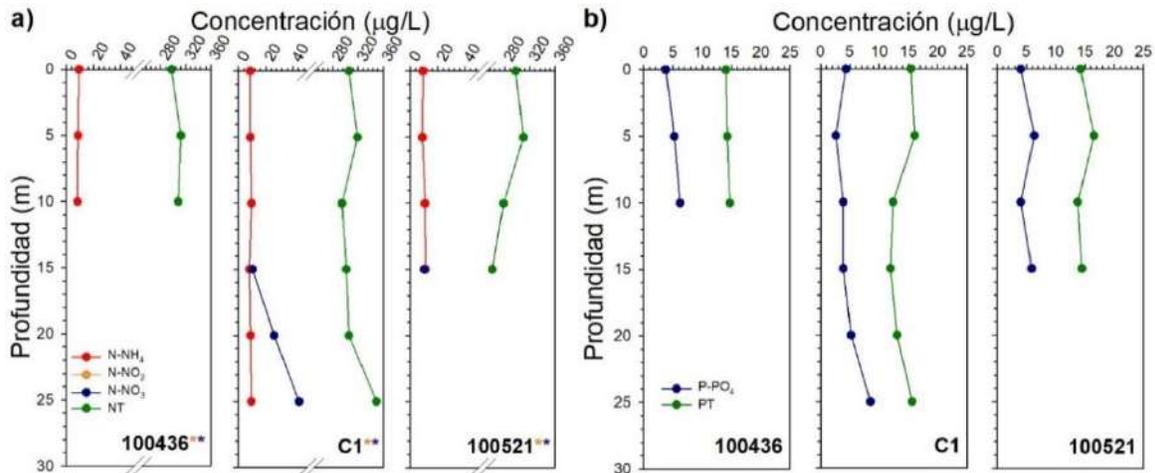


Figura 127. Concentración ($\mu\text{g/L}$) de a) amonio (N-NH_4), nitrito (N-NO_2), nitrato (N-NO_3) y nitrógeno total (NT) y de b) fosfato (P-PO_4) y fósforo total (PT) en las estaciones 100436, 100521 y C1 del lago Tarahuín. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: N-NH_4 , *: N-NO_2 , *: N-NO_3 , *: NT, *: P-PO_4 , *: PT, según corresponda).

La concentración de DOC en el lago Tarahuín fluctuó entre 2,7 a 3 mg/L (Figura 128), variando escasamente a través de la columna de agua. El análisis PARAFAC identificó la presencia de 5 componentes fluorescentes, similar a ácidos fúlvicos, ácidos húmicos (UVC, UVC II, UVA) y proteína. Las mayores intensidades de fluorescencia se encontraron relacionadas con el componente similar a ácidos húmicos de tipo UVA. En todos los casos, las mayores intensidades de los componentes se registraron en la estación C1 del lago Tarahuín. Más aún, en esta estación se registraron las mayores intensidades del componente similar a proteína de los lagos Chilotes.

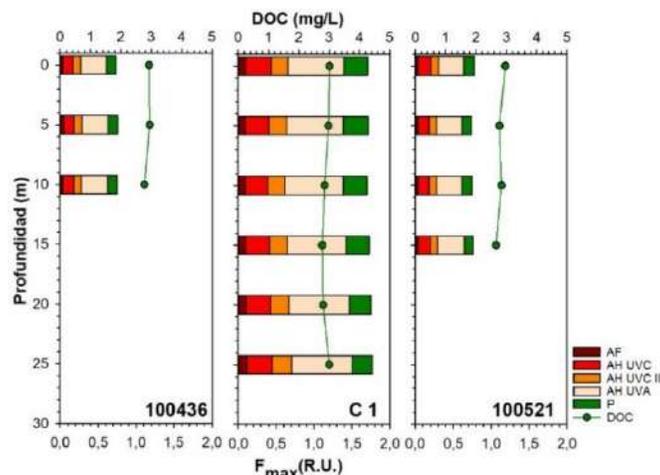


Figura 128. Perfiles de carbono orgánico disuelto (DOC, mg/L , líneas verdes) e intensidad de fluorescencia (F_{max} , R.U., barras) en lago Tarahuín. AF: ácidos fúlvicos; AH UVC: ácidos húmicos UVC; AH UVC II: ácidos húmicos UVC II; AH UVA: ácidos húmicos UVA; P: proteína.



b) Análisis del fitoplancton y clorofila a

En el lago Tarahuín se registraron elevadas abundancias fitoplanctónicas, entre los 11,8 millones y 13,5 millones de células por litro, la concentración de clorofila a fluctuó entre 4,1 y 5,4 ug/L (Figura 129). Estos valores de clorofila a se encontraron dentro del rango mesotrófico. La riqueza de taxa en el lago Tarahuín fue de 17 especies, 7 de ellas Bacillariophyta, 3 Chlorophyta, 3 Dynophyta, 2 Charophyta, 1 Cryptophyta y 1 Cyanobacteria. El grupo más rico en especies fue Bacillariophyta, sin embargo, la mayor abundancia se produjo en el Phylum Cyanobacteria, con 100% de *Dolichospermum flos aquae* (Tabla 41).

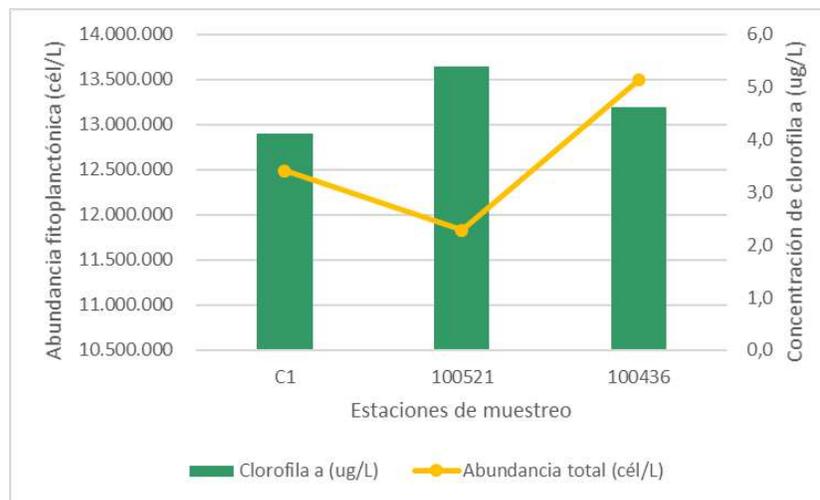


Figura 129. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago Tarahuín.

Tabla 41. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Tarahuín.

Phylum	Especie	C1		100521		100436	
		17-12-2019		17-12-2019		17-12-2019	
		cél/L	%	cél/L	%	cél/L	%
Bacillariophyta	<i>Aulacoseira granulata</i>	4041	0	1761	0	2841	0
	<i>Aulacoseira distans</i>	2663	0	18643	0	5799	0
	<i>Urosolenia eriensis</i>	X	0	0	0	0	0
	<i>Asterionella formosa</i>	120	0	0	0	0	0
	<i>Distironella gemainii</i>	0	0	40	0	0	0
	<i>Tabellaria flocculosa var andina</i>	1881	0	0	0	0	0
	<i>Fragilaria crotonensis</i>	X	0	0	0	0	0
Chlorophyta	<i>Volvox aureus</i>	X	0	0	0	0	0
	<i>Sphaerocystis Schroeteri</i>	X	0	0	0	X	0
	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	0	0	1921	0	0	0
Charophyta	<i>Closterium acutum var variable</i>	80	0	0	0	644	0
	<i>Staurastrum gracile</i>	80	0	160	0	160	0
Cyanobacteria	<i>Dolichospermum flos-aquae</i>	12475670	100	11803127	100	13484484	100
Cryptophyta	<i>Cryptomonas sp</i>	0	0	40	0	0	0
Dinophyta	<i>Ceratium hirundinella</i>	2921	0	3521	0	3161	0
	<i>Peridinium cinctum</i>	160	0	640	0	1080	0
	<i>Lepocinclis sp</i>	80	0	0	0	0	0
Abundancia total (cél/L)		12.487.696		11.829.852		13.498.170	



En la Figura 130 se muestra un análisis histórico de la estructura comunitaria a lo largo de las diferentes etapas de este estudio. Especies del género *Aulacoseira* y *Ceratium* se han encontrado en todas las etapas del estudio, junto con *Asterionella formosa*. *Fragilaria crotonensis* ha estado también presente en gran parte del monitoreo. Especial importancia, por su alta abundancia, se identificó a especies del género *Dolichospermum*, que en el último periodo (primavera 2019) ha registrado la mayor abundancia.

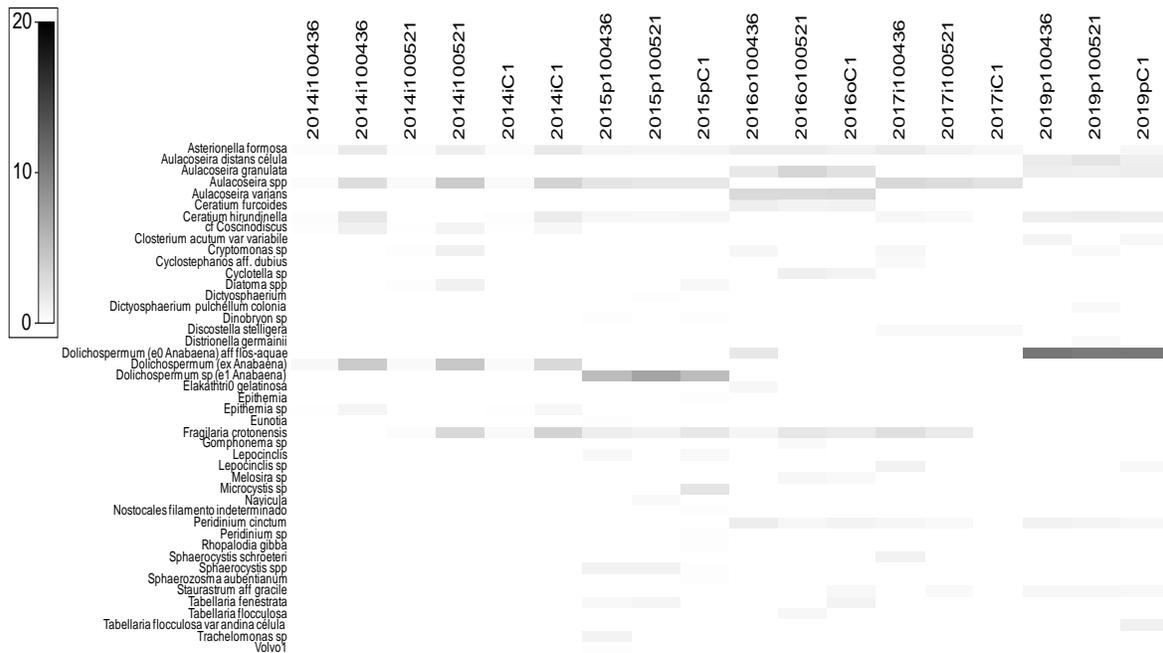


Figura 130. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/ml) y diversidad del fitoplancton en el lago Tarahuín, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).

En la Figura 131 se observa diferencias de la estructura comunitaria del fitoplancton según la época y año de muestreo. En otoño del 2016 las especies *Aulacoseira granulata* y *Peridinium cinctum* contribuyeron mayormente a la estructura comunitaria, en tanto en primavera del 2019 *Dolichospermum aff flos-aquae*, *Aulacoseira distans* y *Staurastrum aff gracili* fueron los mayores representantes.

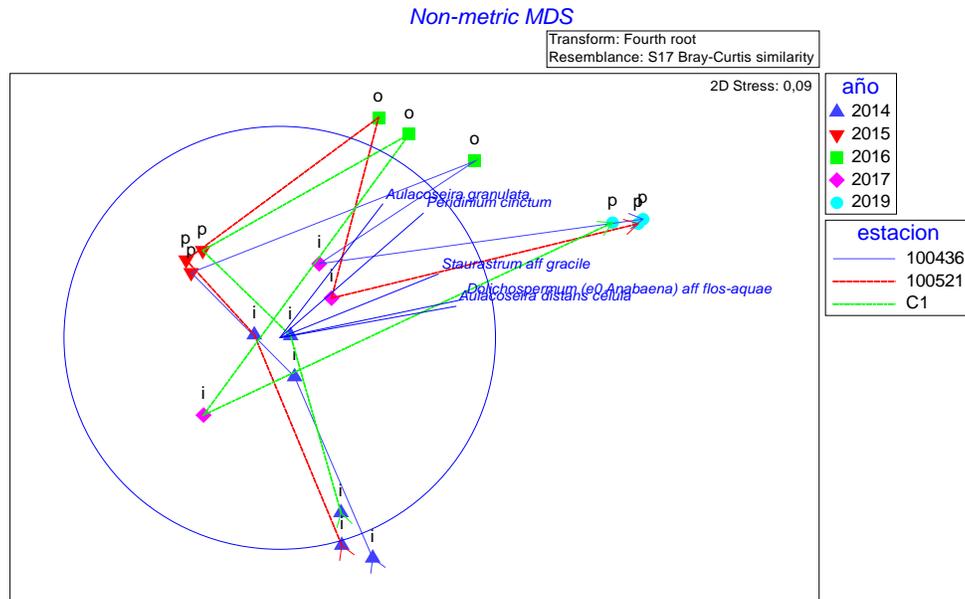


Figura 131. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Tarahuín, según la época, año y estación de muestreo.

En las siguientes dos Figuras se muestra la variabilidad de la estructura comunitaria del fitoplancton según época de muestreo (Figura 132) y año de muestreo (Figura 133), explicándose una variabilidad total de 65,3% y 47,4%, respectivamente.

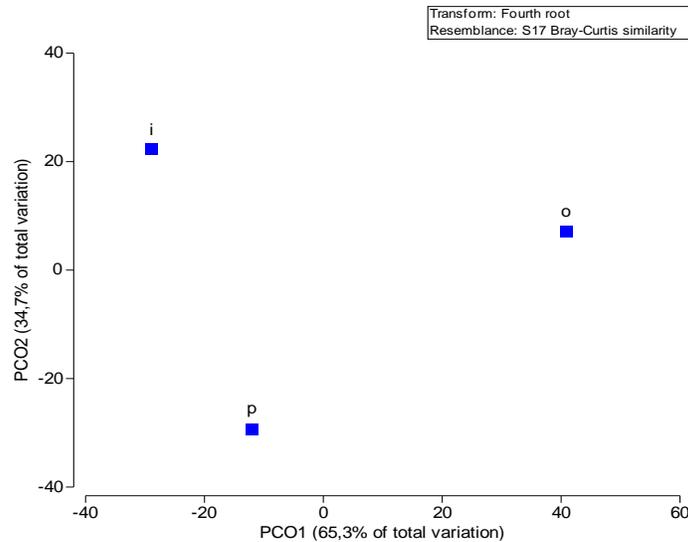


Figura 132. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Tarahuín, agrupando las épocas de muestreo.

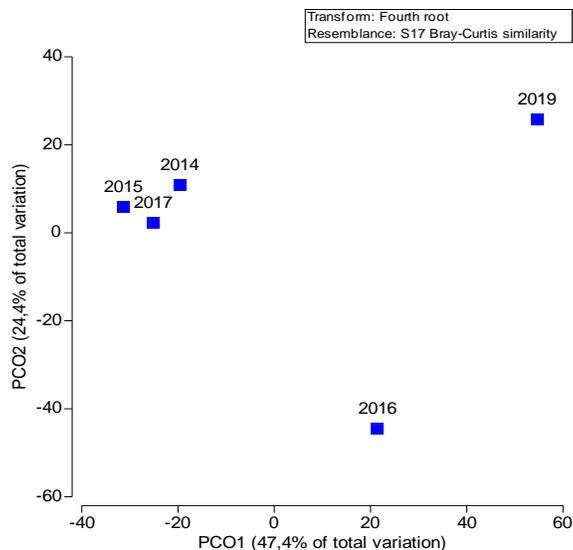


Figura 133. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Tarahuín, agrupando los años de muestreo.

c) Análisis del zooplancton

El zooplancton del lago Tarahuín durante primavera de 2019 tuvo una abundancia total por estación que osciló entre 9,708 y 22,674 ind/L y la riqueza de taxa osciló entre 5 y 7 especies, más microcrustáceos en estadio nauplii. Se registraron hembras con huevos de *T. diabolicus* y *M. araucanus*. La estación 100521 registró la mayor abundancia, cercana a los 23 ind/L. La especie más abundante fue *T. diabolicus* (Figura 134, Tabla 42).

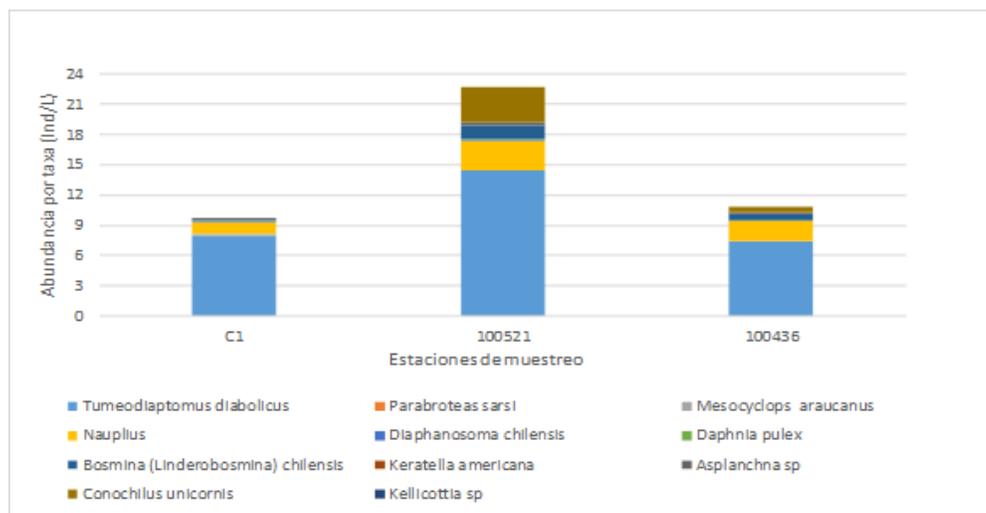


Figura 134. Abundancia zoopláctónica por taxa y total presente en el lago Tarahuín en primavera de 2019.



Tabla 42. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos el lago Tarahuín.

Lago Tarahuín			
Estación de muestreo	C1	100521	100436
Fecha	17-12-2019	17-12-2019	17-12-2019
Taxa	ind/L	ind/L	ind/L
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	7,480	13,860	6,956
hembra con huevos	0,517	0,547	0,469
<i>Parabroteas sarsi</i>	0	0	0,000
<i>Mesocyclops araucanus</i>	0,159	0	0
hembra con huevos	0,040	0	0
Nauplii	1,114	2,979	1,954
<i>Diaphanosoma chilensis</i>	0,080	0,061	0
<i>Daphnia pulex</i>	0,080	0,061	0,156
<i>Bosmina (Linderobosmina) chilensis</i>	0,119	1,337	0,547
<i>Keratella americana</i>	0,080	0	0
<i>Asplanchna</i> sp	0	0,365	0,234
<i>Conochilus unicornis</i>	0	3,465	0,547
<i>Kellicottia</i> sp	0,040	0	0
Abundancia total (Ind/L)	9,708	22,674	10,864
Riqueza de taxa (S)	7	6	5

En el análisis histórico de la comunidad del zooplancton (Figura 135), a través de todos los años de estudio, se observó que la especie más abundantes y constantes en el tiempo fue *T. diabolicus*, que presentó una alta abundancia en primavera del 2019. *M. longisetus* se presentó en la mayoría de los muestreos, salvo en primavera del 2019.

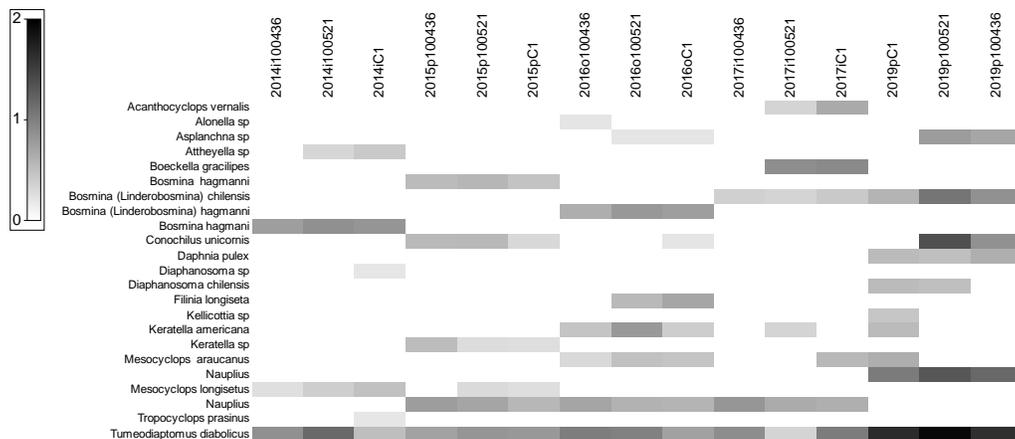


Figura 135. Gráfico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago Tarahuín, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).



En la Figura 136 se observa diferencias de la estructura comunitaria del zooplancton según la época y año de muestreo. En invierno del 2014 la estructura comunitaria estuvo representada mayormente por *Attheyella* sp., *M. longisetus*, y *B. hagmanni*; en primavera del 2015 por nauplii de *M. araucanus*, y en primavera del 2019 por *B. (linderobosmina) chilensis*, *D. chilensis*, *Asplanchna* sp., *D. pulex*, y *T. diabolicus*.

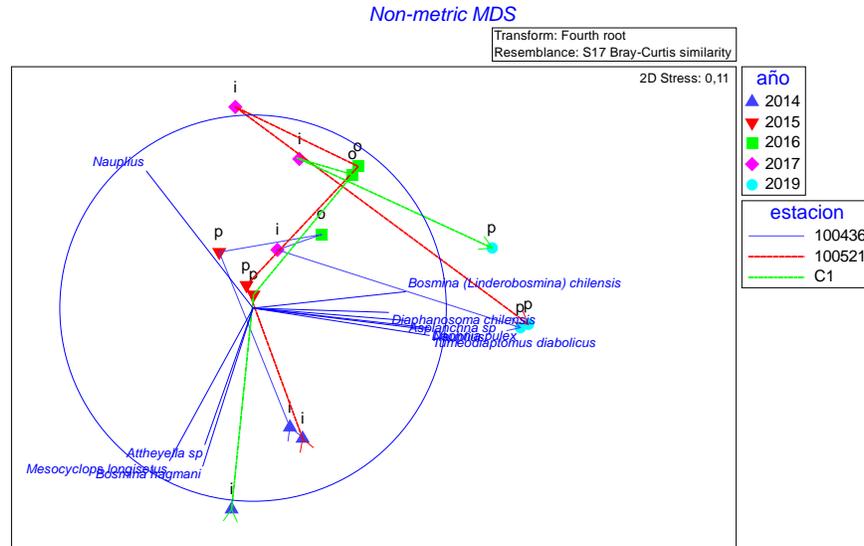


Figura 136. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Tarahuín, según la época, año y estación de muestreo.

En la Figura 137 se observa la variabilidad total del zooplancton a lo largo de los años de estudio, correspondiente a un 35,5%, relativamente bajo. No así, la variabilidad total según las épocas de monitoreo, que explicó un 62,2% (Figura 138).

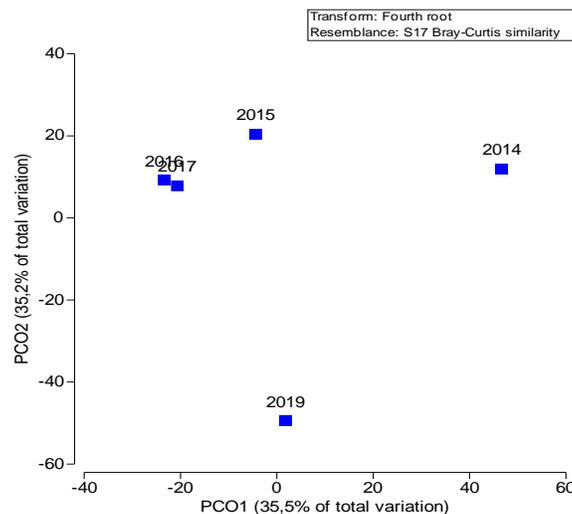


Figura 137. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Tarahuín, agrupando los años de muestreo.

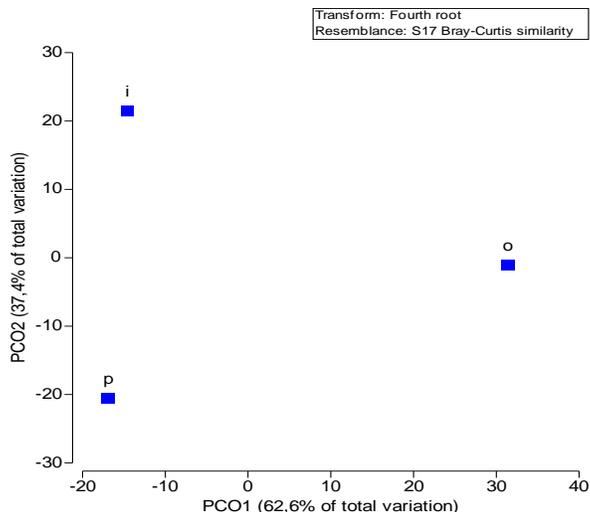


Figura 138. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Tarahuín, agrupando las épocas de muestreo.

d) Sedimento

La composici3n textural de las estaciones de sedimento evaluadas estuvo compuesta en su mayoría por fango (Figura 139).

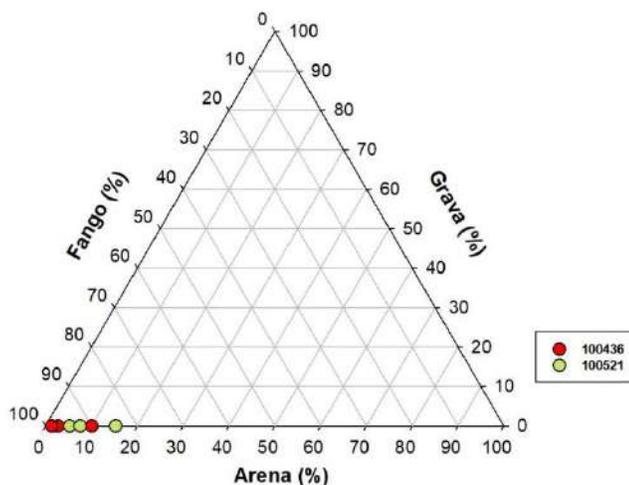


Figura 139. Clasificaci3n textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100436 y 100521 del lago Tarahuín.



II. Evaluación del estado trófico

En el lago Tarahuín la concentración de fósforo total en todos los casos se encontró en rangos mesotróficos (Figura 140). Mientras que los valores de color estuvieron mayoritariamente dentro del rango de bajo color, pero cercano al límite de elevado color, oscilando en rangos de bajo y alto color. Solo en profundidad (10 m) de la estación 100436 el color registrado estuvo dentro del nivel de elevado color (20,46 mg Pt/L), encontrándose el fósforo total y color principalmente dentro de rangos eutróficos.

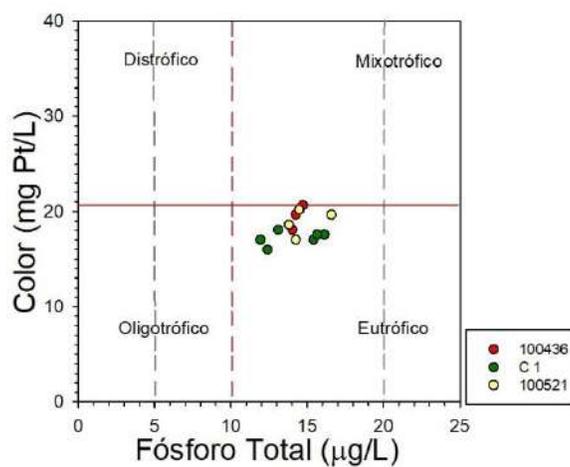


Figura 140. Paradigma nutriente color para lago Tarahuín, fósforo total ($\mu\text{g/L}$) versus color (mg Pt/L). Líneas verticales punteadas indican límites tróficos del fósforo total (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico). Línea roja continua horizontal indica límite entre color bajo y elevado.

III. Balance hidrológico y de nutrientes

En la Tabla 43 se muestran los valores de entradas ($0,09 \text{ km}^3$) y salidas ($0,059 \text{ km}^3$) de agua,

Tabla 43. Balance hidrológico del lago Tarahuín.

		km³/año
Entradas	Ríos	0,073
	Precipitación	0,017
	Total	0,090
Salidas	Efluente río	0,054
	Evaporación del lago	0,004
	Total	0,059
Drenaje profundo		0,032

En la Tabla 44 se visualiza el balance de fósforo, calculándose un ingreso y egreso de 3,69 y 0,78 ton de P respectivamente. De acuerdo a las concentraciones de este nutriente para el muestreo realizado,



se calculó la existencia de ~2,36 ton en el cuerpo lacustre. El porcentaje de sedimentación calculado correspondió a 79%.

Tabla 44. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Tarahuín.

P (ton) en el lago	P (ton) ingresado	P (ton) egresado	P (ton) sedimentado	Sedimentación (%)
2,36	3,69	0,78	2,91	79

Como la principal fuente aportante de P al sistema lacustre identificamos al uso de suelo (Figura 141). Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registró a la pradera como la mayor contribuyente de PT al lago (Figura 142). No se registraron concesiones de acuicultura en operación desde el año 2012.

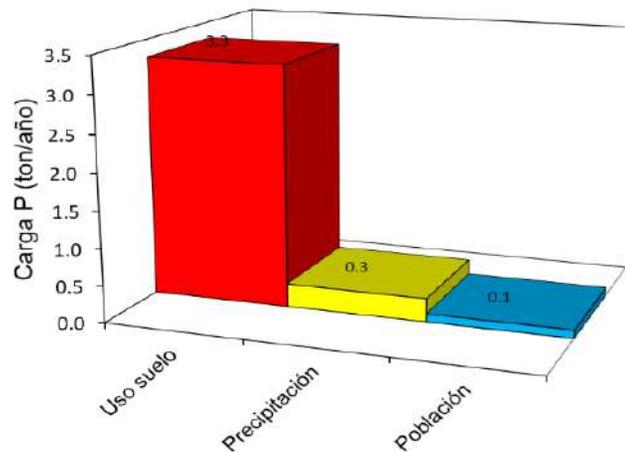


Figura 141. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Tarahuín.

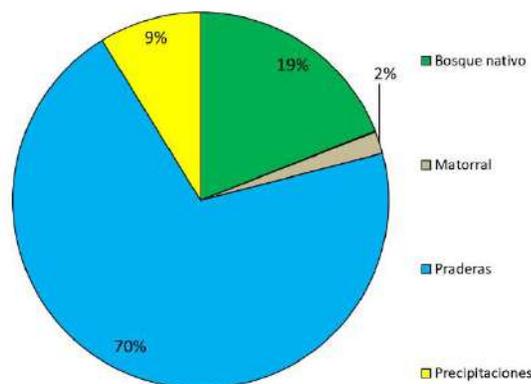


Figura 142. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Tarahuín.



4.1.9. Lago Natri

I. Caracterización de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoquímicas de la columna de agua

En el lago Natri, se pudo apreciar una columna de agua levemente estratificada (Figura 143), sin formación de termoclina. En superficie, la temperatura fue cercana a los 16 °C, descendiendo hasta los 9,8 °C en profundidad. La columna de agua del lago Natri se encontró bien oxigenada, la concentración de oxígeno fue variable en los primeros metros, encontrándose por sobre los 9 mg/L, descendiendo luego en profundidad, especialmente en la estación más profunda (C1), alcanzando los 7,8 mg/L. La conductividad registrada en el lago Natri fue mayor en superficie, cerca de 42,7 $\mu\text{S/cm}$ en la estación 100437, para luego descender en profundidad, hasta los 33 $\mu\text{S/cm}$.

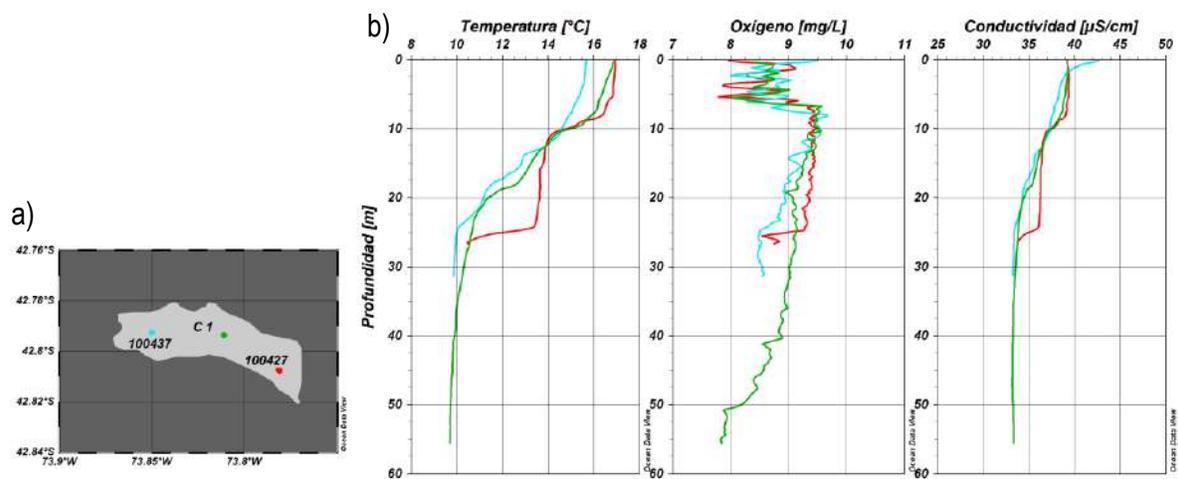


Figura 143. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Natri, 100437 (calipso), C1 (vede oscuro) y 100427 (rojo). b) Perfiles de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en las estaciones del lago Natri, en época de primavera.

En el lago Natri, la concentración del nitrógeno total fue de 148,7 a 174,4 $\mu\text{g/L}$ (Figura 144). El NT en las estaciones 100437 y C1 mostró la tendencia de incrementar en profundidad, exceptuando por el punto de muestreo más profundo (30 m) de la estación 100437. Mientras que, en la estación 100427 el NT se distribuyó relativamente homogéneo. El nitrógeno total estuvo conformado principalmente por nitrógeno orgánico en todas las profundidades muestreadas. Las concentraciones de amonio y nitrito se encontraron bajo el límite de detección, 5 y 2 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. El nitrato estuvo mayoritariamente bajo el límite de detección (2 $\mu\text{g/L}$), pero en las estaciones 100437 y C1 se registraron concentraciones entre 22,5 y 56,1 2 $\mu\text{g/L}$ en profundidad, mostrando una tendencia de incrementar en profundidad.

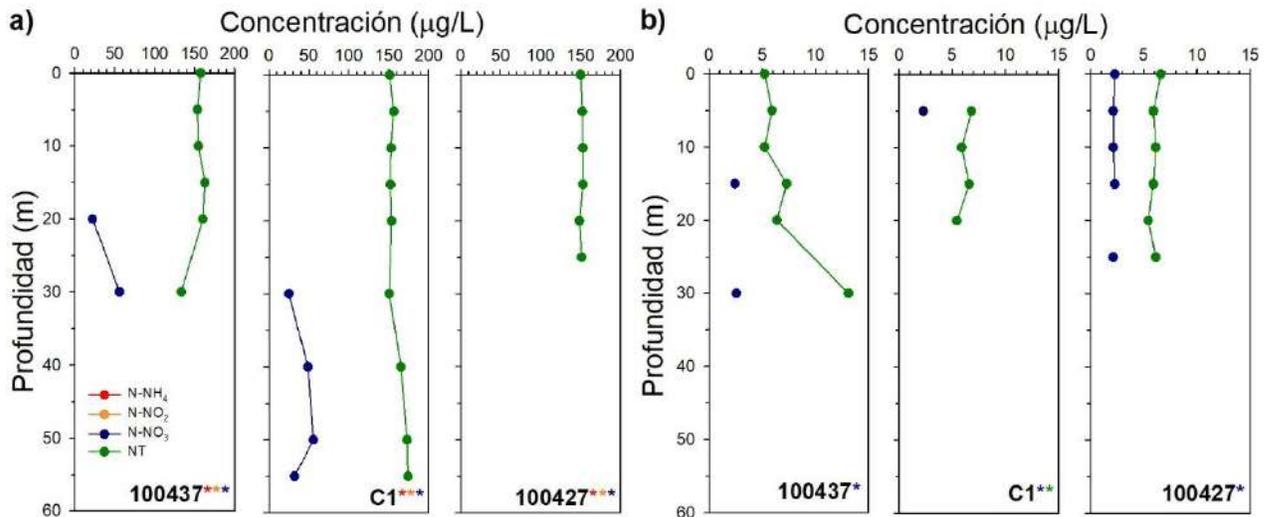


Figura 144. Concentraci3n ($\mu\text{g/L}$) de a) amonio (N-NH_4), nitrito (N-NO_2), nitrato (N-NO_3) y nitr3geno total (NT) y de b) fosfato (P-PO_4) y f3sforo total (PT) en las estaciones 100437, C1 y 100427 del lago Natri. Asterisco indica estaci3n con analito en alguna profundidad bajo l3mite de detecci3n, el color del asterisco se1ala el analito (*: N-NH_4 , *: N-NO_2 , *: N-NO_3 , *: NT, *: P-PO_4 , *: PT, seg3n corresponda).

En el caso del f3sforo total, la concentraci3n fue de 5,2 a 13,1 $\mu\text{g/L}$ (Figura 144). Su distribuci3n en la columna de agua fue variable, en la estaci3n 100437 present3 una tendencia de incrementar en profundidad, alcanzando los 13,1 $\mu\text{g/L}$ de f3sforo total. Mientras que en la estaci3n 100427 el PT se distribuy3 homog3neamente en la columna de agua. En la estaci3n C1, se registraron algunas profundidades bajo el l3mite de detecci3n (5 $\mu\text{g/L}$), en superficie y profundidades superior a los 30 m. Por otra parte, el fosfato no super3 los 2,6 $\mu\text{g/L}$ (100427), encontr3ndose mayoritariamente bajo el l3mite de detecci3n.

En cuanto al carbono org3nico en el lago Natri, su concentraci3n fue de 3 a 3,9 mg/L (Figura 145). Se apreci3 escasa variaci3n a trav3s de la columna de agua, mostrando leves tendencias de incrementar en profundidad. Se distinguieron 5 componentes fluorescentes, similares a 3cidos f3lvicos, 3cidos h3micos (UVC, UVC II, UVA) y prote3nas. En todos los casos el componente de mayor intensidad de fluorescencia fue el similar a 3cido h3mico UVA (> 43 % del total), seguido por el componente similar a 3cido h3mico UVC, representando sobre un 20 % del total de la intensidad de fluorescencia. Con respecto al componente similar a prote3na mostr3 mayores intensidades de fluorescencia en estratos superficiales, para disminuir en profundidad.

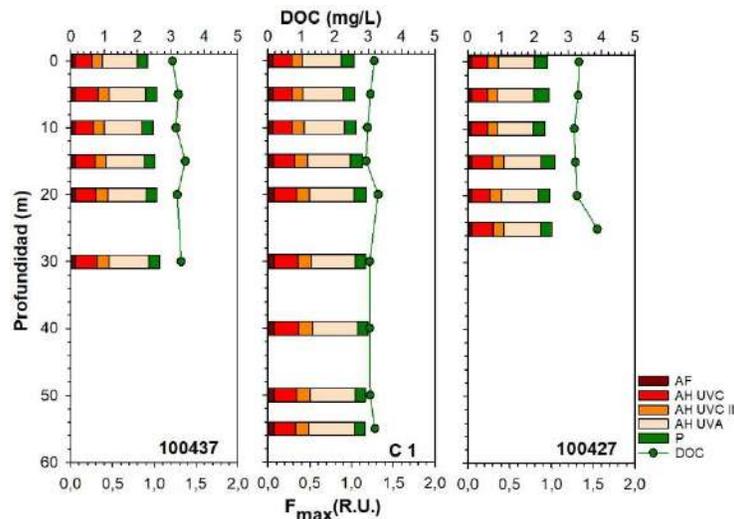


Figura 145. Perfiles de carbono orgánico disuelto (DOC, mg/L, líneas verdes) e intensidad de fluorescencia (F_{max}, R.U., barras) en lago Natri. AF: ácidos fúlvicos; AH UVC: ácidos húmicos UVC; AH UVC II: ácidos húmicos UVC II; AH UVA: ácidos húmicos UVA; P: proteína.

b) Análisis del fitoplancton y clorofila a

La abundancia fitoplanctónica del lago Natri durante la primavera de 2019 osciló entre 213.539 y 938.826 cél/L, la concentración de clorofila a osciló entre 0,902 y 1,032 µg/L, este último parámetro se encontró dentro del rango para lagos oligotróficos. Se observó un gradiente en concentración de clorofila a donde estas fueron disminuyendo a medida que se acercaban a la desembocadura (estación 100427), así también similar tendencia se observó con la abundancia fitoplanctónica (Figura 146). En el lago Natri durante primavera de 2019 se registraron 21 especies, 11 Bacillariophyta, 3 Chlorophyta, 3 Dinophyta, 1 Charophyta, 1 Cyptophyta y 1 Cianobacteria. La especie dominante fue *Tabellaria flocculosa var andina*, luego en menor medida *Fragillaria crotonensis*, *Asterionella formosa* y *Aulacoseira granulata* (Tabla 45).

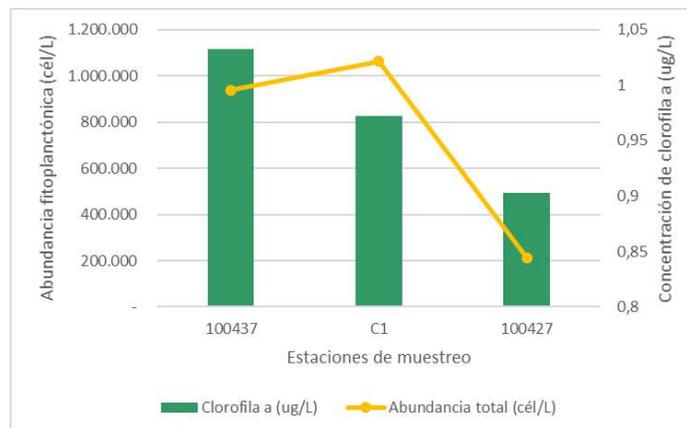


Figura 146. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago Natri.



Tabla 45. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Natri.

Phylum	Especie	100437		C1		100427	
		15-12-19		15-12-19		15-12-19	
		cél/L	%	cél/L	%	cél/L	%
Bacillariophyta	<i>Aulacoseira granulata</i>	49174	5	34355	3	4161	2
	<i>Aulacoseira distans</i>	3329	0	5327	1	9987	5
	<i>Nitzschia sp</i>	0	0	0	0	40	0
	<i>Gomphonema sp</i>	0	0	0	0	40	0
	<i>Pinnularia sp</i>	X	0	0	0	0	0
	<i>Navicula spp</i>	666	0	666	0	0	0
	<i>Rhopalodia gibba</i>	0	0	X	0	X	0
	<i>Epithemia sp</i>	80	0	0	0	0	0
	<i>Asterionella formosa</i>	29302	3	31997	3	6362	3
	<i>Tabellaria flocculosa var andina</i>	829564	88	964288	91	136325	64
	<i>Fragilaria crotonensis</i>	21706	2	16645	2	48938	23
Ochrophyta	<i>Dinobryon divergens</i>	1332	0	666	0	0	0
Chlorophyta	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	0	0	X	0	280	0
	<i>Desmodesmus quadricauda</i>	0	0	2663	0	280	0
	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	2021	0	1684	0	0	0
Charophyta	<i>Elakathotrix gelatinosa</i>	0	0	X	0	674	0
Cryptophyta	<i>Cryptomonas sp</i>	1332	0	3801	0	5652	3
Dinophyta	<i>Ceratium hirundinella</i>	320	0	674	0	520	0
	<i>Peridinium cinctum</i>	X	0	40	0	280	0
	<i>Parvodinium umbonatum</i>	0	0	337	0	0	0
Cyanobacteria	<i>Phormidium sp (tricoma)</i>	0	0	X	0	0	0
Abundancia total		938826		1063142		213539	

En la Figura 147 se muestra un análisis histórico de la estructura comunitaria del fitoplancton a lo largo de las diferentes etapas de este estudio, en donde se visualizó que las especies del género *Aulacoseira* se han registrado en todos los periodos de muestreo, así como también *F. crotonensis*. Durante el invierno del 2014 se observó gran abundancia de *Volvox*; en el verano del 2015 la mayor abundancia correspondió a las especies *F. crotonensis*, *Ceratium* sp, seguido por *Sphaerocystis* spp, *Cryptomonas* spp, y *Aulacoseira* spp. En otoño del 2016 cobró importancia *A. formosa*, *A. distans*, *A. granulata*, *T. flocculosa*, *Fragilaria* sp, *F. crotonensis*, y *S. schroeteri*. Durante invierno del 2017 se registró a *Tabellaria* spp, y en primavera del 2019 las especies que dominaron el ensamble fitoplanctónico fueron: *A. formosa*, *A. distans*, *A. granulata*, especies del género *Ceratium*, *F. crotonensis*, y *T. flocculosa* variedad andina.

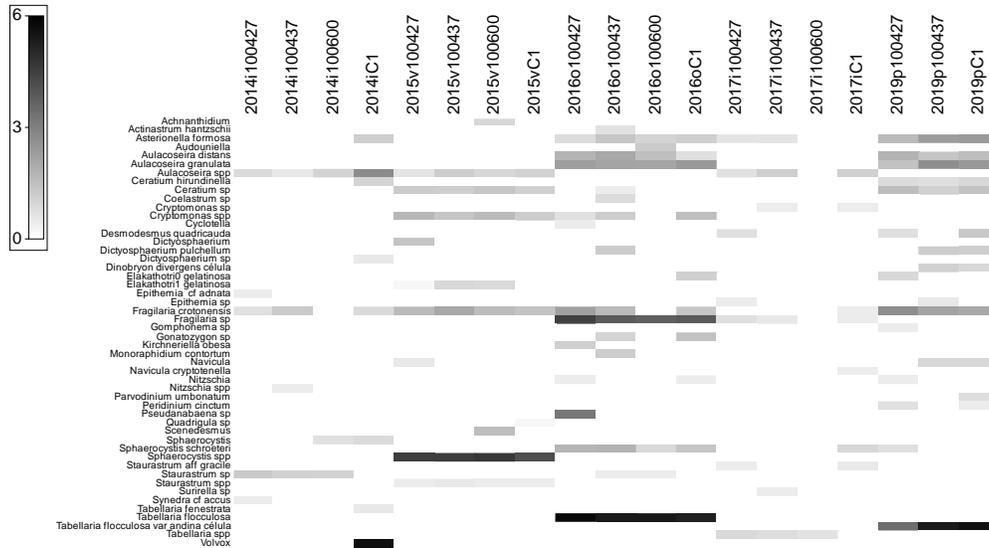


Figura 147. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/ml) y diversidad del fitoplancton en el lago Natri, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).

En la Figura 148 se observa diferencias de la estructura comunitaria del fitoplancton según la época y año de muestreo. En verano del 2015 el fitoplancton estuvo mayormente representado por *Ceratium* sp, y *F. crotonensis*; en otoño del 2016 y primavera del 2019 por *A. granulata*, *A. distans*, *A. formosa*, *T. flocculosa* y *Fragilaria* sp; en tanto, en invierno del 2017 la estructura fitoplanctónica estuvo representada principalmente por *Tabellaria* spp.

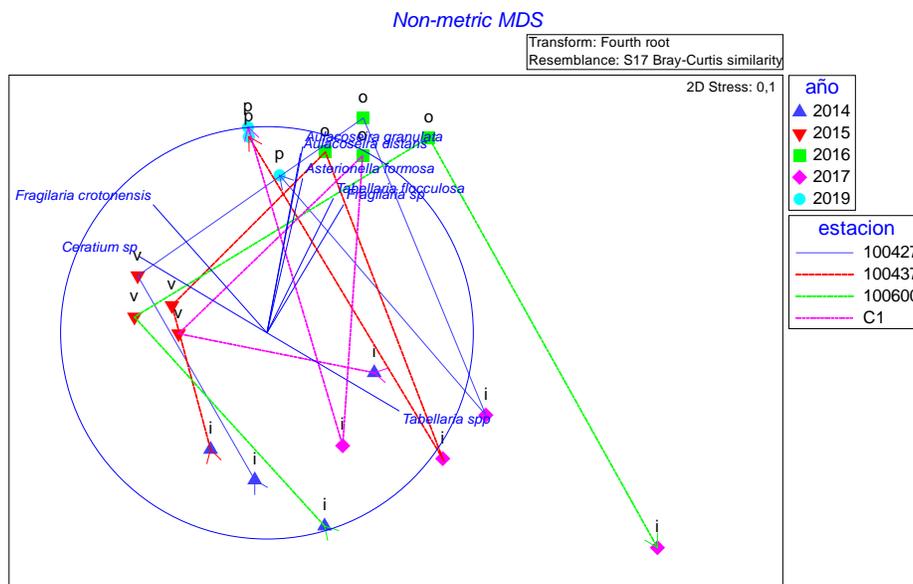


Figura 148. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Natri, según la época, año y estación de muestreo.



En la Figura 149 se observa la variabilidad total de la estructura comunitaria del fitoplancton segun las epocas de estudio, explicandose con un 48,8%, en tanto la Figura 150 muestra una variabilidad total del 40% al agrupar los aros de estudio.

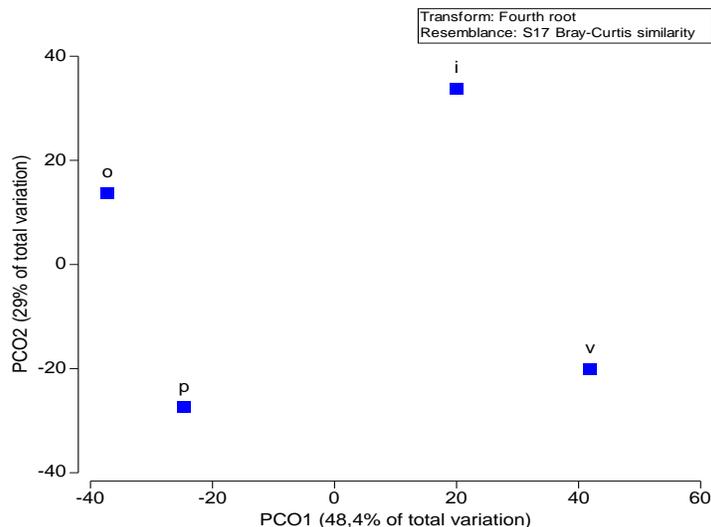


Figura 149. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Natri, agrupando las épocas de muestreo.

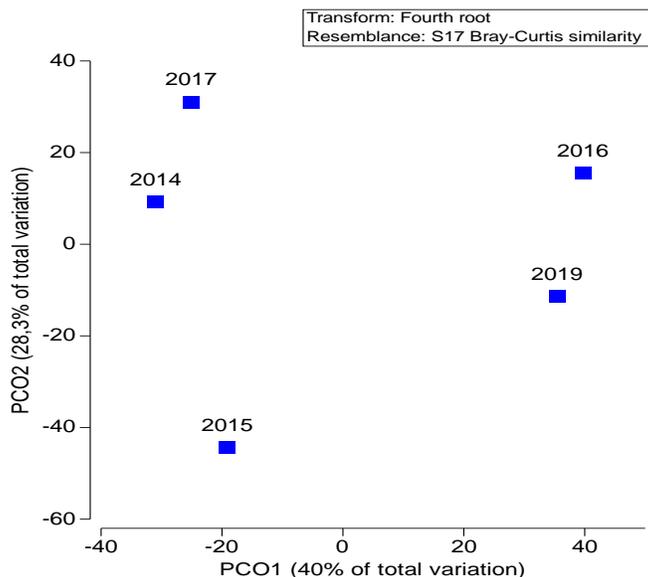


Figura 150. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Natri, agrupando los aros de muestreo.



c) Análisis del zooplancton

El zooplancton del lago Natri durante primavera de 2019 tuvo una abundancia total por estación que osciló entre 2,626 y 8,097 ind/L y la riqueza de taxa osciló entre 5 y 6 especies, más microcrustáceos en estadio nauplii de *M. araucanus* (Figura 151). Se registraron hembras con huevos de *T. diabolicus*. La estación 100427 registró la mayor abundancia, cercano a los 8 ind/L, seguido por la estación 100437 (~6 ind/L). La especie más abundante fue *Keratella americana* (Tabla 46).

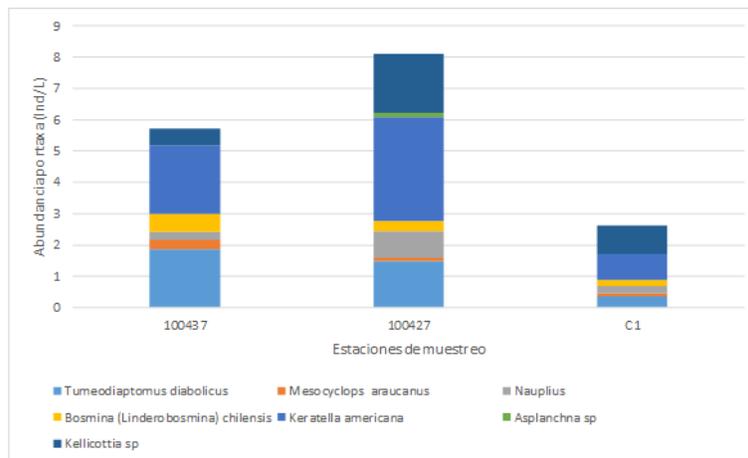


Figura 151. Abundancia zooplanctónica por taxa y total presente en el lago Natri en primavera de 2019.

Tabla 46. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos el lago Natri.

Lago Natri			
Estación de muestreo	100437	100427	C1
Fecha	15-15-19	15-12-19	15-12-19
Taxa	ind/L	ind/L	ind/L
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	1,714	1,444	0,298
Hembra con huevos	0,146	0,044	0,060
<i>Mesocyclops araucanus</i>	0,292	0,088	0,099
Nauplii	0,255	0,875	0,219
<i>Bosmina (Linderosmina) chilensis</i>	0,584	0,306	0,199
<i>Keratella americana</i>	2,188	3,326	0,836
<i>Asplanchna sp</i>	0	0,131	0
<i>Kellicottia sp</i>	0,547	1,882	0,915
Abundancia total (Ind/L)	5,726	8,097	2,626
Riqueza de taxa (S)	5	6	5



En el an3lisis hist3rico de la comunidad del zooplancton, a trav3s de todos los a3os de estudio, se observ3 que, la especie m3s abundante y constante en el tiempo ha sido *T. diabolicus*. *M. longisetus* estuvo presente a partir del a3o 2016 en adelante. *Keratella americana* y *Kellicottia* sp fueron abundantes en primavera del 2019 (Figura 152).

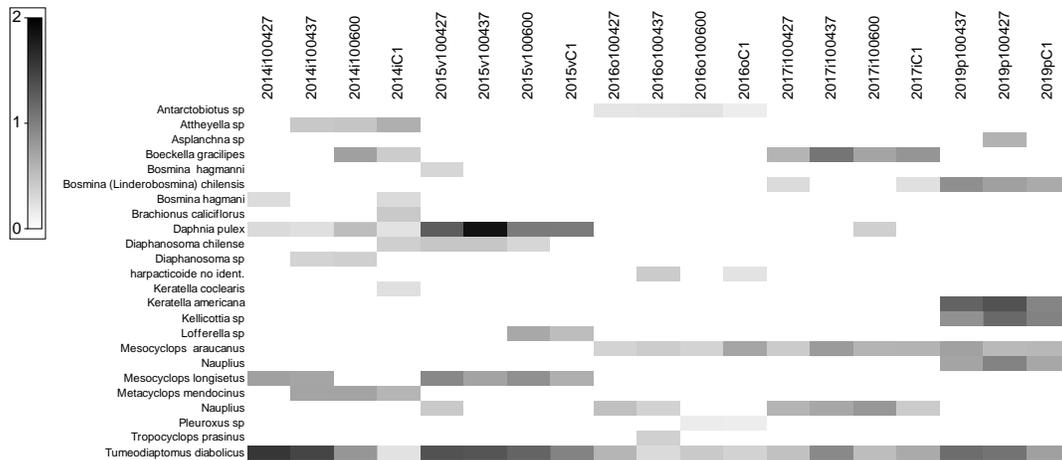


Figura 152. Gr3fico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago Natri, a lo largo de los a3os de estudio (2014-2019).

En la Figura 153 se observa diferencias de la estructura comunitaria del zooplancton seg3n la 3poca y a3o de muestreo. En invierno del 2014 la estructura comunitaria estuvo compuesta mayormente por *T. diabolicus*, y en menor medida por *M. longisetus*, *D. pulex*, y *Attheyella* sp.; en verano del 2015 por *T. diabolicus*; en oto3o del 2016 e invierno del 2017 por *M. araucanus*; y en primavera del 2019 por *B. (linderobosmina) chilensis*, *K. americana*, *Kellicotia* sp.

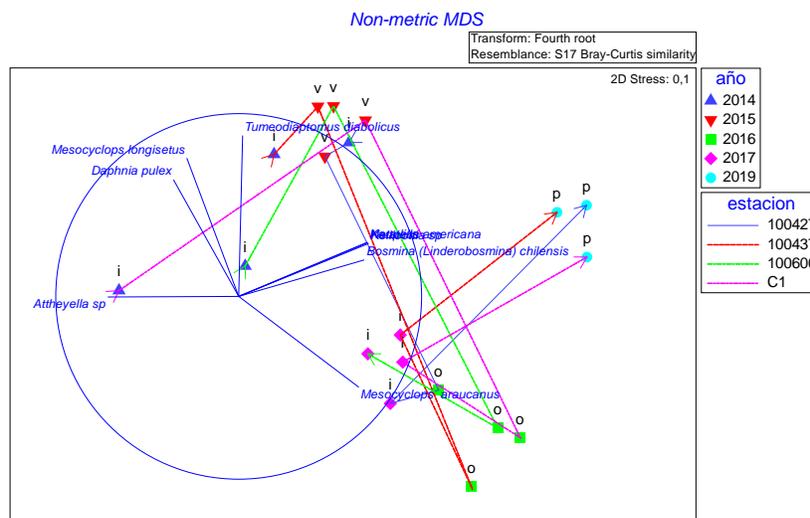


Figura 153. Gr3fica test no param3trico (n-MDS) de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Natri, seg3n la 3poca, a3o y estaci3n de muestreo.



La Figura 154 muestra la variabilidad total de la estructura del zooplancton a lo largo de las diferentes 3pocas de estudio, explic3ndose con un 48,3%, en tanto, en la Figura 155 se visualiza la variabilidad total entre los diferentes a3os (47%).

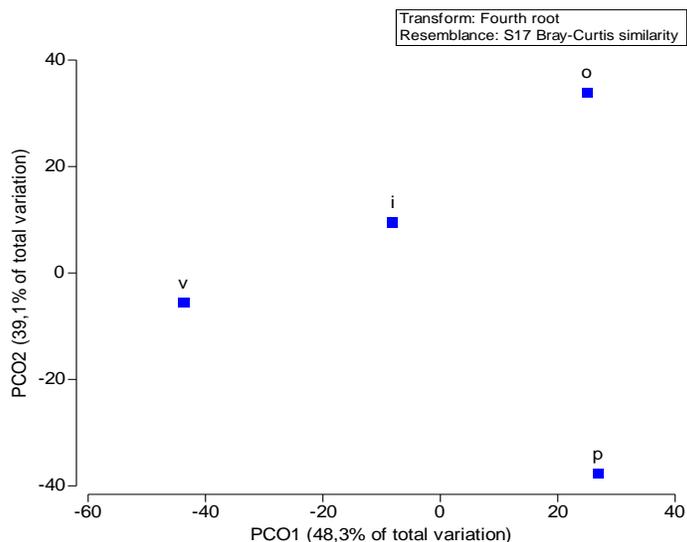


Figura 154. Gr3fica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Natri, agrupando las 3pocas de muestreo.

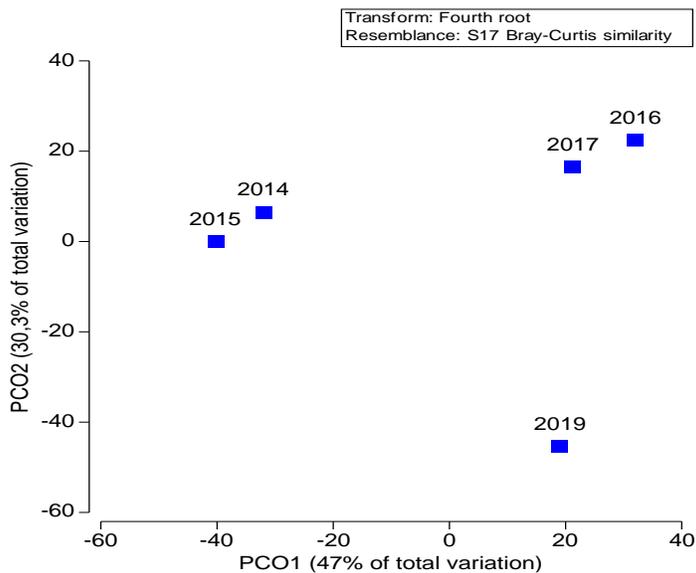


Figura 155. Gr3fica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Natri, agrupando los a3os de muestreo.



d) Sedimento

Se identificaron diferencias en cuanto a la composici3n textural del sedimento de ambas estaciones de estudio: la estaci3n 100437 estuvo representada mayormente por fango, en tanto la estaci3n 100427 por arena (Figura 156).

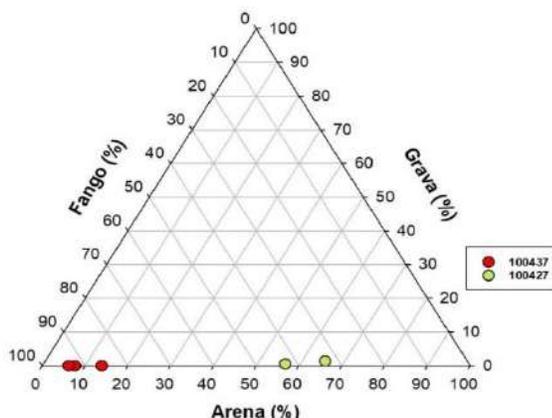


Figura 156. Clasificaci3n textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100437 y 100427 del lago Natri.

II. Evaluaci3n del estado tr3fico

Con respecto a las variables de trofia en el lago Natri, el f3sforo total se encontr3 principalmente dentro de rangos oligotr3ficos (Figura 157), exceptuando por el punto de profundidad de la estaci3n 100437, donde super3 ese rango. Con respecto al color, las estaciones C1 y 100437 presentaron principalmente elevado color, mientras que en la 100427 estuvo en su mayor1a en niveles de bajo color.

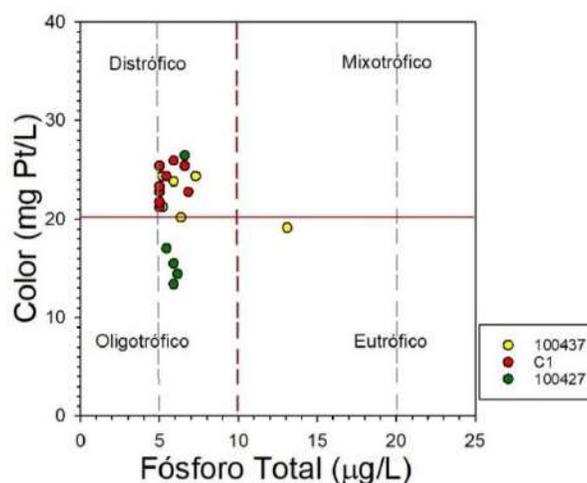


Figura 157. Paradigma nutriente color para lago Natri, f3sforo total ($\mu\text{g/L}$) versus color (mg Pt/L). L1neas verticales punteadas indican l1mites tr3ficos del f3sforo total (ultraoligotr3fico, oligotr3fico, mesotr3fico, eutr3fico). L1nea roja continua horizontal indica l1mite entre color bajo y elevado.



III. Balance hidrol3gico y de nutrientes

En la Tabla 47 se muestran los valores de entradas (0,157 km³) y salidas (0,065 km³) de agua, calculado para el a1o 2019. El tiempo de renovaci3n te3rico calculado fue de aprox. 2 a1os.

Tabla 47. Balance hidrol3gico del lago Natri.

		km ³ /a1o
Entradas	R3os	0,140
	Precipitaci3n	0,017
	Total	0,157
Salidas	Efluente r3o Natri	0,060
	Evaporaci3n lago	0,005
	Total	0,065
Drenaje profundo		0,092

En la Tabla 48 se visualiza el balance de f3sforo, calcul3ndose un ingreso y egreso de 6,5 y 0,4 ton de P, respectivamente. De acuerdo a las concentraciones de este nutriente para el muestreo realizado, se calcul3 la existencia de ~2 ton en el cuerpo lacustre. El porcentaje de sedimentaci3n calculada correspondi3 a 94,3%.

Tabla 48. Balance de nutriente (f3sforo total) del lago Natri.

P (ton) en el lago	P (ton) ingresado	P (ton) egresado	P (ton) sedimentado	Sedimentaci3n (%)
2	6,5	0,4	6,2	94,3

Como la principal actividad o fuente aportante de P al sistema lacustre, identificamos al uso de suelo, seguido por las balsas jaulas (Figura 158). Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registr3 que la pradera fue el mayor contribuyente de PT al sistema (Figura 159). Si bien, para el a1o 2019 no se registr3 producci3n acu3cola, el tiempo te3rico de renovaci3n estimado fue cercano a 2 a1os, por lo que se incluy3 en el c3lculo de aporte de PT el promedio de la producci3n de las balsas jaulas durante aquel periodo.

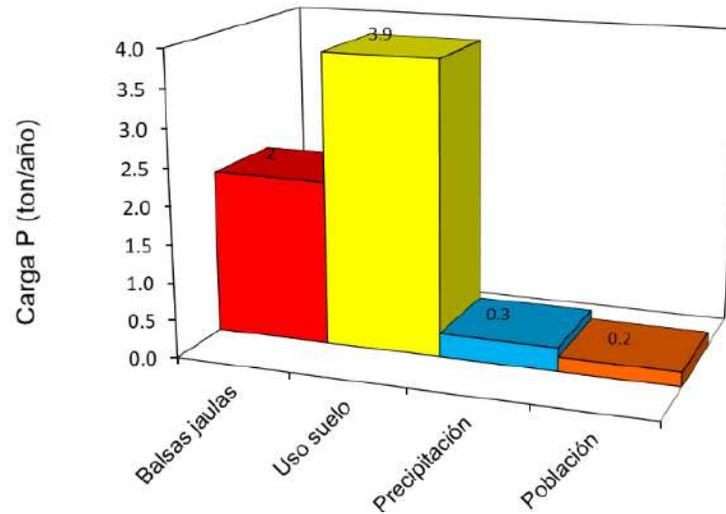


Figura 158. Carga de f3sforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Natri.

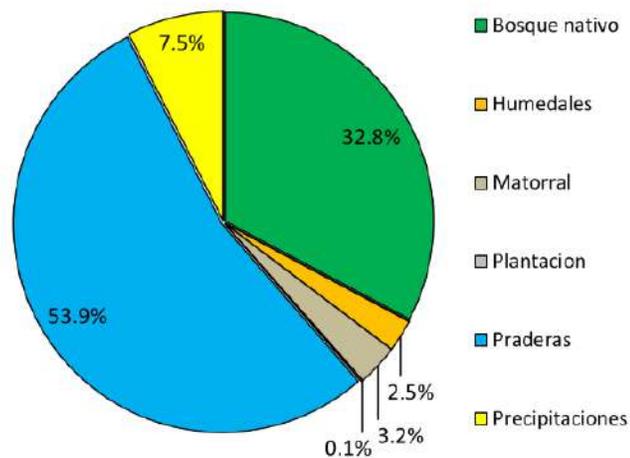


Figura 159. Aportes de f3sforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Natri.



4.1.10. Lago Tepuhueico

I. Caracterizaci3n de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoqu3micas de la columna de agua

La temperatura en el lago Tepuhueico fue de 17,6 °C en superficie, a 14,3 °C en profundidad (Figura 160). La concentraci3n del ox3geno en el lago Tepuhueico fue de 7,1 a 8,9 mg/L, su distribuci3n fue variable en los primeros metros de la columna, posteriormente se mantuvo cerca de los 8,8 mg/L, para luego descender con la profundidad. La conductividad present3 poca variaci3n en la columna, registrando valores que fueron de 27,8 a 29,8 $\mu\text{S/cm}$.

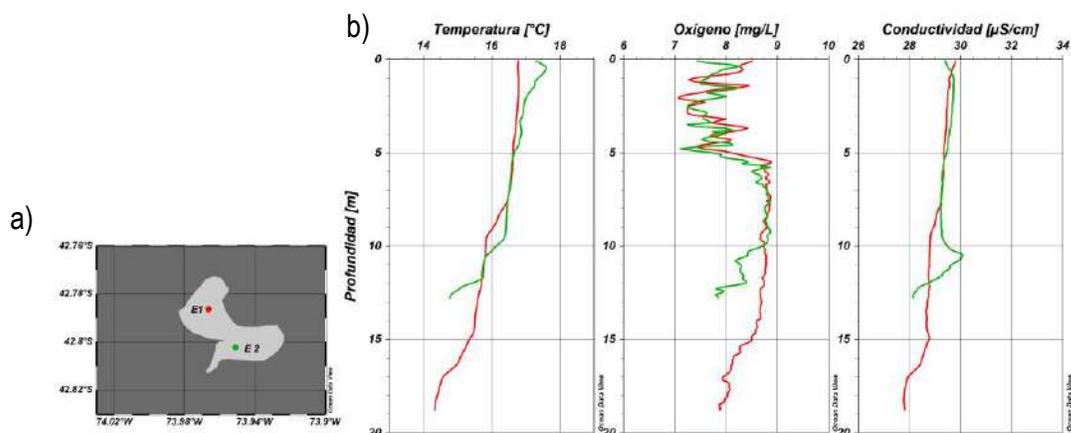


Figura 160. a) Ubicaci3n de estaciones de muestreo en el lago Tepuhueico, E1 (rojo) y E2 (verde oscuro). b) Perfiles de temperatura (°C), ox3geno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en las estaciones del lago Tepuhueico, en 3poca de primavera.

En el lago Tepuhueico, la concentraci3n de nitr3geno total fue de 206,4 a 275,7 $\mu\text{g/L}$ (Figura 161), y su composici3n estuvo dada principalmente por constituyentes org3nicos. La distribuci3n del NT en la columna de agua reflej3 una distribuci3n m3s homog3nea en la estaci3n E2, mientras que en la E1 fue m3s variable, con una tendencia a incrementar con la profundidad. La concentraci3n del amonio fluctu3 entre 5,1 y 9,4, resultando varias profundidades con concentraciones bajo el l3mite de detecci3n (5 $\mu\text{g/L}$). Con respecto al nitrito, en todas las profundidades de ambas estaciones se encontr3 bajo el l3mite de detecci3n (2 $\mu\text{g/L}$). En tanto el nitrato fluctu3 entre 7,2 y 13,6 $\mu\text{g/L}$, en general se registraron mayores concentraciones en la estaci3n E1.

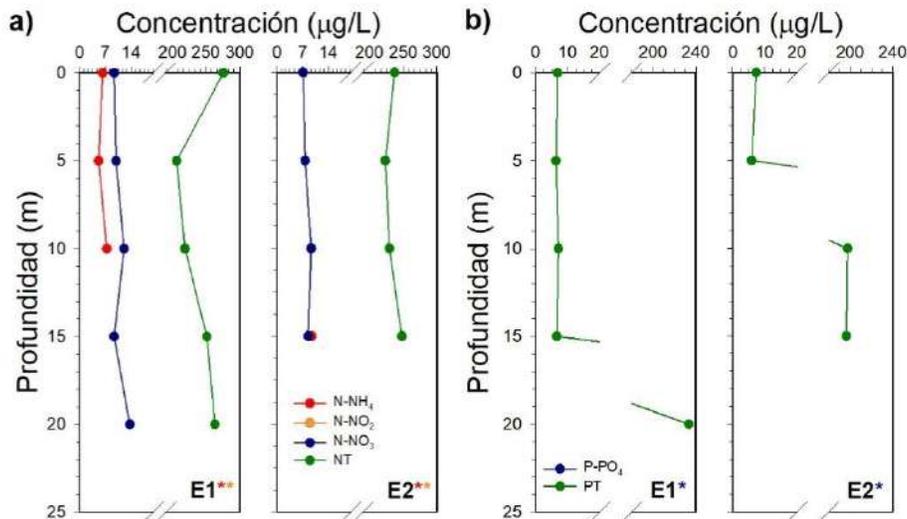


Figura 161. Concentraci3n ($\mu\text{g/L}$) de a) amonio (N-NH_4), nitrito (N-NO_2), nitrato (N-NO_3) y nitr3geno total (NT) y de b) fosfato (P-PO_4) y f3sforo total (PT) en las estaciones E1 y E2 del lago Tepuhueico. Asterisco indica estaci3n con analito en alguna profundidad bajo l3mite de detecci3n, el color del asterisco se1ala el analito (*: N-NH_4 , *: N-NO_2 , *: N-NO_3 , *: NT, *: P-PO_4 , *: PT, seg3n corresponda).

Para el caso del f3sforo total, en profundidades del estrato superficial la concentraci3n fluctu3 entre 5,9 y 7,3 $\mu\text{g/L}$ (Figura 161), mientras que en profundidad la concentraci3n fue muy elevada, entre 196,3 y 233,7 $\mu\text{g/L}$. En cuanto al fosfato, en todas las profundidades de ambas estaciones se encontr3 bajo el l3mite de detecci3n (2 $\mu\text{g/L}$).

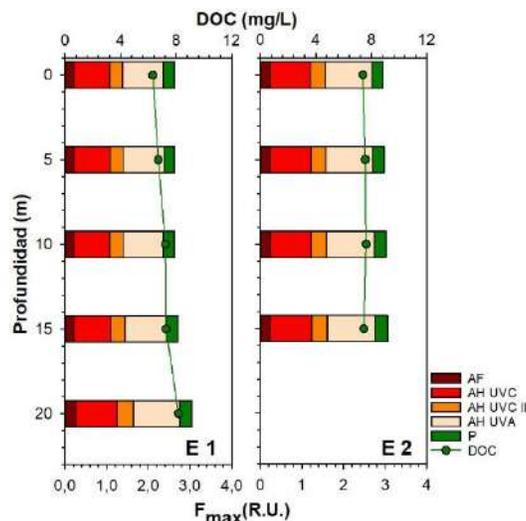


Figura 162. Perfiles de carbono org3nico disuelto (DOC, mg/L , l3neas verdes) e intensidad de fluorescencia (F_{max} , R.U., barras) en lago Tepuhueico. AF: 3cidos f3lvicos; AH UVC: 3cidos h3micos UVC; AH UVC II: 3cidos h3micos UVC II; AH UVA: 3cidos h3micos UVA; P: prote3na.



La concentración de carbono orgánico disuelto fue entre 8,2 y 6,3 mg/L (Figura 162), encontrándose dentro de las concentraciones más altas de carbono de los lagos Chilotes en estudio. En la estación E1, el DOC tendió a incrementar hacia profundidad, mientras que en la estación E2 el carbono orgánico disuelto tuvo una distribución más homogénea en la columna de agua. Del análisis de la caracterización de la materia orgánica se desprendieron cinco componentes, cuatro de los componentes fueron similares a ácidos fúlvicos y húmicos (UVC, UVC II, UVA), asociados a un origen alóctono, y uno de ellos fue similar a proteínas, relacionado a un origen autóctono. Las mayores intensidades de fluorescencia estuvieron dadas por componentes similares a ácidos húmicos UVC y UVA, representando sobre el ~ 33 % y ~ 37 % del total, respectivamente.

b) Análisis del fitoplancton y clorofila a

En el lago Tepuhueico, se encontró valores normales de abundancia fitoplanctónica los cuales oscilaron entre 52.939 y 86.899 cél/L, y valores de clorofila a que fluctuaron entre 0,429 y 0,473 ug/L (Figura 163), estos valores se consideran dentro del rango ultraoligotófico. Las especies dominantes en este sistema fueron *Urosolenia eriensis* y *Dolichospermum flos aquae*, también hubo abundancia significativa para *Parvodinium umbonatum* (Tabla 49).

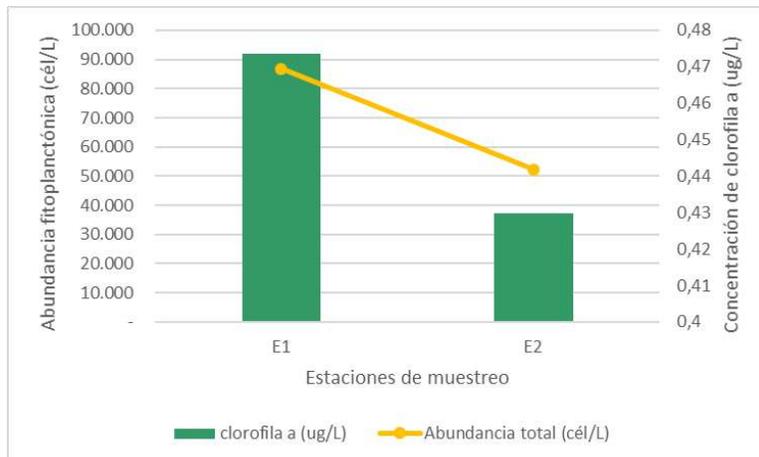


Figura 163. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago Tepuhueico.



Tabla 49. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Tepuhueico.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Especie	E1		E2	
					16-12-19		16-12-19	
					cél/L	%	cél/L	%
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	X	0	X	0
				<i>Aulacoseira distans</i>	0	0	200	0
					<i>Asterionella formosa</i>	X	0	0
	Bacillariophyceae	Rhizosoleniales	Rhizosoleniaceae	<i>Urosolenia eriensis</i>	37952	44	35954	69
		Surirelliales	Surirellaceae	<i>Iconella sp</i>	40	0	40	0
		Tabellariales	Tabellariaceae	<i>Tabellaria flocculosa var andina</i>	800	1	X	0
Fragilariaceae	<i>Fragilaria crotonensis</i>		40	0	666	1		
Charophyta	Conjugatophyceae (Zygnem)	Desmidiiales	Desmidiaceae	<i>Staurodesmus sp</i>	80	0	X	0
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Nostocales	Aphanizomenonaceae	<i>Dolichospermum flos-aquae</i>	46655	54	12204	23
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas sp</i>	666	1	666	1
Dinophyta	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Ceratium hirundinella</i>	X	0	0	0
		Peridinales	Peridiniaceae	<i>Parvodinium umbonatum</i>	666	1	2663	5
Abundancia total (cél/L)					86.999		52.393	

En la Figura 164 se muestra un análisis histórico de la estructura comunitaria del fitoplancton a lo largo de las diferentes etapas de este estudio. En ella se visualiza un cambio de la estructura comunitaria de acuerdo a las épocas de estudio. Durante el verano del 2015 las especies con mayor presencia fueron *Urosolenia* y *Dinobryon sp*; en invierno del 2016 dominó la especie *Urosolenia eriensis*; en invierno del 2017 *Cryptomonas sp*, *Cyclotella sp*, y *Navicula sp*; en tanto en primavera del 2019 el ensamble estuvo compuesto principalmente por *Cryptomonas sp*, *Dolichospermum flos-aqua*, *Fragilaria crotonensis*, *Parvodinium umbonatum*, y *Urosolenia chilensis*.

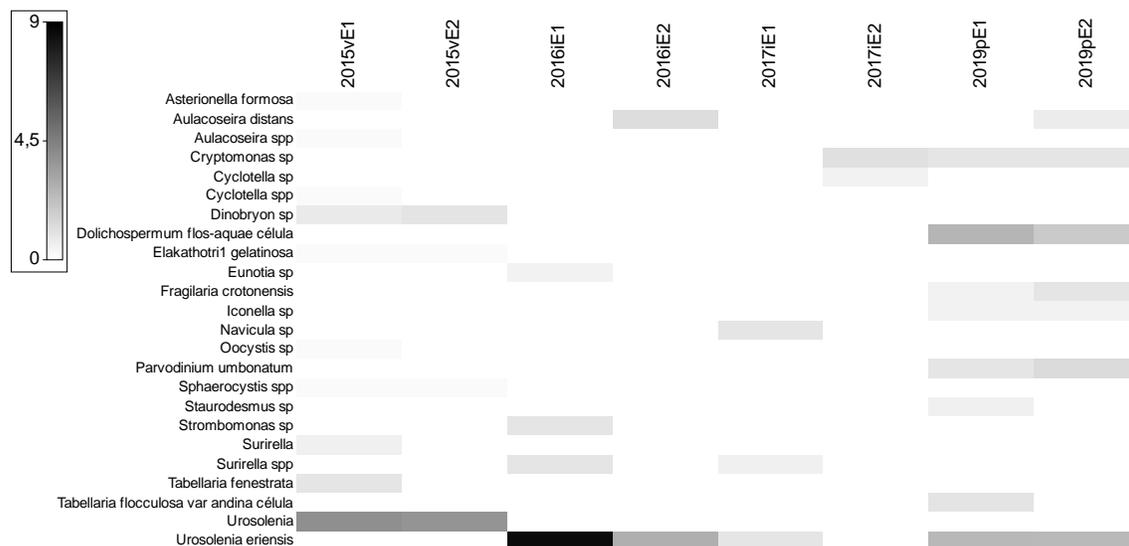


Figura 164. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/ml) y diversidad del fitoplancton en el lago Tepuhueico, a lo largo de los años de estudio (2015-2019).

En la siguiente Figura 165 se observa diferencias de la estructura comunitaria del fitoplancton según la época y año de muestreo. En verano del 2015 el fitoplancton estuvo representado mayormente por



Urosolenia sp, *Dinobryon* sp, y *E. gelatinosa*. En tanto, en invierno del 2017 *Cryptomonas* sp y *Cyclotella* diferencian la estructura fitoplanctónica (Figura 165).

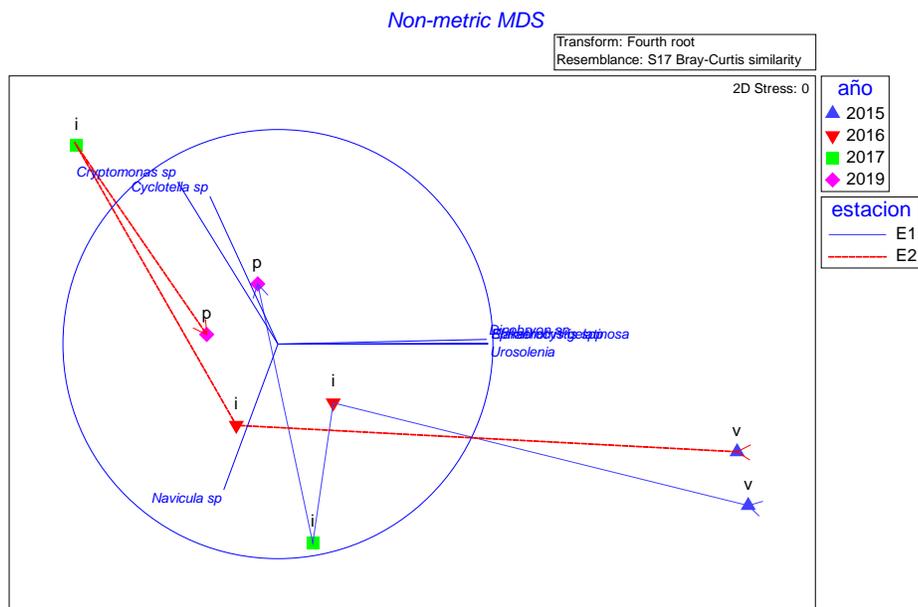


Figura 165. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Tepuhueico, según la época, año y estación de muestreo.

En la Figura 166 y Figura 167 se registró la variabilidad total de la comunidad fitoplanctónica entre épocas y años de estudio, respectivamente, explicando una variabilidad de 81,3% según época, y 60,2% según año.

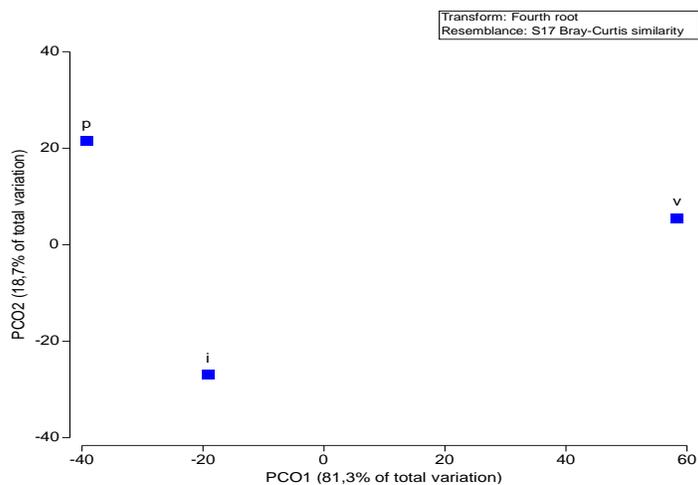


Figura 166. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria de fitoplancton en el lago Tepuhueico, agrupando las épocas de muestreo.

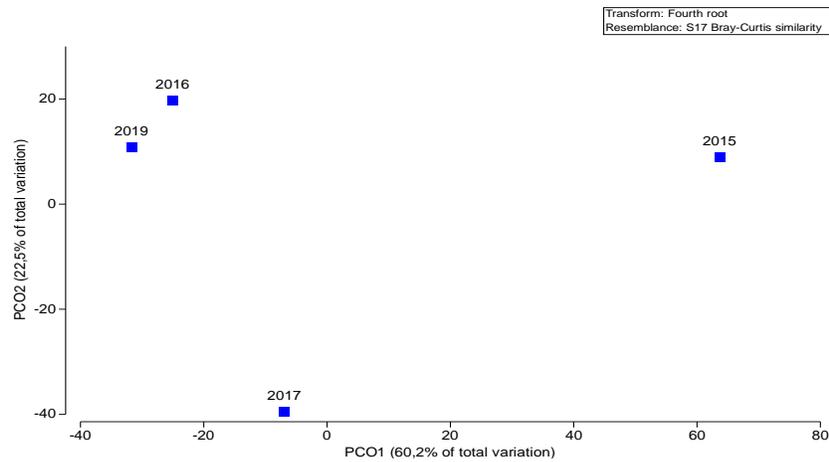


Figura 167. Gráfica test PCO de la abundancia de fitoplancton en el lago Tepuhueico, agrupando los años de muestreo.

c) Análisis del zooplancton

En el muestreo realizados a fines de octubre del 2019 se identificaron 3 taxa, con una abundancia total entre 4,863 y 6,750 ind/L. La especie que presentó mayor abundancia fue *T. diabolicus* con 5,258 ind/L. También se identificaron hembras de *T. diabolicus* con huevos (Figura 168, Tabla 50).

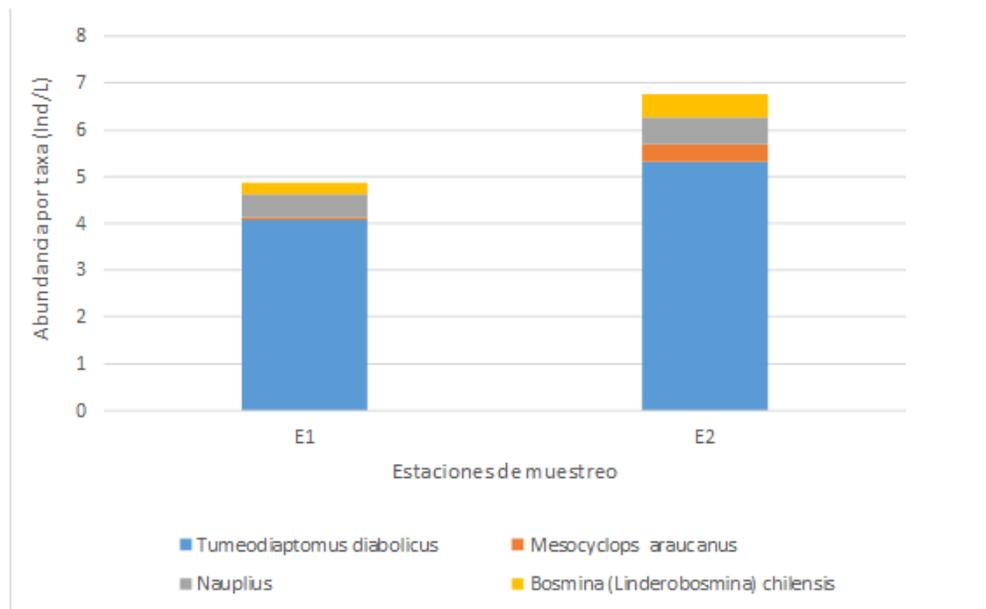


Figura 168. Abundancia zooplanctónica por taxa y total presente en el lago Tepuhueico en primavera de 2019.



Tabla 50. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos el lago Tepuhueico.

Lago Tepuhueico		
Estación de muestreo	E1	E2
Fecha	16-12-2019	17-12-2019
Taxa	ind/L	ind/L
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	4,012	5,258
Hembra con huevos	0,061	0,071
<i>Mesocyclops araucanus</i>	0,061	0,355
Nauplii	0,486	0,568
<i>Bosmina (Linderobosmina) chilensis</i>	0,243	0,497
Abundancia total (Ind/L)	4,863	6,750
Riqueza de taxa (S)	3	3

En el análisis histórico de la comunidad del zooplancton, a través de todos los años de estudio (Figura 169), se observó que, las especies que siempre estuvieron presentes fueron *M. araucanus*, y especies del género *Bosmina*. La mayor abundancia estuvo dada por *Boeckella gracilipes* en invierno del 2017, y por *T. diabolicus* en primavera del 2019. En la Figura 170 se puede apreciar las especies con mayor contribución según época del año.

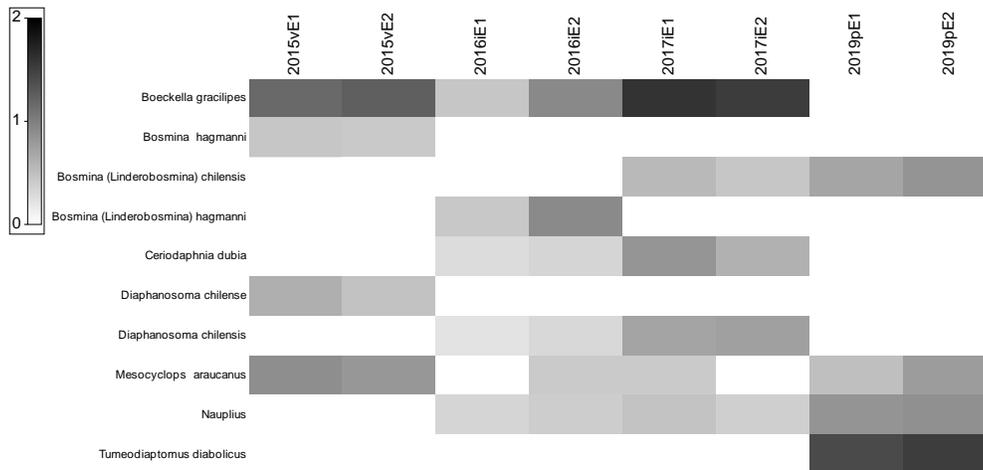


Figura 169. Gráfico de sombra de la abundancia y diversidad del zooplancton en el lago Tepuhueico, a lo largo de los años de estudio (2015-2019).

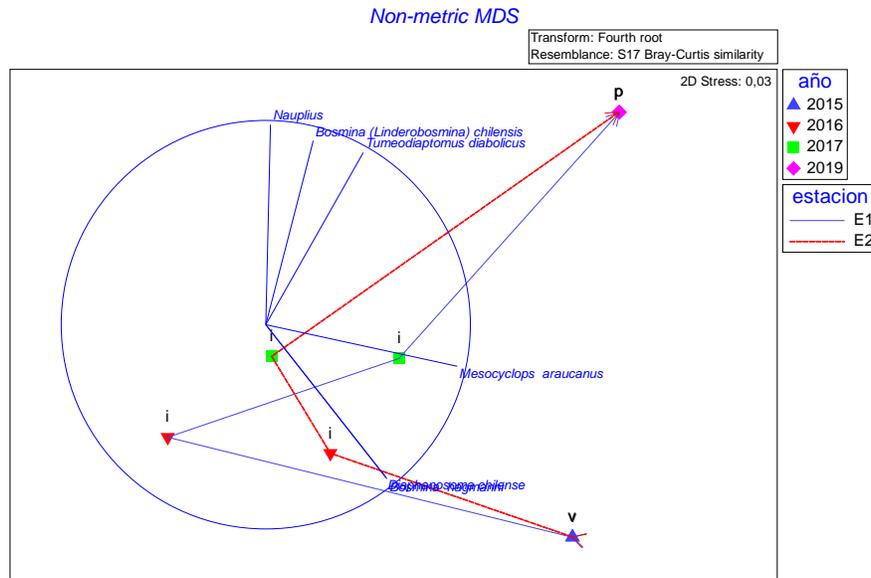


Figura 170. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Tepuhueico, según la época, año y estación de muestreo.

La Figura 171 y Figura 172 muestran la variabilidad total de la estructura del zooplancton según época y año de estudio, respectivamente. La variabilidad total según época de estudio fue de 66,7% y según año de estudio de 51,8%.

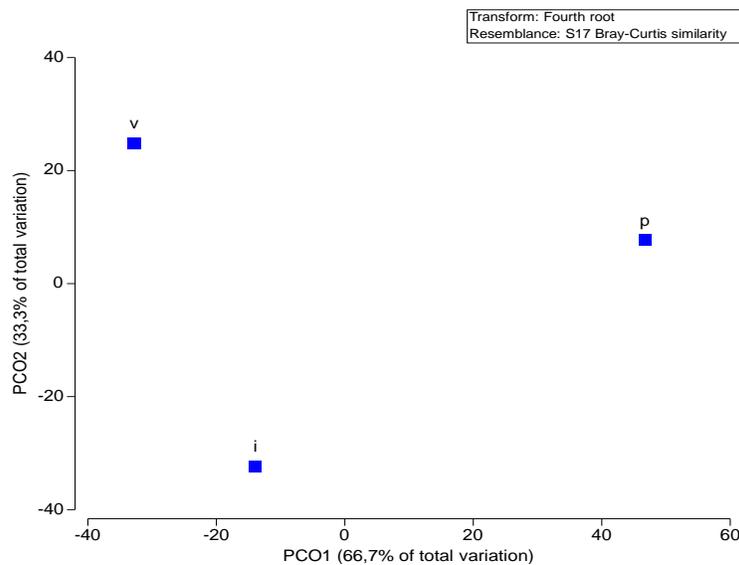


Figura 171. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Tepuhueico, agrupando las épocas de muestreo.

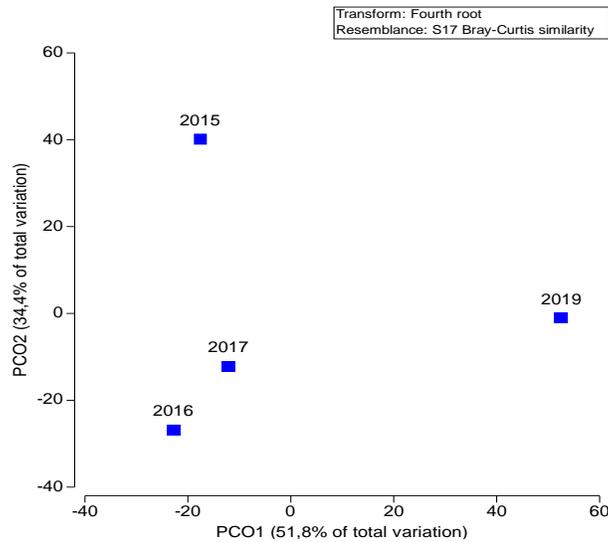


Figura 172. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Tepuhueico, agrupando los años de muestreo.

d) Sedimento

La composición textural del sedimento de la mayoría de los sitios analizados estuvieron representados por fango, salvo dos sitios, conformados por arena (Figura 173).

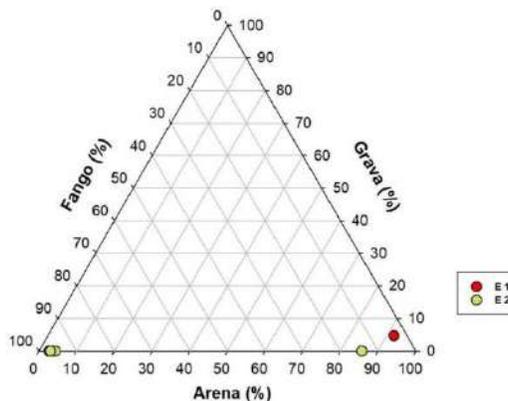


Figura 173. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E1 y E2 del lago Tepuhueico.

II. Evaluación del estado trófico

La gráfica del paradigma nutriente color indica los niveles tróficos posibles en lagos coloreados (Figura 174), donde el nutriente se encontró representado por concentración de fósforo total, que en este caso



osciló dentro de rangos distrófico y mixotrófico. Por otro lado, el color en el lago Tepuhueico presentó elevados valores.

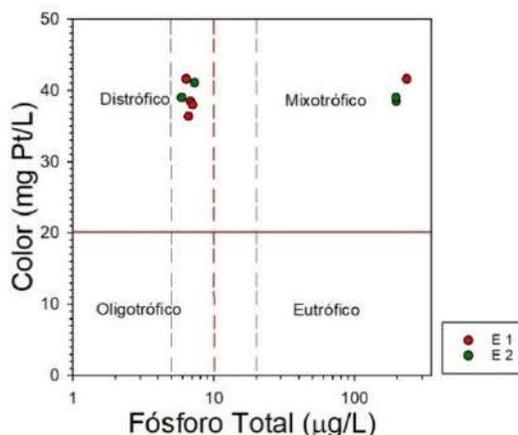


Figura 174. Paradigma nutriente color para lago Tepuhueico, fósforo total ($\mu\text{g/L}$) versus color (mg Pt/L). Líneas verticales punteadas indican límites tróficos del fósforo total (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico). Línea roja continua horizontal indica límite entre color bajo y elevado.

III. Balance hidrológico y de nutrientes

En la Tabla 51 se muestran los valores de entradas ($0,325 \text{ km}^3$) y salidas ($0,228 \text{ km}^3$) de agua, calculado para el año 2019. El tiempo de renovación teórico calculado fue de aprox. 0,5 años.

Tabla 51. Balance hidrológico del lago Tepuhueico.

		km³/año
Entradas	Ríos	0,294
	Precipitación	0,031
	Total	0,325
Salidas	Efluente río Tepuhueico	0,220
	Evaporación del lago	0,008
	Total	0,228
	Drenaje profundo	0,097

En la Tabla 52 se visualiza el balance de fósforo, calculándose un ingreso y egreso de 5,3 y 9,2 ton de P, respectivamente, lo que generó un valor negativo de P sedimentado. Esto se debe a que como no existe información sobre el caudal del efluente, se utilizó el método de transposición de cuencas, considerándose no idóneo para este lago Chilote. De acuerdo a las concentraciones de este nutriente para el muestreo realizado, se calculó la existencia de ~7,9 ton en el cuerpo lacustre.



Tabla 52. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Tepuhueico.

P (ton) en el lago	P (ton) ingresado	P (ton) egresado	P (ton) sedimentado	Sedimentación (%)
7,9	5,3	9,2		negativo

Como la principal fuente aportante de P al sistema lacustre, identificamos al uso de suelo (Figura 175). Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registró al bosque nativo como el mayor contribuyente de PT al sistema (Figura 176), esto dado a que presenta una mayor cobertura en relación al resto de los usos. No se registró operación de acuicultura desde el año 2008.

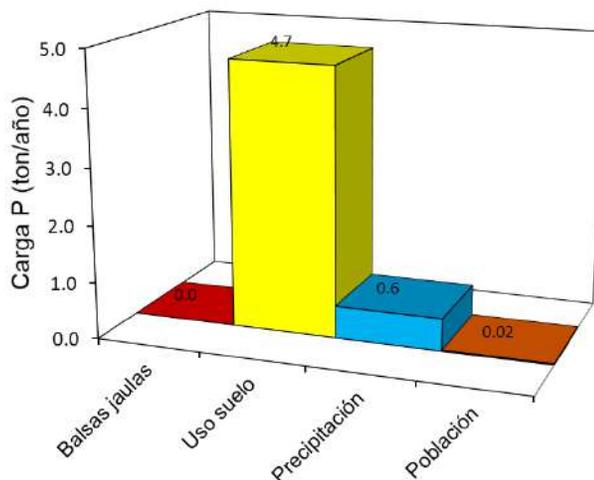


Figura 175. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Tepuhueico.

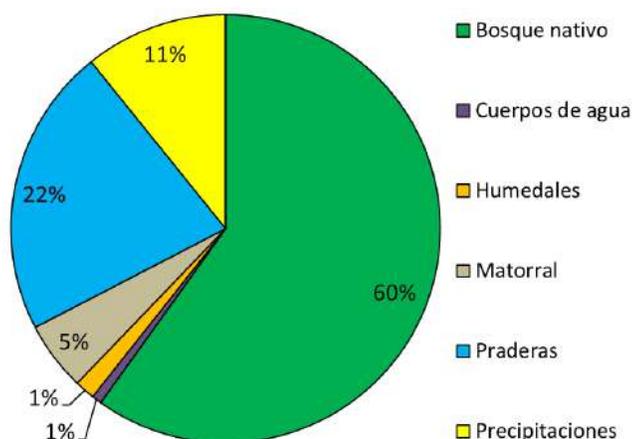


Figura 176. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Tepuhueico.

4.1.11. Lago San Antonio

I. Caracterización de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoquímicas de la columna de agua

En el lago San Antonio la temperatura registrada en superficie fue de 17,1 °C, la que luego disminuyó con la profundidad, a 15,1 °C (Figura 177). A pesar de la escasa variación en la temperatura, se comenzó a evidenciar los primeros indicios de estratificación de la columna de agua. La concentración de oxígeno en el lago fluctuó entre 6,7 y 9,2 mg/L, presentando una distribución variable a través de la columna de agua. Mientras que, la conductividad en el lago San Antonio fue relativamente homogénea, con valores de 28,5 a 29,4 $\mu\text{S/cm}$.

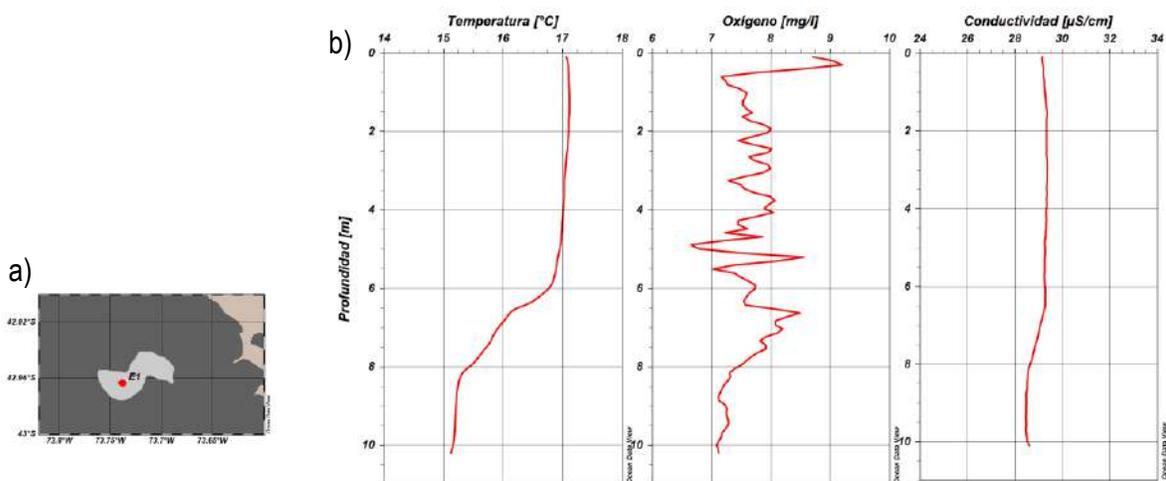


Figura 177. a) Ubicación de la estación de muestreo en el lago San Antonio, E1 (rojo). b) Perfil de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en la estación del lago San Antonio, en época de primavera.

Con respecto a los nutrientes, en el lago San Antonio la concentración de nitrógeno total osciló entre 144,5 y 162,6 $\mu\text{g/L}$ (Figura 178). En todas las profundidades el nitrógeno estuvo compuesto mayoritariamente por constituyentes orgánicos. En cuanto a sus constituyentes inorgánicos (amonio, nitrito, nitrato) se encontraron bajo los límites de detección, exceptuando el nitrato a los 10 m, con una concentración de 2,4 $\mu\text{g/L}$. Por otro lado, el fósforo total presentó escasa variación a través de la columna de agua, con concentraciones que fueron entre 5,2 y 5,7 $\mu\text{g/L}$ (Figura 178), y el fosfato en todas las profundidades analizadas se encontró bajo el límite de detección (2 $\mu\text{g/L}$).

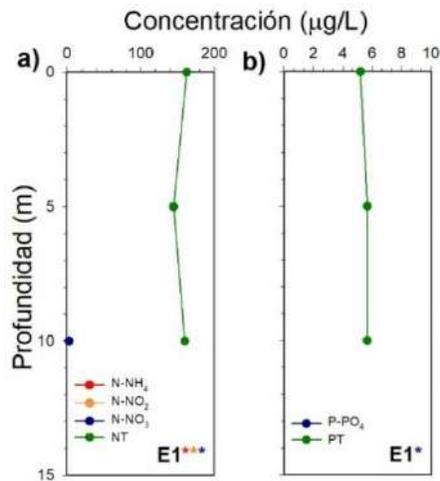


Figura 178. Concentración ($\mu\text{g/L}$) de a) amonio (N-NH_4), nitrito (N-NO_2), nitrato (N-NO_3) y nitrógeno total (NT) y de b) fosfato (P-PO_4) y fósforo total (PT) en la estación E1 del lago San Antonio.

Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: N-NH_4 , *: N-NO_2 , *: N-NO_3 , *: NT, *: P-PO_4 , *: PT, según corresponda).

En el lago San Antonio, el DOC se distribuyó relativamente homogéneo en la columna de agua (Figura 179). El análisis de caracterización de la materia orgánica arrojó la identificación de 5 componentes, de los cuales 4 poseían características similares a materia de origen alóctono (ácidos fúlvicos, ácidos húmicos UVC, UVC II y UVA), mientras que uno se relacionó con materia de tipo autóctono (proteína). Las mayores intensidades de fluorescencia fueron representadas por ácidos húmicos UVA (~41 % del total), seguido por ácidos húmicos UVC (~28 % del total). En general los componentes estuvieron relativamente homogéneos en la columna de agua.

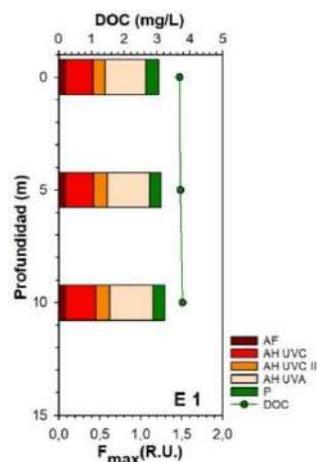


Figura 179. Perfiles de carbono orgánico disuelto (DOC, mg/L , líneas verdes) e intensidad de fluorescencia (F_{max} , R.U., barras) en lago San Antonio. AF: ácidos fúlvicos; AH UVC: ácidos húmicos UVC; AH UVC II: ácidos húmicos UVC II; AH UVA: ácidos húmicos UVA; P: proteína.



b) Análisis del fitoplancton y clorofila *a*

En el lago San Antonio, se registraron 12 especies, 4 Bacillariophyta, 2 Ochrophyta, 2 Dynophyta, 1 Cianobacteria, y 1 Cryptophyta. Las especies más abundantes fueron *Aulacoseira distans* y *Elakathotrix gelatinosa* y *Cryptomonas* (

Tabla 54). La concentración de clorofila *a* osciló entre los 0,695 ug/L en superficie y 0,232 µg/L en el fondo (Tabla 53), correspondiendo estos valores de clorofila *a* a lagos ultraoligotróficos.

Tabla 53. Concentración de clorofila *a* en el lago San Antonio.

Lago	Estación	Fecha	Prof. (m)	Clorofila <i>a</i>
San Antonio	E1	18-12-2019	0	0,695
			Peak	0,695
			5	0,573
			10	0,232

Tabla 54. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo en el lago San Antonio.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Especie	E1	
					18-12-2019	
					cél/l	%
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	X	0
				<i>Aulacoseira distans</i>	13982	50
	Bacillariophyceae	Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Fragilaria crotonensis</i>	240	1
				<i>Tabellaria flocculosa var andina</i>	40	0
Ochrophyta	Chrysophyceae	Chromulinales	Dinobryaceae	<i>Dinobryon divergens</i>	240	1
	Synurophyceae	Synurales	Mallomonadaceae	<i>Mallomonas sp</i>	X	0
Charophyta	Klebsormidiophyceae	Klebsormidiales	Elakatotrichaceae	<i>Elakathotrix gelatinosa</i>	7990	29
		Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Ceratium hirundinella</i>	X	0
Dinophyta	Dinophyceae	Peridinales	Peridiniaceae	<i>Peridinium sp</i>	X	0
				<i>Parvodinium cf umbonatum</i>	1332	5
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Synechococcales	Coelosphaeriaceae	<i>cf Woronichinia sp</i>	X	0
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas sp</i>	3995	14
Abundancia total					27819	100

En la Figura 180 se muestra un análisis histórico de la estructura comunitaria a lo largo de las diferentes etapas de este estudio. En el muestreo realizado en invierno del 2016 se registró una alta abundancia de *Cryptomonas*, seguido por *A. distans*, *E. gelatinosa*, y *U. eriensis*; en invierno del 2017 el fitoplancton estuvo compuesto mayormente por *Aulacoseira* spp, *Cryptomonas*, *Eunotia* sp, *F. nitzschoides*, y *Parvodinium* sp. En primavera del 2019 se observó mayor diversidad de taxa, con mayores abundancias de *A. distans*, *E. gelatinosa*, *Cryptomonas* sp, y *P. umbonatum*.

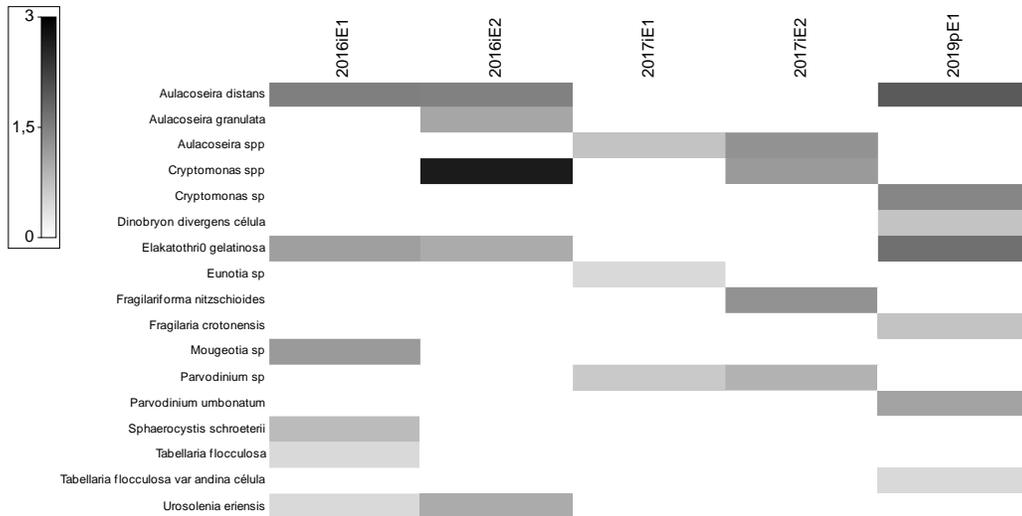


Figura 180. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/ml) y diversidad del fitoplancton en el lago San Antonio, a lo largo de los años de estudio (2016-2019).

En la Figura 181 se aprecian las principales especies fitoplanctónicas agrupadas según época y año de estudio.

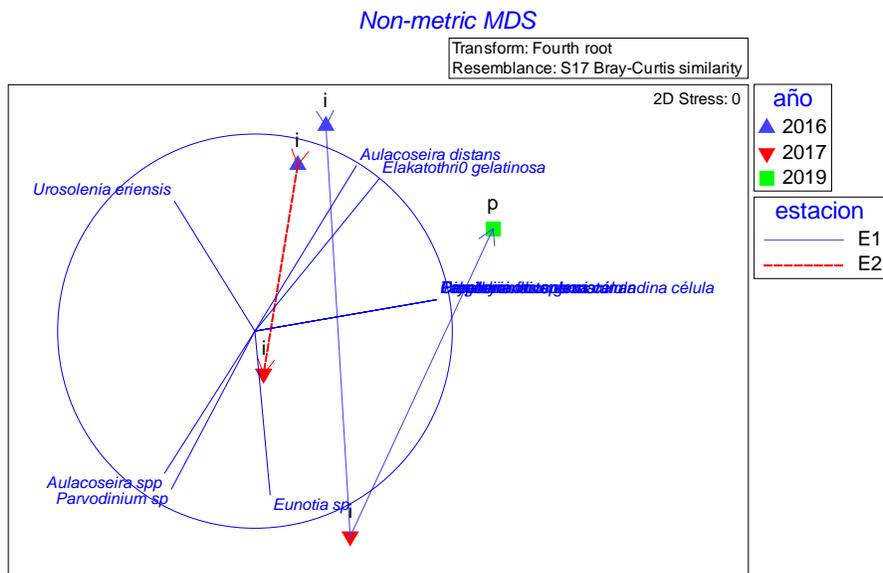


Figura 181. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago San Antonio, según la época, año y estación de muestreo.



La Figura 182 muestra la variabilidad total de la estructura comunitaria del fitoplancton según época de estudio (100%), en tanto en la Figura 183 se visualiza la variabilidad total a lo largo de los años de estudio (75,5%).

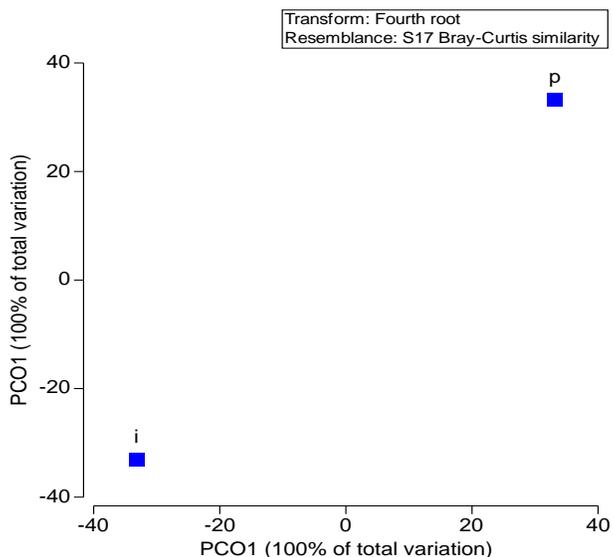


Figura 182. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago San Antonio, agrupando las épocas de muestreo.

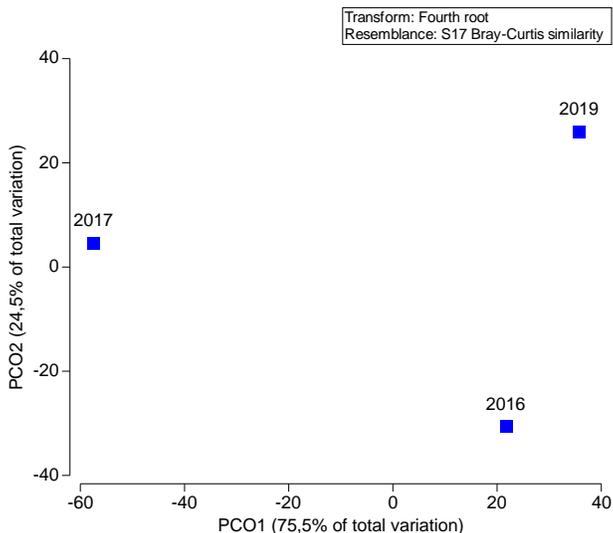


Figura 183. Gráfica test PCO de la abundancia de fitoplancton en el lago San Antonio, agrupando los años de muestreo.



c) Análisis del zooplancton

En el muestreo realizado a fines de diciembre del 2019 se identificaron 2 taxa, con una abundancia total de 7,405 ind/L. La especie que presentó mayor abundancia fue *Bosmina* (*Linderobosmina*) *chilensis* con 5,526 ind/L (Tabla 55).

Tabla 55. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos el lago San Antonio.

San Antonio	
Estación de muestreo	E1
Fecha	18-12-19
Taxa	ind/L
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	1,326
Nauplii	0,553
<i>Bosmina</i> (<i>Linderobosmina</i>) <i>chilensis</i>	5,526
Abundancia total (Ind/L)	7,405
Riqueza de taxa (S)	2

En el análisis histórico de la comunidad del zooplancton (Figura 184), a través de todos los años de estudio, se observó que las especies del género *Bosmina* estuvieron siempre presentes, con gran abundancia de *Bosmina* (*Linderobosmina*) *chilensis* en primavera del 2019.

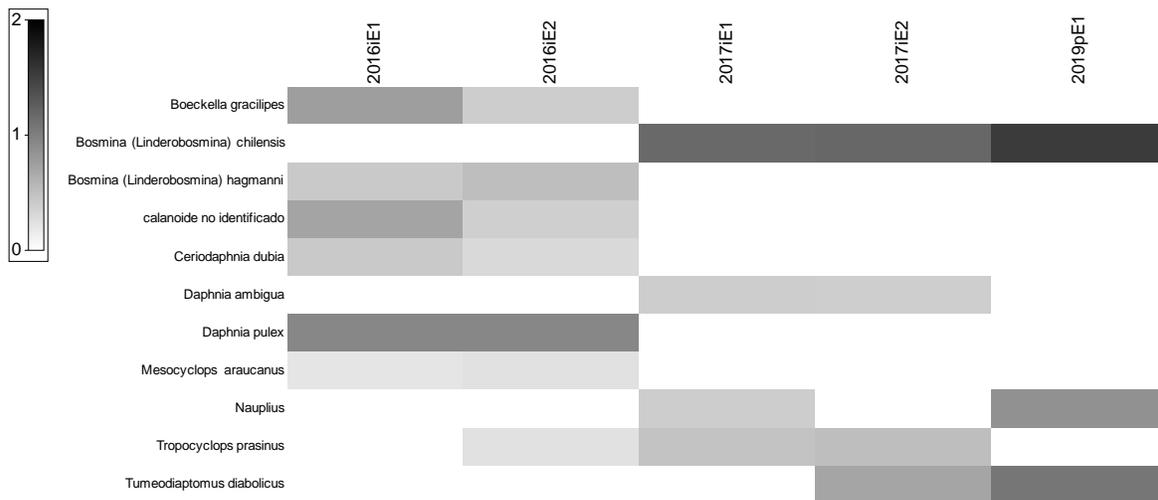


Figura 184. Gráfico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago San Antonio, a lo largo de los años de estudio (2016-2019).

De igual forma, la Figura 185 agrupa las principales especies del zooplancton según época y año de estudio.

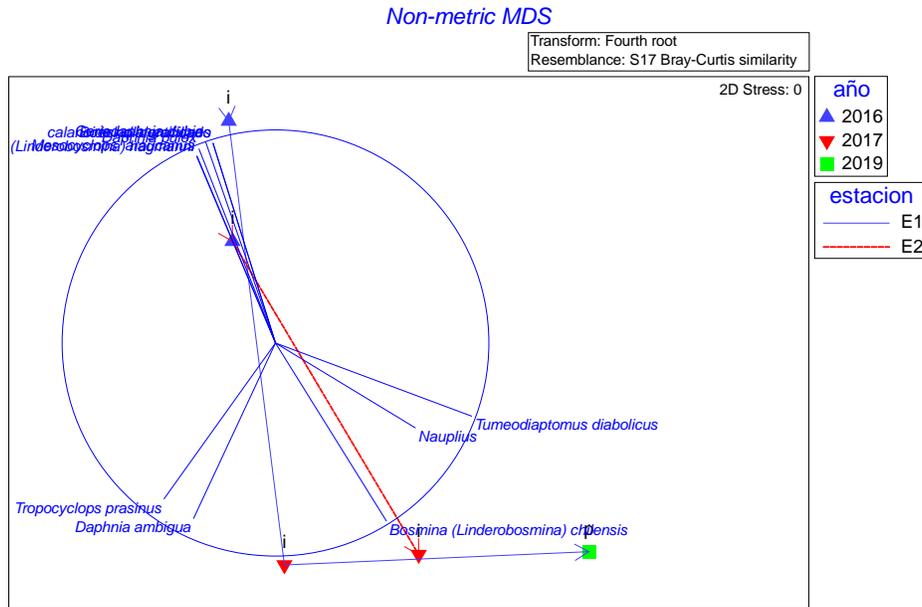


Figura 185. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago San Antonio, según la época, año y estación de muestreo.

Las siguientes dos Figuras, Figura 186 y Figura 187, muestran la variabilidad total de la estructura comunitaria del zooplancton según época y año de estudio, explicando una variabilidad total de 100% y 87,4%, respectivamente.

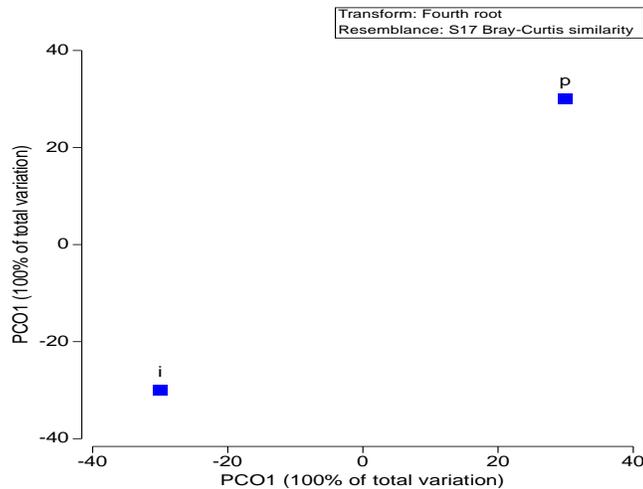


Figura 186. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago San Antonio, agrupando las épocas de muestreo.

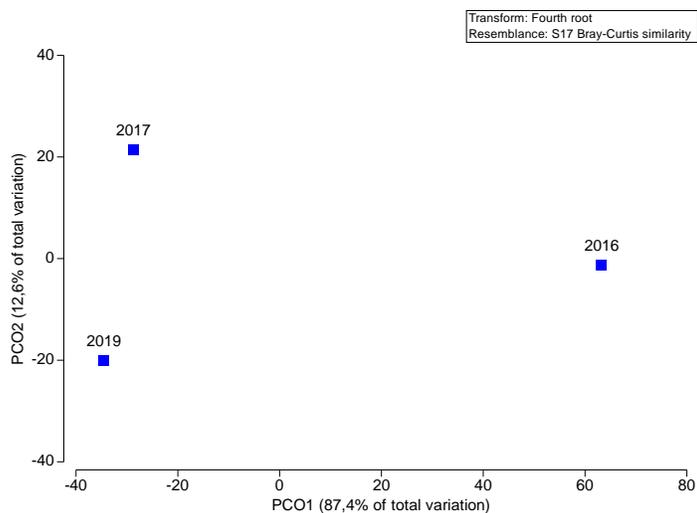


Figura 187. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago San Antonio, agrupando los años de muestreo.

d) Sedimento

La composición textural de los sitios evaluados en la estación E1 presentó un alto porcentaje de fango (mayor al 75%) (Figura 188).

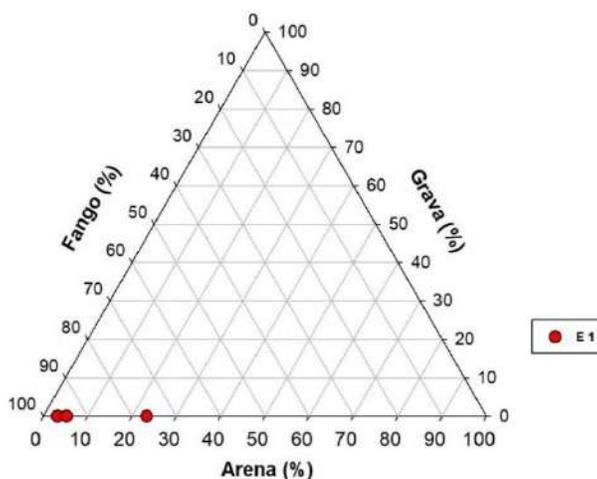


Figura 188. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en la estación E1 del lago San Antonio.



II. Evaluación del estado trófico

En el lago San Antonio el paradigma nutriente color indicaría una condición distrófica para el lago (Figura 189), con concentraciones de fósforo total dentro de rangos oligotróficos. Mientras que el color en el lago se encontró en niveles elevado en todas las profundidades.

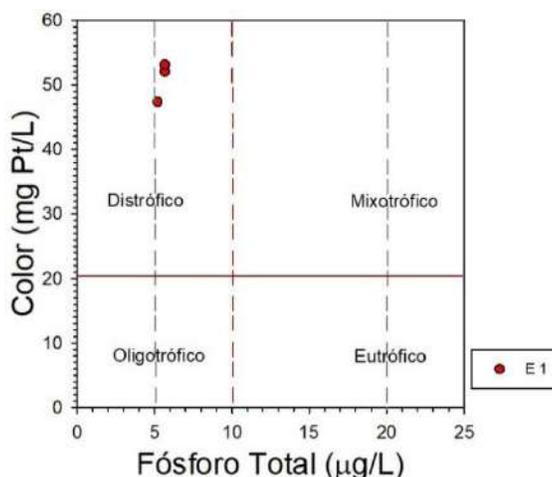


Figura 189. Paradigma nutriente color para lago San Antonio, fósforo total ($\mu\text{g/L}$) versus color (mg Pt/L). Líneas verticales punteadas indican límites tróficos del fósforo total (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico). Línea roja continua horizontal indica límite entre color bajo y elevado.

III. Balance hidrológico y de nutrientes

En la Tabla 56 se muestran los valores de entradas ($0,034 \text{ km}^3$) y salidas ($0,03 \text{ km}^3$) de agua, calculado para el año 2019. El tiempo de renovación teórico calculado fue de aprox. 0,7 años.

Tabla 56. Balance hidrológico del lago San Antonio.

		km³/año
Entradas	Ríos	0,029
	Precipitación	0,005
	Total	0,034
Salidas	Efluente río Colú	0,028
	Evaporación del lago	0,002
	Total	0,030
Drenaje profundo		0,004

En la Tabla 57 se visualiza el balance de fósforo, calculándose un ingreso y egreso 0,73 y 0,16 ton de P, respectivamente. De acuerdo a las concentraciones de este nutriente para el muestreo realizado, se calculó la existencia de ~0,13 ton en el cuerpo lacustre.



Tabla 57. Balance de nutriente (f3sforo total) del lago San Antonio.

P (ton) en el lago	P (ton) ingresado	P (ton) egresado	P (ton) sedimentado	Sedimentaci3n (%)
0,13	0,73	0,16	0,57	78

Como principal fuente aportante de P al sistema lacustre identificamos al uso de suelo (Figura 190). Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registr3 al bosque nativo y praderas como los mayores contribuyentes de PT al lago (Figura 191). No se registr3 producci3n desde el a3o 2008.

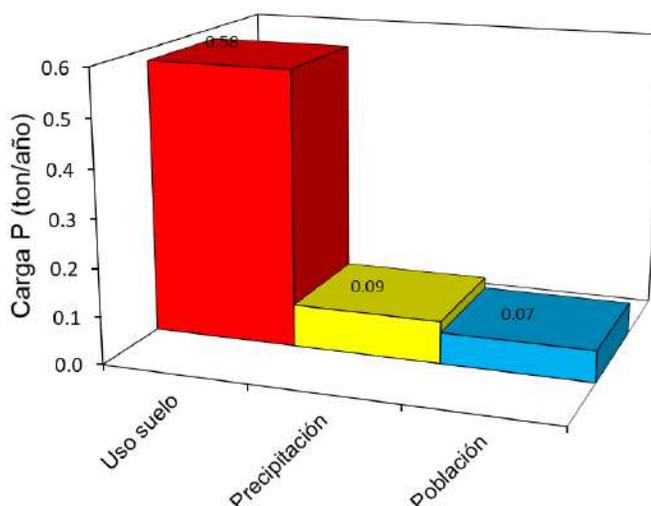


Figura 190. Carga de f3sforo total (ton/a3o) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago San Antonio.

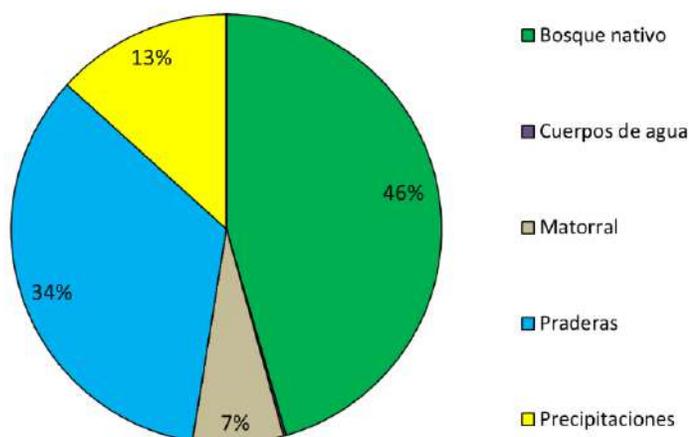


Figura 191. Aportes de f3sforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago San Antonio.



4.1.12. Lago Yelcho

I. Caracterización de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoquímicas de la columna de agua

La temperatura en el lago Yelcho fue de 8,2 a 12 °C (Figura 192). Se apreció una columna de agua levemente estratificada, registrándose las mayores temperaturas en superficie, para luego descender en profundidad. La concentración de oxígeno en la columna de agua fluctuó entre 11,7 y 9,6 mg/L (Figura 192). En los primeros metros la concentración de oxígeno fue variable, para luego encontrarse cerca de los 11 mg/L, y descender en las estaciones más profundas. En el lago Yelcho la conductividad osciló entre 26,9 y 33,4 $\mu\text{S/cm}$ (Figura 192), en superficie se registraron los mayores valores, y luego fue descendiendo, especialmente en la estación 101522.

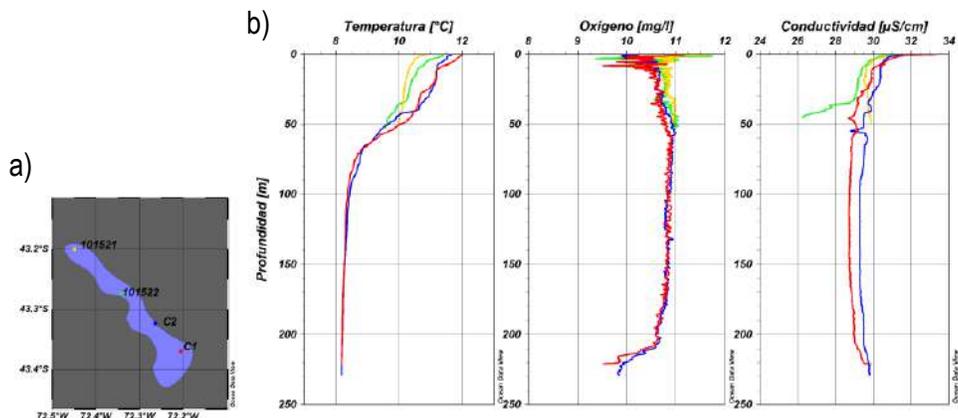


Figura 192. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Yelcho, 101521 (amarillo), 101522 (verde), C2 (azul) y C1 (rojo). b) Perfiles de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en las estaciones del lago Yelcho, en época de primavera.

Con respecto a los nutrientes, en el lago Yelcho el nitrógeno total osciló entre 35 y 79,1 $\mu\text{g/L}$ (Figura 193). Su distribución a través de la columna de agua fue variable, en algunas estaciones se distinguió un leve descenso en profundidad (101522, C2, C1), mientras que en la estación 101521 se observó un leve aumento con la profundidad. En las estaciones 101522 y C1 se apreciaron las mayores concentraciones de nitrógeno total. En la mayoría de los casos el NT se encontró compuesto principalmente por constituyentes orgánicos. En relación a los nitrogenados inorgánicos, el amonio en la mayoría de los casos se encontró bajo el límite de detección (<5 $\mu\text{g/L}$), sin embargo, en la estación 101521 alcanzó concentraciones sobre 9 $\mu\text{g/L}$. El nitrito en todos los casos se encontró bajo el límite de detección (2 $\mu\text{g/L}$). El nitrato en la mayoría de los casos se encontró sobre el límite de detección, oscilando entre 2,3 y 23,5 $\mu\text{g/L}$, las mayores concentraciones se registraron en las estaciones 101521 y C2.

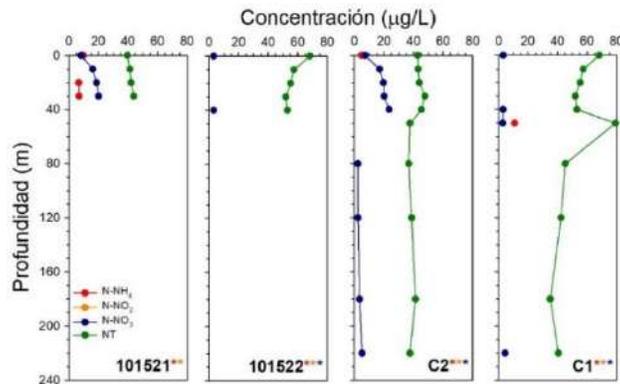


Figura 193. Concentración ($\mu\text{g/L}$) de amonio (N-NH_4), nitrito (N-NO_2), nitrato (N-NO_3) y nitrógeno total (NT) en las estaciones 101521, 101522, C2 y C1 del lago Yelcho. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: N-NH_4 , *: N-NO_2 , *: N-NO_3 , *: NT).

Para el caso del fósforo, se encontró bajo el límite de detección ($5 \mu\text{g/L}$) en todas las profundidades de las estaciones muestreadas. El fosfato en la mayoría de los casos también estuvo bajo el límite de detección ($2 \mu\text{g/L}$), solo se registró en algunas profundidades de las estaciones 101521 (20 m), C2 (0 m) y C1 (120 y 180), sin superar los $2 \mu\text{g/L}$ de concentración.

b) Análisis del fitoplancton y clorofila a

La abundancia fitoplanctónica en el lago Yelcho osciló entre 174.153 y 684.569 cél/L, la concentración de clorofila a entre $0,41$ y $0,53 \mu\text{g/L}$, estos últimos considerados dentro del rango para lagos ultraoligotróficos (Figura 194). Se registraron 33 especies, 14 de ellas Bacillariophyta, 8 Chlorophyta, 4 Charophyta, 2 Dynophyta, 2 Ochrophyta, 1 Cryptomonas, 1 Euglenophyta. *Tabellaria flocculosa* var andina, seguido de *Fragillaria crotonensis* y *Aulacoseira granulata*, fueron las especies más abundantes (Tabla 58).

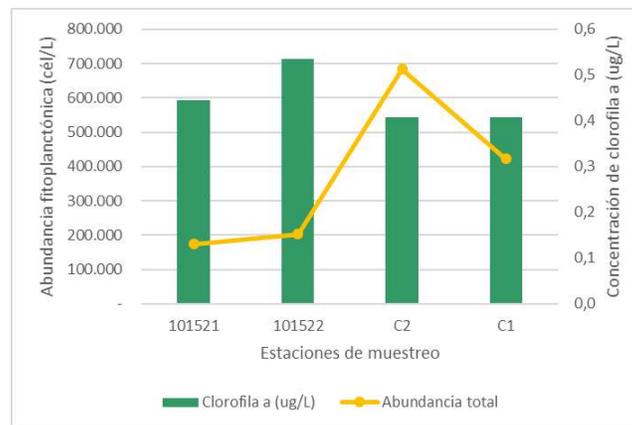


Figura 194. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago Yelcho.



Tabla 58. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Yelcho.

Phylum	Especie	101521		101522		C2		C1		
		5-12-19		2-12-19		4-12-19		3-12-19		
		cél/L	%	cél/L	%	cél/L	%	cél/L	%	
Bacillariophyta	<i>Aulacoseira granulata</i>	26929	15	17606	9	82182	12	11044	3	
	<i>Urosolenia eriensis</i>	40	0	0	0	X	0	40	0	
	<i>Cyclotella sp</i>	2996	2	4994	2	2996	0	2663	1	
	<i>Nitzschia spp</i>	0	0	0	0	X	0	0	0	
	<i>Gomphonema spp</i>	0	0	0	0	5052	1	0	0	
	<i>Gomphoneis sp</i>	1997	1	0	0	1010	0	40	0	
	<i>Cymbella sp</i>	X	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Eunotia sp</i>	X	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Asterionella formosa</i>	8989	5	3995	2	4994	1	9321	2	
	<i>Diatoma moniliformis</i>	80	0	0	0	337	0	0	0	
	<i>Tabellaria flocculosa var andina</i>	83227	48	65942	32	393394	57	331868	79	
	<i>Tabellaria flocculosa</i>	2721	2	240	0	2694	0	1000	0	
	<i>Distriionella germainii</i>	0	0	40	0	0	0	0	0	
	<i>Fragilaria crotonensis</i>	44693	26	105626	52	183199	27	63005	15	
	Ochrophyta	<i>Dinobryon divergens var divergens</i>	0	0	999	0	X	0	320	0
Chlorophyta	<i>Asterococcus sp</i>	0	0	X	0	0	0	0	0	
	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	0	0	0	0	X	0	0	0	
	<i>Scenedesmus</i>	160	0	0	0	3995	1	0	0	
	<i>Eudorina elegans</i>	X	0	X	0	0	0	X	0	
	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	2201	1	1601	1	4379	1	2601	1	
	<i>Nephrocvtium lunatum</i>	X	0	X	0	X	0	0	0	
	<i>Oocystis marssonii</i>	0	0	X	0	0	0	0	0	
	<i>Crucigenia sp</i>	X	0	X	0	0	0	X	0	
	Charophyta	<i>Cosmarium aff phaseolus</i>	X	0	X	0	X	0	X	0
		<i>Staurodesmus spp</i>	X	0	0	0	X	0	0	0
<i>Mougeotia sp</i>		80	0	280	0	X	0	X	0	
<i>Elakathotrix gelatinosa</i>		0	0	120	0	0	0	0	0	
Dinophyta	<i>Peridinium cinctum</i>	X	0	X	0	0	0	40	0	
	<i>Parvodinium umbonatum</i>	0	0	X	0	0	0	X	0	
Euglenophyta	<i>Lepocinclis sp</i>	0	0	0	0	0	0	120	0	
Cryptophyta	<i>Cryptomonas sp</i>	40	0	1997	1	337	0	120	0	
Ochrophyta	<i>Synura sp</i>	X	0	0	0	X	0	X	0	
	<i>Mallomonas sp</i>	0	0	0	0	X	0	0	0	
Abundancia total		174.153		203.439		684.569		422.183		

En la Figura 195 se muestra un análisis histórico de la estructura comunitaria a lo largo de las diferentes etapas de este estudio. En ella se visualizó que para el muestreo realizado en verano del 2015 las especies dominantes fueron *T. fenestrata*, *Staurostrum spp*, *Synedra spp*. Durante el verano del año 2016 *T. fenestrata* siguió dominando, y a partir del muestreo de primavera del 2017, *T. flocculosa*, *F. crotonensis*, *A. formosa* y *A. granulata* cobraron importancia, lo que se repitió durante el estudio realizado en primavera del 2019.

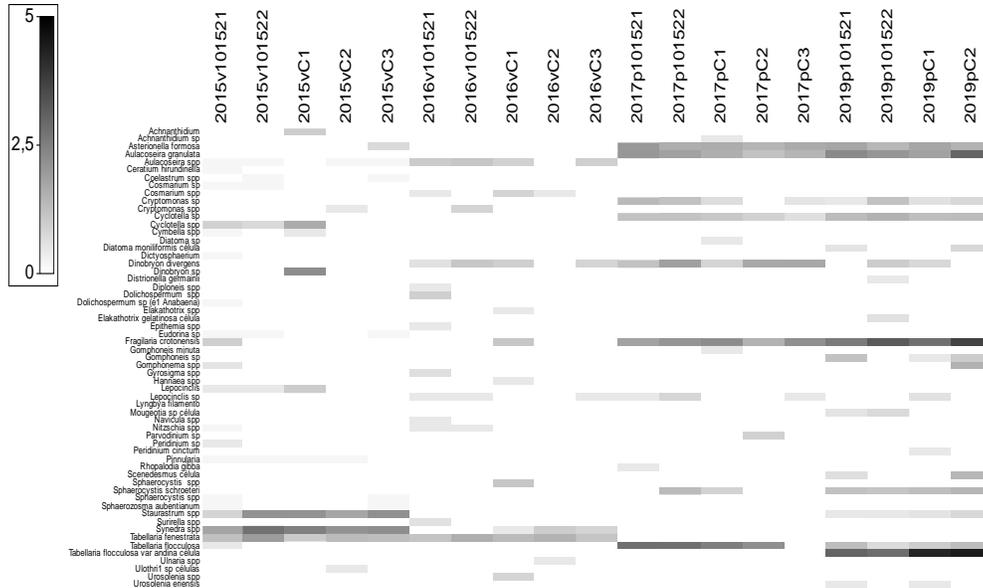


Figura 195. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/ml) y diversidad del fitoplancton en el lago Yelcho, a lo largo de los años de estudio (2015-2019).

En la Figura 196 se observan diferencias de la estructura comunitaria del fitoplancton según la época y año de muestreo. En primavera del 2017 y del 2019 la comunidad fitoplancton estuvo diferenciada mayormente por *A. formosa*, *F. crotonensis* y *Ciclotella* sp; en verano del 2015 se diferenció mayormente por *Synedra* spp, *Pinnularia*, y *Staurastrum* spp, y en verano del 2016 por *Aulacoseira* spp, y *T. fenestrata*.

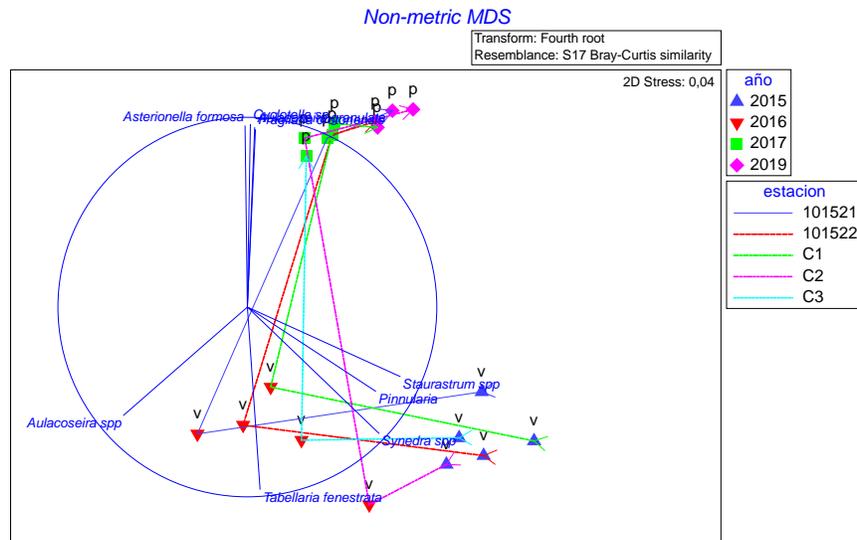


Figura 196. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Yelcho, según la época, año y estación de muestreo.



En la Figura 197, se registr3 la variabilidad total (54,9 %) de la comunidad fitoplanct3nica seg3n a3o de estudio. Los a3os 2015 y 2016 parecieron tener mayor variaci3n, en relaci3n a los a3os 2017 y 2019.

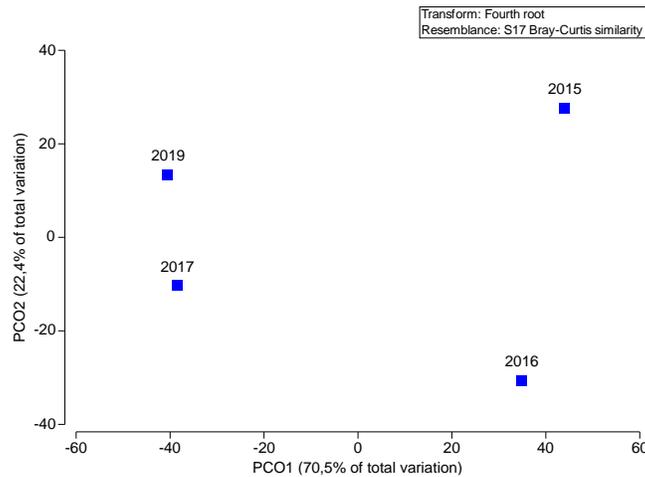


Figura 197. Gr3fica test PCO de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Yelcho, agrupando los a3os de muestreo.

En la Figura 198 se muestra la variabilidad total de las estaciones de muestreo, en donde la estructura comunitaria del fitoplancton registr3 una clara gradiente espacial (la espacialidad estuvo explicada por un 49,3% de la variabilidad total). La estructura comunitaria del fitoplancton en la C2 difiri3 del resto de las estaciones de muestreo.

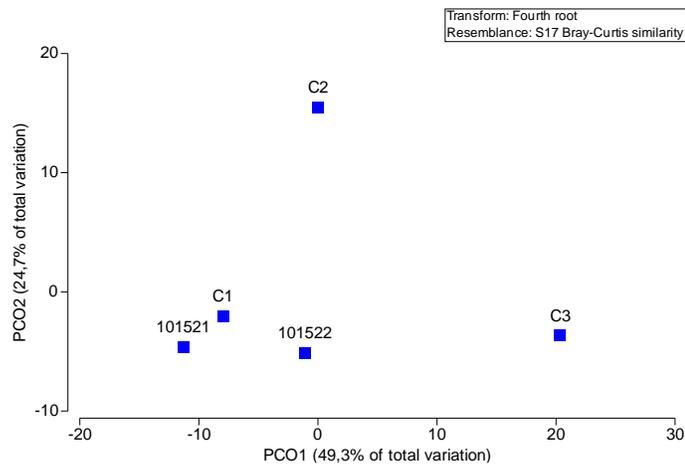


Figura 198. Gr3fica test PCO de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Yelcho, agrupando las estaciones de muestreo.



c) Análisis del zooplancton

El zooplancton del lago Yelcho durante primavera de 2019 tuvo una abundancia total por estación que osciló entre 2,661 y 5,976 ind/L y la riqueza de taxa osciló entre 3 y 56 especies, más microcrustáceos en estadio nauplii (Tabla 59). Se registraron hembras con huevos de dos especies: *B. gracilipes*, y *M. araucanus*. Las estaciones 101521 y 101522 registraron las mayores abundancias 100389. La especie más abundante fue *Trichocerca* sp (Figura 199).

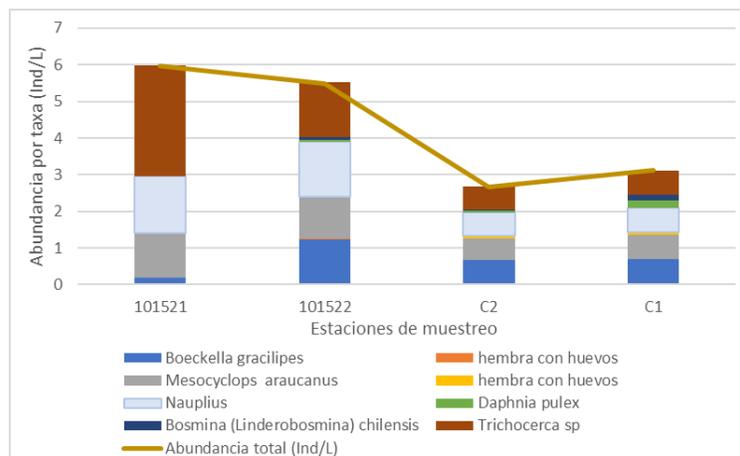


Figura 199. Abundancia zooplanctónica por taxa y total presente en el lago Yelcho en primavera de 2019.

Tabla 59. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Yelcho.

Lago Yelcho				
Estación de muestreo	101522	C1	C2	101521
Fecha	2-12-19	3-12-19	4-12-19	5-12-19
Taxa	ind/L	ind/L	ind/L	ind/L
<i>Boeckella gracilipes</i>	1,190	0,696	0,660	0,187
hembra con huevos	0,039	0	0,010	0
<i>Mesocyclops araucanus</i>	1,099	0,659	0,576	1,222
Hembra con huevos	0,039	0,073	0,073	0
Nauplii	1,487	0,659	0,650	1,545
<i>Daphnia pulex</i>	0,065	0,210	0,042	0
<i>Bosmina (Linderobosmina) chilensis</i>	0,065	0,156	0,010	0
<i>Trichocerca</i> sp	1,513	0,668	0,639	3,022
Abundancia total (Ind/L)	5,496	3,121	2,661	5,976
Riqueza de taxa (S)	5	5	5	3



En el análisis histórico de la estructura comunitaria del zooplancton, a través de todos los años de estudio, se observó que, las especies que estuvieron presentes en todos los muestreos fueron *M. araucanus*, *B. gracilipes*, y *D. pulex*. Especies poco frecuentes fueron *Keratella* sp y *Trichocerca* sp, esta última apareció solamente en el último muestreo de primavera del 2019 con alta abundancia (Figura 200).

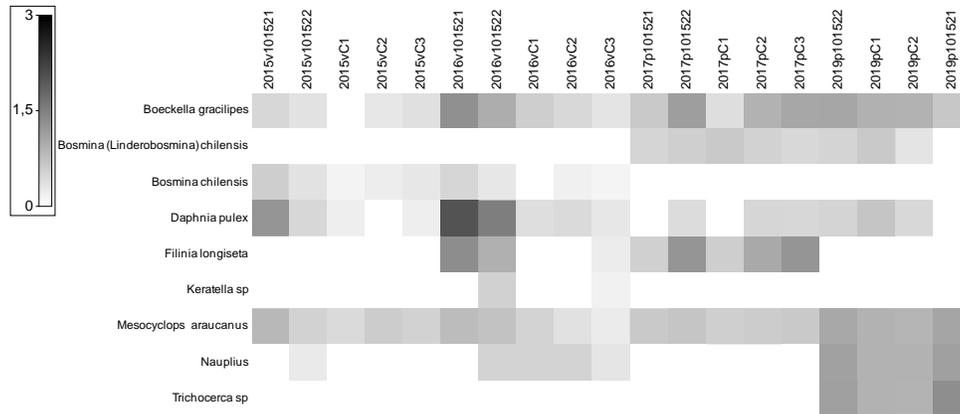


Figura 200. Gráfico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago Yelcho, a lo largo de los años de estudio (2014-2019).

En la Figura 201 se observa diferencias de la estructura comunitaria del zooplancton según la época y año de muestreo. En verano del 2015 el zooplancton estuvo más representado por las especies *B. gracilipes* y *M. araucanus*; en verano del 2016 por Nauplii, *M. araucanus*, y *B. gracilipes*; en primavera 2017 por *F. longiseta*, *B. (Linderosbosmina) chilensis*; y en primavera del 2019 por Nauplii, *M. araucanus* y *Trichocerca* sp.

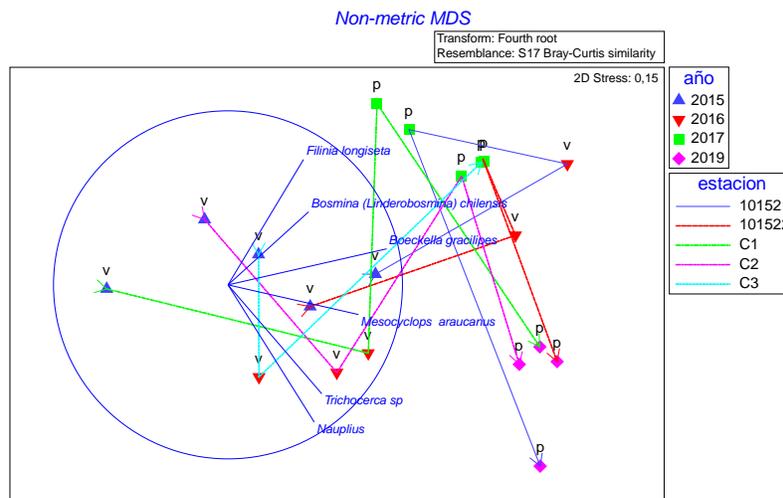


Figura 201. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Yelcho, según la época, año y estación de muestreo.



En la Figura 202 se observa la variabilidad total (54,9%) de la estructura comunitaria del zooplancton, agrupando los años de monitoreo.

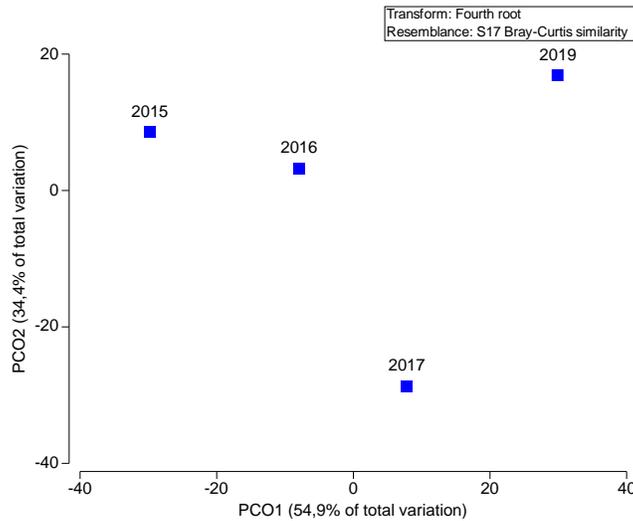


Figura 202. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Yelcho, agrupando los años de muestreo.

En la Figura 203 se muestra la variabilidad total de la espacialidad, en donde en la estructura comunitaria del zooplancton se observó una clara gradiente espacial (la espacialidad está explicada por un 67,7% de la variabilidad total).

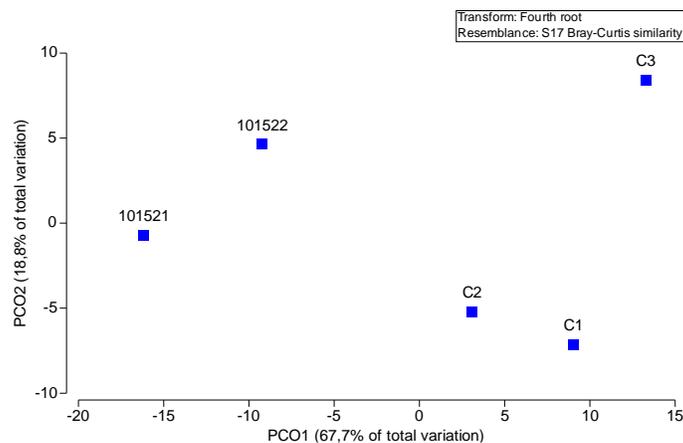


Figura 203. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Yelcho, agrupando las estaciones de muestreo.

d) Sedimento

El sedimento de las estaciones de estudio estuvo compuesto mayormente por fango, salvo un punto de la estación 101521, que presentó sobre un 50% de arena, como se muestra en la Figura 204.

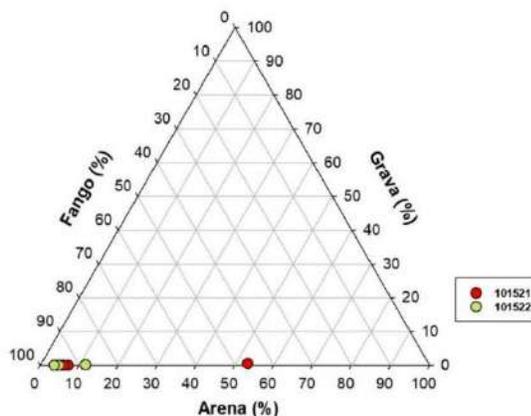


Figura 204. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 101521 y 101522 del lago Yelcho.

II. Evaluación del estado trófico

En el lago Yelcho, todas las estaciones presentaron una transparencia relacionada a un nivel mesotrófico, fluctuando entre 7 y 9 m de profundidad (Figura 205). El nitrógeno total fluctuó entre rangos ultra y oligotróficos. En el lago Yelcho, las concentraciones de fósforo total y clorofila *a* se encontraron en rangos ultraoligotróficos en todas las estaciones. En el caso del fósforo ese nivel coincide con el límite de detección ($< 5 \mu\text{g/L}$), por tanto, no posee gráfica. En el caso de la clorofila *a*, registró las máximas concentraciones bajo la zona fótica, en la estación 101522 superó el límite oligotrófico.

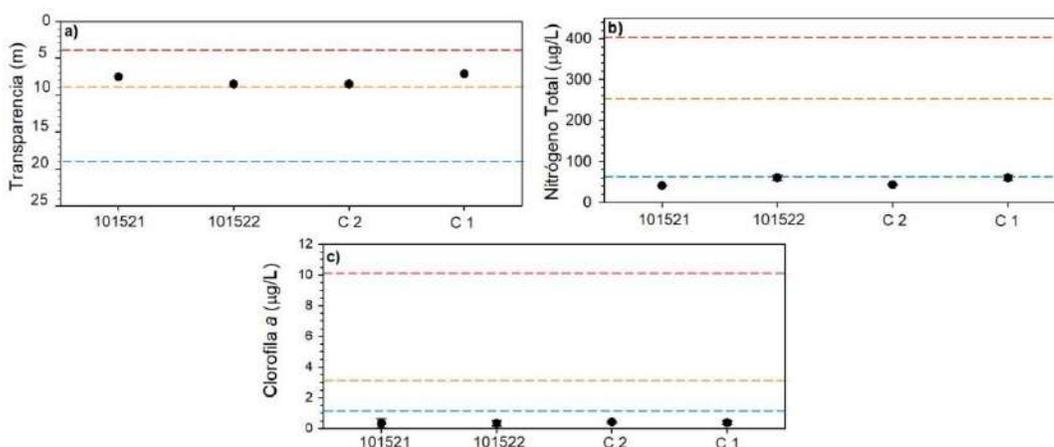


Figura 205. Transparencia (m) y concentración promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$) y c) clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) en las estaciones del lago Yelcho. Línea punteada indica límite entre estados tróficos, su color señala los estados tróficos a que corresponden (azul: entre ultra y oligotrófico, naranja: entre oligo y mesotrófico, rojo: entre meso y eutrófico).



III. Balance hidrológico y de nutrientes

En la Tabla 60 se muestran los valores de entradas (15,37 km³) y salidas (14,77 km³) de agua, calculado para el año 2019. El tiempo de renovación teórico calculado fue de aprox. 1,1 años.

Tabla 60. Balance hidrológico del lago Yelcho.

		km ³ /año
Entradas	Ríos	14,95
	Precipitación	0,42
	Total	15,37
Salidas	Efluente lago Yelcho	14,52
	Evaporación del lago	0,25
	Total	14,77
Drenaje profundo		0,60

En la Tabla 61 se visualiza el balance de fósforo, calculándose un ingreso y egreso de 744 y 73 ton de P, respectivamente. De acuerdo a las concentraciones de este nutriente para el muestreo realizado, se calculó la existencia de ~90 ton en el cuerpo lacustre. El porcentaje de sedimentación calculado corresponde al estándar de grandes lagos (90%).

Tabla 61. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Yelcho.

P (ton) en el lago	P (ton) ingresado	P (ton) egresado	P (ton) sedimentado	Sedimentación (%)
90	744	73	671	90

Se identificó como la principal fuente aportante de P al sistema lacustre el uso de suelo (Figura 206). Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registró que las praderas, el suelo desnudo, y el bosque nativo son los mayores contribuyentes de PT al sistema (Figura 207), ésto dado a que presentaron una mayor cobertura en relación al resto de los usos. Dado que la actividad de acuicultura dejó de funcionar en balsas jaulas a partir del año 2013, y el tiempo teórico de renovación es menor a 1 año, no se incluyó en el cálculo de carga de PT según actividad o fuente emisora.

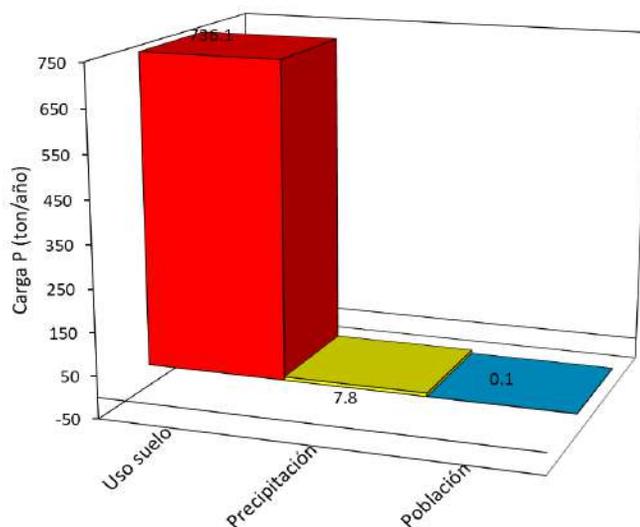


Figura 206. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Yelcho.

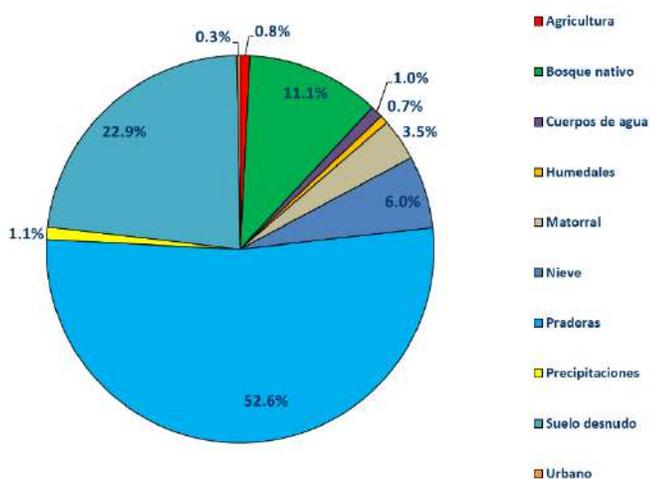


Figura 207. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Yelcho. Capacidad de carga

La capacidad de carga del lago Yelcho para el año 2019 se ha calculado en 320 ton. Actualmente, con una concentración P total de 5 µg/L en la columna de agua, el lago estaría recibiendo una carga de 160 ton de P (Tabla 62).

Tabla 62. Carga actual y crítica calculada para el lago Yelcho.

	PT (µg/L)	PT (ton/año)
Carga actual	5	160
Carga crítica	10	320

4.1.13. Lago Riesco

I. Caracterización de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoquímicas de la columna de agua

Los perfiles de la columna de agua del lago Riesco evidenciaron comportamientos diferentes entre las estaciones localizadas en la parte norte y sur del lago (Figura 208). La estación 110038 evidenció una columna de agua más homogénea, que las estaciones localizadas en la parte sur (110048 y C1).

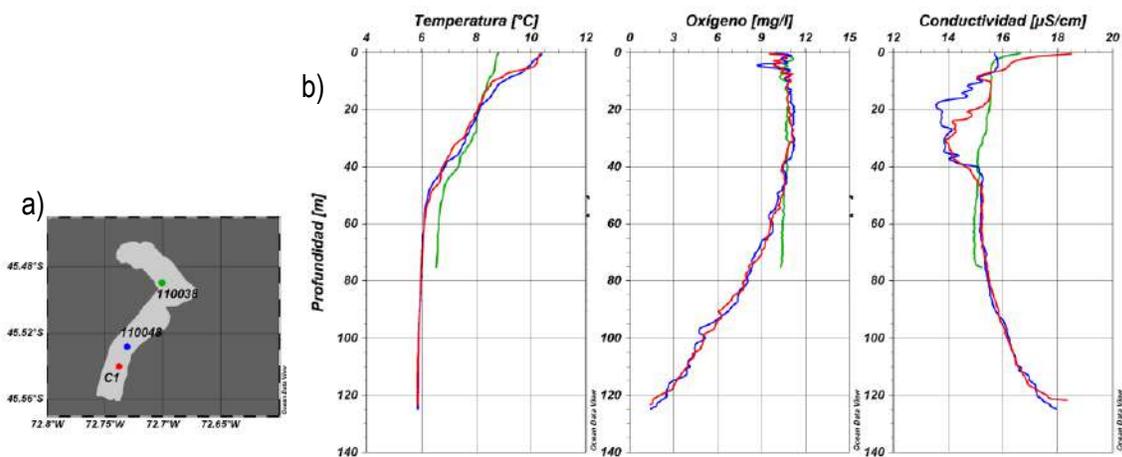


Figura 208. a) Ubicación de estaciones de muestreo en el lago Riesco, 110038 (verde oscuro), 110048 (azul) y C1 (rojo). b) Perfiles de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad (μS/cm) en las estaciones del lago Riesco, en época de primavera.

La temperatura en el lago Riesco osciló entre 5,9 y 10,4 °C (Figura 208). Las mayores temperaturas se obtuvieron en superficie de las estaciones sur, evidenciando el comienzo de la estratificación. La concentración de oxígeno fue de 1,4 a 11,2 mg/L (Figura 208). La estación 110038 presentó una distribución homogénea del oxígeno a través de la columna de agua, mientras que las estaciones sur evidenciaron un importante descenso del oxígeno con la profundidad.

La conductividad fue de 13,6 a 18,5 μS/cm (Figura 208). En la estación norte, la conductividad fue más homogénea en el perfil, mientras que en las estaciones ubicadas en la parte sur la conductividad descendió en el estrato superficial, para después aumentar en profundidad.

En el lago Riesco la concentración de nitrógeno total fue de 63,6 a 142,4 μg/L (Figura 209), encontrándose compuesto principalmente por constituyentes orgánicos, a excepción de las estaciones 110048 y C1 en profundidad (a 80 y 100 m), donde el mayor constituyente fue el nitrito. Con respecto a la distribución de NT en la columna de agua, la estación 110038 presentó una distribución más homogénea, mientras que en las estaciones ubicadas en el sector sur presentaron un claro aumento con la profundidad, alcanzando las más altas concentraciones. El amonio como el nitrito se encontraron bajo el límite de detección en la mayoría de los casos, exceptuando la estación 110038, donde en superficie el amonio registrado fue de 5,9 μg/L. El nitrito fluctuó entre 4,4 y 84,4 μg/L,



registrando bajas concentraciones en superficie, inclusive bajo el l3mite de detecci3n en algunos casos, para incrementar en profundidad, principalmente en las estaciones 110048 y C1.

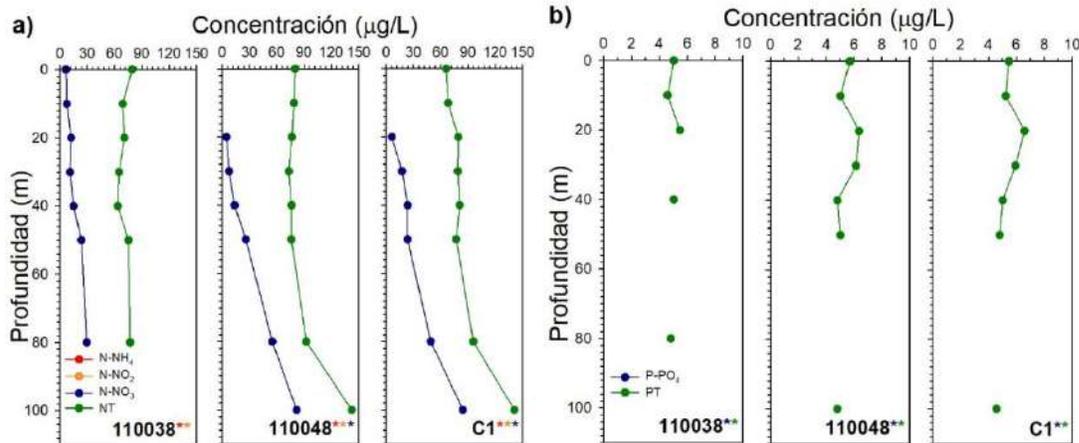


Figura 209. Concentraci3n (µg/L) de a) amonio (N-NH₄), nitrito (N-NO₂), nitrato (N-NO₃) y nitr3geno total (NT) y de b) fosfato (P-PO₄) y f3sforo total (PT) en las estaciones 110038, 110048 y C1 del lago Riesco. Asterisco indica estaci3n con analito en alguna profundidad bajo l3mite de detecci3n, el color del asterisco se3ala el analito (*: N-NH₄, *: N-NO₂, *: N-NO₃, *: NT, *: P-PO₄, *: PT, seg3n corresponda).

Para el caso del f3sforo total, sus concentraciones en el lago Riesco fluctuaron entre 5 y 6,6 µg/L (Figura 209), registr3ndose pocas profundidades con concentraciones bajo el l3mite de detecci3n (5 µg/L), principalmente en la estaci3n 110038. El fosfato en todos los casos se encontr3 bajo el l3mite de detecci3n (2 µg/L).

b) An3lisis del fitoplancton y clorofila *a*

La abundancia fitoplanct3nica oscil3 entre 21.102 y 278.500 c3l/L, la concentraci3n de clorofila *a* entre 0,467 y 0,488 µg/L (Figura 210), esta 3ltima se encontr3 dentro de rango para lagos oligotr3ficos. En el lago Riesco se registraron 26 especies de las cuales 16 fueron Bacillariophyta, 3 Chlorophyta, 2 Ochrophyta, 1 Charophyta, 1 Cianobacteria, 1 Dinophyta, y 1 Cryptomonas. Las mayores abundancias estuvieron dadas por el phylum Bacillariophyta, siendo *Asterionella formosa* y *Tabellaria flocculosa* var andina las m3s abundantes en todas las estaciones de muestreo, as3 tambi3n, aunque en menor medida se encontraron *Urosolenia eriensis* y *Discotella pseudostelligera* (Tabla 63).



Tabla 63. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Riesco.

Phylum	Clase	Orden	Especie	C1		110038		110048		
				19-11-19		20-11-19		19-11-19		
				cél/L	%	cél/L	%	cél/L	%	
	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	<i>Aulacoseira granulata</i>	80	0	0	0	X	0	
		Rhizosoleniales	<i>Urosolenia eriensis</i>	2999	14	5992	2	12983	34	
	Mediophyceae	Stephanodisciales	<i>Discostella pseudostellioera</i>	999	5	2996	1	2996	8	
Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Bacillariales	<i>Nitzschia spp</i>	40	0	337	0	0	0	
			<i>Nitzschia aff. sigmoidea</i>	0	0	X	0	0	0	
			<i>Cymbellales</i>	<i>Encyonema lange-bertaloti</i>	0	0	X	0	0	0
		Naviculales	<i>Pinnularia sp</i>	0	0	337	0	0	0	
			Eunotiales	<i>Eunotia sp</i>	40	0	0	0	40	0
			Tabellariales	<i>Asterionella formosa</i>	12983	62	54900	20	6991	18
		<i>Distriionella germainii</i>		200	1	2694	1	999	3	
		<i>Tabellaria flocculosa var. andina</i>		3521	17	176152	63	11084	29	
		<i>Tabellaria flocculosa</i>		X	0	8083	3	80	0	
		Fragilariales	<i>Odontidium aff. mesodon</i>	40	0	2021	1	X	0	
			<i>Fragilaria crotonensis</i>	X	0	0	0	1798	5	
			<i>Stauronella pinnata</i>	0	0	X	0	0	0	
		Licmophorales	<i>Hannaea arcus</i>	80	0	674	0	80	0	
Ochrophyta	Chrysophyceae		Chromulinales	<i>Dinobryon divergens</i>	120	1	22971	8	999	3
	Xanthophyceae	Tribonematales	<i>Tribonema sp</i>	X	0	X	0	0	0	
		Chlamydomonadales	<i>Eudoria sp. colonia</i>	X	0	X	0	X	0	
Chlorophyta	Chlorophyceae	Chlorococcales	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	X	0	X	0	0	0	
	Trebouxiophyceae	Chlorellales	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	X	0	X	0	X	0	
Charophyta	Conjugatophyceae	Desmidiiales	<i>Staurastrum gracile</i>	X	0	0	0	0	0	
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Synechococcales	<i>Pseudanabaena caterata</i>	0	0	400	0	0	0	
	Dinophyta	Dinophyceae	Peridinales	<i>Peridinium aff. cinctum</i>	0	0	0	0	X	0
	Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	<i>Cryptomonas sp</i>	0	0	999	0	0	0
		Abundancia total		21102		278556		38050		

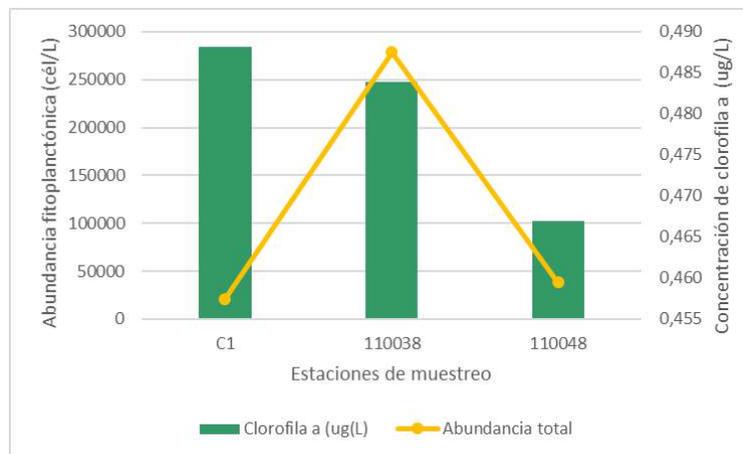


Figura 210. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago Riesco.

En la Figura 211 se muestra un análisis histórico de la estructura comunitaria a lo largo de las diferentes etapas de este estudio, en donde se visualizó que las especies del género *Tabellaria* se han registrado en todos los periodos de muestreo. También se observó que a partir de la primavera del 2017 las abundancias fueron mayores. Algunas especies poco frecuentes en este lago fueron *Sphaerocystis schroeteri*, *Navicula* y *Mougeotia sp.*

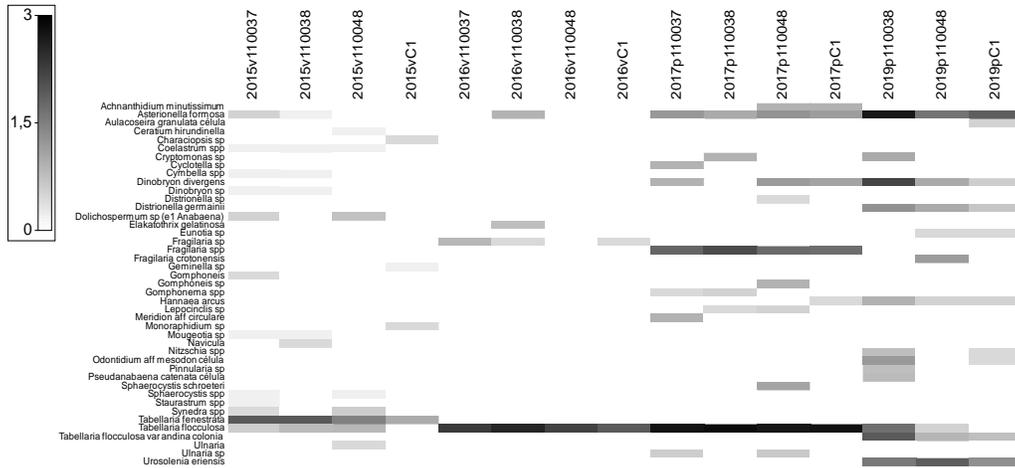


Figura 211. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/ml) y diversidad del fitoplancton en el lago Riesco, a lo largo de los años de estudio (2015-2019).

En la Figura 212 se observa diferencias de la estructura comunitaria del fitoplancton según la época y año de muestreo. En verano del 2015 el fitoplancton estuvo representado por la especie *Tabellaria fenestrata*. En verano del 2016 y primavera 2019 por *T. flocculosa*; y en primavera del 2019 por *A. formosa*, *H. arcus*, *D. germanii* y *U. eriensis*.

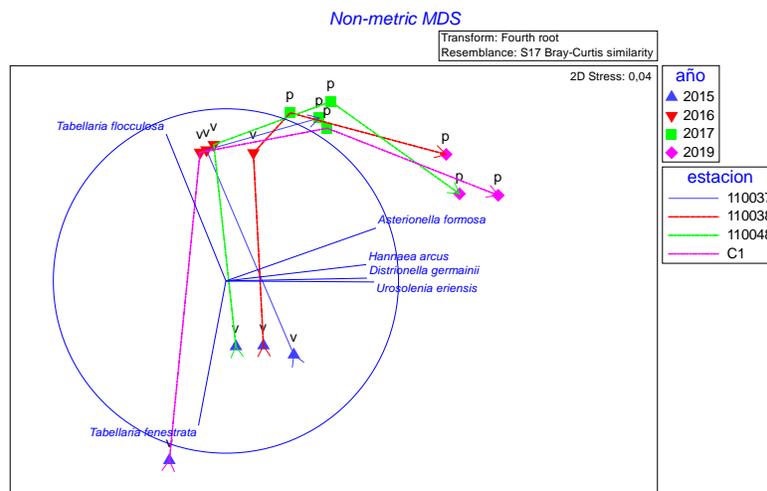


Figura 212. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Riesco, según la época, año y estación de muestreo.

En la Figura 213 se muestra la variabilidad total del fitoplancton de las épocas de muestreo, primavera y verano, cuya variabilidad total estuvo explicada en un 100%.

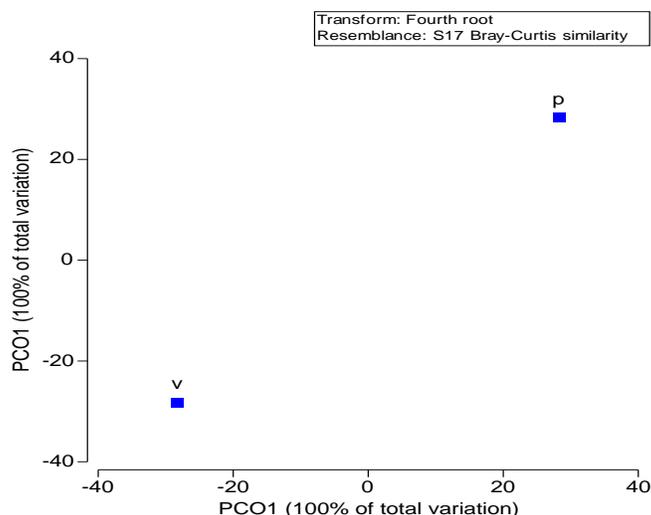


Figura 213. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Riesco, agrupando las épocas de muestreo.

En la Figura 214 se muestra la variabilidad (45%) total de la estructura comunitaria del fitoplancton, agrupando los años de monitoreo.

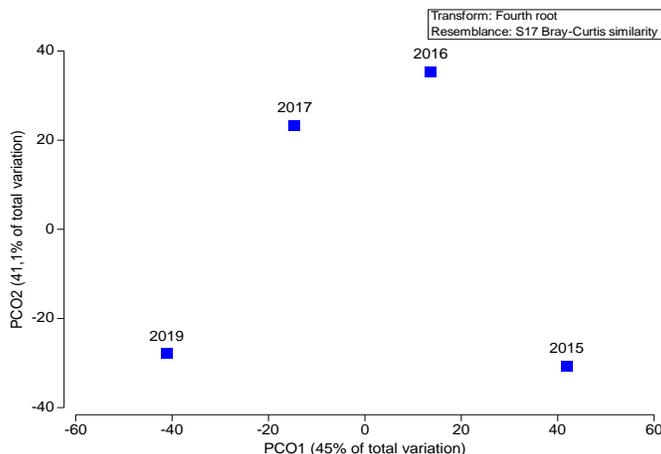


Figura 214. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Riesco, agrupando los años de muestreo.

En la Figura 215 se muestra la variabilidad total de la espacialidad, en donde en la estructura comunitaria del fitoplancton observa una clara gradiente espacial (la espacialidad estuvo explicada por un 59,3% de la variabilidad total).

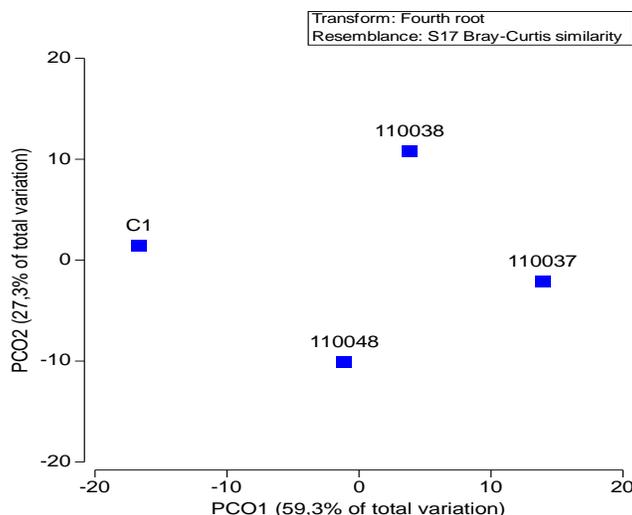


Figura 215. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del fitoplancton en el lago Riesco, agrupando las estaciones de muestreo.

c) Análisis de zooplancton

El zooplancton del lago Riesco durante primavera de 2019 tuvo una abundancia total por estación que osciló entre 2,361 y 4,529 ind/L y la riqueza de taxa osciló entre 4 y 6 especies, más microcrustáceos en estadio nauplii (Figura 216, Tabla 64). Se registraron hembras con huevos de *B. gracilipes*. La estación C1 registró la mayor abundancia, cercana a los 4,5 ind/L, seguido por la estación 110048 (4 ind/L). La especie más abundante fue *B. gracilipes*.

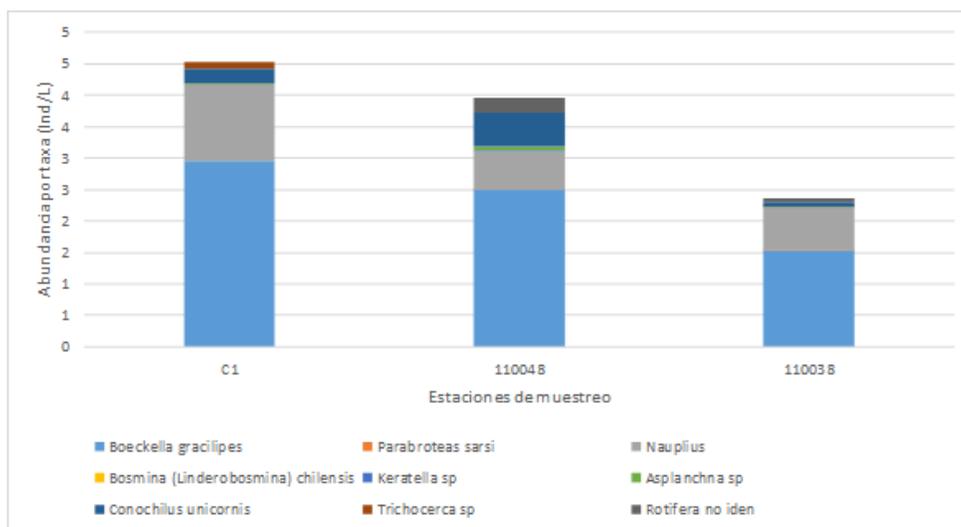


Figura 216. Abundancia zooplanctónica por taxa y total presente en el lago Riesco en primavera de 2019.



Tabla 64. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos el lago Riesco.

Lago Riesco			
Estación de muestreo	C1	110048	110038
Fecha	19-11-19	19-11-19	20-11-19
Taxa	ind/L	ind/L	ind/L
<i>Boeckella gracilipes</i>	2,933	2,469	1,528
Hembra con huevos	0,019	0,023	0,011
<i>Parabroteas sarsi</i>	0	0,001	0,001
Nauplii	1,212	0,620	0,687
<i>Bosmina (Linderbosmina) chilensis</i>	0	0	0,001
<i>Keratella</i> sp	0	0,011	0
<i>Asplanchna</i> sp	0,019	0,056	0,001
<i>Conochilus unicornis</i>	0,240	0,541	0,066
<i>Trichocerca</i> sp	0,106	0	0
Rotífera no iden	0	0,237	0,066
Abundancia total (Ind/L)	4,529	3,958	2,361
Riqueza de taxa (S)	4	6	6

En el análisis histórico de la comunidad del zooplancton, a través de todos los años de estudio (Figura 217), se observó que, las especies más abundantes y constante en el tiempo han sido *B. gracilipes*, seguido por *D. pulex*. Durante la primavera del 2019 se registraron especies que no habían sido detectadas con anterioridad, tales como *Trichocerca* sp, *Asplanchna* sp, *Keratella* sp, y *B. (Linderbosmina) chilensis*.

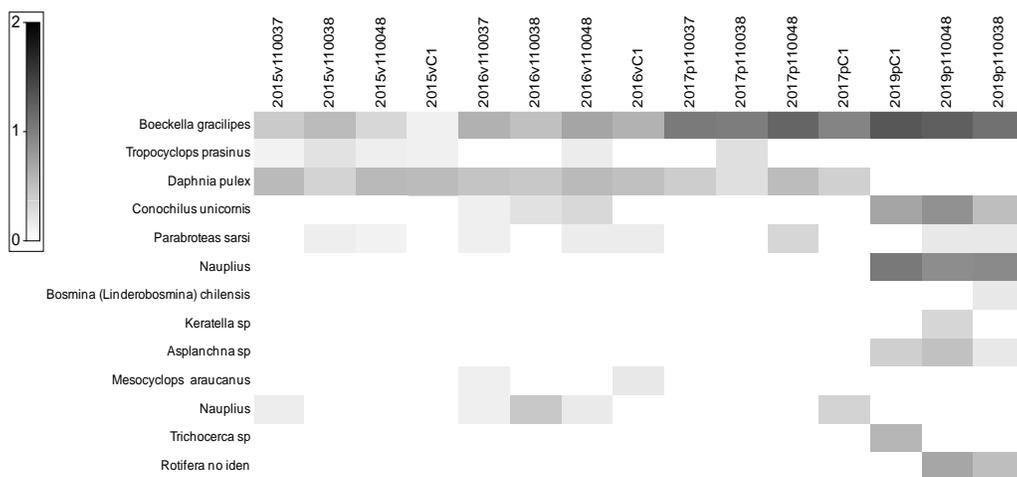


Figura 217. Gráfico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago Riesco, a lo largo de los años de estudio (2015-2019).



En la Figura 218 se observa diferencias de la estructura comunitaria del zooplancton segun la epoca y a~o de muestreo. En verano del 2015 la estructura comunitaria se represent3 mayormente por la especie *T. prasinus*, durante el verano del 2016 y primavera 2017 por *D. pulex* y *B. gracilipes*, y en primavera del 2019 estuvo dominada por Nauplii, *Conochilus unicomis*, *B. gracilipes*, *Asplanchna* sp, y rotifera no identificado.

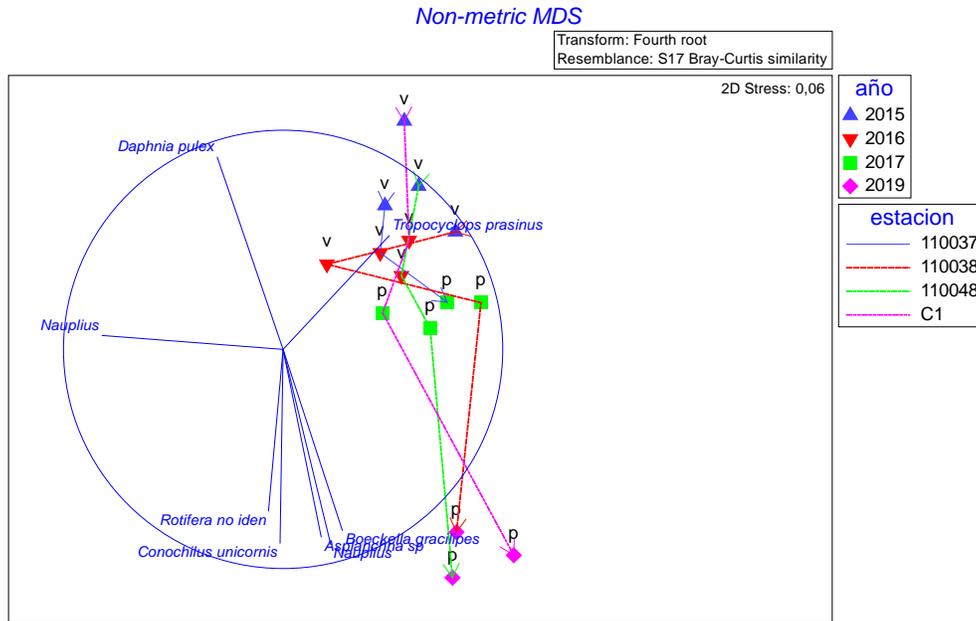


Figura 218. Gráfica test no paramétrico (n-MDS) de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Riesco, segun la epoca, a~o y estaci3n de muestreo.

En la Figura 219 se observa la variabilidad total (83,3%) de la estructura comunitaria del zooplancton, agrupando los a~os de monitoreo.

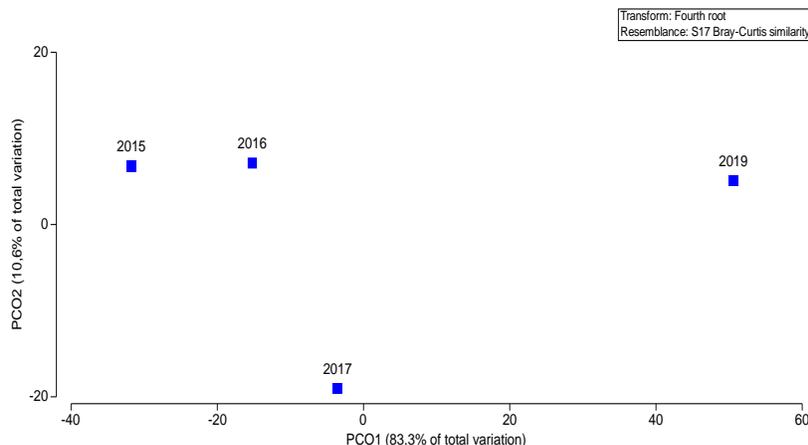


Figura 219. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Riesco, agrupando los a~os de muestreo.



En la Figura 220 se observa la variabilidad total (100%) de la estructura comunitaria del zooplancton, agrupando las épocas de monitoreo, primavera y verano.

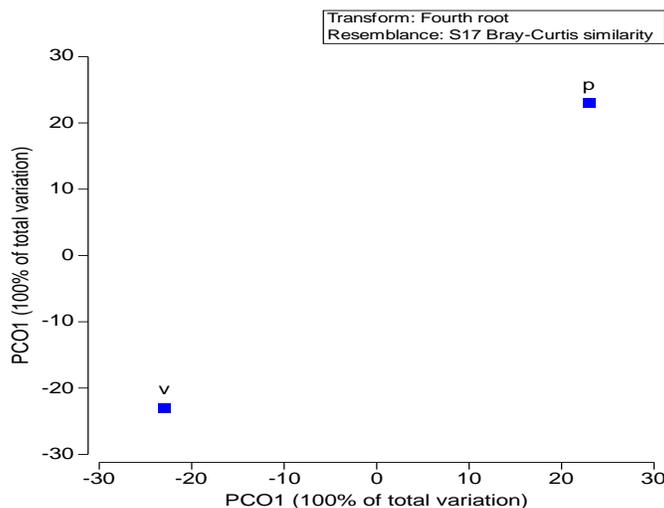


Figura 220. Gráfica test PCO de la estructura comunitaria del zooplancton en el lago Riesco, agrupando las épocas de muestreo.

d) Sedimento

El sedimento de las estaciones de estudio 110048 y 110038, estuvieron compuestos principalmente por fango y un leve porcentaje de arena (Figura 221).

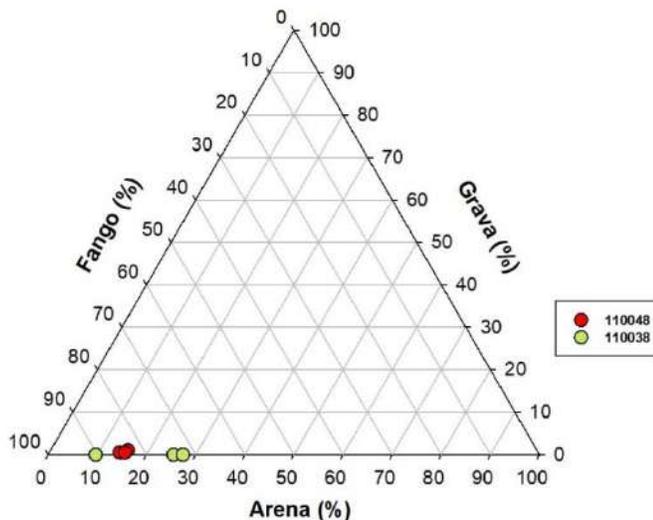


Figura 221. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 110048 y 110038 del lago Riesco.



II. Evaluación del estado trófico

En el lago Riesco se registró una transparencia reducida (Figura 222), en la estación 110038 se encontró en rango eutrófico, mientras que las estaciones 110048 y C1 estuvieron cercanas al límite eutrófico. La concentración de nitrógeno total se presentó dentro de niveles oligotróficos. Las concentraciones de fósforo total y clorofila a oscilaron en rangos ultraoligotrófico y oligotrófico, registrando las máximas concentraciones en las estaciones 110048 y C1.

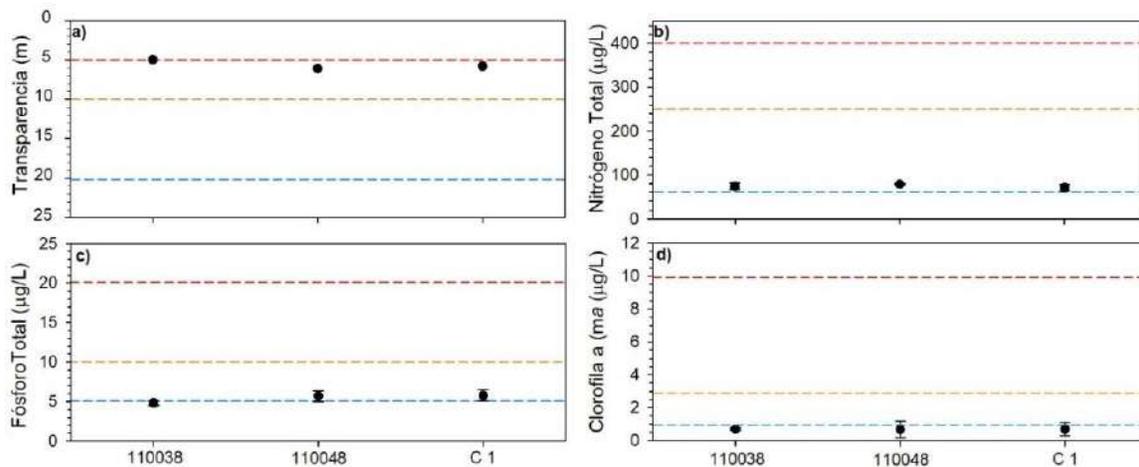


Figura 222. Transparencia (m) y concentración promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en las estaciones del lago Riesco. Línea punteada indica límite entre estados tróficos, su color señala los estados tróficos a que corresponden (azul: entre ultra y oligotrófico, naranja: entre oligo y mesotrófico, rojo: entre meso y eutrófico).

III. Balance hidrológico y de nutrientes

En la Tabla 65 se muestran los valores de entradas ($1,58 \text{ km}^3$) y salidas ($1,47 \text{ km}^3$) de agua, calculado para el año 2019. El tiempo de renovación teórico calculado fue < 1 año.

Tabla 65. Balance hidrológico del lago Riesco.

		km ³ /año
Entradas	Ríos	1,56
	Precipitación	0,02
	Total	1,58
Salidas	Efluente lago	1,25
	Evaporación lago	0,22
	Total	1,47
Drenaje profundo		0,10



En la Tabla 66 se visualiza el balance de f3sforo, calcul3ndose un ingreso y egreso de 41 y 6 ton de P, respectivamente. De acuerdo a las concentraciones de este nutriente para el muestreo realizado, se calcul3 la existencia de ~5,3 ton en el cuerpo lacustre. El porcentaje de sedimentaci3n calculada correspondi3 al est3ndar de grandes lagos (84%).

Tabla 66. Balance de nutriente (f3sforo total) del lago Riesco.

P (ton) en el lago	P (ton) ingresado	P (ton) egresado	P (ton) sedimentado	Sedimentaci3n (%)
5,3	41	6	34	84

Como las principales actividades o fuentes aportantes de P al sistema lacustre, identificamos al uso de suelo y cobertura vegetal (Figura 223). Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registr3 a la nieve y al bosque nativo como los mayores contribuyentes de PT al lago (Figura 224), esto dado a que presentaron una mayor cobertura en relaci3n al resto de los usos. Las concesiones 11037, 110038 y 110048 presentaron actividad el a3o 2019.

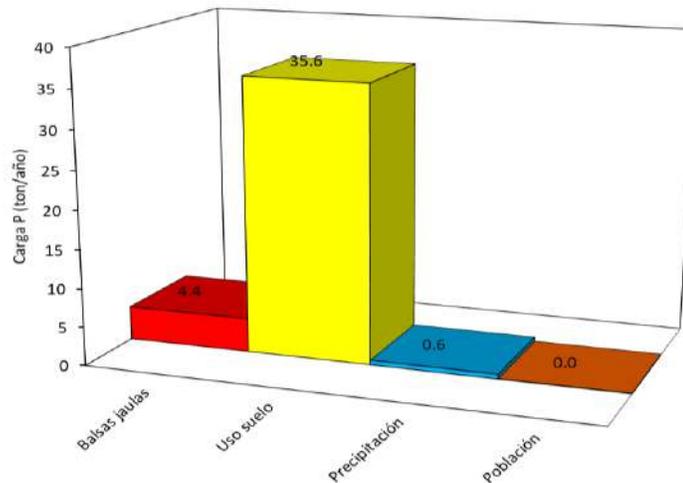


Figura 223. Carga de f3sforo total (ton/a3o) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Riesco.

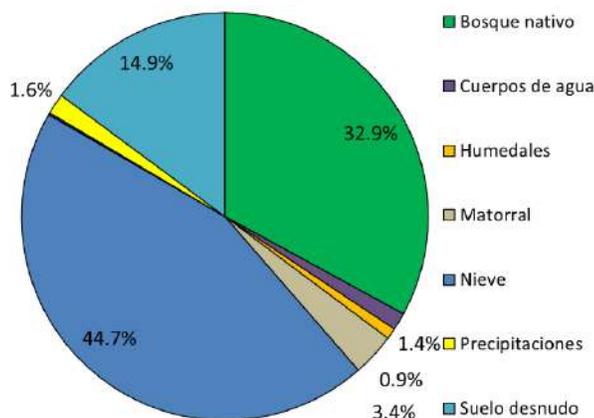


Figura 224. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Riesco.

IV. Capacidad de carga

La capacidad de carga del lago Riesco para el año 2019 se ha calculado en 21 ton. Actualmente, con una concentración P total de 5,1 $\mu\text{g/L}$ en la columna de agua, el lago estaría recibiendo una carga de 11 ton de P (Tabla 67).

Tabla 67. Carga actual y crítica calculada para el lago Riesco.

	PT ($\mu\text{g/L}$)	PT (ton/año)
Carga actual	5,1	11
Carga crítica	10	21

4.1.14. Lago Sofía

I. Caracterización de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoquímicas de la columna de agua

Los perfiles en el lago Sofía evidenciaron una columna de agua completamente mezclada, presentando escasa variación de temperatura, oxígeno y conductividad (Figura 225). La temperatura registrada fue de 6,7 °C a lo largo de la columna de agua. El lago Sofía presentó una columna de agua completamente oxigenada, con una concentración de ~12,2 mg/L. Mientras que, la conductividad fue de ~105 $\mu\text{S/cm}$. Producto de las condiciones climáticas, fue imposible realizar la otra estación (E1) del lago Sofía.

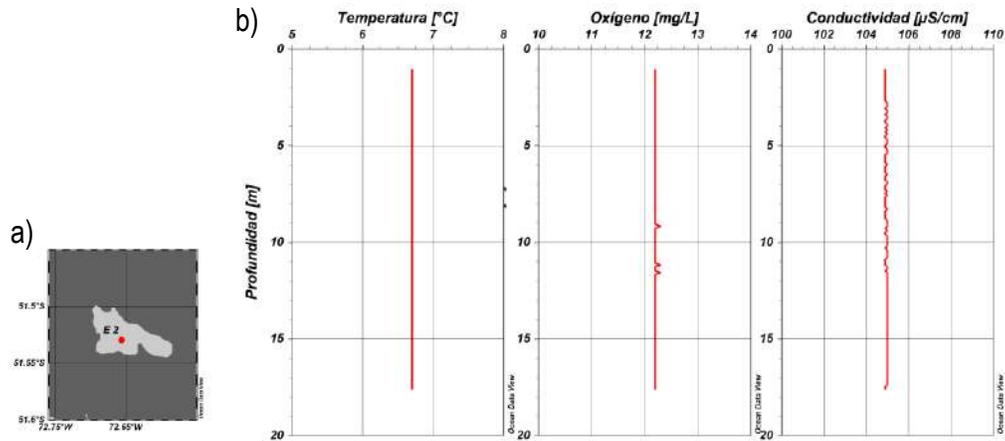


Figura 225. a) Ubicación de la estación de muestreo en el lago Sofia, E2 (rojo). b) Perfil de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad (µS/cm) en la estación del lago Sofia, en época de primavera.

Las concentraciones de nitrógeno total fluctuaron entre 145,6 y 186,3 µg/L (Figura 226). El nitrógeno total estuvo compuesto principalmente por constituyentes orgánicos. El amonio en su mayoría se encontró bajo el límite de detección (5 µg/L), a excepción de los 15 m de la estación E2, donde el amonio fue de 6,3 µg/L. El nitrito en todos los casos no superó el límite de detección (2 µg/L). Mientras que el nitrito fluctuó entre 2,3 y 4,2 µg/L, mostrando una distribución similar al nitrógeno total.

Para el caso de fósforo, las concentraciones fueron de 6 a 7,3 µg/L (Figura 226), distribuyéndose de manera relativamente homogénea en la columna de agua. En tanto que el fosfato en todos los casos se encontró bajo el límite de detección (2 µg/L).

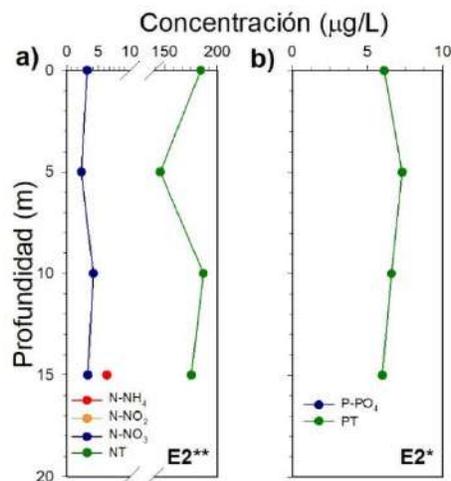


Figura 226. Concentración (µg/L) de a) amonio (N-NH₄), nitrito (N-NO₂), nitrato (N-NO₃) y nitrógeno total (NT) y de b) fosfato (P-PO₄) y fósforo total (PT) en la estación E1 del lago Sofia. Asterisco indica estación con analito en alguna profundidad bajo límite de detección, el color del asterisco señala el analito (*: N-NH₄, *: N-NO₂, *: N-NO₃, *: NT, *: P-PO₄, *: PT, según corresponda).



b) Análisis del fitoplancton y clorofila *a*

Se contó solo con datos cualitativos en esta ocasión. Se registraron 5 especies: 3 Bacillariophyta y 2 Chlorophyta (Tabla 68). Por otro lado, la concentración de clorofila *a* osciló entre 0,382 y 0,127 µg/L, ambos valores considerados dentro del rango oligotrófico (Tabla 69).

Tabla 68. Composición taxonómica, y riqueza de especies por estación de muestreo del lago Sofía.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Especie	E2
					Cualitativo
Bacillariophyta	Coccinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	X
	Mediophyceae	Stephanodiscales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella sp</i>	X
	Bacillariophyceae	Tabellariales	Tabellariaceae	<i>Asterionella formosa</i>	X
Chlorophyta	Chlorophyceae	Chlorococcales	Palmellaceae	<i>Sphaerocystis Schroeteri</i>	X
	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Oocystaceae	<i>Oocystis aff marssonii</i>	X
Riqueza de especies					5

Tabla 69. Concentración de clorofila *a* en la estación E1 el lago Sofía.

Lago	Estación	Prof. (m)	Clorofila <i>a</i> (µg/L)
Sofía	E1	0	0,382
		5	0,382
		10	0,382
		15	0,127

En la Figura 227 se muestra un análisis histórico de la estructura comunitaria a lo largo de las diferentes etapas de este estudio. En ella se visualiza que la especie *A. granulata* se encontró presente en todos los muestreos, junto con especies del género *Cyclotella*. Durante el verano del 2016 la especie más abundante fue *Cyclotella ocellata*, seguida por *A. granulata* y *Lepocinclis sp*. En el muestreo realizado en primavera del 2017 las especies dominantes fueron *Cyclotella cf ocellata* y *A. granulata*, junto con *A. formosa* y *F. crotonensis*.

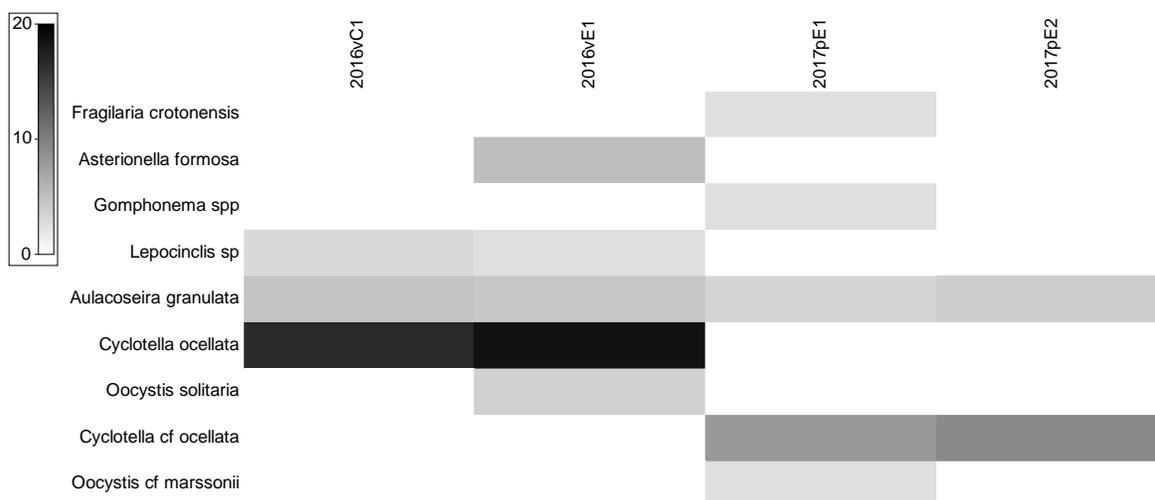


Figura 227. Gráfico de sombra de la abundancia (cél/ml) y diversidad del fitoplancton en el lago Sofía, a lo largo de los años de estudio (2016-2017).

c) Análisis del zooplancton

En el muestreo realizado a fines de octubre del 2019 se identificaron 4 taxa, con una abundancia total de 16,183 ind/L (Tabla 70). La especie que presentó mayor abundancia fue *B. gracilipes* con 12,499 ind/L.

Tabla 70. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos el lago Sofía.

Lago Sofía	
Estación de muestreo	E1
Fecha	21-10-19
Taxa	ind/L
<i>Boeckella gracilipes</i>	12,499
Hembra con huevos	0,132
<i>Boeckella poppei</i>	0,066
Nauplii	1,053
<i>Daphnia pulex</i>	0,921
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	1,513
Abundancia total (Ind/L)	16,183
Riqueza (S)	4

En el análisis histórico de la comunidad del zooplancton, a través de todos los años de estudio, se observó que, las especies que siempre estuvieron presentes fueron *B. gracilipes*, *B. poppei*, y *D. pulex*.



B. gracilipes es la especie que mayor abundancia registró, seguido por *B. poppei*. *Chidorus shpaericus*, *Conochilus unicornis*, y *Mesocyclops araucanus* se registraron solo en una ocasión (Figura 228).

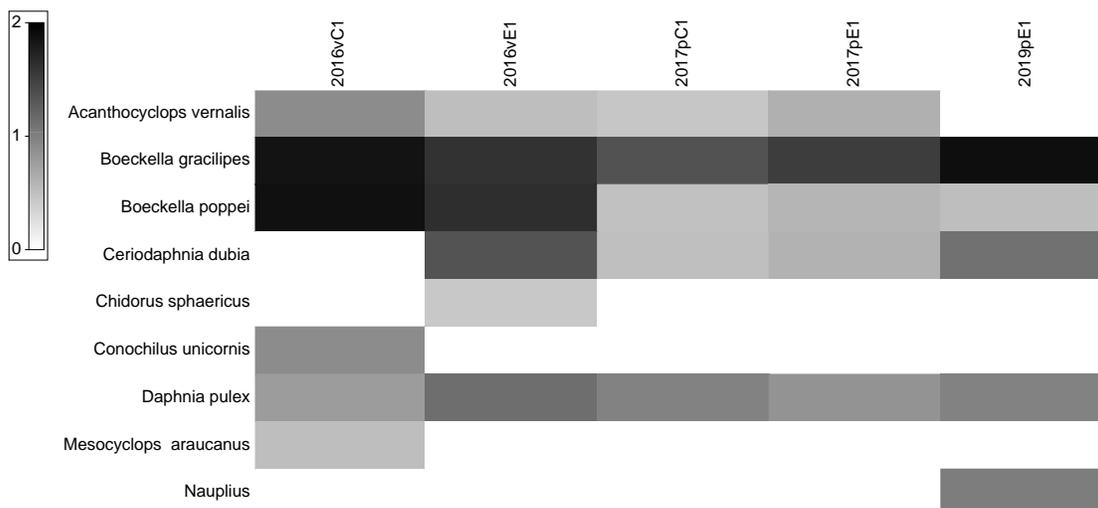


Figura 228. Gráfico de sombra de la abundancia (ind/L) y diversidad del zooplancton en el lago Sofía, a lo largo de los años de estudio (2016-2019).

d) Sedimento

El sedimento de la estación E1 estuvo compuesto en su totalidad por fango (Figura 229).

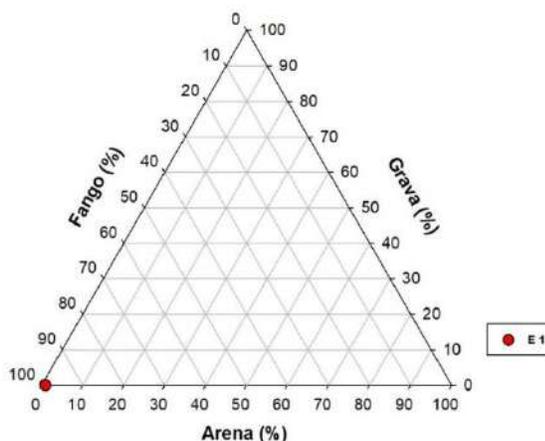


Figura 229. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en la estación E1 del lago Sofía.



II. Evaluación del estado trófico

En la estación E2 del lago Sofía (Tabla 71), la transparencia registrada se encontró cercana al límite del nivel eutrófico. Las concentraciones de nitrógeno total y fósforo total estuvieron dentro del rango oligotrófico, mientras que la concentración clorofila *a* estuvo en niveles ultraoligotróficos.

Tabla 71. Transparencia (m) y concentración promedio de nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) en la estación del lago Sofía.

	Transparencia (m)	NT ($\mu\text{g/L}$)	ds	PT ($\mu\text{g/L}$)	ds	Clo ($\mu\text{g/L}$)	ds
E2	5,5	173,1	18,8	6,5	0,6	0,3	0,1

III. Balance hidrológico y de nutrientes

En la Tabla 72 se muestran los valores de entradas ($0,016 \text{ km}^3$) y salidas ($0,029 \text{ km}^3$) de agua, calculado para el año 2019. El tiempo de renovación teórico calculado fue de aprox. 8,6 años.

Tabla 72. Balance hidrológico del lago Sofía.

		$\text{km}^3/\text{año}$
Entradas	Ríos	0,013
	Precipitación	0,003
	Total	0,016
Salidas	Efluente	0,028
	Evaporación del lago	0,001
	Total	0,029
	Drenaje profundo	-0,013

En la Tabla 73 se visualiza el balance de fósforo, calculándose un ingreso y egreso de 0,59 y 0,18 ton de P, respectivamente. De acuerdo a las concentraciones de este nutriente para el muestreo realizado, se calculó la existencia de ~ 1.21 ton en el cuerpo lacustre. El porcentaje de sedimentación calculada para el año 2019 fue 70%.

Tabla 73. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Sofía.

P (ton) en el lago	P (ton) ingresado	P (ton) egresado	P (ton) sedimentado	Sedimentación (%)
1,21	0,59	0,18	0,41	70

Como la principal actividad o fuente aportante de P al sistema lacustre identificamos al uso de suelo y cobertura vegetal (Figura 230). Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registró que las praderas y suelo desnudo fueron los mayores contribuyentes de PT al sistema (Figura 231), ésto dado a que presentan una mayor cobertura en relación al resto de los usos. No presentó operación de acuicultura en balsas jaula desde el año 2009.

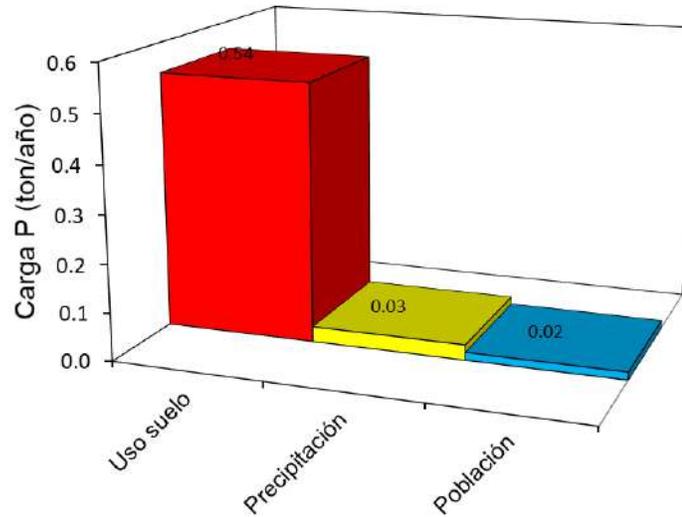


Figura 230. Carga de f3sforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Sofía.

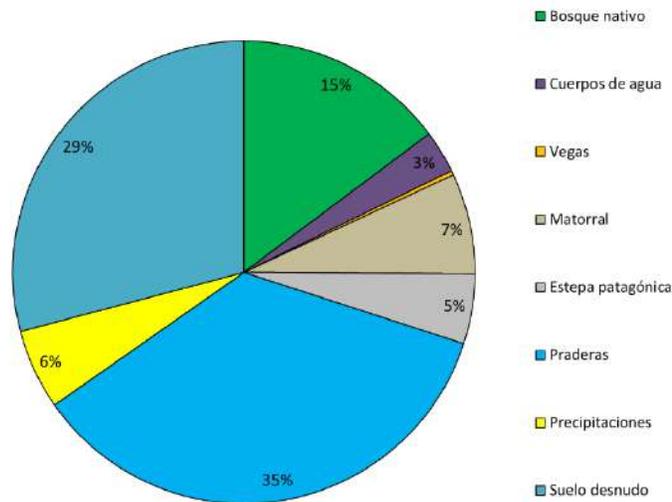


Figura 231. Aportes de f3sforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Sofía.

IV. Capacidad de carga

La capacidad de carga del lago Sofía para el año 2019 se ha calculado en 0,723 ton. Actualmente, con una concentraci3n P total de 6,4 µg/L en la columna de agua, el lago estaría recibiendo una carga de 0,462 ton de P (Tabla 74).



Tabla 74. Carga actual y crítica calculada para el lago Sofía.

	PT (µg/L)	PT (ton/año)
Carga actual	6,4	0,462
Carga crítica	10	0,723

4.1.15. Índice de Carlson para lagos Araucanos y Patagónicos

La concentración promedio por lago de PT, Cla y profundidad del disco Secchi, más su correspondientes TSI se aprecian en la Tabla 75.

Tabla 75. Concentración por etapa y lago de PT, Cla y profundidad de disco Secchi, además de su correspondiente TSI. En cuadros amarillos y letra roja los valores que sobrepasan el límite de 40 (a mesotrófico), en cuadro café los valores TSI sobre 35.

Etap	lago	Cla	PT	Secchi	TSI.Cla	TSI.PT	TSI.SD
2	Chapo	1,36	5,59	5,57	33,61	28,96	35,25
2	Llanquihue	0,79	6,52	14,64	28,24	31,19	21,32
2	Ranco	0,67	5,50	8,20	26,69	28,72	29,68
2	Rupanco	0,97	6,63	11,67	30,29	31,43	24,60
3	Chapo	1,87	3,69	2,86	36,76	22,96	44,87
3	Llanquihue	0,78	8,44	11,00	28,13	34,90	25,45
3	Puyehue	0,92	8,00	8,80	29,78	34,14	28,66
3	Ranco	1,12	6,60	10,33	31,71	31,36	26,35
3	Riesco	0,92	1,33	7,13	29,81	8,30	31,70
3	Rupanco	0,41	3,87	10,00	21,78	23,65	26,82
3	Yelcho	0,14	3,60	7,50	11,53	22,62	30,97
4	Chapo	0,46	5,25	12,00	22,98	28,06	24,19
4	Llanquihue	0,35	5,64	14,21	20,34	29,09	21,75
4	Puyehue	3,64	7,14	4,60	43,27	32,49	38,01
4	Ranco	0,30	5,60	15,00	18,71	28,98	20,98
4	Rupanco	0,56	1,31	12,27	24,83	8,06	23,88
4	Sofía	0,54	10,24	5,30	24,56	37,70	35,97
4	Yelcho	0,32	3,28	9,13	19,54	21,28	28,14



Continuación **Tabla 75**

Etapa	lago	Cla	PT	Secchi	TSI.Cla	TSI.PT	TSI.SD
5	Chapo	0,66	5,65	8,80	26,54	29,13	28,66
5	Llanquihue	0,83	5,00	12,96	28,75	27,36	23,08
5	Puyehue	0,39	5,00	8,48	21,46	27,36	29,20
5	Ranco	0,61	5,00	12,54	25,67	27,36	23,56
5	Riesco	0,86	7,10	5,70	29,09	32,41	34,92
5	Rupanco	0,85	5,97	12,28	29,06	29,93	23,86
5	Sofía	0,56	11,25	2,06	24,91	39,05	49,62
5	Yelcho	0,44	5,58	6,84	22,59	28,94	32,29
6	Chapo	0,76	5,00	5,78	27,96	27,36	34,72
6	Llanquihue	0,64	5,00	13,00	26,17	27,36	23,04
6	Puyehue	1,02	5,00	7,00	30,78	27,36	31,96
6	Ranco	0,38	5,00	11,00	21,16	27,36	25,45
6	Riesco	0,25	4,62	6,00	17,18	26,21	34,18
6	Rupanco	0,76	5,00	10,50	27,96	27,36	26,12
6	Sofía	1,88	6,66	7,00	36,79	31,49	31,96
6	Yelcho	0,25	5,00	9,00	17,18	27,36	28,34
7	Chapo	0,32	5,00	11,53	19,29	27,36	24,77
7	Llanquihue	0,27	5,19	20,78	17,61	27,88	16,28
7	Puyehue	0,41	5,00	10,20	21,79	27,36	26,53
7	Ranco	0,20	5,00	15,76	14,99	27,36	20,26
7	Riesco	1,10	5,40	5,63	31,57	28,48	35,09
7	Rupanco	0,31	5,31	11,71	19,09	28,21	24,54
7	Sofía	0,38	6,10	5,50	21,16	30,22	35,43
7	Yelcho	0,22	5,00	7,90	15,87	27,36	30,22

Los lagos Chapo, Puyehue y Sofía han presentado valores TSI cercanos y sobre 40, correspondientes a valores más cercanos a la mesotrofia que los restantes lagos estudiados.

Cuando graficamos en 3 ejes podemos apreciar que la mayoría de los lagos se encuentra en la parte central de la Figura 232, lo que indicaría un equilibrio entre las variables TSI y en general con valores menores de 40 (Figura 232).



Índice de Carlson etapas 2 a 7

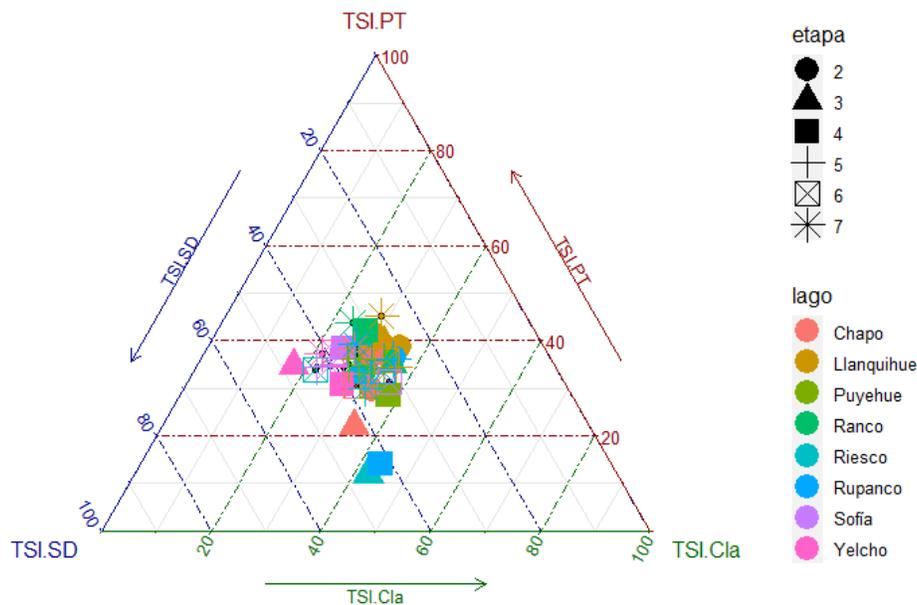


Figura 232. Gráfico en 3 ejes de los TSI de clorofila a, fósforo total, y profundidad de disco Secchi.

Según la relación de las variables de los índices y al ser relativamente equitativos los valores del TSI obtenidos, nos encontramos que corresponden a cuerpos de agua donde las algas dominan la atenuación de la luz con una relación entre NT/PT (33:1), encontrando algunos lagos como el Rupanco y el Riesco donde en algunas etapas (3 y 6) pueden caracterizarse como con grandes partículas dominantes.

4.1.15. Protocolo frente a posibles floraciones algales

El fitoplancton es un elemento importante de las comunidades biológicas presentes en los sistemas acuáticos lénticos (Reynolds 2006). Si bien representan menos del 1% de la masa fotosintética de la tierra, son responsables de más del 45% de la producción primaria anual (Field *et al.* 1998, Falkowski *et al.* 2004), influyendo también en el ciclo de elementos como el carbono, nitrógeno, fósforo y sílice (Graham *et al.* 2016).

Las especies fitoplanctónicas varían en tamaño, forma, adaptaciones evolutivas, posiciones filogenéticas, requerimientos de nutrientes, de energía, y sensibilidad a diferentes procesos de pérdida como sedimentación y degradación (Padisák *et al.* 2003, Padisák 2004).

La productividad del fitoplancton depende de parámetros bióticos y abióticos, tales como nutrientes, temperatura, turbiedad, boyantés de las células, y ramoneo (Smith 1983, Schreurs 1992; Chen &



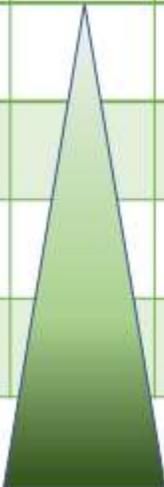
Nauwerck, 1996, Cao *et al.* 2008, Xu *et al.* 2015). En sistemas lacustres, la mayor disponibilidad de nutrientes provenientes de actividades antr3pica (ej. agr3colas, ganaderas, acu3colas, centros urbanos), ha acelerado la producci3n primaria (Paerl & Huisman, 2009), y se espera que, frente a un escenario de calentamiento global, el incremento en la temperatura estimule a3n m3s las floraciones en ecosistemas de agua dulce eutr3ficos (J3hnk *et al.* 2008, O'Neil *et al.* 2012).

¿Qu3 es una floraci3n algal?

Las cianobacterias y las algas eucariotas del fitoplancton pueden crecer bruscamente bajo determinadas condiciones ambientales aumentando su biomasa en valores significativos con respecto a su concentraci3n original. Este fen3meno se llama floraci3n (Smayda 1997). Se considera una floraci3n cuando se sobrepasan valores sobre millones de c3lulas por litro (Hallegraef *et al.* 1995). No todas las especies potencialmente nocivas causan una floraci3n con el mismo n3mero de c3lulas, por lo cual, es importante considerar el biovolumen. Seg3n UNESCO (2009), sobre 2.000.000 c3l/L y biovolumen de 0,2 mm³/L deben adoptarse medidas de contingencia para el manejo de la floraci3n en caso de que sean cianobacterias (Tabla 76).

Tabla 76. Valores cr3ticos Organizaci3n Mundial de la Salud para aguas con fines de: potabilizaci3n y recreaci3n (Chorus & Bartram 1999).

Niveles OMS		Biomasa de Cianobacteria		
Agua Potable	Agua Recreaci3n	Biovolumen (mm ³ /l)	C3lulas (c3l/ml)	Clorofila a (ug/l)
Alerta 1 		0,2	2000	1
	Gu3a 1	2	20000	10
Alerta 2 	Gu3a 2	10	100000	50



Cada floraci3n est3 formada por una o pocas especies, y puede generarse en per3odos que van desde pocas horas a varios d3as y desaparecer en un plazo similar. Sin embargo, algunas floraciones de cianobacterias pueden permanecer por per3odos m3s largos como todo el verano, durante todo el a3o o incluso en forma permanente en (UNESCO 2009). Existen diferentes tipo de floraci3n, primero est3n aquellas que son pr3cticamente inofensivas, que sin embargo, ante excepcionales condiciones de refugio en las bah3as pueden crecer tan densas que causan muerte de peces e invertebrados a trav3s del agotamiento de ox3geno, segundo aquellas floraciones que producen toxinas y pueden ingresar a



través de la cadena trófica a los humanos y un tercer tipo registrado principalmente para agua de mar de especies que no son tóxicas para los humanos pero si para la vida acuática (Hallegraeff 1995).

El desarrollo de floraciones algales nocivas puede generar efectos deletéreos en el cuerpo de agua, a la vida acuática y a los seres humanos. La degradación de la materia orgánica proveniente de la floración algal, provoca la turbidez en los cuerpos de agua, condiciones anóxicas y, como resultado, la muerte y descomposición de la flora y fauna acuática (Harper, 1992). Así también, puede afectar la estética del lugar.

Adicionalmente, algunas cianobacterias son capaces de biosintetizar metabolitos secundarios, que pueden ser dermatotóxicos, hepatotóxicos y neurotóxicos (Merel *et al.* 2013). Estas toxinas pueden afectar gravemente la salud humana y animal, pudiendo provocar incluso la muerte (Carmichael *et al.* 2001, Burratti *et al.* 2017). Por tanto, se debe limitar su uso para actividades recreacionales, profesionales y para consumo (Burratti *et al.* 2017).

El fitoplancton es un eficiente indicador de cambios en las condiciones ecológicas de los ecosistemas acuáticos al ser el productor primario (Padisák *et al.* 2009), respondiendo a variaciones ambientales de manera muy rápida por sus ciclos biológicos reducidos (Meybeck *et al.* 1992, Roset *et al.* 2001). A diferencia de las macroalgas o macrófitas, el fitoplancton reacciona aumentando su abundancia o modificando su estructura comunitaria (Vázquez *et al.* 2006). Frente a las diversas presiones antrópicas y posibles floraciones algales es necesario monitorear los cuerpos de agua dulce, por esto, a modo preventivo se implementará un protocolo de muestreo frente a posibles floraciones algales, el cual es detallado a continuación.

En general, en Chile los sistemas lacustres presentan buenas condiciones ambientales, incluyendo los del sur del país. Sin embargo, en sus cuencas poseen numerosas presiones antrópicas que contribuyen con nutrientes a los lagos. Ejemplo de aquello es la actual condición ambiental del lago Villarrica, donde se han registrado floraciones de la cianobacteria nostocal *Dolichospermum* spp, la cual es capaz de fijar nitrógeno atmosférico y de producir diferentes tipos de toxinas. Desde que se produjo la primera floración en dicho lago, el fenómeno se ha tornado frecuente en el periodo estival lo cual afecta a la vida acuática y las actividades antrópicas que dependen de él. Este mismo género ha sido registrado en diferentes etapas del estudio con abundancias relativas sobre el 5% en algunos de los lagos monitoreados por este estudio, como son los lagos: Ranco, Rupanco, Llanquihue, Tarahuín, Huillinco-Cucao, Tepuhueico, Popetán, Yelcho y Riesco.

I. Identificación de floración

Para la evaluación de una floración, el primer análisis a realizar es el de campo. A partir de una inspección visual, se consideran sencillos criterios de evaluación (Tabla 77), que corresponden a una adaptación de lo propuesto por UNESCO (2009) y Graham *et al.* (2008) para un reconocimiento primario de terreno de floraciones. .



Tabla 77. Caracterización de la presencia o ausencia de floración en lagos del sur de Chile.

		Ausencia de floración	Presencia de floración		
Organismos o partículas que pueden predominar		a) Escaso fitoplancton.	a) Fitoplancton compuesto principalmente por diatomeas o dinoflagelados.	a) Alta a muy alta probabilidad de floración de cianobacterias.	
	Condición del lago	b) Nula o muy baja probabilidad de floración de cianobacterias. c) Plantas acuáticas sumergidas.	b) Nula o muy baja probabilidad de floración de cianobacterias. c) Partículas en suspensión.	b) Abundante fitoplancton (ej. algas verdes, euglenas, otras).	
Posible periodo de ocurrencia	- Lagos oligotróficos y/o lagos distróficos. - Mezcla y estratificación.	- Lagos oligotróficos, mesotróficos y/o distróficos. - Mayormente estratificado.	- Lagos mesotrófico, eutrófico, distrófico y/o mixotrófico. - Mayormente estratificado.	- Lagos mesotrófico, eutrófico, distrófico y/o mixotrófico. - Mayormente estratificado.	
a) Inspección cuerpo de agua o sitio	Color	- Sin color en lagos oligotróficos. - Agua coloreada en lagos distróficos.	- Café a rojizo*.	- Tonos verdes (de tenue a intenso). - Verdes oscuros o intensos.	
	Olor	- Sin olor.	- Sin olor.	- Posible olor.	
	Aspecto	- Transparente y/o coloreado*. - Presencia de macrófitas palustres y sumergidas en zona litoral.	- Turbio, homogéneo, coloreado*. - Presencia de macrófitas palustres y sumergidas indicadoras de meso a eutrofia. - Puede parecer espesa.	- Turbia, homogénea o con manchas apenas evidentes, en toda la columna de agua. - Presencia de macrófitas palustres y sumergidas indicadoras de meso a eutrofia.	- Turbia, con gránulos, o acúmulos dispersos que forman manchas, o película densa espesa. - Presencia de macrófitas palustres y sumergidas indicadoras de meso a eutrofia. - Acumulación de fitoplancton en sector protegido, o cobertura de toda la superficie del agua.
b) Inspección muestra de agua	Color	- Sin color y/o coloreado*.	- Café a rojizo*.	- Tonos verdes (de tenue a intenso). - Verdes oscuros o intensos.	
	Distribución	----	- Depende de la especie, como de las condiciones hidrodinámicas del sector.	- Dispersas en la muestra. - Acumulación en superficie y/o dispersa en muestra.	
	Organismos	- Nulo o escasamente visibles.	- Escasamente visibles.	- Pueden alcanzar tamaños visibles a simple vista. - Pueden identificarse fibras finas (<2 mm de largo).	- Pueden observarse gránulos verdes dispersos (ca. 1 a 3 mm). - Al tacto se adhieren, tienen consistencia gelatinosa y se disgregan.
	Organismos senescentes	- Nulo o escasamente visibles.	- Formación de un precipitado en el fondo.	- Formación de un precipitado en el fondo.	- Formación de un precipitado en el fondo. - En floraciones muy densas, la muestra presenta un aspecto cremoso, espeso. - Apariencia como manchas blanquecinas.

* Especial cuidado con la interpretación de estas características en lagos Chilotes, que presentan coloración de forma natural.



El reconocimiento de campo considera dos tipos de inspecciones, la primera está enfocada en un análisis visual general del cuerpo de agua o del área a muestrear, donde se evalúa el color, olor y aspecto del cuerpo de agua (Tabla 2). La segunda inspección se realiza sobre una muestra de agua, considerando aspectos como color, distribución y organismos (Tabla 77).

Para esta inspección se debe tomar una muestra de agua y depositarla en un recipiente transparente. Para identificar la presencia de posibles organismos, se debe observar con atención la muestra. Para evaluar la distribución de los organismos, la muestra de agua colectada se debe dejar reposando por lo menos 5 minutos. En caso de estar frente a una floración, esta información puede ser utilizada para el diseño de muestreo.

En caso de no presentar evidencias superficiales, la inspección visual se complementará con los datos obtenidos del perfilador de la columna de agua. Se analizará el perfil de fluorescencia, identificando posible peak (máximo) inusual. A la profundidad donde se encuentre ese peak se extraerá una muestra de agua y se le realizará una inspección visual. De no contar con un perfilador con sensor de fluorescencia, realizar la inspección visual a las muestras de aguas obtenidas con la botella Niskin para la muestra integrada de fitoplancton del muestreo regular.

El reconocimiento de campo lo realizaremos en todos los lagos en estudio, asociado al muestreo regular considerando todas las estaciones de muestreo, en conjunto con una inspección visual de la zona litoral desde la orilla. Adicionalmente, frente a un incremento evidente de la abundancia fitoplanctónica fuera del muestreo regular de los lagos, evaluaremos la posibilidad de muestreo según la accesibilidad del lugar o disponibilidad del equipo de terreno.

Para el caso de los lagos Chilotes, al evaluar la coloración del agua se debe considerar su condición natural, ya que este grupo de lagos posee una coloración café de sus aguas, producto de la elevada materia orgánica coloreada.

Las características de las floraciones son influenciadas por condiciones propias de cada cuerpo de agua (ej. estratificación, hídricas, morfológicas, vientos, corrientes) (Graham *et al.* 2008). Y como lo propuesto corresponde a una adaptación de otras regiones, la Tabla 77 se debería nutrir, corroborar y modificar con el transcurso de monitoreos y mayor conocimiento sobre floraciones de cada cuerpo lacustre en particular.

II. Muestreo

Si el análisis de reconocimiento de campo indica el posible desarrollo de una floración algal, evaluaremos variables que permitan caracterizarla. El propósito es realizar un monitoreo básico, que contribuya con conocimiento sobre la ecología de quienes la componen. En el monitoreo se evaluarán variables que permitan reconocer y cuantificar a la especie generadora del bloom, en conjunto con variables ambientales, controladores de una floración. El muestreo de proliferación algal debe ser flexible, ya que las características y distribución dependerá de las especies que lo compongan. El monitoreo considerará lo siguiente:



- **Descripción:** De cada floración se realizará un registro descriptivo y detallado de observaciones de campo, el que incorpore ubicación (coordenadas geográficas), color, olor, aspecto y distribución de la floración (Graham *et al.* 2008). Incluyendo información relacionada a las condiciones meteorológicas del día del muestreo y de días previos (Graham *et al.* 2008). Esta información será complementada con un detallado registro fotográfico del sector.

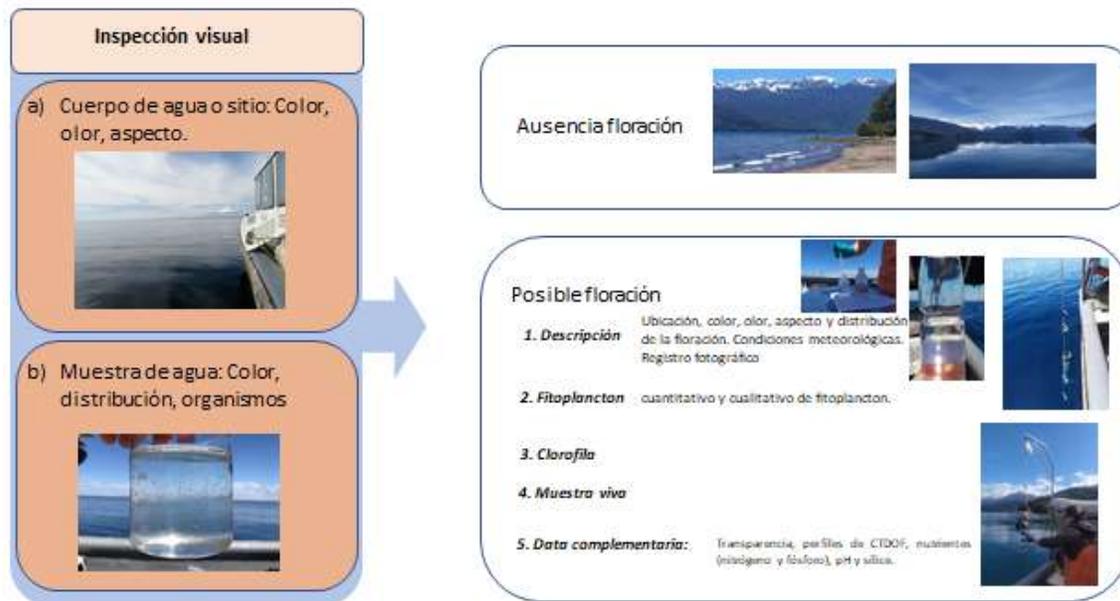


Figura 233. Esquema de muestreo frente a una posible floración.

- **Fitoplancton:** Para conocer la composición, abundancia y biovolumen de quienes componen la floración, se colectarán muestras para análisis cuantitativo y cualitativo de fitoplancton. El muestreo cuantitativo dependerá de la distribución de la floración en la columna de agua. Frente a una distribución superficial, la muestra puede ser tomada directamente. En caso que se encuentre a una profundidad discreta de la columna de agua, el muestreo debe ser realizado con una botella muestreadora. Cuando la distribución sea dispersa, tomaremos una muestra integrada. Para la muestra cualitativa, se colectará una muestra de agua con una red de fitoplancton (25 μm), la profundidad del lance dependerá de la distribución del fitoplancton. La muestra cuantitativa debe ser fijada con lugol (0,5 ml de fijador por 125 ml de muestra), el frasco debe ser ámbar o guardarlas en oscuridad para evitar la degradación del lugol. Mientras que, la muestra cualitativa debe ser fijada con formalina (1 ml de fijador por 125ml de muestra). Todas las muestras fijadas serán conservadas en un lugar fresco ($<15^{\circ}\text{C}$) y protegido de la luz.



- **Clorofila a:** La concentración de clorofila a es utilizada ampliamente como un indicador de la biomasa fitoplanctónica. A la profundidad en que se identifica la floración tomar una muestra de agua para realizar análisis de clorofila a. En caso que la profundidad de la floración coincida con las establecidas para los muestreos de clorofila a y otros análisis, no es necesario tomar una muestra de agua adicional.
- **Muestra viva de fitoplancton:** La colección de una muestra viva ayuda a la identificación de la especie formadora de la floración. El muestreo se debe efectuar con una red de fitoplancton (25 μm), para asegurarnos de obtener muestra de la especie de la floración. Depositar en un frasco rotulado y almacenar en frío, alejada de cualquier tipo de fijador y/o muestra fijada, para asegurarnos la conservación de la muestra viva hasta llegar al laboratorio. Si la muestra contiene una elevada densidad de organismos y/o materia orgánica, es conveniente diluir la muestra con agua del propio lugar, antes de guardarla. En el laboratorio, destinar parte de la muestra para identificar la especie y fotografiar y otra parte para aislar. El ideal es analizar la muestra prontamente, para asegurar el buen estado de los ejemplares.
- **Data complementaria:** La caracterización de la floración debe ser complementada con el registro de información ambiental del lugar, de variables que puedan influir en el desarrollo de una floración. Como transparencia, perfiles de CTDOF (conductividad, temperatura, oxígeno disuelto, y fluorescencia), nutrientes (nitrógeno y fósforo), pH y sílice. En nuestro caso, esta información es obtenida a partir del muestreo regular que hacemos en las estaciones de los lagos.
- **Bioseguridad:** Como algunas especies formadoras de floraciones pueden afectar la salud, es recomendable evitar el contacto directo con el agua. Por tanto, frente a la posibilidad de floración, utilizar guantes de látex y mascarilla.

Para evitar propagar las especies generadoras de la floración a otros cuerpos de agua, todo el material y equipos utilizados en el muestreo deben ser lavados posteriormente. Para este fin se puede preparar una de las siguientes soluciones propuestas por SUBPESCA en el “Manual para el Monitoreo e Identificación de la Microalga Bentónica *Didymosphenia geminata*” (2016) que son: a) Solución de cloro al 2%: 200 ml de cloro de uso doméstico (~ un vaso) por cada 10 litros de agua y un tiempo de desinfección es de al menos 1 minuto; b) Solución salina al 5%: 500 gr de sal de uso doméstico por cada 10 litros de agua y un tiempo de desinfección de al menos 1 minuto; c) Solución de lavalozas biodegradables al 5%: 500 ml de lavalozas (~ 2 vasos) por cada 10 litros de agua y un tiempo de desinfección de al menos 1 minuto; d) Agua caliente: sobre 45 °C (incómoda al tacto) durante 20 minutos y sobre 60 °C durante al menos 1 minuto. Aplicar la solución con un aspersor a todos los materiales y equipos, luego enjuagar con abundante agua, teniendo especial cuidado con el equipo electrónico por la delicadeza de sensores al entrar en contacto con alguna sustancia nociva.



Se recomienda precaución en el uso de detergente con alta carga de nutrientes que puedan afectar el entorno, de ser necesario, limpiar embarcaciones y ropa de trabajo.

De registrarse condiciones que indiquen que exista, ya sea media o alta probabilidad de floración de cianobacterias registrada en terreno, se dará aviso a la autoridad local SUBPESCA, SERNAPESCA y MMA, para que adopten las medidas precautorias pertinentes. Se sugiere el uso del siguiente árbol de decisión (Figura 234):

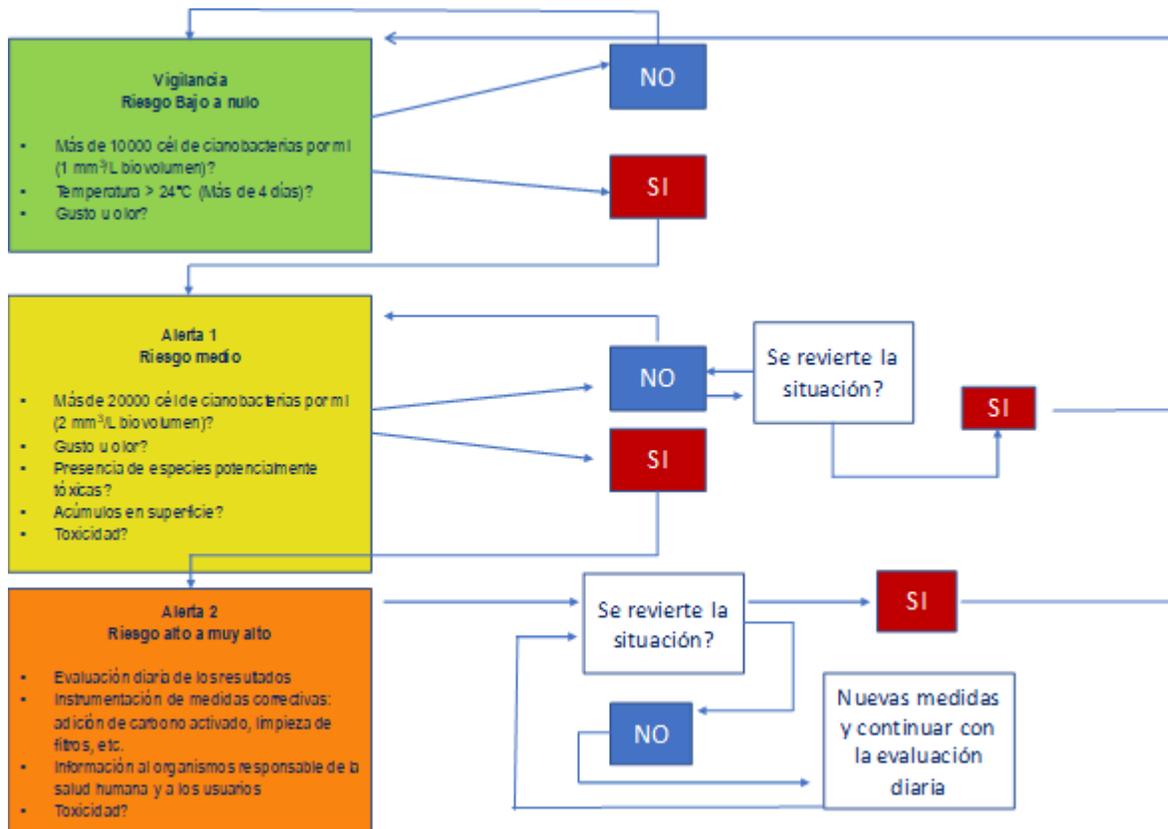


Figura 234. Árbol de decisión para establecer planes de contingencia asociado a riesgo de floraciones de cianobacterias. Modificado por Bonilla (2016) de: UNESCO (2009) y Chorus & Bartram (1999).

4.2. Objetivo específico 2

Los sistemas lacustres poseen la capacidad de poder integrar impactos ocurridos en diferentes sistemas (ILEC 2005; Williamson *et al.* 2008), debido a que los lagos reciben contribuciones desde diferentes fuentes, como por ejemplo desde precipitación atmosférica, flujo desde los afluentes del lago y desde la cuenca de drenaje (Dodds *et al.* 2012; ILEC 2005; Williamson *et al.* 2008). Transportando materiales con distintas características a los lagos; como nutrientes, sustancias orgánicas y contaminantes de distintos orígenes (ILEC 2005; Williamson *et al.* 2008). Una vez que ingresan al lago, estas contribuciones se mezclan completamente en el volumen de agua del lago (ILEC, 2005), reflejando así de forma acumulativa lo que ocurre en su cuenca como en los diferentes sistemas que lo rodean.

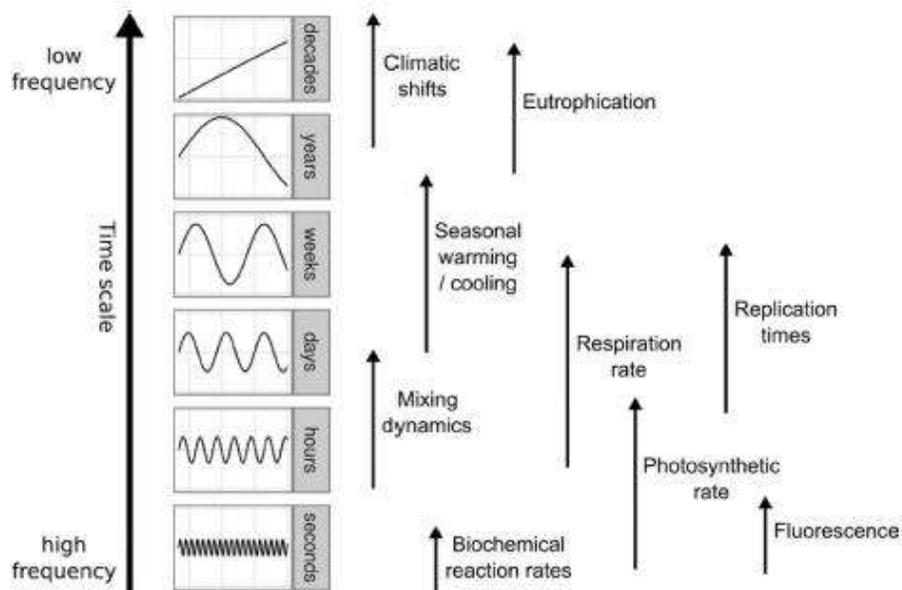


Figura 235. Escala de tiempo de la variabilidad ambiental de sistemas acuáticos (Schmidt 2017).

Los procesos que se desarrollan en los lagos ocurren a diferentes escalas y frecuencia de tiempo (Figura 235). Por ejemplo, la productividad biológica posee una escala de tiempo que abarca de segundos a semanas y se desarrollan con una alta frecuencia, mientras que hay procesos asociados al cambio climático, son de baja frecuencia y pueden ser evidenciados en una mayor escala de tiempo, como décadas (Schmidt 2017). Por lo tanto, el monitoreo y estudio del funcionamiento y variabilidad ambiental en los sistemas lacustres se puede hacer a diferentes escalas de tiempo. La frecuencia con que se realice los monitores depende de las preguntas que se busquen responder.

En general, los monitoreos ambientales en sistemas lacustres son realizados a través de muestreos puntuales. Sin embargo, este tipo de muestreo presenta problemas en la regularidad, así como en la frecuencia de ellos. La baja frecuencia de muestreo dificulta capturar la variabilidad temporal del sistema. Por ejemplo, la Figura 236 muestra el efecto de la frecuencia de muestreo sobre una correcta



evaluación del estado ecológico de un lago en base a la concentración de clorofila, cuando el límite entre bueno y moderado es de 18 $\mu\text{g/L}$. Aun cuando la probabilidad de clasificar erróneamente es equivalente a un 50 %, el incremento en la frecuencia de muestreo disminuye la probabilidad de clasificar inadecuadamente la condición ecológica de un lago (Carvalho *et al.* 2006; Mischke *et al.* 2012).

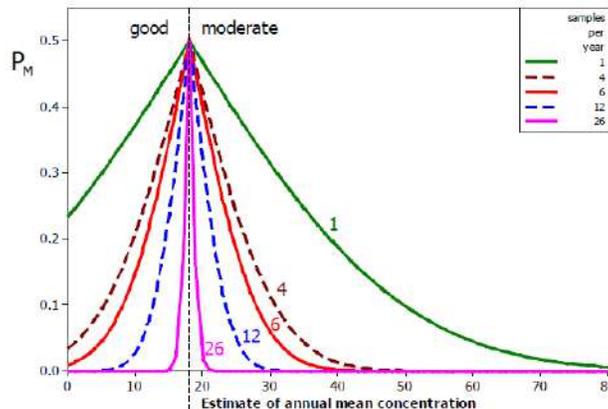


Figura 236. Probabilidad de clasificar erróneamente (P_M) el estado ecológico en relación a la estimación de la concentración de clorofila de un lago. Con un límite entre bueno y malo de 18 $\mu\text{g/L}$ de clorofila (Carvalho *et al.* 2006).

Los muestreos puntuales con baja frecuencia dificultan el entendimiento de procesos, la identificación de patrones y posibilidad de abarcar eventos raros. Mientras que el registro de data por un largo periodo de tiempo y de manera continua genera información que permite alimentar modelos predictivos, identificar y capturar eventos de baja frecuencia en el sistema, estudiar procesos con gran variabilidad, permite generar líneas base sobre el funcionamiento del sistema, evidenciar cambios y evaluar respuestas ecológicas, entre otros (Lindenmayer and Likens, 2010, 2009). En Chile, estudios de largo aliento y de gran frecuencia en los que se implementen mediciones continuas en sistemas lacustres son reducidos.

a) Objetivos

La implementación de un monitoreo continuo en un sistema lacustre contribuiría con datos que permitirían:

1. Conocer y monitorear la variabilidad ambiental de los sistemas lacustres / Implementar estación de monitoreo de bajo costo

Los sistemas lacustres se encuentran sometidos a numerosas presiones antrópicas, ya sea en su cuenca como en el cuerpo de agua. Las presiones antrópicas sobre los lagos han cambiado a través del tiempo, intensificándose en su mayoría. En general, las actividades antrópicas generan impactos sobre los cuerpos de agua, modificando su condición ambiental de origen, principalmente asociados a la modificación en las contribuciones de nutrientes y materia orgánica al cuerpo de agua. Para



identificar señales tempranas de posibles impactos y para anteponerse a ellos, es necesario conocer en profundidad el sistema.

No obstante, los lagos en Chile han sido poco estudiados. La mayoría de las investigaciones han sido de baja frecuencia, con muestreos realizados de forma puntual, por períodos limitados de tiempo (ej. Campos 1984; Campos *et al.* 1997, 1982; Prado-Fiedler *et al.* 1999; Soto 2002; Villalobos *et al.* 2003). Por otro lado, algunos lagos poseen monitoreos de largo aliento, pero poseen una baja frecuencia de muestreo (estacional, bianual, anual).

Para conocer el real funcionamiento del sistema y condición ecológica actual es necesario realizar estudios adicionales y complementarios, donde se incremente la frecuencia de muestreo y el periodo de tiempo de la colecta de información. El registro continuo de variables limnológicas, por un largo periodo de tiempo nos permitiría conocer y entender a mayor profundidad el actual funcionamiento del sistema lacustre. Por otra parte, permitiría conocer tendencias de cambios futuros y tomar decisiones de forma informada.

2. Obtener información de larga data para alimentar un modelo hidrodinámico de nutrientes.

En los lagos las respuestas frente a perturbaciones han sido descritas como lentas y no lineales (ILEC 2005; Scheffer and Jeppesen 1998). Esto se asocia a un fenómeno denominado histéresis, donde los sistemas lacustres presentan una resistencia a cambiar de estado, a pesar que las condiciones se hayan modificado (Scheffer and Jeppesen, 1998). Por ejemplo, frente al incremento de contribuciones de nutrientes, los sistemas lacustres no evidencian respuestas inmediatas (Figura 237). Los aportes de nutrientes pueden incrementar notablemente del punto “A” al “B”, sin reflejar cambios importantes en la abundancia fitoplanctónica. Sin embargo, existe un punto de quiebre (“B”), donde se produce un brusco cambio, que al incrementar las concentraciones de nutrientes de “B” a “C”, generándose un gran cambio en el sistema.

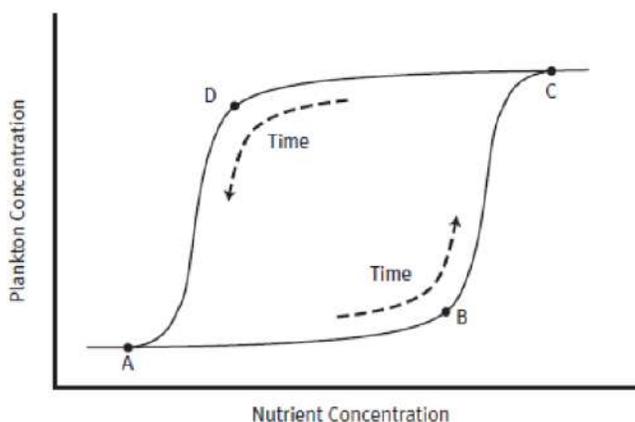


Figura 237. Respuesta esquemática del plancton ante diferentes concentraciones de nutrientes en lagos (ILEC 2005).



Para retornar a una condición “A” desde el punto “C” se requiere de intensas labores de manejo, que consideren la reducción en las contribuciones de nutrientes y de mucho tiempo de trabajo. Sin embargo, puede que las condiciones del lago no retornen a las originales y no se evidencien cambios positivos. El registro continuo de un lago, permitiría ir conociendo sus dinámicas, trabajar en la detección de pequeños cambios y de eventos raros, además de alimentar un modelo dinámico.

3. Registrar variables continuas que permitan capturar posibles efectos de cambio climático sobre sistemas lacustres en el sur de Chile.

A partir de 1960 se ha evidenciado una tendencia en la disminución de las precipitaciones en el territorio chileno (30– 48° S) (Boisier *et al.* 2018). De igual modo, las proyecciones climáticas realizadas para el sur de Chile mantienen esta tendencia para escenarios futuros (Boisier *et al.* 2018), pronosticando aumento en la temperatura y disminución en las precipitaciones (Cepal 2012; Garreaud 2011).

Los sistemas lacustres se encuentran expuestos a estos cambios, que podrían tener importantes consecuencias sobre el funcionamiento de estos cuerpos de agua. El aumento de la temperatura podría traer consigo mayor evaporación, incremento de la temperatura hipolimnética, mayores periodos de estratificación de la columna de agua, tendencia a la disminución de oxígeno en estratos profundos, mayor frecuencia de episodios de florecimiento algales, entre otros. Mientras tanto, los cambios en las precipitaciones se pueden reflejar en su frecuencia y su intensidad. Se espera una disminución en las precipitaciones, pero un incremento en su intensidad. Esto podría traer consigo un incremento de los aportes de nutrientes y sedimentos desde las cuencas por eventos intensos de precipitaciones (Jeppesen *et al.* 2009; Leavitt *et al.* 2009; Jones *et al.* 2011). Las consecuencias sobre la fauna de los sistemas lacustres pueden ser significativas, ya que serían particularmente sensibles al cambio climático por su limitada posibilidad de migrar (Schmidt 2017; Young *et al.* 2016).

Los lagos han sido indicados como sistemas idóneos para el estudio del cambio climático, ya que han sido descritos como centinelas por su sensibilidad, “rápida” respuesta a este tipo de cambio y su 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). Cabe destacar que el provecho que podemos obtener de los lagos como indicadores de cambio climático, se encuentra estrechamente relacionado al conocimiento previo que tengamos sobre su funcionamiento (Adrian *et al.* 2009).

Para poder capturar el efecto del cambio climático se hace necesario realizar mediciones continuas y de largo plazo, que permitan capturar posibles cambios y efectos en los cuerpos de agua. Realizando mediciones de alta frecuencia, para abarcar respuestas en diferentes procesos, permitiendo recolectar información que contribuya a entender su funcionamiento y quizás predecir condiciones futuras.

b) Localización geográfica

El lago que se propone para implementar un sistema de mediciones continuas es el lago Llanquihue. Corresponde al segundo lago más grande de Chile, representando una importante reserva de agua dulce. El lago Llanquihue posee numerosos bienes y servicios, desarrollándose diversas actividades antrópicas en su cuenca. El cuerpo de agua posee la mayor presencia de centros de acuicultura.



Para cumplir con los objetivos planteados, la instalación de la estación de monitoreo se debe realizar en un área que posea la máxima profundidad del lago, en un lugar que permita capturar la mayor variabilidad de la columna de agua y sea representativa del lago en estudio (Figura 238). La batimetría del lago Llanquihue evidencia una profundidad máxima de 317 m. Este proyecto posee dos estaciones que se encuentran dentro de la cota de 250 a 300 m, la estación C1 y C2 (Figura 238). La estación C1 se localiza hacia el área este del lago ($41^{\circ}10'06,6''$ S - $72^{\circ}39'21,9''$ O), con una profundidad de 300 m y la estación C2 está ubicada hacia el sur oeste ($41^{\circ}13'54''$ S - $72^{\circ}53'52,8''$ O) y posee una profundidad de 260 m.

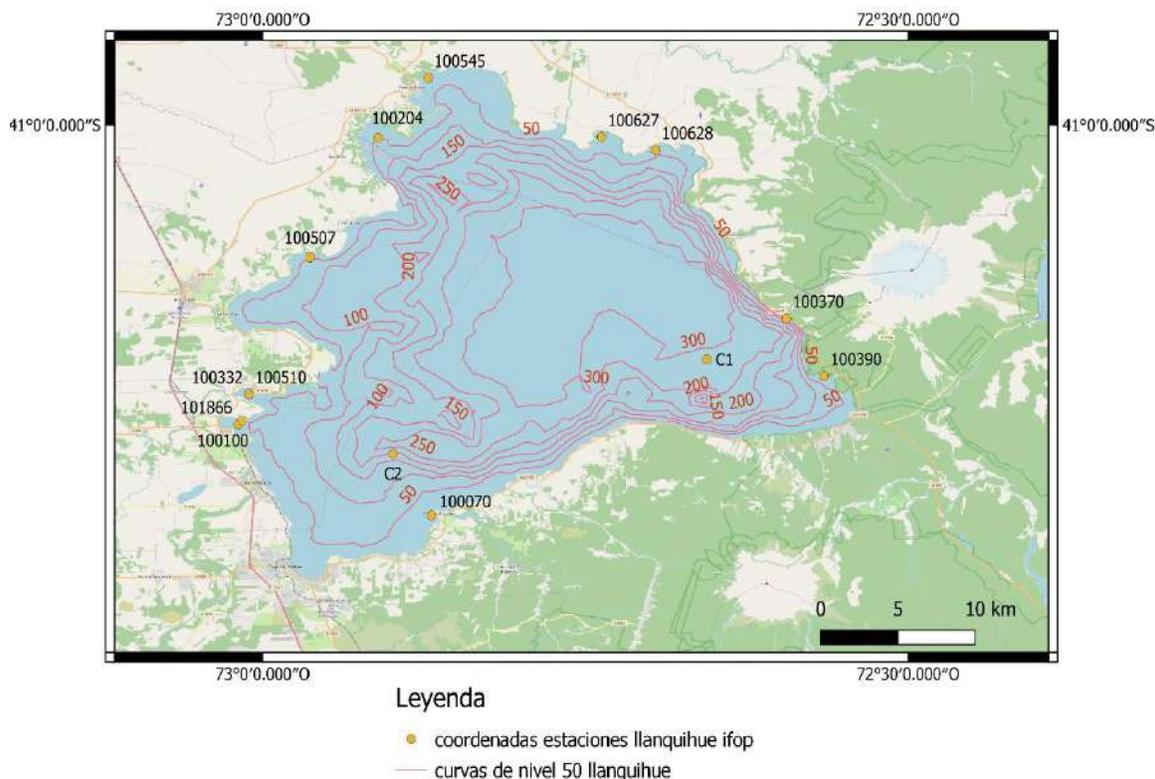


Figura 238. Batimetría del lago Llanquihue, y localización de las estaciones C1 y C2.

Las estaciones C1 y C2 cuentan con información previa, ambas estaciones son muestreadas desde la primera etapa de este proyecto a la etapa actual (VII etapa), del año 2012 a la fecha. Considerando en cada uno de los muestreos perfiles de temperatura ($^{\circ}$ C), oxígeno (mg/L), conductividad (μ S/cm), información de nutrientes (μ g/L) y clorofila *a* (μ g/L) en puntos discretos de la columna de agua, además de abundancia fitoplanctónica (ind/l) y zooplanctónica (ind/l).

Para seleccionar el lugar de instalación de una estación de monitoreo también se debe considerar la accesibilidad en diferentes épocas del año ya que se requiere acudir periódicamente a la estación de monitoreo para recuperar la información registrada por los sensores, realizar mantención y limpieza de la instalación como de sensores. También se deben realizar muestreos que permitan calibrar la información registrada por los sensores.

De acuerdo a lo anteriormente expuesto, la estación que posee una mayor accesibilidad y mejores condiciones climáticas es la denominada C2, localizada en un lugar con menor exposición al viento.

c) Estación de monitoreo.

Existen diferentes tipos de estaciones de monitoreo, la selección del tipo de estación a utilizar está asociado principalmente a los objetivos establecidos y las características del lugar a estudiar (Miles, 2009).

Se pueden distinguir entre las estaciones de monitoreo que poseen una estructura fija y las que tienen una estructura flotante. Las estaciones de monitoreo con estructura fija están sujetas a una estructura, por tanto, no son viables para muestreos de profundidad (Laas *et al.* 2016; Miles 2009) (Figura 239a).

Las estaciones de monitoreo con estructura flotante, poseen algún tipo de elemento que le entrega flotabilidad. Poseen una boya superficial que consiste en un flotador de gran tamaño ubicada en la superficie del agua, el cual es anclada en por lo menos dos puntos al fondo, la boya funciona como un sistema de fijación para los sensores que se instalan (Figura 239b). Por otro lado, está la boya subsuperficial donde los sensores van anclados a un cabo desde el fondo, contenido por una estructura de concreto y los elementos de flotación se disponen de forma subsuperficial, evitando su visibilidad desde superficie (Figura 239c).

Para una estación de profundidad en el lago Llanquihue, el tipo de estructura con boya subsuperficial parece ser el más adecuado, ya que existe un alto flujo de navegación en la zona, permitiendo resguardar la integridad del anclaje, minimizando su visibilidad.

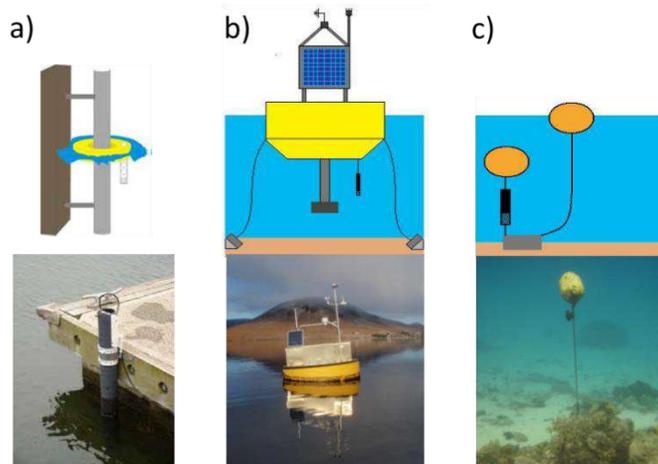


Figura 239. Estación de monitoreo tipo a) estructura estacionaria, b) boya superficial y c) boya subsuperficial (Laas *et al.* 2016).

El diseño del anclaje consiste en un sistema de bajo costo y fácil manejo, que consta de un anclaje de fondo, compuesto por un peso de concreto (200 kg aprox), el cual llevaría adosado un cabo con núcleo de Dinema (con resistencia de por lo menos 2 tons), al que se le adosarían los sensores a las diferentes profundidades, y en la parte superficial se le añadirá una boya de inmersión con un



empuje que permita mantener el anclaje erguido en la columna de agua, a una profundidad subsuperficial (~5m).

El lago Llanquihue es un lago monomítico templado, posee un periodo en que la columna de agua se encuentra mezclada, y otro en que se está estratificada, asociado generalmente esto último, a la época de invierno y verano (Figura 240). Cuando se encuentra estratificado la termoclina se puede presentar alrededor de los 40 m. Por la estructura que posee la columna de agua del lago Llanquihue en las diferentes épocas del año las profundidades seleccionadas para la instalación de los sensores en superficie (~5 m), profundidad en el metalimnion (~50 m) y la tercera profundidad está asociada al hipolimnion (~250 m).

De forma complementaria, se debe realizar un programa de muestreo de la columna de agua, donde se profile la columna de agua, registrando temperatura, conductividad y oxígeno disuelto, y donde se incluyan mediciones puntuales de clorofila *a*, nutrientes y composición y abundancia fitoplanctónica y zooplanctónica, con la frecuencia necesaria para poder calibrar los sensores del anclaje.

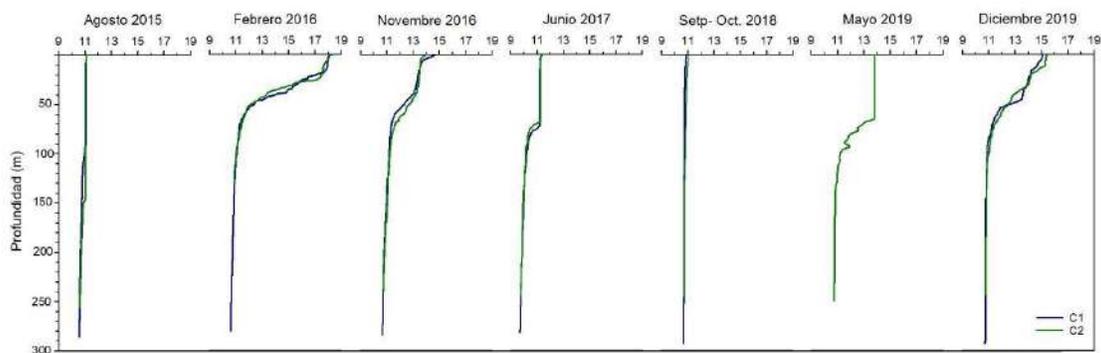


Figura 240. Perfiles de temperatura en las estaciones C1 y C2 del lago Llanquihue, registrados en las diferentes etapas de este proyecto.

d) Variables a considerar.

De las variables limnológicas más relevantes en el estudio sobre funcionamiento de sistemas lacustres, podemos encontrar las siguiente:

-*Temperatura*: Es considerada una de las variables fundamentales en el estudio del funcionamiento de un lago y del cambio climático (Adrian *et al.* 2009; Schmidt 2017). La temperatura influye sobre diversos procesos en los sistemas acuáticos, ya sean físicos, químicos o biológicos. Por ejemplo, en escalas reducidas de tiempo, la temperatura afecta en el intercambio gaseoso con la atmósfera, así como en escalas estacionales o anuales condiciona la productividad biológica del sistema, periodos de mezcla y equilibrio químico (Hanson *et al.* 2006). A mayores escalas de tiempo la temperatura influye sobre periodos de mezcla y estratificación y profundidad de termoclina (Adrian *et al.* 2009). La temperatura superficial y del epilimnion pueden ser utilizada para el estudio del cambio climático, al presentar una fuerte correlación con la temperatura del aire y una rápida respuesta frente a cambios (Adrian *et al.* 2009). Modificaciones en la temperatura pueden afectar la estructura térmica, dinámica



de nutrientes y oxígeno, composición, distribución vertical y productividad biológica (Winder and Hunter 2008).

-*Oxígeno*: La concentración de oxígeno y su dinámica en lagos resulta influenciada por procesos físicos, químicos y biológicos en diferentes escalas de tiempo. Por ejemplo, relacionándose con procesos metabólicos en el sistema, temperatura del agua y estratificación de la columna de agua (Hanson *et al.* 2006). En superficie o epilimnion el oxígeno se encuentra influenciado por la interacción de la atmósfera y procesos físicos, es un buen indicador de las dinámicas de nutrientes en la zona hipolimnética del lago (Adrian *et al.* 2009).

-*Nutrientes*: La concentración de nutrientes y la razón de ellos en el cuerpo de agua regulan la productividad y condición ecológica del sistema. Modificaciones en las contribuciones pueden alterar las dinámicas originarias (Andersen *et al.* 2020), repercutiendo sobre el estado trófico de los lagos. Conocer la dinámica de los nutrientes e interacción con el fitoplancton, como nutriente limitante, razones de nutrientes puede ayudar a implementar estrategias de manejo a nivel de cuenca (Andersen *et al.* 2020).

-*Turbidez*: Se encuentra relacionada con el material en suspensión que se encuentra en la columna de agua. Posee gran relevancia sobre la productividad del sistema acuático.

- *Fluorescencia*: Funciona como indicador de biomasa algal y productividad biológica en sistemas acuáticos (Schmidt 2017).

-*Ficocianina*: Como indicador de biomasa algal de cianobacterias (Schmidt 2017).

-*pH*: se encuentra asociado a cambios ecológicos en formadores de conchas (equinodermos, microalgas, crustáceos, corales, moluscos, entre otros)

-*pCO₂*: o carbono inorgánico, en el cual un aumento de éste incluye sobre la acidificación de las aguas.

- *Presión*: este parámetro se relaciona con la profundidad.

-*Conductividad*: mide las sales disueltas y otras sustancias afectan la calidad del agua, parámetros que influyen sobre la biota acuática, la que, dependiendo de su estructura comunitaria o especies que la componen, toleran ciertos rangos de conductividad.

Mientras que las variables meteorológicas fundamentales en el estudio de sistemas lacustres, podemos distinguir:

- *Viento*: Registrar la velocidad y dirección del viento, es de importancia que funcionan como un conductor meteorológico de turbulencia en el agua (Schmidt 2017).

- *Temperatura atmosférica*: cumple un rol fundamental sobre la variación del nivel del agua, cambios en la precipitación, aumento o disminución de la evaporación/evapotranspiración, reducción o aumento de glaciares/nieves, cambios de estratificación térmicas en cuerpos lacustres, cambios en la circulación de la atmósfera, entre otros.

- *Precipitación*: influye sobre el aporte de la escorrentía hacia el cuerpo lacustre, el material escurrido desde la cuenca lacustre, el nivel del lago, el aporte y buen funcionamiento de los humedales, entre otros.

- *Presión atmosférica*: la presión atmosférica es la medida del peso de la columna de aire que se encuentra sobre un sitio determinado, ésta varía inversamente con la altitud. En caso que se requiera estimar caudales en cauces pequeños se usan sensores electrónicos que miden el nivel del agua. Cuando no hay compensación automática con la presión atmosférica, generalmente se dispone de un



sensor en el lecho del río para medir la presión absoluta (i.e. la columna de agua más la columna de aire sobre el sensor) mientras que otro sensor se coloca fuera del lecho del río para medir la presión atmosférica sobre el agua (i.e. columna de aire). La compensación consiste en la sustracción del valor de la presión atmosférica de la presión absoluta. De esta manera se puede estimar el nivel de agua y posteriormente el caudal que pasa por lecho del río.

- Radiación solar: es importante como parámetro de entrada de energía en diversos procesos biológicos. Su evaluación temporal tiene particular interés en el seguimiento del crecimiento del fitoplancton, y es fundamental para el estudio de los procesos asociados a la productividad primaria (Wetzel 1981). Además, los efectos de la radiación sobre el ecosistema están vinculados a la concentración, tamaño y estructura de las moléculas de materia orgánica disuelta (MOD), cuantificada frecuentemente como carbono orgánico disuelto (COD) (Reche, Pace y Cole 1998).

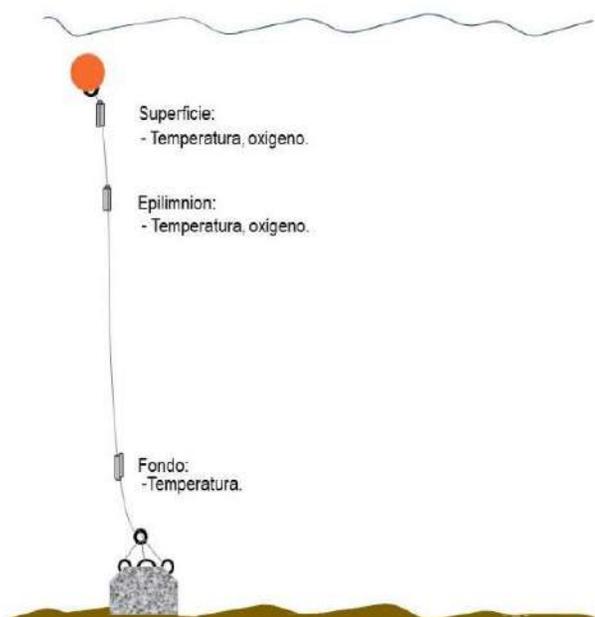


Figura 241. Diseño de estación de monitoreo.

Para responder a los objetivos planteados, en primera instancia consideraríamos temperatura y oxígeno en la columna de agua, para luego complementar con otras mediciones (Figura 241). Con respecto a las variables meteorológicas, en la cuenca del lago Llanquihue existen cuatro estaciones meteorológicas en funcionamiento, pertenecientes al Ministerio de Obras Públicas (MOP) y al Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA), con información de libre acceso. Las estaciones son: Ensenada (41°14'00,49" S - 72°30'58,03" O), Puerto Octay (40°57'25,76" S - 72°53'07,78" O), Quilanto (41° 1'49,54" S - 72°59'46,33" O), y Frutillar (41°07'36" S - 73°03'40" O). Las estaciones consideran temperatura del aire (°C), precipitación (mm), radiación solar (MJ/m²), velocidad del viento (km/h) y dirección del viento (grados). Por tanto, para la estación de monitoreo continuo en el lago Llanquihue podría complementarse con la información meteorológica obtenida de esas estaciones disponibles.



e) Sensores.

Para seleccionar los registradores continuos a utilizar en la estación de monitoreo, analizamos las opciones disponibles en el mercado, considerando alternativas de datalogger que incluyeran sensores de temperatura y/o oxígeno. Evaluando sus características y especificaciones, como profundidad máxima de funcionamiento, frecuencia de muestreo, capacidad de almacenamiento, batería y su durabilidad, costos, rango, exactitud y resolución de los sensores, entre otros. En la búsqueda de implementar una estación de monitoreo de bajo costo, solo consideramos las opciones con un valor inferior a US\$10.000 (Tabla 78, Tabla 79). Resultando en siete marcas y once modelos diferentes de registradores continuos que incluyeran sensor de temperatura y/o oxígeno. En algunos casos también incluían otros sensores, que registran presión, conductividad y/o clorofila *a* (Tabla 78).

La profundidad máxima de funcionamiento de los dataloggers encontrados fue variada, como el Solinst, que considera principalmente profundidades someras, o el Star Oddi, que puede funcionar hasta los 2000 m. En general, datalogger de menor costo que incluyen sensor de oxígeno, poseen una profundidad máxima de funcionamiento de 100 m, exceptuando el Rinko que funciona hasta 200 m.

Las alternativas de frecuencia de muestreo pueden ir de fracciones de segundos a horas. En la mayoría de los casos los sensores poseen una conexión a través de un puerto USB, por medio de un cable de conexión o una caja de comunicación (Star Oddi). Otros registradores poseen una conexión por medio de Wifi (NKE) o bluetooth (HOBO, Solinst). Algunos registradores presentan la opción de un cable conector, para tener acceso el registro de datos a tiempo real y ser utilizados como una sonda multiparamétrica (RBR).

De los sensores analizados la mayoría utiliza baterías de litio, con la opción de ser reemplazadas por el mismo usuario. Para el caso de los sensores de Star Oddi, la batería no es reemplazable. En menor cantidad se encuentran los que ocupan baterías alcalinas. En general, la durabilidad de la batería es de años, relacionado con la frecuencia de muestreo establecida y las variables registradas. Con respecto a las mediciones que pueden almacenar, estas pueden ir de 21.700 mediciones a 240 millones de registros. El tamaño de los registradores continuos no supera los ~500 mm de largo y 70 mm de diámetro, y el peso en la mayoría de los casos no supera los 500 gr.

De los datalogger encontrados, dos presentaban sensor de presión, de la marca NKE y Star oddi, el primero posee menor rango de profundidad, pero posee una mayor exactitud (Tabla 79). Todos los modelos poseen sensor de temperatura, el modelo MX Temp de HOBO abarca el mayor rango de temperatura y el RBR presenta una mayor exactitud y resolución. Con respecto al sensor de conductividad, el RBR posee un rango más amplio y mayor exactitud. Para el caso del oxígeno, solo tres modelos de datalogger poseen sensores de oxígeno, el Rinko tiene un mayor rango de saturación de oxígeno y exactitud, y el HOBO abarca un rango de 0 a 30 mg/L. Finalmente, solo el modelo Cyclops de PME tienen sensor de clorofila *a*.

Considerando las alternativas del mercado, las características del lago, las especificaciones de los dispositivos y la evaluación económica, el registrador marca HOBO se ajusta más a los requerimientos, seleccionando el modelo U26-001 para la profundidad superficial y del epilimnion, y el modelo Mx Tem 500, para el punto de profundidad.



Tabla 78. Características de sensores.

	PME		NKE	Star Oddi	HOBO		Solinst	RBR	Rinko
	Minidot	Cyclops-7	WiSens CTD 50; WiSens CTD 300	DST CTD	U26-001	MXTemp 400; MXTemp 5000	3001	RBRduo ³ CT	Rinko W
Sensores	Temperatura, oxígeno	Temperatura, clorofila	Presión, temperatura, conductividad	Presión, temperatura, conductividad	Temperatura, oxígeno	Temperatura	Presión, temperatura	Temperatura, conductividad	Temperatura, oxígeno
Prof. máx. (m)	100	100	50, 300	100, 500, 1200, 2000	100	100; 1500	5, 10, 20, 30, 100, 200	750	200
Frecuencia de muestreo	5 seg a 24 hrs	5 sec a 24 hrs	1 seg a 99 hrs	1 seg a horas	1 min a 18hrs	1 min a 18hrs	0,125 seg a 99 hrs	1 seg a 24 hrs	0,5 a 1 seg (incremento 0,1 seg) 1 a 600 seg (incremento 1 seg)
Comunicación	USB	USB	Wifi	USB vía caja de comunicación	USB	USB, bluetooth	USB, bluetooth	USB o cable serial	USB
Energía	Baterías de litio	Alcalinas (C)	Baterías de litio	---	Baterías de litio	Baterías de litio	Baterías de litio	Alcalina (AA)	Baterías de litio
Duración batería	---	---	Hasta años	4 años (cada 10 min de T, C y P)	3 años (cada 1 min)	3 años (cada 1 min)	10 años (cada 1 min)	---	---
Baterías reemplazables	Si	Si	Si	No	Si	Si; no	---	---	---
Mediciones	500.000	28.000	2.000.000	87.217	21.700	96.000	120.000	240.000.000	18.000
Dimensiones (diámetro- largo) (mm)	49,5 - 187	44,45 - 508	40 - 315	15 - 50	39,6 - 266,7	4,45 - 7,32 40,6 - 69,9	22 - 159	63 - 350	70 - 232
Peso (aire o agua/aire) (gr)	340,19	725,7	435	13 / 21	272,4	36,2, 32,8	129	490/1000	600/1200



Tabla 79. Especificaciones de las variables registradas por los sensores.

		PME		NKE	Star Oddi	HOBO		Solinst	RBR	Rinko
Modelo		Minidot	Cyclops-7	WiSens CTD 50, WiSens CTD 300	DST CTD	U26-001	MX Temp 400, MX Temp 5000	3001	RBRduo ³ C.T.	Rinko W
Presión	Rango (m)	---	---	50, 300	100, 500, 1200, 2000	---	---	---	---	---
	Exactitud (%)	---	---	0,15	±0,4 (100 y 500 m); ±0,6 (1200 y 2000 m)	---	---	---	---	---
	Resolución (%)	---	---	---	0,03	---	---	---	---	---
Temperatura	Rango (°C)	0 a 35	0 a 35	-2 a 35	-1 a 40	-5 a 40	-20 a 50	-10 a 50	-5 a 35	-3 a 45
	Exactitud (°C)	±0,1	0,2	0,005	±0,1	0,2	±0,25 de -20° a 0°C; ±0,2 de 0° a 70°C	±0,05	±0,002	±0,02
	Resolución (°C)	0,01	0,01	---	0,032	±0,02	0,01	0,003	<0,00005	0,001
Conductividad	Rango (mS/cm)	---	---	0 a 70	3 a 37; 13 a 50; 0,3 a 5; 13 a 63	---	---	---	0 a 85	---
	Exactitud (mS/cm)	---	---	0,04	De ±0,3 a ±2	---	---	---	±0,003	---
	Resolución (mS/cm)	---	---	---	De 0,0005 a 0,01	---	---	---	0,001; 1	---
Oxígeno	Rango	0 a 150%	---	---	---	0 a 30 mg/L	---	---	---	0 a 200%
	Exactitud	±5 %	---	---	---	±0,2 mg/L hasta 8 mg/L; ±0,5 mg/L de 8 a 20 mg/L	---	---	---	±2%
	Resolución	0,01 mg/L	---	---	---	0,02 mg/L	---	---	---	0,01 a 0,04%
Clorofila	Rango (µg/L)	---	0 500	---	---	---	---	---	---	---
	Límite de detección	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	Excitación azul (µg/L)	---	0,025	---	---	---	---	---	---	---
	Excitación azul (µg/L)	---	0,5	---	---	---	---	---	---	---



4.3. Objetivo específico 3

4.3.1. Delimitación, usos y Servicios Ecosistémicos entregados por la cuenca del lago Llanquihue

La cuenca del lago Llanquihue se caracteriza por presentar múltiples usos y Servicios Ecosistémicos debido a la presencia de ciudades en las riberas del lago como Puerto Varas, Frutillar, Llanquihue, Puerto Octay, y villorrios como Ensenada y Cascadas. Estas localidades son núcleo de comercio, turismo, actividades deportivas y culturales, y están asociadas tanto a los Servicios Ecosistémicos que entrega la cuenca como a los contaminantes que estas actividades producen (aguas servidas, basura, aliviaderos de tormenta, hidrocarburos, etc.).

4.3.2. Servicios Ecosistémicos de Provisión

Dentro de los Servicios Ecosistémicos de provisión que entrega la cuenca se encuentra el agua, siendo parte importante los derechos de agua solicitados en la cuenca del lago Llanquihue, que alcanzan las 1.206 solicitudes, de las cuales cinco se relacionan a solicitudes de agua potable rural en la cuenca (Figura 242, según: http://www.dga.cl/estudiospublicaciones/mapoteca/Inventarios/APR_DOH_Enero_2016.zip y https://dga.mop.gob.cl/productosyservicios/derechos_historicos/Paginas/default.aspx.)

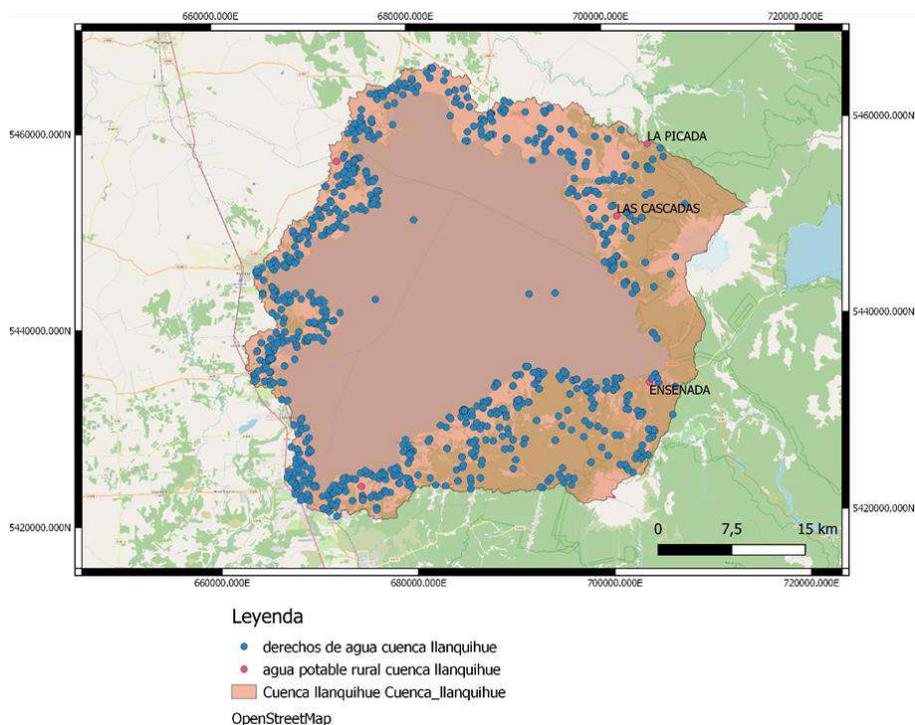
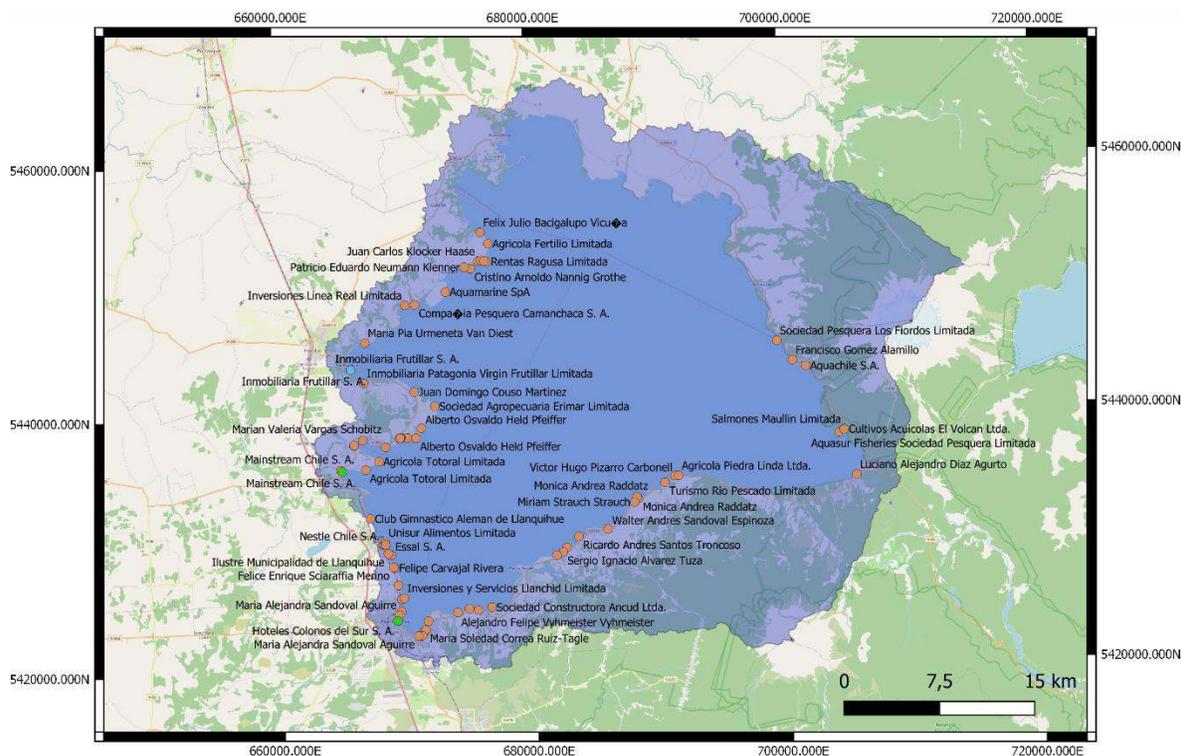


Figura 242. Cuenca del Llanquihue y derechos de agua (DGA) en morado y agua potable rural (DGA) (rojo) de la cuenca del lago Llanquihue (DGA). Fuente, https://dga.mop.gob.cl/productosyservicios/derechos_historicos/Paginas/default.aspx (2020).



La informaci3n de la DGA (al 2020) referente a bocatomas y derechos de agua en la cuenca del Llanquihue, nos muestra 82 solicitudes, de las cuales 3 son construcci3n de bocatoma (VC) y 77 son derechos de agua (ND). (Figura 243). (<https://dga.mop.gob.cl/estudiospublicaciones/mapoteca/Paginas/default.aspx#cinco>).



Leyenda

Info Lago Llanquihue DGA actualizada

- ND
- VC
- VT
- cuenca Llanquihue

Figura 243. Informaci3n de la DGA de la cuenca del lago Llanquihue, incluyendo boca tomas (VC) en celeste, derechos de agua en caf3 (ND) y traslado del Ejercicio del Derecho de Aprovechamiento de Aguas (VT) en verde.

(<https://dga.mop.gob.cl/estudiospublicaciones/mapoteca/Paginas/default.aspx#cinco>).

En cuanto a la alimentaci3n, las concesiones de acuicultura ubicadas en el lago Llanquihue, alcanzan un total de 14. Por otro lado, existen 34 concesiones mar3timas de la cuenca (DIRECTEMAR), de las cuales hay 9 concesiones de fondo, 11 de playa, 9 de porci3n de agua, 2 de terreno de playa y 3 sin informaci3n (www.directemar.cl, 2020) (Figura 244).

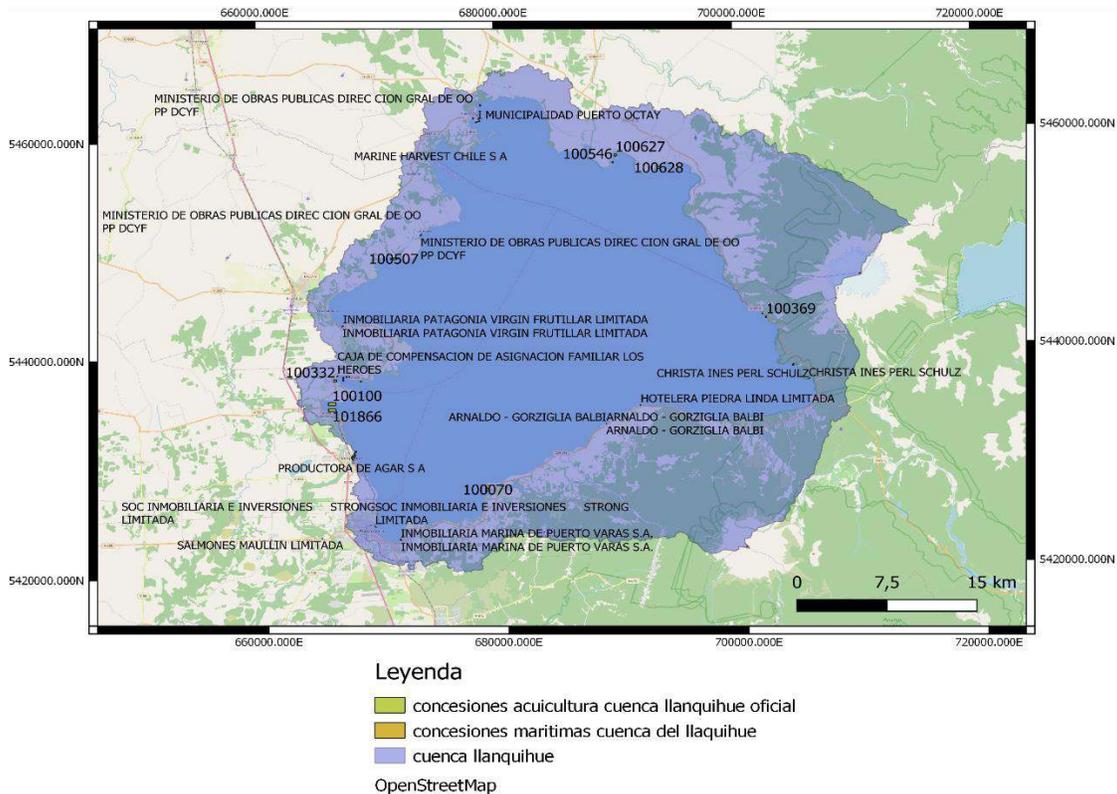
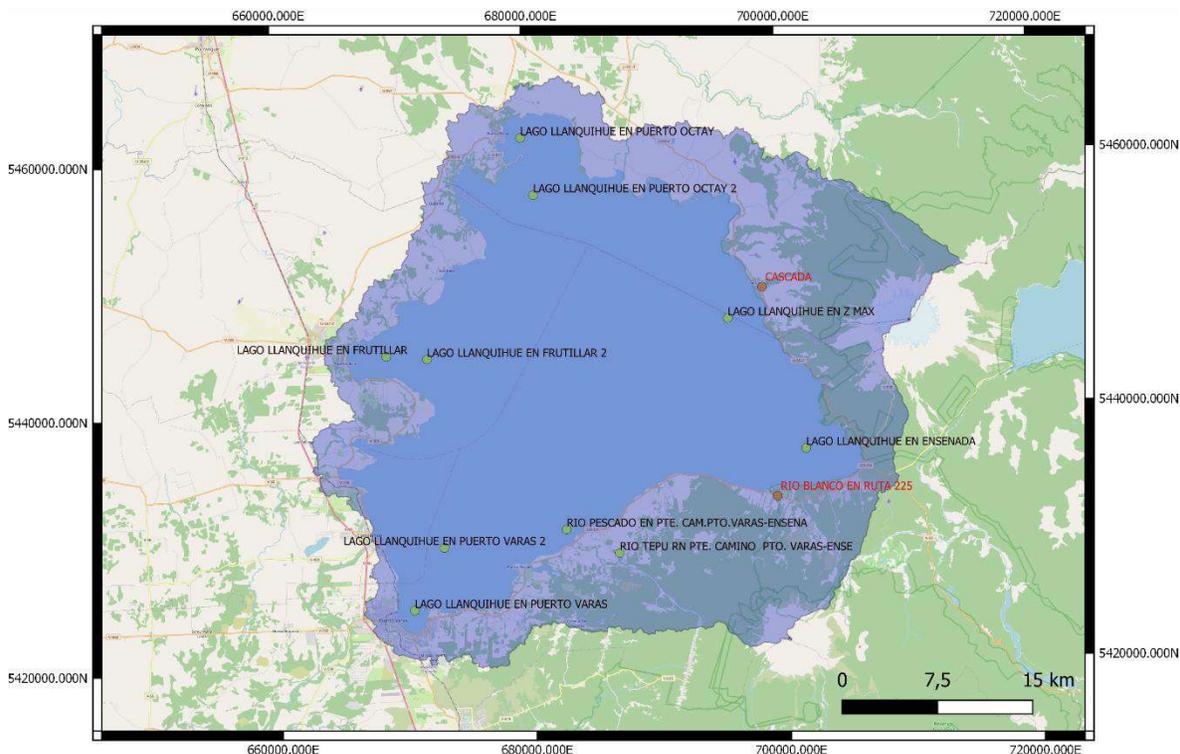


Figura 244. Concesiones marítimas (DIRECTEMAR) y concesiones de acuicultura (SUBPESCA) por número de centro en la cuenca del Llanquihue (elaboración propia). Los nombres que aparecen son los oficiales de la concesión. Debido a que las concesiones son polígonos y no puntos la figura, la posición de las concesiones es referencial.

4.3.3. Servicios Ecosistémicos de Regulación

La DGA cuenta con 7 estaciones vigentes de calidad de agua que ayudan a medir variables que determinan el estado del lago (según las NSCA) y que se encuentran en la cuenca del lago Llanquihue, de los cuales 5 (Puerto Varas 2, Puerto Octay 2, Frutillar 2, Ensenada y Z máx.) están ubicadas dentro del espejo de agua del lago Llanquihue y 2 en ríos, Tepú y Pescado, esta última aparece dentro del lago en el mapa según la información oficial. La estación de calidad del agua del río Maullín se encuentra fuera de la delimitación de la cuenca. Mientras que las estaciones meteorológicas son dos, una ubicada en el río Blanco (según información de la página web de la DGA, río Blanco también es una estación fluviométrica, más, ambas se encuentran suspendidas) y otra en el río Cascada (Figura 245) (www.dga.cl).



Legenda

- estaciones calidad de agua DGA cl
 - estaciones meteorologicas asociad
 - cuenca llanquihue
- OpenStreetMap

Figura 245. Estaciones de calidad de agua, vigentes y no vigentes, de la DGA (punto verde letras negras) y estaciones meteorológicas asociadas a ríos (puntos café letras rojas) de la cuenca del lago Llanquihue (www.dga.cl, 2020).

Los emisarios declarados que debieran aportar RILes a la cuenca y que fueron recopilados en este informe son 16, de los cuales 9 están relacionados con la acuicultura y 7 con el rubro industrial, incluido Unisur Alimentos Limitada, que aparece en la misma localización que la planta Nestlé, en la ciudad de Llanquihue (Figura 246). Sobre los proyectos que entraron al sistema de evaluación ambiental en el lago Llanquihue sólo once han sido aprobados, dos no admitidos a tramitación y dos rechazados.

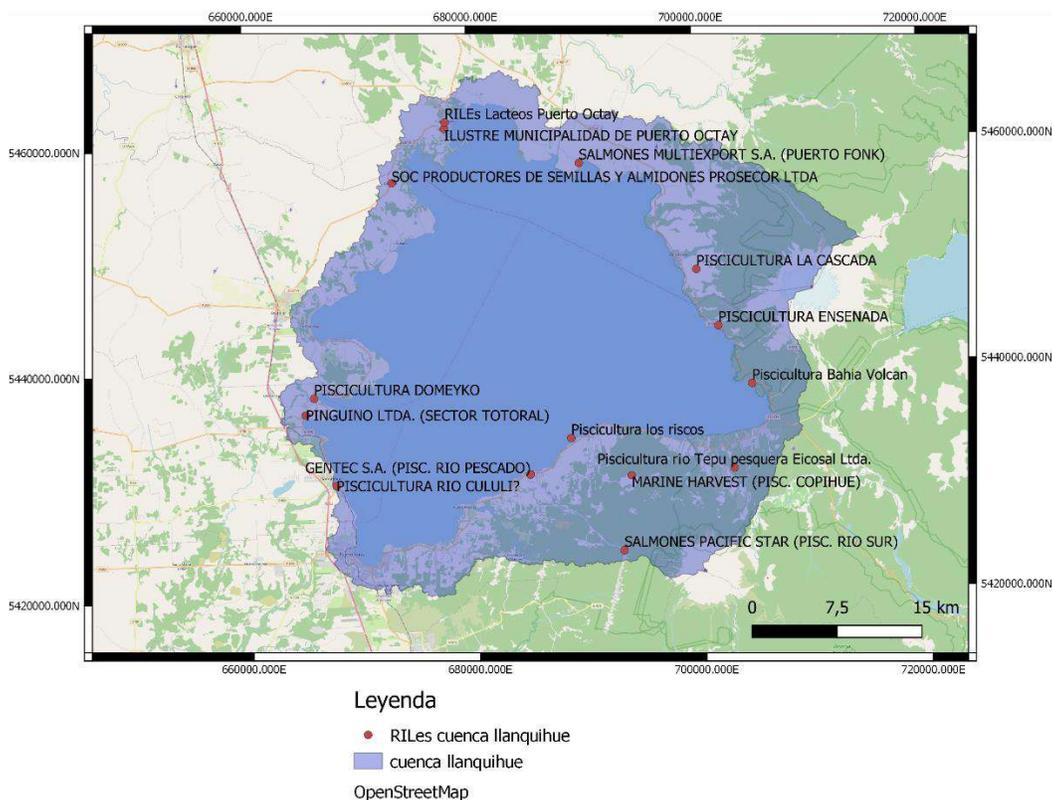
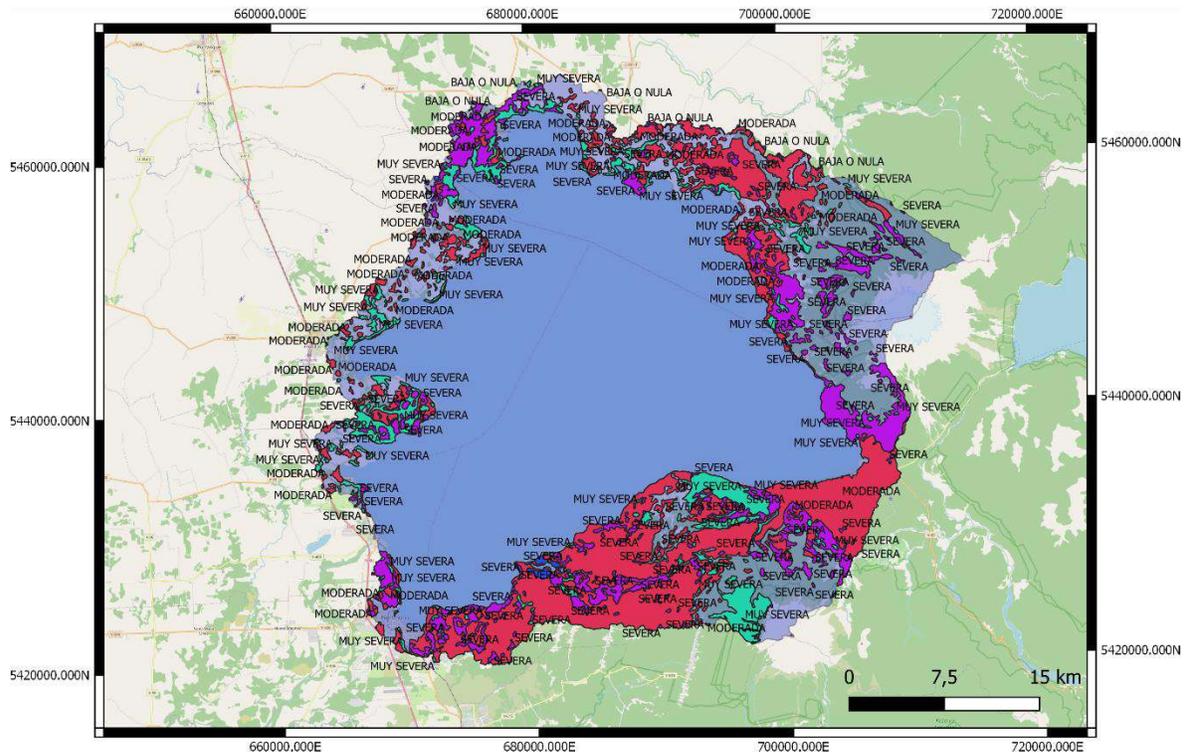


Figura 246. RILes en la cuenca del Llanquihue (mayo 2020). Este mapa se realizó con la información disponible en los portales de SNIFA y SEA.

Las clasificaciones dentro del riesgo de erosión de la cuenca del lago Llanquihue y que pueden ayudar a la regulación, pueden 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 10.964 ha, territorios con riesgo de erosión moderada son 51.175 ha, erosión severa son 18.198 ha, y muy severa alcanza las 9.225 ha (CIREN) (Figura 247).



Legenda

riesgo de erosión cuenca llanquihue

BAJA O NULA

MODERADA

MUY SEVERA

SEVERA

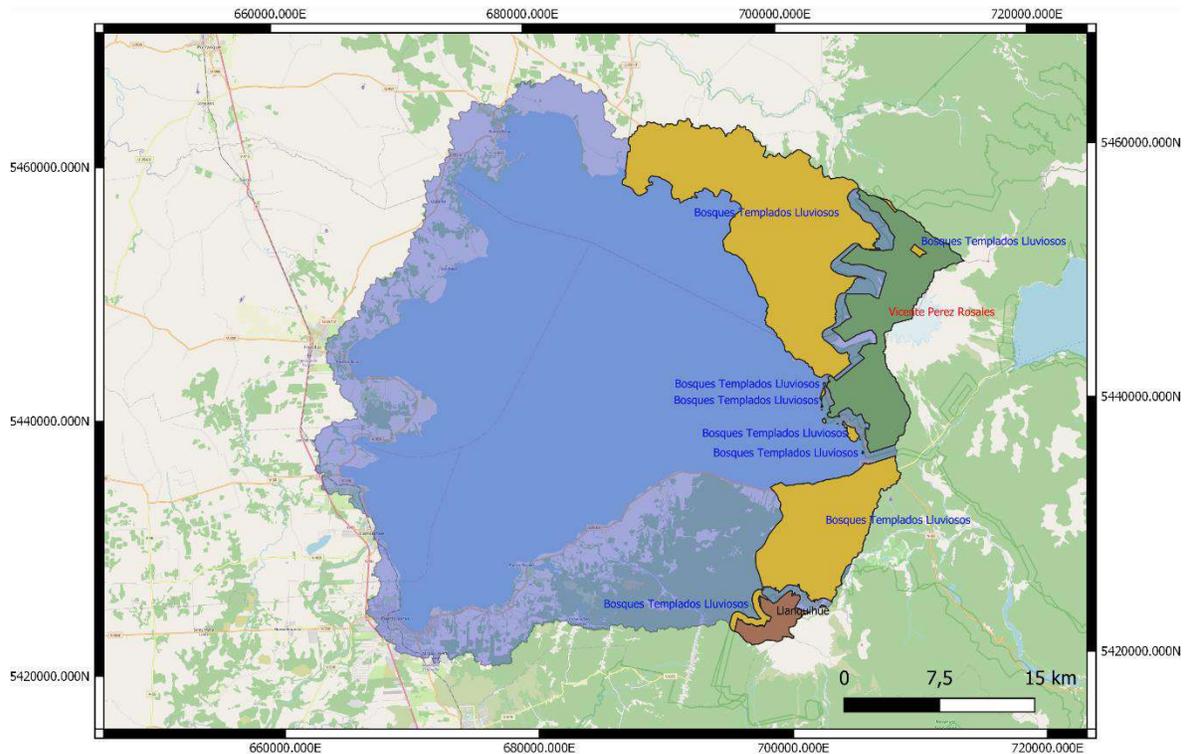
cuenca llanquihue

OpenStreetMap

Figura 247. Riesgo de erosión cuenca del Llanquihue (CIEN 2019).

4.3.4. Servicios Ecosistémicos Culturales y de Biodiversidad y Hábitat

Las reservas y parques de la zona pueden clasificarse como Servicios Ecosistémicos tanto culturales como de Biodiversidad y Hábitat. Las reservas nacionales cuentan con 1.157 hectáreas, mientras que las reservas de la biósfera declaradas por la UNESCO alcanzan las 24.742 hectáreas que corresponden a bosques lluviosos templados, mientras que los parques nacionales alcanzan las 7.932 hectáreas en la cuenca, donde se incluye parte del Parque Nacional Vicente Pérez Rosales (Figura 248), 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/>).



Leyenda

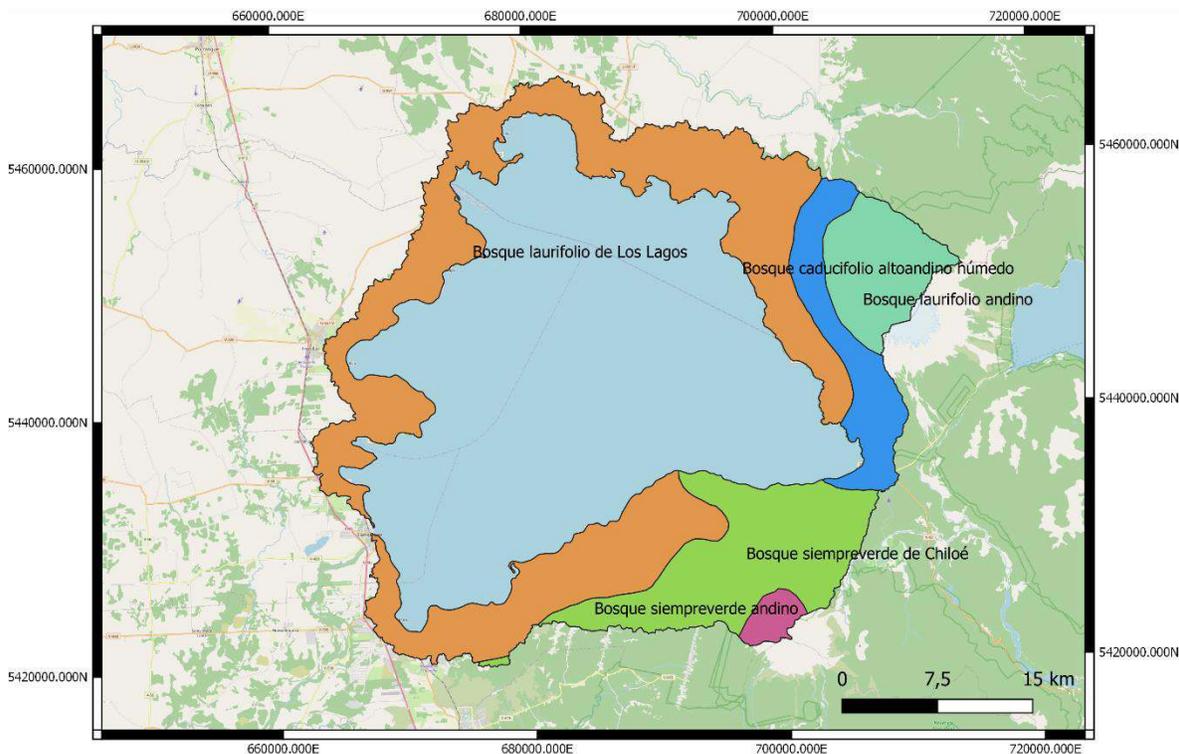
- reservas nacionales cuenca Llanquihue
- reserva biosfera cuenca Llanquihue
- parques nacionales cuenca Llanquihue
- cuenca Llanquihue

OpenStreetMap

Figura 248. Reserva nacional en caf3 oscuro y letras negras, reserva de la bi3sfera en mostaza y letras azules, y parque nacional en verde oscuro con letras rojas en la cuenca del lago Llanquihue.

Elaboraci3n propia seg3n informaci3n descargada de <http://areasprotegidas.mma.gob.cl/> y <http://sit.conaf.cl/>.

El tipo de bosque que podemos encontrar en la cuenca del lago Llanquihue puede encasillarse dentro de los Servicios Ecosist3micos de biodiversidad y h3bitat, siendo los de m3s baja altura, los encontrados en los alrededores de la ribera del lago que corresponden al tipo laurifolio de los lagos, subiendo en altura nos encontramos con bosque laurifolio andino y bosque siempre verde de Chilo3, finalizando con el bosque caducifolio altoandino h3medo y bosque siempre verde andino cerca del volc3n Calbuco. La Figura 249 se construy3 con informaci3n descargada del portal repositorio de informaci3n ide.cl (<http://ide.mapas.mma.gob.cl/shapes/?C=N;O=A>).



Leyenda

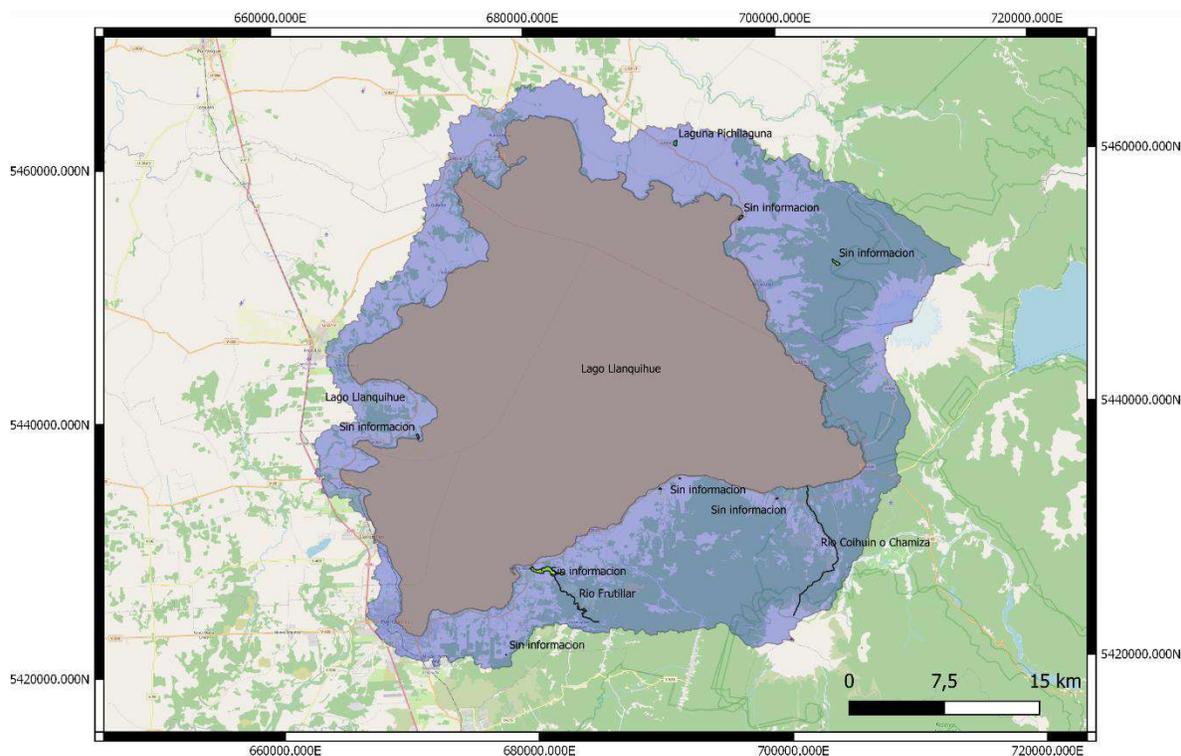
formaciones vegetacionales gajardo cuenca llanquihue

-  Bosque caducifolio altoandino húmedo
-  Bosque laurifolio andino
-  Bosque laurifolio de Los Lagos
-  Bosque siempreverde andino
-  Bosque siempreverde de Chiloé

OpenStreetMap

Figura 249. Formaciones vegetacionales en la cuenca del lago Llanquihue. Elaboración propia con información del portal <http://ide.mapas.mma.gob.cl/shapes/?C=N;O=A>.

El inventario de humedales de la cuenca del lago Llanquihue, identifica 14 zonas como humedales, de las cuales sólo 4 aparecen nombradas en la capa río Chamiza (este río no se encuentra dentro de la cuenca, por lo que se deduce se refieren al río Tepú), río Frutillar (de acuerdo a la Figura 250, se refieren al sector la Poza), laguna Pichilaguna y lago Llanquihue). Las restantes 10 zonas aparecen como “sin información” (MMA 2017).



Leyenda

- inventario plataforma humedales cuenca llanquihue
 - Lago Llanquihue
 - Laguna Pichilaguna
 - Rio Coihuin o Chamiza
 - Rio Frutillar
 - Sin informaci3n
 - cuenca llanquihue
- OpenStreetMap

Figura 250. Inventario plataforma humedales cuenca del Llanquihue, Fuente http://www.geoportal.cl/arcgis/rest/services/MinisteriodeMedioAmbiente/chile_mma_humedales/MapServer.

Los Servicios Ecosist3micos culturales incluyen el turismo de la zona, donde la informaci3n obtenida de SERNATUR nos muestra 41 sitios turisticos en la zona de la cuenca del lago Llanquihue (http://www.geoportal.cl/ArcGIS/rest/services/MinisteriodeEconomia/chile_mineconomia_sernatur_atr_activos_turisticos_nacionales/MapServer), todos estos atractivos poseen diversos grados de jerarquía (6 local, 10 regional, 21 nacional y 4 internacional), dentro de los cuales se incluyen museos, cerros, ferias costumbristas, playas entre otros (Figura 251).

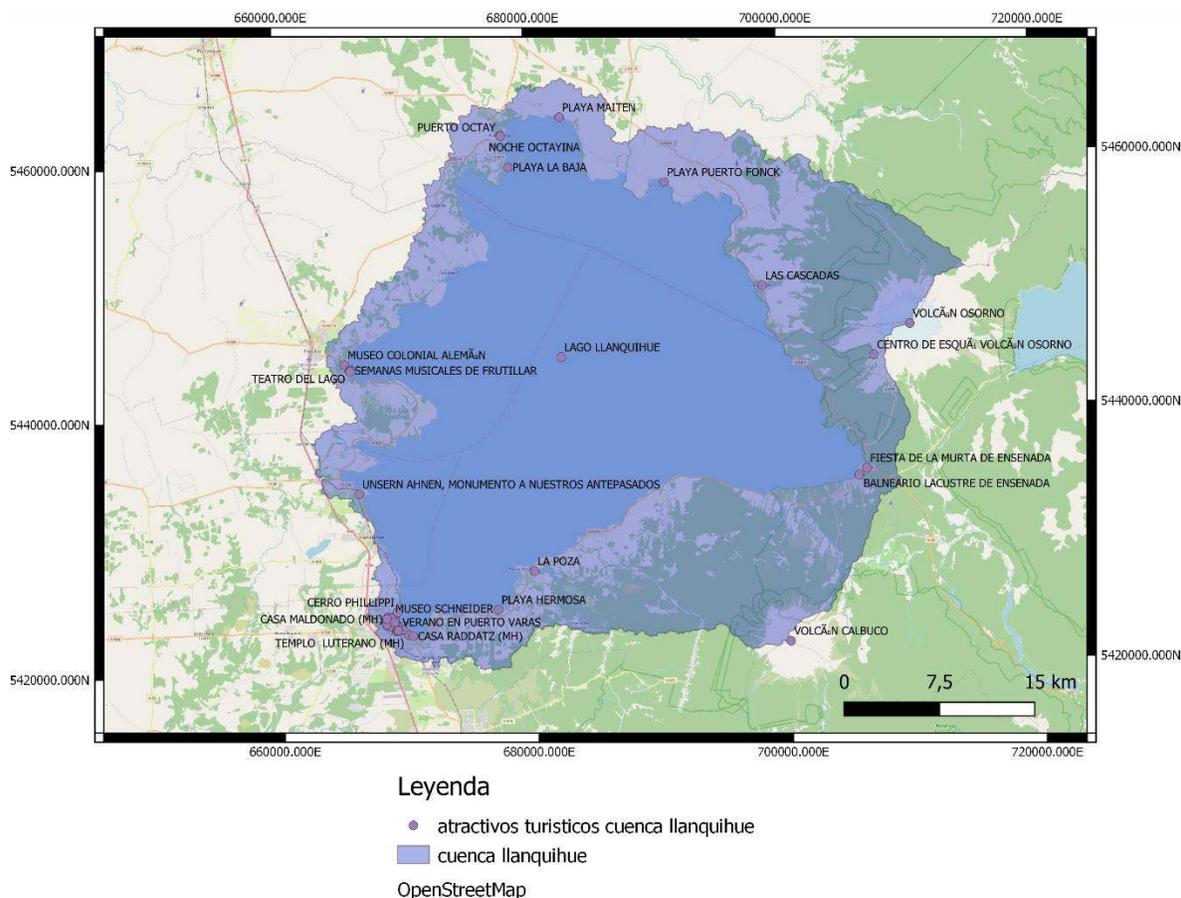


Figura 251. Atractivos turísticos en la cuenca del Llanquihue. Fuente:

http://www.geoportal.cl/ArcGIS/rest/services/MinisteriodeEconomia/chile_mineconomia_sernatur_atractivos_turisticos_nacionales/MapServer.

Los operadores turísticos de la zona aledaña al lago, alcanzan a 70 emprendedores. La información fue extraída del portal web <http://serviciosturisticos.sernatur.cl> y cotejada con la información disponible en el portal de Google maps. No se incluyeron hoteles, hostales y cabañas que se ubican en el centro de la ciudad, incluyéndose solamente a aquellos emprendedores cuyas actividades están más directamente relacionadas con el lago tales como paseos náuticos, lodge de pesca, camping, paseos y senderos en las riberas del lago. Se encontró una piscicultura y un campo de golf que colinda con la ribera del lago en las cercanías de Frutillar (Figura 252).

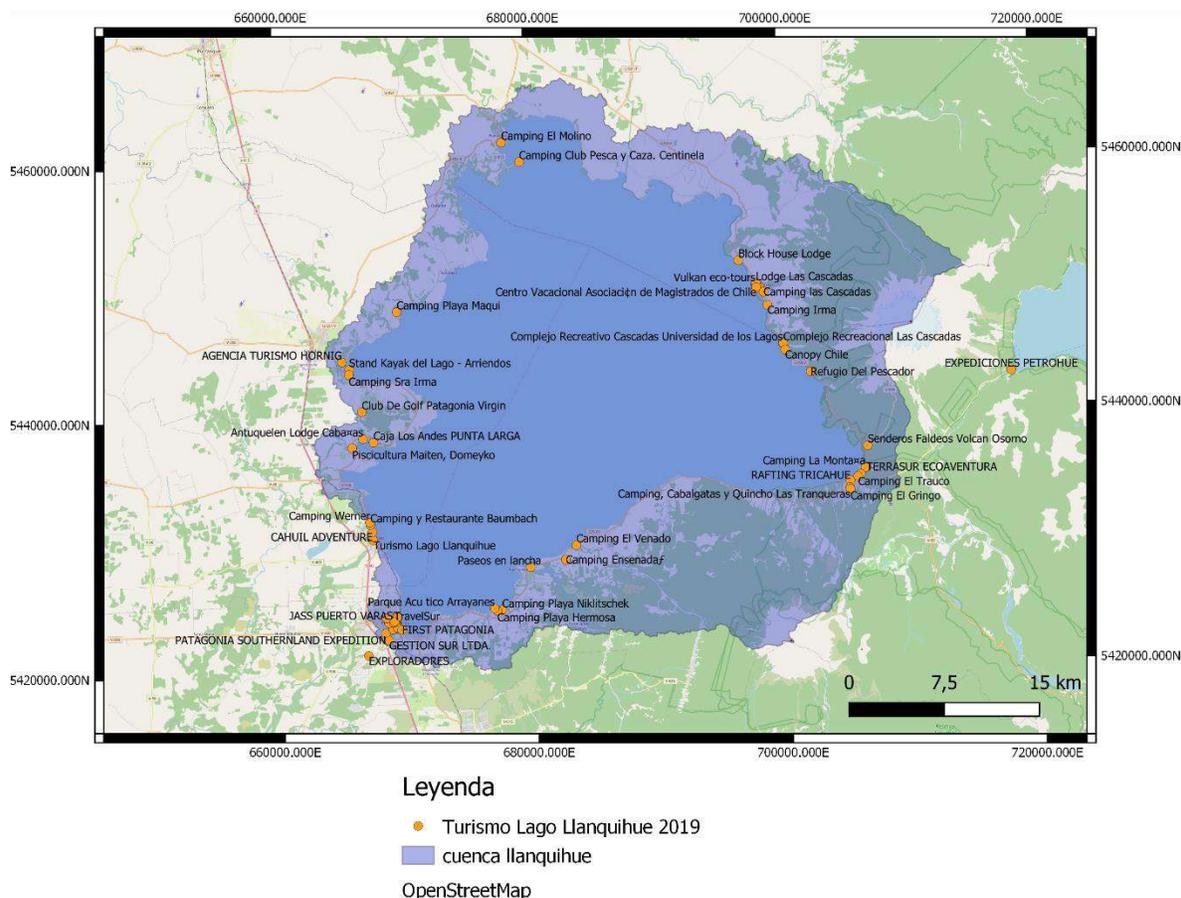
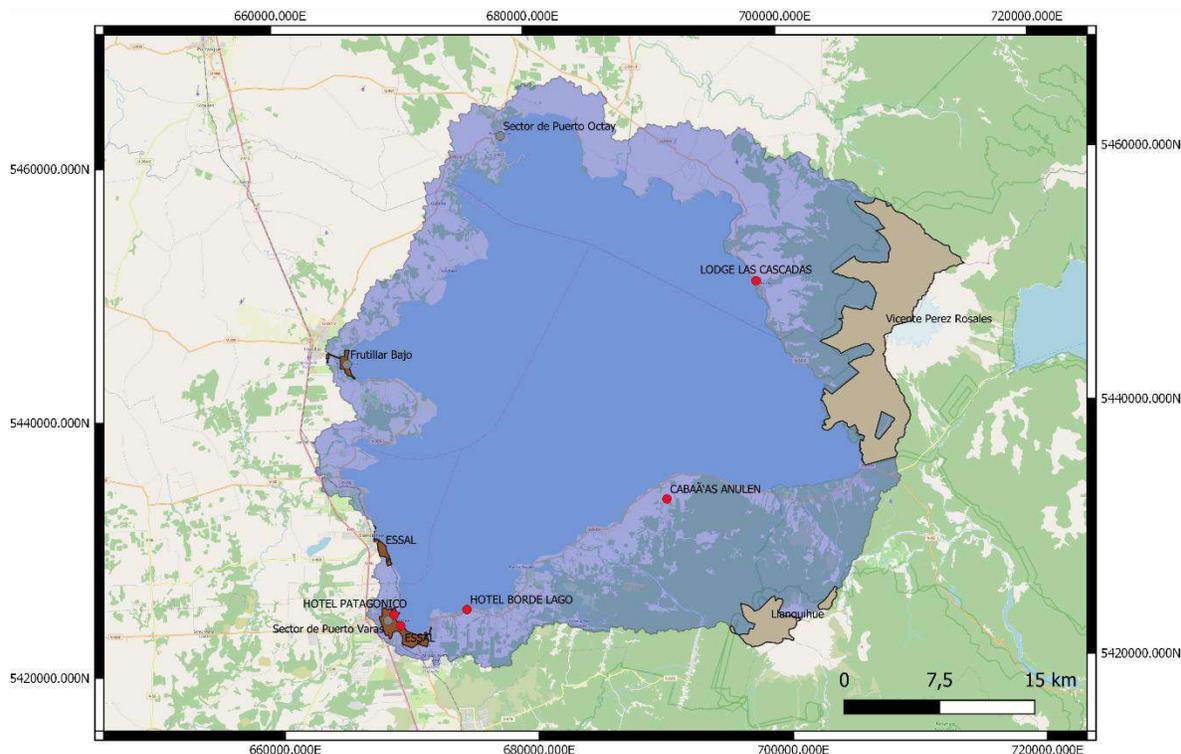


Figura 252. Operadores turísticos de la cuenca del lago Llanquihue. Elaboraci3n propia con informaci3n del <http://serviciosturisticos.sernatur.cl> (2019).

Como una forma de calificar aparecen las zonas con sello de calidad turística que incluyen: Lodge las Cascadas, Hotel Borde Lago, Hotel Patag3nico, Hotel Cumbres de Puerto Varas y cabañas Anul3n. En otra clasificaci3n se incluyen las zonas típicas o pintorescas que son tres en la zona y que est3n ubicadas en Frutillar bajo, Puerto Octay y Puerto Varas (Figura 253). Por otra parte, los territorios operacionales de las sanitarias, en este caso ESSAL, son tres ubicados en Puerto Varas, Llanquihue y Frutillar. Finalmente, las áreas que est3n dentro del “Sistema Nacional de Áreas Silvestres protegidas del estado” (SNASPE) aparece la Reserva Nacional Llanquihue (1.200 ha) y el Parque Vicente Pérez Rosales (con 8.707 ha, y que difiere de 7.932 ha del shape de parques nacionales (Ministerio de Bienes Nacionales, SERNATUR, SISS).



Leyenda

- sello calidad turística cuenca llanquihue 2018
- zona típica o pintoresca 2016 cuenca llanquihue
- territorios operacionales sirgas cuenca llanquihue
- snaspe 08 2019 cuenca llanquihue
- cuenca llanquihue

Figura 253. Sello de calidad turística en rojo (Sernatur 2018), zona típica y pintoresca en gris (Consejo de Monumentos Nacionales), territorios operacionales en café oscuro (SISS 2018), SNASPE en café claro (Ministerio de Bienes Nacionales 2019).

4.3.5. Modelo conceptual de la cuenca del lago Llanquihue

En la Figura 254 se muestra un modelo conceptual de la cuenca lacustre del Llanquihue 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 la cuenca del lago Llanquihue 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 Servicios Ecosistémicos 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 en la cuenca del lago Llanquihue.

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

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

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

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).

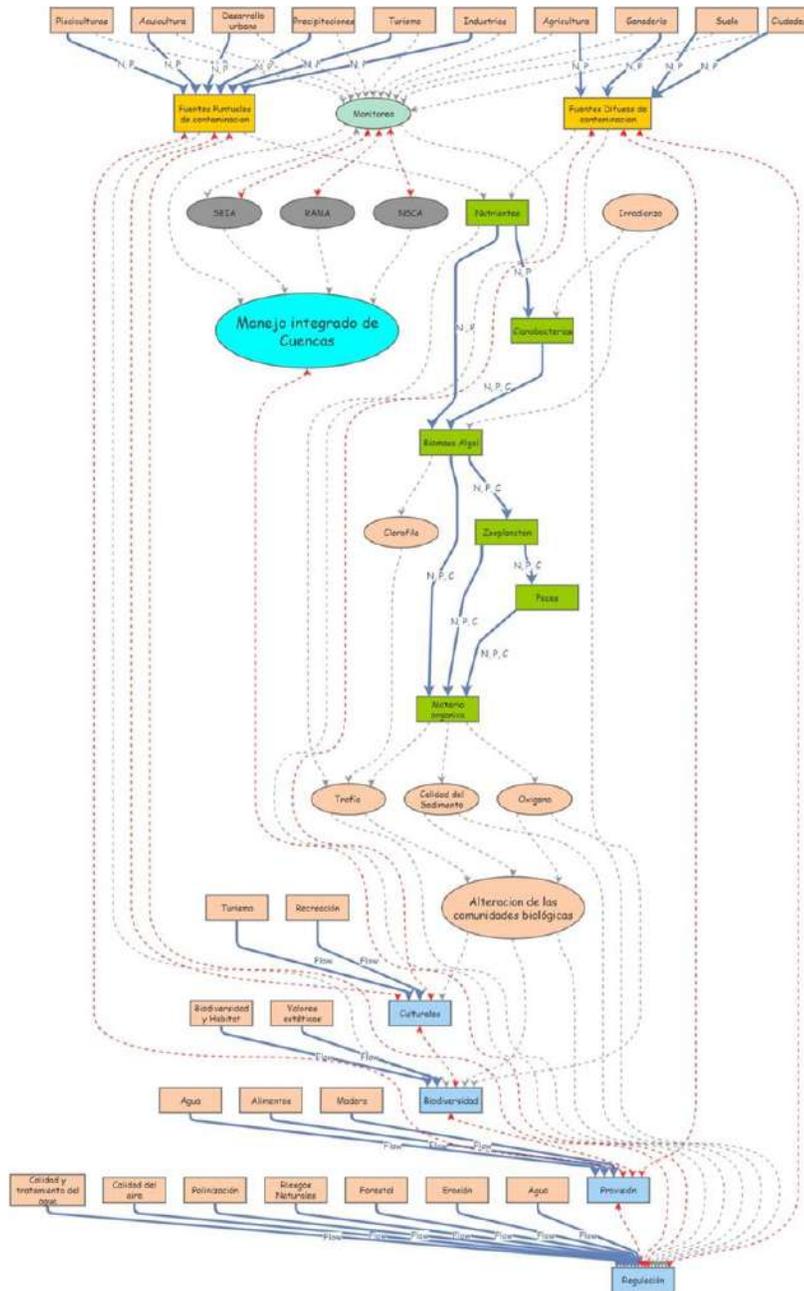


Figura 254. Modelo conceptual de la cuenca del lago Llanquihue. En cuadrados azules los 4 grupos principales de Servicios Ecosistémicos. En cuadrados naranja los Servicios Ecosistémicos que se pueden agrupar en las 4 categorías principales. En verde el acoplamiento de las variables biológicas y químicas. En tonos café aparecen las fuentes de contaminación tanto difusas (incluido el aporte de las ciudades en la forma de RILes y emisiones de combustibles biológicos y fósiles) como puntuales. En gris lo referente a la toma de datos y monitoreos.



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 Llanquihue 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 para la cuenca del lago Llanquihue, pero visto desde el punto de vista de los nutrientes se muestra de la siguiente forma:

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

Nut = Concentración de nutrientes en la columna de agua del lago Llanquihue.

Nut_{entran} = *RILes + Usos de suelo + Precipitaciones + Salmonicultura + Plantas de tratamientos de Aguas + Aliviaderos de tormenta + Otros (quema de leña, combustión vehicular, etc).*

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 Llanquihue. Dentro de este grupo están como ejemplo Aquachile, Acuícola el Volcán, Pacific Star, Mainstream, Mowi, Nestlé, Pingüinos S.A.

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, principalmente desde balsas jaulas ubicadas en el espejo de agua del lago Llanquihue.

Plantas de Tratamientos de Aguas Servidas (PTAS): En la cuenca del Llanquihue solo emite la planta de tratamiento de aguas servidas de Puerto Octay.

Aliviaderos de Tormenta: En la cuenca del Llanquihue existen dos aliviaderos de la empresa sanitaria ESSAL S.A. ubicados en Puerto Varas.

Otros: Incluye quema de leña, combustión vehicular, entre otros.

Efluente: En este caso el único efluente del lago Llanquihue es el río Maullín ubicado en la ciudad de Llanquihue.

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



Adicionalmente, estas variables afectan o se ven afectadas por parámetros medibles y que se encuentran en la actuales Normas Secundarias de Calidad del agua del lago Llanquihue 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, disminuye el sílice en las capas superficiales de la columna de agua. Y a medida que aumenta el fitoplancton senescente aumenta la concentración de sílice hacia las capas más profundas.

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

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



5. DISCUSIÓN

5.1. Objetivo específico 1

5.1.1. Lago Ranco

La columna de agua presentó una estructura típica de primavera, evidenciando el comienzo de la estratificación, donde el epilimnion comienza a incrementar la temperatura en superficie, pero sin formación de termoclina. El comportamiento y los rangos de la temperatura, oxígeno y conductividad a través de la columna de agua fluctuaron de forma similar a lo registrado en primavera del 2017 y 2018 (Pesse *et al.* 2018, 2020).

Con respecto a los nutrientes en el lago Ranco, el nitrógeno total en todos los casos estuvo compuesto por nitrógeno orgánico. Mientras que el nitrógeno inorgánico fue en su mayoría indetectable, principalmente por sobre los 40 m, posiblemente asociado a su asimilación por productores primarios en estratos más superficiales. La incorporación de nitrogenados inorgánicos por productores biológicos modifica su distribución a través de la columna de agua (Wetzel 2001). La distribución de nitrogenados a través de la columna de agua, ocurre de forma similar a lo exhibido en años previos para igual época del año (Pesse *et al.* 2018).

La estación 101955 (E2) del lago Ranco, registró las mayores concentraciones de nutrientes (NT y PT) y clorofila *a*, así como también las mayores abundancias de fitoplancton y zooplancton. La estación 101955 (E2) se encuentra localizada en una bahía cerrada, en el sector sur del lago. La morfología de la bahía podría estar limitando la circulación. Sin embargo, este comportamiento en la estación 101955 (E2) no se ha registrado en años previos para igual época del año (Pesse *et al.* 2018, 2020). Posiblemente incrementaron los nutrientes disponibles en la bahía, potenciando la productividad biológica. Las concentraciones de fósforo fueron las más elevadas, inclusive en una profundidad alcanzó rangos mesotróficos. En las otras estaciones analizadas, las variables asociadas a trofia, se encontraron dentro de rango ultra y oligotróficos.

Durante la primavera de 2019 el lago Ranco presentó una comunidad fitoplanctónica dominada por grandes Bacillariophyta como son *Tabellaria flocculosa* var *andina*, *Aulacoseira granulata* y *Fragillaria crotonencis*. En Pesse *et al.* (2017, 2018, 2020) se registró una similar tendencia a la dominancia de las Bacillariophyta, así también la abundancia fitoplanctónica total se mantuvo en la porción inferior de los valores esperados. Por otro lado, la concentración de clorofila *a* se mantuvo dentro de rangos considerados para lagos ultraoligotróficos. Coincidieron una baja abundancia de especies con una baja concentración de clorofila *a*. No se registraron especies potencialmente tóxicas.

Si comparamos la estructura comunitaria del fitoplancton según época y año de muestreo, las especies con mayor representación en primavera del 2014 fueron *Aulacoseira* spp, *Dinobryon* sp, y *Cyclotella* sp., en otoño del 2015 *Ceratium hirundinella*, en verano del 2016 *Cyclotella ocellata*, y en primavera del 2017 y 2019 las especies *Tabellaria flocculosa* y *Aulacoseira granulata*.

Del análisis histórico de la comunidad del zooplancton, a través de todos los años de estudio, se observó que las especies más abundantes en el lago Ranco fueron *Boeckella gracilipes*, *Tumediaptomus diabolicus*, *Mesocyclops longisetus*, y que han estado presentes de manera constante en todos los muestreos. *Mesocyclops araucanus*, *Kellicottia* sp, y *Trichocerca* sp cobraron importancia



en el último periodo de estudio (primavera del 2019). Si bien, se diferencian especies dominantes dentro del ensamblaje del zooplancton, el patrón de la estructura comunitaria pareció diferir para las mismas épocas de estudio. Es importante recalcar que cada monitoreo se hizo en un solo momento del año, por lo que no correspondió a la estacionalidad completa del año, aquello refuerza la necesidad de evaluar la variabilidad estacional, con monitoreos de mayor frecuencia, idealmente mensual.

Al igual que en años anteriores, la principal actividad o fuentes aportantes de P al sistema lacustre identificada fue el uso de suelo, y en menor grado las pisciculturas, denotando aún más la necesidad de incursionar en estrategias de resguardo de los recursos ambientales y equidad social a través de la planificación territorial.

El desarrollo biológico de lagos ha sido documentado a través de investigaciones paleolimnológicas, relacionándose con las actividades humanas y las prácticas de modificación de uso de la tierra en las cuencas de los lagos, que han producido cambios considerables en el estado ambiental (Jeppesen *et al.* 2009, Bradshaw 2001, Johansson *et al.* 2005).

En cuanto a la capacidad de carga del lago Ranco, éste aún presenta capacidad de recibir nutrientes antes de llegar a su carga crítica. Sin embargo, como ya se ha mencionado, no tan sólo se debe considerar la concentración de nutrientes en sí, sino también considerar el rol importante que tiene el cambio climático sobre estos nutrientes. Exactamente qué efectos directos se esperan del aumento de las temperaturas en el estado biológico de los lagos están sujetos a discusión. Genkai-Kato y Carpenter (2005) prevén efectos negativos porque un aumento de las temperaturas puede gatillar una mayor carga interna de fósforo, que pudiera reducir la carga crítica de fósforo necesaria para iniciar cambios en el régimen del ecosistema.

La cuenca del lago Ranco presenta un importante porcentaje de uso de suelo desnudo y también de hielo, que, junto con un aumento de la escorrentía, producto del incremento de la precipitación, así como de los deshielos al subir la temperatura atmosférica, hace que se arrastre material desde la cuenca, haciendo la columna de agua menos transparente, y no necesariamente asociado a las concentraciones de clorofila *a*.

5.1.2. Lago Puyehue

La columna de agua del lago Puyehue reflejó un comportamiento diferente entre las estaciones localizadas en el sector este y oeste del lago. En el sector este del lago, la columna de agua se encontró más mezclada, presentando escasa variación de la temperatura. Mientras que, en el sector oeste del lago, la columna de agua registró mayor temperatura en superficie, evidenciando el comienzo de la estratificación. La mayor estabilidad de la columna de agua en el sector oeste podría haber propiciado mejores condiciones para la productividad fitoplanctónica, registrándose las mayores concentraciones de clorofila *a* en ese sector, generando la mayor utilización de nitrógeno inorgánico en el sector oeste, donde el nitrato fue menor que el sector este. Transformándose el nitrógeno orgánico en el mayor constituyente del NT en el oeste del lago, a diferencia de lo que ocurre en el sector este, donde el nitrato fue más disponible, convirtiéndose en el mayor constituyente del nitrógeno total. Posiblemente la mayor productividad biológica en el sector oeste, provocó que la transparencia fuera menor.



En el lago Puyehue se registraron las mayores concentraciones de nitrógeno total y nitrato de los lagos Araucanos en estudio. Esta tendencia ha sido registrada en años previos, independiente de la época del año (Pesse *et al.* 2016b, 2017, 2018, 2020). Registros similares se han obtenido con anterioridad, al comparar el Puyehue con otros lagos Araucanos, donde el lago Puyehue alcanzó mayor presencia de nitrógeno y fósforo, desencadenando mayor productividad biológica (Soto 2002).

En el lago Puyehue se observó una abundancia fitoplanctónica normal a baja, así también se registraron bajos valores de concentración de clorofila *a*, estos se encontraron dentro del rango para lagos ultraoligotróficos. La abundancia concordó con los registros previos de Pesse *et al.* (2020), en cambio en Pesse *et al.* (2018), durante el invierno de 2017, los valores de clorofila *a* oscilaron entre la ultra-oligotrofia y la mesotrofia. Es importante considerar que como el lago fluctúa entre un periodo de columna de agua mezclada (invierno-principio de primavera) y otro de estratificación (verano – otoño), pueden existir diferencias considerables entre los periodos de muestreo especialmente en las variables bióticas. La presencia y abundancia de grandes Bacillariophyta (diatomeas) y Cryptomonas indicarían que las aguas del lago Puyehue, contaron con una columna de agua bien mezclada y con buena provisión de nutrientes (Reynolds *et al.* 2002), así también que son aguas frías con presencia de materia orgánica (Prescott 1970).

Del análisis histórico de la estructura comunitaria del fitoplancton a lo largo de las diferentes etapas de este estudio se observó que especies del género *Aulacoseira* están presentes en todo el estudio. También se observaron cambios de la estructura comunitaria del fitoplancton según las épocas y años de estudio, con diversas dominancias fitoplanctónicas, dominando por ejemplo en el muestreo de otoño del 2015 *Cyclotella* spp, *Fragilaria crotonensis*, *Aulacoseira* spp, *Ceratium hirundinella*, en tanto, durante el muestreo de verano del 2016, *Cyclotella ocelata*, *Tabellaria flocculosa*, *Peridinium* spp, *Parvodinium cf. inconspicuum*. La mayor abundancia de *C. ocelata* se registró en verano del 2016, lo que podría asociarse a que esta especie, de forma redonda y pequeña, estaría más presente en condiciones de estratificación térmica. En tanto, generalmente, las grandes diatomeas se encuentran más representadas en condiciones de mezcla, ya que requieren de un mayor flujo hidrodinámico vertical para poder sustentarse en la columna de agua.

En el análisis histórico de la comunidad del zooplancton, a través de todos los años de estudio, se observó que, las especies más abundantes fueron los Crustacea *Tumediaptomus diabolicus*, *Mesocyclops longisetus*, y *Daphnia pulex*, y que han estado mayormente presentes en los muestreos. Especies tales como *Mesocyclops araucanus*, el rotífero *Kellicottia* sp. y rotífero *Trichocerca* sp fueron pesquisadas sólo a partir del año 2019, similar a lo ocurrido en el lago Ranco. Los rotíferos en general se asocian con incrementos en las condiciones tróficas debido a su capacidad para ingerir pequeñas partículas, tales como bacterias y detritos orgánicos y puede estar relacionada con sus características oportunistas, situación que se presenta en ambientes inestables y dinámicos. Para un mayor entendimiento de las relaciones entre el fitoplancton y zooplancton se sugieren estudios experimentales.

De acuerdo a las concentraciones de PT en la columna de agua, el modelo de capacidad de carga indica que el lago aún tiene capacidad para recibir PT sin cambiar de estado. Dentro de los lagos Araucanos, el lago Puyehue presentó un menor tiempo de renovación de sus aguas. Schindler *et al.* (1978) y Canfield & Bachmann (1981), sugieren una relación inversa entre el porcentaje de pérdida de



PT por el efluente y el tiempo de renovación, es decir a menor tiempo de renovación del cuerpo de agua, mayor es la pérdida de nutrientes por éste, lo que lógicamente estaría favoreciendo el egreso de nutrientes hacia afuera del sistema lacustre.

Como las principales actividades o fuentes aportantes de P al sistema lacustre, se identificó al uso de suelo, seguido en menor medida por las balsas jaulas. Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registró que las praderas principalmente, y en menor grado el suelo desnudo y bosque nativo, fueron los mayores contribuyentes de PT al sistema, esto dado a que presentaron una mayor cobertura en relación al resto de los usos. Este fue un resultado muy relevante, ya que denota que las praderas fueron el principal aportante de P al lago Puyehue. Siendo las praderas una fuente difusa, es de difícil control, sin embargo, se requiere de una mirada gubernamental, ministerial, e institucional para confeccionar de manera mancomunada un catastro del uso de nutrientes y otros químicos, como por ejemplo herbicidas, tales como el glifosfato en praderas, con una mirada precautoria, hacia el desarrollo sustentable y eficiente en el uso de éstos, para resguardar así la capacidad de carga que presenta naturalmente este lago reciclando estos elementos. Como segundo aportante de P al lago están la actividad de acuicultura (balsas jaulas y pisciculturas). En el estudio realizado por Woelfl *et al.* (2018), una de las principales sugerencias emanadas de aquel estudio, es el mejoramiento del tratamiento de RILes, sugiriendo una combinación de tratamiento de RILes, comprobando la eficiencia de remoción de carbono, nitrógeno y fósforo. Aquella recomendación debiera ser considerada en forma extensiva para todas las pisciculturas que operan a nivel nacional. Los aportes provenientes tanto del uso de suelo como de la actividad acuícola, hacen que el lago esté más propenso a procesos de eutroficación, como también al cambio climático.

5.1.3. Lago Rupanco

El lago Rupanco exhibió una columna de agua completamente estratificada, presentando un comportamiento típico de un lago monomítico templado para época de verano (Wetzel 2001). Sin embargo, en esta ocasión solo una estación evidenció formación de termoclina, a diferencia de lo reportado para el verano del 2016 (Pesse *et al.* 2017), donde todas las estaciones registraron presencia de termoclina, no obstante, en aquella ocasión el muestreo fue realizado en un verano tardío (Pesse *et al.* 2017).

La distribución de nitrogenados y fosforados a través de la columna de agua reflejaron indicios de asimilación en el estrato superficial, asociado a su utilización en la productividad biológica (Wetzel 2001). En ambos casos, los constituyentes inorgánicos y totales exhibieron menores concentraciones en el estrato superficial. En las estaciones localizadas en la parte sur del lago Rupanco se registró mayor disponibilidad de fosforados, lo que puede haber estimulado las mayores concentraciones de clorofila *a*, como de abundancia fitoplanctónica. La mayor disponibilidad de nutrientes en el sector sur del lago podría estar relacionado a mayores contribuciones en el área, así como al régimen de vientos, ya que esta área presenta una menor exposición a los vientos en esta época del año. Por otra parte, la mayor presencia biológica en las estaciones sur, puede haber influido sobre la transparencia, en algunas estaciones del sector sur registraron menores transparencia, encontrándose en algunos casos dentro de rangos mesotróficos.



La componente fitoplanctónica durante el periodo primavera de 2019 presentó una riqueza de taxa mayor a la reportada en Pesse *et al.* (2016, 2017, 2018, 2020) y levemente mayor a la informada por Pesse *et al.* (2017a). Esta gran riqueza de taxa no implicó un elevado número de células, sino que se registraron valores de abundancia normales y similares a los reportados anteriormente por Pesse *et al.* (2017b, 2020). Los valores de clorofila *a* se mantuvieron dentro del rango para lagos ultraoligotróficos, en las etapas previas del estudio osciló entre la ultraoligotrofia y la oligotrofia.

De acuerdo al análisis histórico de la estructura comunitaria del fitoplancton a lo largo de las diferentes etapas de este estudio, se visualizó que la especie *Fragilaria crotonensis* ha estado presente en la mayoría de las campañas de muestreo (salvo durante el invierno del 2017, en donde su registro fue escaso). Se observó también una clara composición de la estructura de la comunidad fitoplanctónica que va cambiando en el tiempo, por ejemplo, *Tabellaria fenestrata* se observó en gran abundancia en los años 2014 y 2015 para luego ausentarse, mientras que *Cyclotella ocellata* se registró solo durante el muestreo de verano del 2016, y *Dynobryon* spp solo durante la primavera del 2015. Al igual que en el lago Puyehue, la mayor abundancia de *C. ocellata* se registró en verano del 2016, lo que podría asociarse a que esta especie, de forma redonda y pequeña, estaría más presente en condiciones de estratificación térmica. En tanto, generalmente, las grandes diatomeas se encuentran más representadas en condiciones de mezcla, ya que requieren de un mayor flujo hidrodinámico vertical para poder sustentarse en la columna de agua.

En el análisis histórico de la comunidad del zooplancton, a través de todos los años de estudio, se observó que, al igual que en el lago Rupanco, las especies más abundantes fueron los Crustacea *T. diabolicus*, *M. longisetus*, y *D. pulex*. En el último periodo (primavera del 2019) aparecieron los Crustacea *M. araucanus*, *Bosmina chilensis*, *Ceriodaphnia dubia* y el rotífero *Kellicottia* sp. *Boeckella gracipiles* estuvo solo presente durante primavera del 2014. *Alona cambuoei* apareció en una sola oportunidad en primavera del 2015. En general, en lagos Araucanos, en promedio, el aporte de la biomasa total del zooplancton es de 60% proveniente de microcrustáceos (copépodos y cladóceros), y el promedio de los rotíferos a la biomasa total del zooplancton es menor a un 1%, sin embargo, en el presente estudio, en algunos casos, es esta especie la que contribuye de manera importante a la estructura comunitaria del zooplancton en primavera del 2019.

De acuerdo a la contribución de P según uso de suelo y actividades antrópicas, el principal contribuyente fue el uso de suelo y cobertura vegetal, específicamente proveniente de las praderas. En segundo lugar, se identificó a acuicultura en balsas jaulas. Por lo cual, se considera necesario regularizar el aporte de PT de ambas actividades. En el caso de las praderas, tender a una actividad sustentable ambientalmente con un registro de todos los elementos químicos que son utilizados para posterior control y manejo de límites; en cuanto a la producción de salmónidos, se sugiere, ya sea disminuyendo su producción, mejorando la eficiencia de conversión del alimento, o implementando técnicas de cultivo que permitan en mayor medida capturar el PT. Históricamente, el lago Llanquihue sustentó la mayor producción acuícola en balsas jaulas. Más, a partir del año 2016, el lago Rupanco fue el que presentó la mayor producción de alevines en balsas jaulas en lagos a nivel nacional.

De acuerdo a las concentraciones de PT en la columna de agua, el modelo de capacidad de carga indicó que el lago aún tiene capacidad para recibir PT sin cambiar de estado. Más, se debe tener en cuenta que lagos con altos tiempos de retención del agua contribuyen a una mayor tasa de



transformación de los nutrientes, y el lago Rupanco presenta un tiempo teórico calculado en aprox. 13 años.

5.1.4. Lago Llanquihue

La estructura de la columna de agua del lago Llanquihue coincide con la época de muestreo, exhibiendo una columna de agua en proceso de estratificación. Las diferencias en los perfiles de la columna de agua pueden asociarse a los diferentes perfiladores utilizados para el muestreo. Los rangos de las variables de temperatura, oxígeno y conductividad se encontraron dentro de rangos reportados previamente, para primavera y/o verano en el año 2016 (Pesse *et al.* 2016b)

La ausencia de nitrato en el estrato superficial de la columna de agua del lago Llanquihue, puede resultar de la incorporación por parte de productores biológicos para el proceso de fotosíntesis (Wetzel 2001). Luego, cuando disminuye su utilización hacia profundidad, se detecta la presencia de nitrogenados inorgánicos en estratos más profundos. El nitrógeno total estuvo conformado mayormente por constituyentes orgánicos. Se aprecia una leve tendencia a incrementar en profundidad, exceptuando en las estaciones localizadas en el sector este del lago. Las concentraciones de clorofila *a* en el lago Llanquihue corresponden a las más bajas registradas en los lagos Araucanos, generando que posea la transparencia más elevada. La baja productividad del lago Llanquihue se ha relacionado con el tamaño de su epilimnion (Soto 2002). Por la localización que posee el lago Llanquihue se encuentra más expuesto a la acción del viento, lo que profundiza el epilimnion (Campos *et al.* 1984).

De las estaciones muestreadas en el lago Llanquihue, la estación 100070 es la que posee menor profundidad y circulación, encontrándose en una bahía muy cerrada. En esta estación se registran las más elevadas concentraciones de nutrientes, estimulando la mayor concentración de clorofila *a*, y abundancia fitoplanctónica y del zooplancton.

En el lago Llanquihue la abundancia fitoplanctónica fue baja, más se encontró dentro del rango de valores registrados en etapas anteriores de este estudio (Pesse *et al.* 2017b, 2018, 2020). Junto con ello, la concentración de clorofila *a* se reporta actualmente en rango ultraoligotrófico, sin embargo, en los registros históricos ha oscilado entre la ultraoligotrofia y la mesotrofia. El ensamble fitoplanctónico registrado en el lago requiere de buenas condiciones de mezcla, son tolerantes a la falta de luz y sensibles a la falta de nutrientes como *Tribonema elongatum*, otros eficientes ante bajas de nutrientes como *Dynobryon divergens*, así también tolerantes a reducido carbono y a luz tenue como son *Fragillaria crotonensis* y *Aulacoseira granulata*, que también son sensibles a la estratificación y al agotamiento de sílice, y generalmente se encuentran en ambientes meso a eutróficos (Reynolds *et al.* 2002). Tolerante a la luz y falta de nitrógeno como *Dolichospermum flos-aquae*. Así también, las especies dominantes durante primavera concordaron con lo reportado por Campos *et al.* (1988). Este gran lago alberga una gran variedad de ambientes, los cuales serán aprovechados por los organismos capaces de vivir en esas condiciones. El lago Llanquihue, por presentar frecuentemente Cianobacterias potencialmente nocivas en abundancias relativas significativas, implica que se deberán tomar medidas de manejo del recurso hídrico en caso de floración de cianobacterias. El lago presenta los inóculos de poblaciones de estos organismos, y si éstos encuentran las condiciones para proliferar crecerán hasta que el medio los limite nuevamente. Una medida de manejo precautoria que deberán



tomar las autoridades encargadas de dar permiso para abrir las playas, es que previo a otorgar permisos para abrir la temporada de playas, se realicen toma de muestras para análisis de clorofila *a*, biovolumen y abundancia celular, y guiarse por manual del objetivo 1.3 o valores de la OMS para contacto directo de UNESCO (2009). Esto, además de los parámetros que ya indica la norma 1333. El lago Llanquihue se mantiene mayormente oligotrófico, más la componente fitoplanctónica está mostrando tendencia a la eutroficación. Se recomienda a la autoridad limitar/reducir la producción de acuicultura en balsas jaula, y que a las pisciculturas se les exija la mejor tecnología disponible que sea posible usar en sus descargas. A la actividad inmobiliaria se le debe exigir medidas para captar agua y retener nutrientes del agua lluvia, junto con hacer sistemas de uso efectivo del agua. Las ciudades lacustres deben contar con las mejores plantas de tratamiento de aguas servidas. Los inmuebles en la ribera lacustre deben contar con un sistema de pozo séptico que no drene hacia el lago, y que sea mantenido. La actividad agrícola y ganadería deben tomar precauciones en los procesos de fertilización/fumigación de praderas y periodos de uso de sustancias químicas, a fin de asegurarse que estas sustancias sean absorbidas por los distintos usos de suelo, con la menor probabilidad posible de escurrir hacia el lago. El sector lechero deberá mejorar sus procesos y no verter residuos con alto contenido de materia orgánica. Las autoridades locales deberán buscar la manera de dar posibilidades de que personas de escasos ingresos postulen a fondos para mejorar la recolección de aguas servidas. Los municipios deberán tender a mejorar o resguardar la vegetación ribereña, de preferencia vegetación nativa, para disminuir el ingreso de agua y nutrientes producto de escorrentía. Todos aquellos lagos donde se extraiga agua para consumo humano deberán tomar los resguardos, y tender a eliminar el ingreso de agentes contaminantes tóxicos, cancerígenos, y bioacumulables entre otros agentes nocivos para la salud del medio ambiente y del ser humano.

De acuerdo al análisis de la estructura comunitaria fitoplanctónica a lo largo de los años de estudio, las especies que han estado presentes durante todos los muestreos son especies del género *Aulacoseira* y *Fragilaria crotonensis*. Sin embargo, también cobran importancia *Cyclotella* spp y *Synedra* spp, especies de menor tamaño. También se observó que en ciertos años de estudio la estructura comunitaria es más similar, como lo que ocurre entre los años 2016 y 2017, sin embargo, se debe considerar que el estudio se realizó en un momento determinado, describiendo las condiciones físico, químicas y biológicas en ese momento en particular, lo que no permite conocer la variabilidad de los factores, ni inferir en que el muestreo en particular corresponde a una estación del año. Al comparar todas las estaciones de muestreo a lo largo de las diferentes épocas y años de evaluación, se obtuvo que una de las estaciones de muestreo, específicamente la estación 100070, difiere en cuanto a su estructura comunitaria fitoplanctónica del resto, lo que se debe a las condiciones propias de la bahía (sistema semi cerrado), y con baja hidrodinámica.

Del análisis histórico de la estructura comunitaria del zooplancton, a través de todos los años de estudio, se desprendió que, las especies más abundantes han sido *T. diabolicus*, *D. pulex*, *F. longiseta*, *M. araucanus*, y *B. chilensis*, sin embargo, ninguna de ellas ha estado representada a lo largo de todas las épocas de estudio. Se observa un cambio de la composición de la estructura comunitaria del zooplancton a lo largo de los años de estudio. También se registró que *Attheyella* sp estuvo presente sólo en otoño del 2014 y *Kellicotia* sp en primavera del 2019. Como ya se mencionó para el lago Rupanco, en general, en lagos Araucanos, en promedio, el aporte de la biomasa total del zooplancton



es de 60% proveniente de microcrustáceos (copépodos y cladóceros), y el promedio de los rotíferos a la biomasa total del zooplancton es menor a un 1%, sin embargo, en el presente estudio la mayor abundancia zooplanctónica estuvo representada por el rotífero *F. longiseta* durante verano del 2015, además de estar presente durante gran parte de las diferentes etapas de este estudio. De acuerdo a Woelfl *et al.* (2018), en ambientes oligotróficos la abundancia de rotíferos oscila entre 10-1000 ind/L, y puede alcanzar varios miles de individuos en ambientes eutróficos, lo que no es nuestro caso. Al igual que en el fitoplancton, al comparar la estructura comunitaria del zooplancton de todas las estaciones de muestreo a lo largo de las diferentes épocas y años de evaluación, se registró nuevamente que la estación 100070 difiere del resto, lo que como se explicaba, se debe a las condiciones propias de la bahía (sistema semi cerrado), y con baja hidrodinámica.

Con el diseño de muestreo utilizado para evaluar los posibles efectos de la variabilidad estacional sobre el estado trófico y variables complementarias de la calidad ambiental del lago, fue posible determinar la existencia de estacionalidad en las variables ambientales y el fitoplancton, más no fue posible registrar variaciones en el nivel de trofia. Se recomienda registrar de mejor manera la variabilidad natural del sistema aumentando la frecuencia de muestreo en el tiempo, tanto de las variables ambientales como de fitoplancton y zooplancton.

Para el balance hidrológico, dada la escasa información sobre el caudal de los afluentes, se hizo necesario el uso de la metodología de la curva número para estimar la escorrentía proveniente de la cuenca lacustre. Ocurre lo mismo con información sobre el caudal del efluente, haciéndose uso del método de transposición de cuencas. Esta metodología debiera generar menor error en mayores caudales, sin embargo, los efluentes de menor caudal pudieran estar sub o sobreestimados, dependiendo de las características de la cuenca modelo. Ante ello, se visualiza la necesidad de mejorar el balance hidrológico, con mediciones continuas. Como la cuenca hidrológica presenta un comportamiento pluvio-nival, los caudales de los ríos varían enormemente dependiendo de la estación del año en que se tome la muestra, inclusive se registran variaciones importantes de caudal dentro de un mismo día. Ante ello, se visualiza la necesidad de mejorar el balance hidrológico, con mediciones continuas, considerando tanto a los principales afluentes del lago como a su único efluente, el río Maullín, lo que se está realizando en la VIII etapa del presente estudio. En la actualidad, la Dirección General de Aguas se encuentra en proceso de reimplementado de la estación fluviométrica que por años estaba operando en el desagüe del lago Llanquihue. Cabe mencionar que, para poder calcular los ingresos y salidas de nutrientes del sistema lacustre, cobra real importancia contar con flujos de entrada y salida lo más cercanos a la realidad.

Como bien se ha identificado que el lago Llanquihue estaría siendo limitado tanto por el fósforo como por el nitrógeno, en esta ocasión se realizó el balance de ambos nutrientes. En cuanto al balance de fósforo y de nitrógeno, se identificó al uso de suelo y cobertura vegetal, específicamente a la pradera, como la principal aportante de ambos nutrientes, seguido por las balsas jaulas. Si bien, a partir del año 2019 la acuicultura en balsas jaulas disminuyó drásticamente su producción en lagos, su producción debiera tender al mínimo o a su anulación en los próximos años. Sin embargo, dado el alto tiempo de renovación de las aguas del lago Llanquihue, además de que el PT requiere de un tiempo mínimo para ser reutilizado por la cadena trófica (se ha calculado para este lago un tiempo de equilibrio



para PT entre 8-12 años), el PT proveniente de la acuicultura estaría aún biodisponible en la próxima década.

En años anteriores se había calculado a la actividad de acuicultura en balsas jaulas como la principal contribuyente de PT al lago, empero, de acuerdo a los estudios realizados para identificar los coeficientes de exportación de praderas (Vera *et al.* 2020), las praderas tomaron protagonismo en la actual etapa de estudio. El factor de exportación en praderas obtenido en dicho estudio fue más elevado en relación a la literatura anteriormente utilizada, sin embargo, esto puede deberse a que el experimento se haya efectuado en una época de sequía, por lo que eventualmente la escorrentía provocada en forma artificial haya provocado un mayor arrastre de nutrientes. Observando la realidad del uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca lacustre, se observa generalmente quebradas de ríos y orillas del lago con vegetación asociada a matorrales y bosque nativo, los que actúan como un buffer, captando nutrientes, e inhibiendo que la totalidad de éstos fluyan al lago. Por tanto, cuando se visualiza el experimento realizado en la parcela de la pradera, se observa un experimento aislado de la realidad, sin incluir las condiciones naturales de la cuenca. Por lo que se sugiere un mayor número de estudios enfocados a determinar los coeficientes de exportación reales y de manera integrada en la cuenca del lago Llanquihue. Aquello nos indica la importancia de realizar estudios en diversas partes de la cuenca, y sobre todo con una mayor frecuencia de muestreo que incluya las diversas estaciones del año, así como también los ciclos productivos de las praderas (fertilización, uso ganadero, y cortes de pasto). Factores como el área de drenaje, caudal, pendiente, tipo de quebradas, presencia de vegetación nativa en los cauces, humedales, entre otros, juegan un importante rol en la exportación de nutrientes. Si se hicieren los cálculos del balance de nutrientes con los valores de literatura utilizados en las etapas anteriores de este estudio, la actividad de acuicultura aún sería la principal aportante de nutrientes al lago, seguido por las praderas.

Si bien, de acuerdo al modelo de capacidad de carga, este lago aún tiene capacidad para recibir aportes de PT y NT, de acuerdo a literatura asociada, se ha observado un aumento de la concentración de PT en los últimos 30 años. Campos (1984a) registró una concentración de aprox. 3 µg/L de PT, valor que se ha duplicado en la actualidad (en la actualidad la concentración está cercana a los 6,7 µg/L).

Hay que considerar que para el cálculo de la carga crítica se utilizaron valores provenientes mayormente de bahías que registran concesiones de acuicultura, no incluyendo zonas ribereñas en donde exista descarga directa de RILes por ejemplo, lo que aumentaría indudablemente el valor calculado de la concentración de estos nutrientes, por tanto también disminuiría la capacidad del lago de recibir aportes de nutrientes externos. Zonas ribereñas presentan mayor susceptibilidad a un aumento de la concentración de nutrientes, producto de la cercanía a actividades antrópicas.

Tal como se menciona en Vera *et al.* (2020), se sugiere determinar los factores de exportación de NT y PT proveniente del suelo desnudo. Si bien, se cuenta con información a nivel mundial, en Chile no se han desarrollado estudios específicos relacionados al suelo desnudo proveniente de faldeos volcánicos en la región, y que son característicos de la zona, y con una gran influencia histórica de erupciones volcánicas (nos referimos específicamente a los volcanes Osorno y Calbuco). Por otro lado, dado el importante aumento de las actividades antrópicas en los últimos 30 años asociados a la cuenca lacustre, se considera oportuno e importante determinar las concentraciones de nutrientes en



las precipitaciones específicamente en esta zona de estudio, que bien sabemos las concentraciones de nutrientes y de otros componentes dependen del tipo y magnitud de las actividades antrópicas en donde están emplazadas.

A pesar que este lago cuenta con una NSCA, y si bien el objetivo principal busca prevenir la eutroficación del lago Llanquihue, no se encuentra acompañada de acciones preventivas, apuntando más bien a monitorear los niveles de parámetros indicadores de calidad. La mayoría de los sistemas lacustres no presentan una respuesta lineal frente a una presión antrópica, las respuestas pueden no ser evidentes hasta que el lago cambie abruptamente de estado (ILEC 2005, Phillips *et al.* 2018), más aún este cambio brusco en la calidad de agua se puede observar con mayor notoriedad en lagos con un lento tiempo de recambio. Es por esto que, en Vera *et al.* (2020) se evidenció la necesidad de contar con una mayor aproximación de los actuales aportes de nutrientes al lago (en especial los de tipo difusos).

5.1.5. Lago Chapo

En la columna de agua del lago Chapo se evidenció el comienzo de la estratificación, comportamiento descrito para lagos monomícticos templados en primavera. En las estaciones localizadas en el sector sur se presentaron mayores indicios que en el lado norte, registrando mayores temperaturas en el epilimnion. En años anteriores, para igual época del año (primavera 2015), también se registró la diferencia entre sectores (Pesse *et al.* 2016b), la que podría estar relacionada con los regímenes de vientos del sector, en conjunto con los ingresos de agua fluvial. Los mayores ingresos desde ríos provienen del sector sur del lago, asociado a aguas de características más frías.

Con respecto al oxígeno, las concentraciones de oxígeno exhibidas en el lago Chapo fueron las más bajas de todos los lagos Araucanos. En la columna de agua del lago Chapo se registraron las menores concentraciones oxígeno hacia profundidad, mostrando un importante descenso. Este comportamiento ha sido evidenciado en años previos en diferentes épocas del año (Pesse *et al.* 2017, 2018). En general la disminución del oxígeno en la columna de agua se encuentra asociado a procesos de respiración de la materia orgánica, ya sea por materia orgánica generada en superficie o contribuciones desde la cuenca (Wetzel 2001).

En relación a los nitrogenados, se evidenciaron menores concentraciones en superficie, lo cual se puede asociar a procesos de asimilación en la zona fótica, relacionado a la productividad biológica en el estrato superficial, mientras que en profundidad incrementan su presencia al no utilizarse (Wetzel 2001). El nitrógeno total se encontró conformado principalmente por sus constituyentes orgánicos, a excepción por las estaciones más profundas, donde el nitrato se transformó en el mayor constituyente del nitrógeno total.

Las abundancias fitoplanctónicas reportadas fueron normales a bajas y coincidieron con lo informado por Pesse *et al.* (2017b,) así también se encontraron dentro del rango inferior reportado por Pesse *et al.* (2020). La concentración de clorofila *a* fue baja también, más en este lago la concentración de clorofila *a* tuvo grandes variaciones durante los monitoreos anuales oscilando entre la ultra-oligotrofia y la mesotrofia. La componente fitoplanctónica estaría indicando que el lago se encontró con buenas condiciones de mezcla, y con provisión de nutrientes suficiente como para sustentar poblaciones de *Fragillaria crotonensis*, de acuerdo a lo postulado por Reynolds *et al.* (2002). Actualmente, la presencia



de cianobacterias en el lago, junto con su frecuencia y abundancia, permiten inferir que existe un riesgo de proliferación de estos organismos en el futuro, de darse las condiciones de luz, estabilidad de la columna de agua y temperatura adecuadas.

A partir del análisis histórico de la estructura comunitaria fitoplanctónica a lo largo de las diferentes etapas de este estudio se visualizó que especies del género *Synedra*, *Tabellaria fenestrata* y *A. formosa*, estuvieron en gran parte presentes durante el otoño 2014 y verano 2015. A partir de primavera del 2016 se registró la dominancia de *Fragilaria* spp. y *Dinobryon cylindricum*. En el monitoreo de otoño del 2017 la estructura comunitaria estuvo compuesta mayormente por *Fragilariforma nitzschioides*, en tanto en primavera del 2019 se registraron otras especies dominantes, tales como *F. crotonensis* y *F. tenera*.

En el análisis histórico de la comunidad del zooplancton, a través de todos los años de estudio, se observó que las especies más abundantes han sido *M. araucanus*, *A. vernalis*, y *D. pulex*. A partir del otoño del 2017 se observó mayor presencia de *Bosmina (linderobosmina) chilensis*. También se han registrado especies de manera esporádica, tales como *Alona* sp, *Asplanchna* sp, *Synchaeta stylata*. Para el año 2019 se calculó un tiempo de renovación teórico de agua en ~ 10 años. Más, se debe considerar que este lago actúa como un embalse, en donde la represa hidroeléctrica hace uso de las aguas dependiendo de las necesidades eléctricas a nivel central. Aquel uso hace que este lago registre importantes fluctuaciones en su nivel, lo que ha motivado en el último periodo el surgimiento de movimientos ciudadanos para controlar el uso del agua y por tanto sus fluctuaciones.

De acuerdo a los resultados del balance hidrológico efectuado en todas las etapas de estudio, se ha calculado un mayor egreso de agua con respecto al ingreso, concordando con los registros visuales, que denotan una clara baja del nivel del agua. Por otro lado, se presume que el alto número de afluentes en una cuenca determinada (Prado *et al.* 1997 describen 30 afluentes para el lago Chapo), puede generar alteraciones al calcular la escorrentía por medio de la metodología de la curva número. Si bien, la actividad de acuicultura en balsas jaulas dejó de operar posterior al año 2019, además de la caducidad de 3 concesiones en el año 2019 (información entregada por SUBPESCA, 2019), en el cálculo del balance de PT se incluyó la producción de la acuicultura en balsas jaulas, dado a que como el tiempo de renovación teórico fue calculado en 10 años, el PT proveniente de la acuicultura aún estaría disponible en el sistema lacustre. Ante ello, los principales contribuyentes de PT al lago Chapo fueron la acuicultura y el uso de suelo y cobertura vegetal, específicamente el bosque nativo.

Al igual que en las etapas previas de este estudio, el modelo de capacidad de carga estaría indicando que en el lago Chapo existiría teóricamente un margen disponible para recibir PT sin cambiar el estado actual de trofia del cuerpo, lo cual probablemente se deba a la alta tasa de recambio que presenta el lago debido al funcionamiento del desagüe artificial de la Central de Canutillar. Sin embargo, como bien este cuerpo de agua actúa como un embalse, en donde el ser humano utiliza el caudal manejándolo de manera artificial y dependiendo de nuestras necesidades energéticas, lo hace más vulnerable a sufrir deterioro ambiental que pudiera ser prácticamente irreversible. Sobre todo, la zona ribereña, que actúa como zona de desove para especies acuáticas (tanto animales, macrófitas como macroalgas), es la que estaría siendo vulnerable ante disminuciones y aumentos drásticos del nivel del lago. Se sugiere realizar un estudio sobre la ecología asociada a las zonas ribereñas y su grado de vulnerabilidad ante cambios de nivel del lago.



5.1.6. Lago Popetán

El Popetán es uno de los lagos más pequeños en estudio, posee como profundidad máxima de 17,4 m y una superficie de 166 ha (Pesse *et al.* 2018). En la columna de agua del lago Popetán se evidenciaron primeras señales de estratificación térmica, registrando un importante descenso en los primeros metros. Sin embargo, en registros previos realizados a mediados de primavera evidenciaron un descenso más paulatino en la columna de agua (Prado *et al.* 1997).

El nitrógeno total como el fósforo total estuvieron compuestos mayoritariamente por constituyentes orgánicos, al igual que lo registrado en época de invierno y otoño de años previos (2016, 2017, 2018) (Pesse *et al.* 2017, 2018, 2020). En el caso de los nitrogenados, presentaron grandes diferencias entre el estrato superficial con el de fondo, el nitrato no fue detectado en el estrato superficial, mientras que en el estrato de fondo presentó mayores concentraciones. Para el caso del fosfato, no se detectó en toda la columna de agua. La mayor actividad biológica se relacionó al estrato más superficial, registrando las mayores concentraciones de clorofila *a*. Por tanto, el agotamiento de nutrientes inorgánicos en el lago Popetán, podría relacionarse con la productividad biológica del lago (Wetzel 2001).

En el Popetán se evidenció la presencia de amonio en toda la columna de agua, de igual forma a lo registrado en ocasiones previas en el lago (Pesse *et al.* 2016b, 2017, 2018, 2020), transformándose en el mayor constituyente del nitrógeno total en época de verano (2016) (Pesse *et al.* 2016b). El registro de amonio en columnas de agua oxigenadas es poco común, y cuando ocurre pueden relacionarse a un funcionamiento particular del lago, así como al ingreso de aguas de residuales o aplicación de fertilizantes agrícolas (Wetzel 2001).

El lago Popetán, presentó elevado carbono orgánico en toda la columna de agua, sobre el 90% de sus constituyentes presentaron características similares a sustancias húmicas y fúlvicas, sustancias asociadas a material orgánico de origen alóctono. Esto se condice con las variables de trofia evaluadas para lagos Chilotes, las que oscilaron dentro de rangos distróficos, debido a las bajas concentraciones de fósforo total y elevado color, donde el color representa las contribuciones alóctonas de materia orgánica (Williamson *et al.* 1999, Webster *et al.* 2008). En la mayoría de registros previos de fósforo y color mantuvieron aquella distribución (Pesse *et al.* 2016b, 2017, 2018, 2020).

De acuerdo a lo registrado en el lago Popetán los valores de clorofila *a* se mantuvieron dentro del rango para lagos ultraoligotróficos, lo cual coincidió con Pesse *et al.* (2017b,) este lago ha oscilado durante las campañas de muestreo realizadas entre la oligotrofia y ultraoligotrofia para sus niveles de clorofila *a*. Las abundancias fitoplanctónicas reportadas en esta etapa son mayores a las reportadas anteriormente en Pesse *et al.* 2020, sin embargo, los valores de clorofila *a* fueron más bajos. El lago presentó una elevada composición porcentual de Cianobacterias, las cuales, si bien se presentaron en bajo número y no implica riesgo para la salud actualmente, debe considerarse dado a que este lago se usa para crianza de animales y actividades recreativas.

Como la principal fuente aportante de P al sistema lacustre identificamos al uso de suelo. Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registra a la pradera como la mayor contribuyente de PT al sistema.



5.1.7. Lago Huillinco-Cucao

El sistema lacustre Huillinco-Cucao posee una morfología compleja, consta de dos cubetas unidas por canal (canal Caldera), donde el efluente del lago Huillinco se conecta con la cubeta del Cucao, así este último desemboca al mar, a través del río Cucao. El flujo en este río puede ser bidireccional, provocando el ingreso de agua marina, contribuyendo a una elevada conductividad. Generando una importante estratificación, que restringe la circulación y mezcla del sistema.

El sistema lacustre Huillinco-Cucao se encuentra emplazado en una cuenca de gran tamaño que incluye las cuencas del lago Tarahuín y Tepuhueico, que realizan importantes aportes al sistema. La estratificación del sistema estimula la acumulación de los ingresos de nutrientes y materia orgánica en el estrato profundo. La elevada demanda de oxígeno para la degradación de la materia orgánica ha desencadenado condiciones anaeróbicas en el estrato profundo, restringiendo la productividad fotosintética al estrato superficial del sistema.

Las variables asociadas al paradigma nutriente color, se encontraron dentro de rangos variables, pero en su mayoría oscilaron dentro de rangos mixotróficos, haciendo referencia a la importancia que poseen en el metabolismo del sistema las contribuciones alóctonas como autóctonas (Williamson *et al.* 1999, Webster *et al.* 2008). En profundidad, tanto el color como el fósforo fueron muy elevados, relacionándose a la ausencia de circulación del estrato profundo.

En este sistema lacustre se observó una capa superficial de agua de 0 a 5 metros, en donde se encontró la mayor riqueza y abundancia de fitoplancton, ya que, en la zona profunda bajo los 10 metros, son pocos los organismos que pueden aclimatarse a las condiciones imperantes y sobrevivir. Se registraron dos especies de Cianobacterias potencialmente tóxicas, pero en escasa abundancia. Se registraron bajos valores de clorofila *a*, coincidente con lo establecido para lagos ultraoligotróficos, más la clorofila *a* no es el mejor descriptor de la trofía de un lago coloreado. En este caso, la clorofila *a* es escasa por que las condiciones imperantes en el lago no favorecen la producción fitoplanctónica, aun cuando existen elevadas concentraciones de nutrientes.

La cuenca lacustre del lago Huillinco-Cucao cuenta con una gran área de drenaje, la que incluye las cuencas hidrológicas de los lagos Tarahuín y Tepuhueico. Aquello hace que esta cubeta sea altamente vulnerable a modificaciones de uso de suelo y cobertura vegetal, como se está dando en la actualidad con las parcelaciones alrededor del lago Tarahuín. La cubeta del Huillinco-Cucao es el receptor de todos los manejos que se realicen en el resto del área de drenaje. Como principal fuente aportante de P se identificó a la fuente difusa “praderas”. Más, hay que recalcar que el índice de exportación de P utilizado para su cálculo proviene de las praderas ubicadas en la cuenca del lago Llanquihue (Vera *et al.* 2020), que presenta una actividad más intensiva producto de la presión antrópica en dicha zona, por lo que se recomienda evaluar índices de exportación propios de las cuencas lacustres de Chiloé.

5.1.8. Lago Tarahuín

En la columna de agua del lago Tarahuín se evidenciaron primeras señales de estratificación, comportamiento que se condice con lo descrito para lagos monomícticos templados para primavera (Wetzel 2001). El oxígeno reflejó un marcado descenso con la profundidad, registrando de las menores concentraciones de oxígeno de los lagos Chilotos, exceptuando por el sistema lacustre Huillinco-



Cucao. La temperatura, oxígeno y conductividad, fluctuaron dentro de rangos anteriormente reportados (Campos *et al.* 1997, Woelfl *et al.* 2012, Pesse *et al.* 2016b). Según lo registrado con anterioridad para el lago Tarahuín, en épocas de otoño e invierno la columna de agua se encuentra completamente mezclada, y en temporadas de primavera-verano comienza la estratificación térmica y el descenso del oxígeno en profundidad (Campos *et al.* 1997, Woelfl *et al.* 2012, Pesse *et al.* 2016a, 2016b, 2017, 2018, 2020).

Con respecto a los nutrientes en el lago Tarahuín, en todos los casos presentaron elevadas concentraciones, constituidas principalmente por su forma orgánica. Su distribución a través de la columna de agua se encontró relacionada con la actividad fotosintética. El descenso de constituyentes inorgánicos en superficie, refleja la incorporación por productores primarios (Wetzel 2001).

El lago Tarahuín registró las mayores concentraciones de clorofila *a* de los lagos Chilotes, presentando a su vez las mayores intensidades de fluorescencia del componente similar a la proteína de los lagos Chilotes, constituyente asociado a la productividad autóctona. Las concentraciones de clorofila *a* correspondieron a más del doble de lo reportado por Pesse *et al.* (2016a, 2016b, 2017, 2018, 2020), desde el 2014 a la fecha. Las abundancias fitoplanctónicas y concentraciones de clorofila *a* se encontraron dentro de rangos reportados para primavera del 2012 (Woelfl *et al.* 2012), donde el fitoplancton se encontró compuesto mayoritariamente por *Cyclotella*, a diferencia del actual registro en que dominó absolutamente la cianobacteria *Dolichospermum*. Los valores de color y fósforo se encontraron mayoritariamente dentro de rangos eutróficos, indicando una mayor importancia de la materia orgánica autóctona en el sistema.

El lago Tarahuín durante primavera de 2019 presentó una elevada abundancia fitoplanctónica la cual estuvo compuesta prácticamente en un 100% por la Cianobacteria *Dolichospermum flos aquae* (ex *Anabaena flos aquae*), de acuerdo a variables OMS, ésta constituyó una floración con nivel de alerta 1 o verde, ya que tuvo un promedio de 12.587.760 cél/L, un biovolumen de 0,65 mm³/L y concentración de clorofila *a* promedio de 4,709 µg/L. Por la frecuencia y presencia de Cianobacterias a través de las diferentes etapas del estudio, se considera que este lago tiene un riesgo potencial de presentar floraciones de cianobacterias alto. De acuerdo a lo planteado por Reynolds la especie mencionada sería indicadora de aguas ricas en fósforo, deficiencia de nitrógeno ya que son capaces de fijar nitrógeno atmosférico y son sensibles a la falta de luz y a la mezcla de la columna de agua, tienen preferencia por las aguas quietas.

Como la principal fuente aportante de P al sistema lacustre identificamos al uso de suelo. Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registró a la pradera como la mayor contribuyente de PT al sistema.

5.1.9. Lago Natri

La estructura térmica del lago Natri se asocia con lo descrito para un lago monomítico templado en primavera. En todas las estaciones se observó un descenso del oxígeno en profundidad, al igual que en registros previos correspondientes a otoño y primavera (Woelfl *et al.* 2012, Pesse *et al.* 2017, 2020). El descenso de oxígeno registrado en diferentes épocas se encuentra asociado a sistemas altamente productivo, que agota el oxígeno en profundidad al degradarse la materia orgánica. La intensidad de la disminución del oxígeno a través de la columna de agua se encuentra relacionado con la materia orgánica que se encuentra en superficie (Wetzel 2001).



La distribución de nutrientes en el lago Natri se encontró determinada por la productividad fotosintética en superficie, concentraciones indetectables en superficie de nitrogenados y fosforados puede asociarse con la asimilación por parte de productores primarios. Para luego incrementar en profundidad, donde disminuye su utilización.

En el lago Natri se registraron elevadas concentraciones de carbono, y su composición se encontró asociada principalmente a constituyentes de origen alóctono, dominado por ácidos húmicos UVA y UVC. Aquello se relaciona con el paradigma nutriente-color, las variables analizadas se encontraron dentro de rangos mayoritariamente distrófico, indicando elevados valores de color, atribuido a contribuciones alóctonas de materia orgánica (Williamson *et al.* 1999, Webster *et al.* 2008).

A pesar que en la estación 100427 se encuentre en funcionamiento una concesión acuícola, en esta estación se registraron los valores más bajo de nitrato, fósforo y color. Posiblemente al estar localizada cerca del efluente, le permite una mayor circulación.

El lago Natri generalmente ha presentado elevadas abundancias celulares a través de las diferentes etapas del estudio. Los valores de abundancia fitoplanctónica registrados en esta séptima etapa se consideran normales para este lago. Los valores de clorofila *a* registrados actualmente coincidieron con Pesse *et al.* (2016). La clorofila *a* ha fluctuado a través de los periodos evaluados entre la ultra oligotrofia y la mesotrofia (Pesse *et al.* 2017b).

Como la principal actividad o fuente aportante de P al sistema lacustre, identificamos al uso de suelo, seguido por las balsas jaulas. El lago Natri es el único lago Chilote en donde aún se realiza acuicultura en balsas jaulas. En tanto, dentro del uso de suelo y cobertura vegetal la pradera fue la mayor contribuyente de PT al sistema. Sin embargo, debemos mencionar que el índice de exportación de P utilizado, proviene de praderas localizadas en la cuenca el lago Llanquihue, en donde las actividades de ganadería son más intensas.

5.1.10. Lago Tepuhueico

La columna de agua en el lago Tepuhueico evidenció el comienzo de la estratificación térmica, comportamiento típico de lagos monomíticos templados en primavera, el incremento de la temperatura atmosférica en primavera, propicia el aumento de temperatura del agua (Wetzel 2001). Intensificándose la estratificación de la columna de agua en época de verano, mientras que el periodo de otoño comienza el periodo de mezcla, para encontrarse completamente mezclada en invierno (Pesse *et al.* 2016b, 2017, 2018, 2020).

Con respecto a los nutrientes en el lago Tepuhueico, en ambas estaciones se registraron elevadas concentraciones de nutrientes, compuestos principalmente por formas orgánicas. Notables concentraciones de fósforo total se registraron asociados al fondo, situación similar se evidenció en registros anteriores, en época de verano e invierno del 2016 (Pesse *et al.* 2016b, 2017). El incremento de fósforo en profundidad podría relacionarse principalmente con bajas concentraciones de oxígeno, así como también por materia orgánica proveniente del estrato superficial, mayoritariamente en periodos de estratificación térmica (Wetzel 2001). Las concentraciones de oxígeno presentaron un leve descenso en profundidad, pero las concentraciones de carbono orgánico en el lago Tepuhueico fueron de las más elevadas de los lagos Chilotes, el que se encontró constituido mayoritariamente por material asociado a orígenes alóctonos. Relacionándose con lo señalado por las variables indicadoras



de trofia, se encontraron entre rangos distrófico y mixotrófico, asociado a los elevados valores de color y variables concentraciones de fósforo (Williamson *et al.* 1999, Webster *et al.* 2008).

Se registraron algunas diferencias entre estaciones (E1 y E2), la estación localizada en el sector norte, reflejó mayor productividad biológica, registrando mayores concentraciones de clorofila *a* y abundancia fitoplanctónica. Posiblemente, su cercanía al efluente influye sobre su funcionamiento, generando condiciones propicias para la productividad biológica

La especie más frecuentemente observada y más abundante para este lago fue y ha sido históricamente para este estudio *Urosolenia eriensis*. Por otro lado, la abundante presencia de *D. flos aquae*, estaría indicando que la columna de agua cuenta con buena provisión de fósforo, pero eventualmente tiene baja disponibilidad de nitrógeno y variaciones en el pH de acuerdo a lo postulado por Reynolds *et al.* (2002). La columna de agua presenta la capacidad de fijar nitrógeno atmosférico por lo cual contando con una columna de agua estratificada y suficiente luz, puede proliferar.

Como la principal fuente aportante de PT al sistema lacustre, identificamos al uso de suelo, específicamente del bosque nativo. Esto, dado a que presenta una mayor cobertura en relación al resto de los usos.

5.1.11. Lago San Antonio

El lago San Antonio presentó una columna de agua levemente estratificada, presentando un descenso paulatino. Según antecedentes previos, la estratificación parece no ser más intensa (Prado *et al.* 1999, Pesse *et al.* 2017, 2018, 2020), esto podría estar relacionado con la baja profundidad del lago.

Los nutrientes estuvieron conformados mayoritariamente por constituyentes orgánicos. Las concentraciones de nutrientes se encontraron dentro de rangos reportados en estudios previos (Prado *et al.* 1999, Pesse *et al.* 2017, 2018, 2020). Sin embargo, el fósforo fue el más bajo de los reportados y la mayoría de los constituyentes inorgánicos no fueron detectables. Esto puede estar asociado a un agotamiento de nutrientes inorgánicos, producto de la asimilación biológica en el proceso de fotosíntesis, presentando mayor concentración de clorofila *a* en el estrato superficial.

El lago San Antonio presentó elevado carbono orgánico, el que se encontró conformado por componentes similares a sustancias húmicas y fúlvicas. Esto se relaciona con los elevados valores de color, asociados a materia orgánica de origen alóctonos (Williamson *et al.* 1999, Webster *et al.* 2008). Esta composición ha sido constante en los diferentes años, independiente de la época del año dentro de rangos distróficos (Pesse *et al.* 2017, 2018, 2020).

La concentración de clorofila *a* fue baja y se mantuvo dentro del rango para lagos ultra oligotróficos. De acuerdo a las poblaciones de organismos fitoplanctónicos registrados en este lago, es posible indicar que este lago presentó buenas condiciones de mezcla de la columna de agua, provisión de nutrientes y falta de luz, según lo postulado por Reynolds *et al.* (2002). Así también la presencia de *Cryptomonas* es positiva ya que sirven de alimentos de un amplio rango de microcrustáceos, rotíferos y protistas.

Como principal fuente aportante de P al sistema lacustre identificamos al uso de suelo, específicamente del bosque nativo y praderas. Más, como se ha mencionado con anterioridad, el valor de exportación de P proveniente de las praderas pudiera estar sobreestimado, ya que se usó el índice proveniente de praderas de la cuenca del lago Llanquihue.



5.1.12. Lago Yelcho

En el lago Yelcho se observaron indicios de estratificación de la columna de agua, presentando similar estructura de la columna de agua que la registrada en primavera de los años 2017 y 2018 (Pesse *et al.* 2018, 2020). Sin embargo, en el actual estudio las temperaturas registradas en superficie fueron menores.

En relación a los nutrientes, el lago Yelcho evidenció baja disponibilidad de nutrientes, encontrándose mayoritariamente dentro de rangos ultraoligotróficos. En el caso del nitrógeno total, se conformó principalmente por constituyentes orgánicos. El fósforo en el lago Yelcho presentó muy bajas concentraciones, dentro de rangos ultraoligotrófico. Mientras que la transparencia registrada en el lago Yelcho fue reducida, encontrándose dentro de rangos mesotróficos. Sin embargo, la transparencia reducida podría estar asociada con ingresos fluviales, alimentos de agua de deshielo, con elevados minerales.

Los valores de abundancia fitoplanctónica y de clorofila *a* se encontraron dentro del rango de valores reportados anteriormente para similar periodo en Pesse *et al.* (2020). El lago se ha mantenido en niveles de clorofila *a* considerados para lagos ultraoligotróficos a través de todos los periodos evaluados. El ensamble fitoplanctónico estaría indicando que la columna de agua tuvo buenas condiciones de mezcla, provisión suficiente de nutrientes y posible deficiencia de carbono como para sustentar comunidades de *Fragillaria crotonesis* y *Aulacoseira granulata*, así también como deficiencia de nutrientes en algunos periodos o áreas que faciliten el crecimiento de *Dynobryon divergens* de acuerdo a lo planteado por Reynolds *et al.* (2002), y también la columna de agua tendría suficiente materia orgánica para sustentar poblaciones de *Cryptomonas* (Prescott 1970).

La estructura comunitaria del fitoplancton varía según la época y año de muestreo. En primavera del 2017 y del 2019 la comunidad fitoplancton estuvo diferenciada mayormente por *A. formosa*, *F. crotonensis* y *Ciclotella* sp; en verano del 2015 se diferenció mayormente por *Synedra* spp, *Pinnularia*, y *Staurastrum* spp, y en verano del 2016 por *Aulacoseira* spp, y *T. fenestrata*.

En el análisis histórico de la estructura comunitaria del zooplancton, a través de todos los años de estudio, se observó que, las especies que estuvieron presentes en todos los muestreos fueron *M. araucanus*, *B. gracilipes*, y *D. pulex*. Especies poco frecuentes fueron *Keratella* sp y *Trichocerca* sp, esta última apareció solamente en el último muestreo de primavera del 2019 con alta abundancia, similar tendencia a lo observado en los lagos Araucanos.

El aporte de PT proviene netamente del uso de suelo y cobertura vegetal, específicamente de pradera y del suelo desnudo. Sin embargo, hay que dejar claro que los valores de exportación de nutrientes de praderas utilizados en esta cuenca fueron extraídos del estudio realizado en la cuenca del lago Llanquihue (Vera *et al.* 2020), en donde la fertilización de praderas es mayor y de manera continua.

5.1.13. Lago Riesco

En el lago Riesco se evidenció un comportamiento diferente entre las estaciones localizadas en la zona norte con las del sector sur del lago. La estación localizada en la zona norte (100338) evidenció una columna de agua más homogénea, con leves indicios de estratificación térmica. Mientras que las estaciones localizadas en el sector sur, reflejaron mayor estratificación térmica, y el oxígeno reflejó un



importante descenso con la profundidad. Estas diferencias podrían estar condicionadas por los regímenes de viento y el ingreso fluvial. La zona norte se encuentra más expuesta al viento. Mientras que la zona sur posee un importante ingreso fluvial, que aparentemente contribuye con materia orgánica que al degradarse puede estar agotando el oxígeno en profundidad.

La distribución del NT incrementa su abundancia con la profundidad en el sur, la distribución en la columna de agua puede relacionarse con la productividad fotosintética, cambiando desde un dominio principalmente orgánico en el estrato superficial, para en profundidad encontrarse constituido principalmente por constituyentes inorgánicos. Concuera con lo registrado para igual época en año previos (Pesse *et al.* 2018, 2020), tanto en rangos como distribución en la columna de agua.

En el lago Riesco, se encontró una abundancia fitoplanctónica normal coincidente a lo registrado en etapas anteriores del estudio. Así también la concentración de clorofila *a* ha presentado durante los periodos analizados valores dentro del rango ultraoligotrófico (Pesse *et al.* 2020, 2018, 2017a, 2017b). La componente fitoplanctónica estaría indicando que el lago mantuvo una columna de agua con buenas condiciones de mezcla, provisión de nutrientes y que posiblemente hubo deficiencia de luz de acuerdo a lo postulado por Reynolds *et al.* (2002).

A partir del análisis histórico de la estructura comunitaria del fitoplancton a lo largo de las diferentes etapas de este estudio se visualizó que las especies del género *Tabellaria* estuvieron presentes en todos los periodos de muestreo. También se observó que a partir de la primavera del 2017 las abundancias fueron mayores. Algunas especies poco frecuentes en este lago son *Sphaerocystis schroeteri*, *Navicula* y *Mougeotia* sp.

Del análisis histórico de la comunidad del zooplancton, se registró que las especies más abundantes y constante en el tiempo fue *B. gracilipes*, seguida por *D. pulex*. Durante la primavera del 2019 se registraron especies que no habían sido detectadas con anterioridad, tales como *Trichocerca* sp, *Asplanchna* sp, *Keratella* sp, y *B. (Linderbosmina) chilensis*.

El principal contribuyente de PT al lago durante el año 2019 fue el uso de suelo y cobertura vegetal. El aporte de la actividad de acuicultura en balsas jaulas fue bastante menor. Si bien, el tiempo de renovación para este lago es menor (~ 1 año), el porcentaje de sedimentación calculado es alto, lo que implica que la mayoría del nutriente que está ingresando estaría quedándose dentro de la cubeta. Se debe tener en cuenta la morfología de la cuenca lacustre y batimetría del lago, en donde las laderas tienen una pendiente pronunciada hacia el lago, alcanzando profundidades de hasta 135 m. Las fuertes pendientes de la cuenca favorecen la velocidad de escorrentía y posterior ingreso de nutrientes hacia el lago.

5.1.14. Lago Sofía

El lago Sofía exhibió una columna de agua completamente mezclada, igual que lo reportado previamente para época de primavera (Pesse *et al.* 2018, 2020). La intensidad de los vientos a la cual se encuentra sometido el lago, podrían propiciar la homogeneidad de la columna de agua.

Las concentraciones de nutrientes se encontraron dentro de rango oligotróficos. Los nitrogenados y fosforados estuvieron compuestos mayoritariamente por constituyentes orgánicos, mientras que las formas inorgánicas se encontraron en bajas concentraciones



El lago Sofía posee agua coloreada, limitando la penetración de la luz a través de la columna de agua, gatillando una baja transparencia, con valores que se encuentran en el límite superior de un nivel mesotrófico.

Dentro de las especies registradas no se encontraron especies potencialmente tóxicas o nocivas y la riqueza de especies fue similar a la reportada en etapas anteriores. La concentración de clorofila *a* fue baja, coincidiendo con valores dentro del rango ultra oligotrófico, similares valores se registraron en Pesse *et al.* 2018 y 2017b, sin embargo, en otros periodos analizados (Pesse *et al.* 2020) la clorofila *a* se registró en el rango para lagos mesotróficos.

Del análisis histórico de la estructura comunitaria del fitoplancton se registró a la especie *A. granulata* y especies del género *Cyclotella* presentes en todas las etapas de estudio.

Las especies de zooplancton que estuvieron presentes en todas las etapas de estudio con una alta abundancia además fueron *B. gracilipes*, *B. poppei* y *D. pulex*. Especies de zooplancton de gran tamaño, tales como *Daphnia*, aumentan la probabilidad de controlar la abundancia de fitoplancton. Esto significa que la abundancia de fitoplancton, además de la luz y temperatura, y nutrientes, estaría regulada principalmente por la abundancia de grandes especies zooplánctívoras. Esto pudiera estar ocurriendo en el lago Sofía, en donde se encontró una baja abundancia de fitoplancton, dominado por la pequeña diatomea *Cyclotella ocellata*.

Tal como se ha mencionado en las etapas anteriores a este estudio, existe escasa información sobre los caudales de afluentes y efluentes de cuerpos lacustres a nivel nacional. Tal es el caso en el lago Sofía, que, al no existir registros continuos del caudal del desagüe, se utilizó el valor del caudal del desagüe evaluado en el FIP 99-26. De acuerdo a la Clasificación de pluviosidad propuesto por Santana (1984), el año 2019 presentó características de un año seco (año seco es aquel que recibe precipitaciones entre 338,1 y 397,3mm), con similares características al año en que se realizó el estudio FIP 99-26. Por tanto, se consideró pertinente, el uso del valor del caudal del efluente. Igualmente se produce un desajuste en el balance hidrológico, que probablemente esté asociado a ello. Por ello, se considera necesario que el Estado evalúe la factibilidad de incluir nuevas estaciones fluviométricas que pudieran ser estratégicas para un manejo futuro de cuencas lacustres, tomando además en cuenta que en el último periodo se ha parcelado de manera intensa la ribera de este lago. Como principal fuente aportante de P al sistema lacustre se identificó al uso de suelo, conformado básicamente por praderas y suelo desnudo. Sin embargo, hay que tener presente que los índices de exportación que se utilizaron para calcular los aportes de las praderas provienen del estudio realizado en Vera *et al.* (2020), experiencia realizada en praderas de la cuenca del lago Llanquihue, en donde la cantidad de fertilizantes utilizados es mayor producto de una mayor actividad intensiva.

5.1.15. Índice de Carlson

En general podemos observar según los resultados que los lagos estudiados en esta ocasión se encasillan dentro de la oligotrofia, pero hay que tener en consideración que los cuerpos de agua como el Puyehue, Chapo y Sofía en algunas ocasiones de acuerdo al índice de Carlson presentaron características mesotróficas.

Para evaluar el proceso de eutroficación y para complementar la evaluación directa llevada a cabo en esta ocasión, se pueden usar métodos complementarios que van desde la inspección visual hasta el



marcaje con isótopos radioactivos y teniendo en cuenta que el proceso de aumento de trofia puede ocurrir naturalmente, generalmente está asociado a fuentes antrópicas de nutrientes como el fósforo y el nitrógeno (Moreno *et al.* 2010), siendo por lo general uno de éstos el que limita el crecimiento, pero que finalmente reviste un proceso de alta complejidad y dificultades de cuantificación, siendo la distribución de probabilidad como la muestra la Figura de Vollenweider & Kerekes (1982) (Figura 255), poniendo como límites la Tabla de la OCDE (1982) (Tabla 80). Los límites de trofia han sido ampliamente discutidos y la OCDE 1982 propone lo siguiente:

Tabla 80. Límites de trofia según OECD (1982).

Categoría trófica	PT _i (µg/L)	Clorofila a (µg/L)		Transparencia (m)	
		Media	Máxima	Media	Mínimo
Ultraoligotrófico	< 4.0	< 1,0	< 2,5	6 >12,0	> 6,0
Oligotrófico	< 10.0	< 2,5	< 8,0	>6,0	> 3,0
Mesotrófico	10 - 35	2,5 - 8	8,0 - 25	6,0 - 3,0	3,0 - 1,5
Eutrófico	35 - 100	25 - 75	25 - 75	3,0 - 1,5	1,5 - 0,7
Hipertrófico	>100	> 75	>75	< 1,5	< 0,7

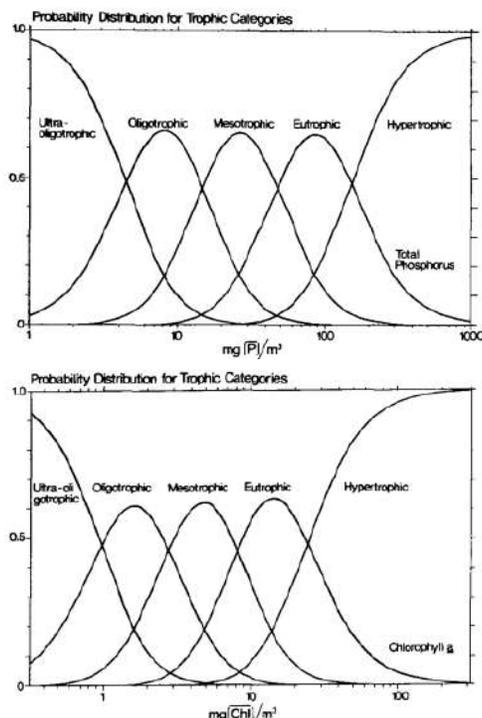


Figura 255. Distribución de probabilidad de nivel trófico basados en el fósforo total y clorofila activa. (Vollenweider & Kerekes 1982).



El uso de índices tróficos muchas veces puede no concordar con la realidad observada (Carlson, 2007), cayendo en el abandono del índice, usando los datos *in situ* para generar un nuevo algoritmo propio del lugar o nuevo índice, pero hay que comprender que los índices surgen de correlaciones rara vez perfectas y que se ajustan en cierta medida a la realidad, pero a medida que se poseen más datos, los ajustes pueden ser mejores. En el uso del índice trófico tratado en este informe, el principal estimador de la biomasa algal es la clorofila *a*, pudiendo usar el PT y la clorofila *a* como estimadores de interferencia en caso de que el análisis lo amerite.

5.2. Objetivo específico 2

Al evaluar los diferentes sensores y factibilidades de instalación en determinados lugares, se suscitan diversas complejidades propias de trabajar a grandes profundidades, como lo es medir el oxígeno y otras variables a gran presión hidrostática.

De acuerdo a los recursos económicos y logísticos con que se cuenta para implementar un anclaje, es posible en esta ocasión instalar sensores a tres profundidades en la columna de agua 5, 50 y 250m, pero se debió prescindir de la medición de oxígeno en el fondo, ya que superaba los 100 metros de profundidad que podían soportar este tipo de sensores.

El costo de implementar el monitoreo continuo con sensores de temperatura y de oxígeno es elevado y no está exento de riesgos operativos que impliquen pérdidas, fallo en liberadores acústicos, fallo de los mismos sensores, posibilidad de robo o extravío, etc. Sin embargo, los beneficios que implica la obtención de datos que permitan el análisis, determinar cómo varían en el tiempo y su posterior uso en la determinación de la calidad ambiental lacustres, hacen necesario realizar la inversión, pudiendo incluso, si así se decide, aumentar el número y tipo de sensores del anclaje. Al llevar a cabo este tipo de mediciones es posible alimentar modelos hidrodinámicos que proveen de valiosa información respecto de las corrientes, y posibles zonas de acumulación de diferentes partículas, así como también es posible modelar la distribución de fitoplancton y las posibles floraciones algales llegando a ser de gran utilidad pública (como lo es la página CHONOS de IFOP).

Hay que tener en cuenta que para calibrar un modelo hidrodinámico es necesario una gran cantidad de datos y mientras más datos se tengan, será posible ajustar mejor el modelo.

Así mismo los análisis estadísticos necesarios, pueden incluir análisis de series temporales, que pueden permitir evaluar predicciones de ciertos eventos o la existencia de ciclos en las concentraciones de nutrientes, variables físico-químicas y biológicas que podrían ser estacionales, anuales e incluso decadales y que pueden incluir correlaciones simples o múltiples.

5.3. Objetivo específico 3

Los lagos Araucanos, históricamente clasificados como oligotróficos (Campos 1995), han visto acelerado el proceso de eutrofización natural debido a las actividades productivas, el cambio de uso de suelos y la falta de tratamiento de aguas servidas, siendo estas finalmente impulsoras de la modificación de las funciones ecosistémicas (ej. abastecimiento de agua potable) (León-Muñoz *et al.* 2007). Para De Groot *et al.* (2006) y Camacho Valdez & Ruiz Luna (2012), los lagos suministran



un amplio catálogo de servicios, pero lamentablemente el flujo de bienes y servicios no es percibido por la sociedad como el de otros ecosistemas minimizando su visibilidad

Según Urrutia *et al.* (2017), las investigaciones nacionales sobre Servicios Ecosistémicos, comienzan en el año 2002 dando énfasis 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).

En 2013, Outeiro & Villasante describen a la acuicultura como nociva para los Servicios Ecosistémicos del sur de Chile, mientras que O’Ryan & Pereira (2015), fomentan indicadores de desarrollo sustentable. Otros aportes son los de Nahuelhual *et al.* (2014a, 2014b), que trata de modelar los SE agrícolas relacionando servicios culturales como el valor del patrimonio, conocimiento de los cultivadores, y sus relaciones sociales. 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.

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, provoca cambios en la cantidad de nutrientes transportados desde la cuenca hacia el lago. 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 60 % del total del aporte de fósforo al lago Llanquihue (Pesce *et al.* 2017).

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.

De acuerdo a los resultados, se puede apreciar que la presión de las actividades antrópicas 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 actividades regulatorias como el SEIA. Estas actividades pueden determinar 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 redundan en un aumento de la trofia del lago.



Claro ejemplo de lo anterior es lo sucedido en el lago Villarrica, donde la actividad antropogénica ha acelerado la eutroficación del lago, provocando en épocas estivales floraciones algales que pueden ser nocivas para la salud humana (cianobacterias), llevando a la implementación de unas NSCA propias del lago (MMA 2013) y una posterior propuesta del plan de descontaminación del lago. Sin embargo, la implementación de estas normas, habla de niveles de oligotrofia en la parte pelágica del lago y oligomesotrofia en las áreas de vigilancia litoral, validando la eutroficación de un lago de aguas tradicionalmente oligotróficas.

El lago Llanquihue se encuentra rodeado de ciudades y villorrios, que mediante plantas de tratamiento (en ocasiones), depositan sus aguas sanitarias tratadas al lago. Este es el caso del emisario de aguas servidas la ciudad de Puerto Octay, que aporta fósforo, nitrógeno, materia orgánica y otros contaminantes al lago, siendo también una fuente importante de nutrientes al cuerpo de agua.

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.

Estudios realizados en los últimos años en el lago Llanquihue (Pesse *et al.* 2016a, b, 2017, 2018, 2019) han permitido establecer que este cuerpo de agua aún se encuentra en estado oligotrófico con tendencia a la mesotrofia de acuerdo a los ensambles fitoplanctónicos. También nos han indicado que debido al alto tiempo de recambio de aguas del lago y a la presión de la actividad antrópica en las últimas décadas, la concentración de nutrientes en la columna de agua ha aumentado al doble (Pesse *et al.* 2018) comparado con lo descrito por Campos (1988), pudiendo tomar ribetes críticos si no se hace un manejo integrado sustentable de la cuenca, que involucre tanto a la ciudadanía como a las empresas de ámbito económico y social. De hecho, se han podido observar los primeros indicios de la eutroficación en playas de la ribera noroeste del lago Llanquihue, donde se ha producido el aumento considerable de biomasa algal en la época estival (Pesse *et al.* 2018).

Si bien existen ciertas normas, reglamentos y acciones que conllevan a un “manejo parcial” de la cuenca, 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, incluyendo 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 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, inclusión de un planta de tratamiento terciaria para la ciudad de Puerto Varas y Puerto Octay, además un mejoramiento del sistema de aliviaderos de tormenta que soporte la realidad de los aportes de la ciudad de Puerto Varas actual y futura, además de contar con un catastro real de todos los humedales existentes en la cuenca lacustre y sus SE asociados, 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



provenientes de las embarcaciones en el lago Llanquihue, 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.



6. CONCLUSIÓN

Se evaluó ambientalmente todos los lagos en estudio. Se obtuvo resultados que permitieron caracterizar ambientalmente cada lago, establecer su estado trófico, y estimar el balance de nutrientes de todos los lagos estudiados, y la capacidad de carga para los lagos Araucanos y Patagónicos. De acuerdo a las estimaciones de nutrientes realizadas para los cuerpos lacustres para el año 2019, se identificaron, para todos los lagos Araucanos, el lago Natri, el lago Huillinco-Cucao, y el lago Riesco, que los principales aportantes de PT fueron el uso de suelo y cobertura vegetal, seguido por las balsas jaulas. En las cuencas lacustres de los lagos Popetán, Tarahuín, Tepuhueico, San Antonio, Yelcho y Sofía, la mayor fuente aportante de PT correspondió al uso de suelo y cobertura vegetal, que en el caso de las cuencas lacustres con gran presión antrópica correspondió a "praderas", y en el caso de menor presión antrópica (como es el caso de los lagos Yelcho y Sofía) correspondió a la cobertura vegetal "bosque nativo". Aquello indica la importancia de realizar estudios sitio-específicos sobre la exportación de nutrientes desde las praderas, como también desde el bosque nativo, permitiendo sentar con ello una base científica para posterior regulación de este uso de suelo y cobertura vegetal.

En tanto, en el ámbito de la acuicultura, se aconseja no retomar las actividades de acuicultura *in situ* (balsas jaula) en los lagos: Ranco, Popetán, Tarahuín, Huillinco-Cucao, Tepuhueico, San Antonio, Yelcho, y Sofía. Por otro lado, para los lagos Puyehue, Rupanco, Llanquihue, Natri y Riesco se recomienda disminuir los aportes de nutrientes de la producción de acuicultura *in situ*, ya que a través de las diferentes etapas del estudio se ha podido identificar diferentes parámetros ambientales alterados que permiten indicar que presentaron tendencia a la mesotrofia. Así también, para las actividad agrícola y ganadera, se sugiere reducir y mejorar el uso de fertilizantes y pesticidas, evitar la erosión de los suelos, como también dejar una franja de amortiguación previa a los cursos y cuerpos de agua. De igual modo, la actividad inmobiliaria ejerce una importante presión sobre los sistemas acuáticos, a través de la modificación del uso de suelo, por ello, se insta a esta actividad a buscar soluciones tecnológicas y de diseño que les permitan aumentar la infiltración de agua y generar viviendas o áreas urbanas, que hagan un uso eficiente del agua y que la disposición final o conducción de los desechos líquidos domiciliarios sea limpia y eficiente.

Se desarrolló un análisis en profundidad de los requerimientos e implicancias para generar una propuesta de diseño de monitoreo continuo de variables limnológicas y meteorológicas para su potencial aplicación en un lago piloto, en este caso la propuesta se realizó enfocada en el lago Llanquihue. En esta oportunidad, se priorizó por el registro continuo de temperatura y oxígeno disuelto en el agua, ya que estas variables, son fundamentales para abastecer un modelo hidrodinámico en el que se está trabajando para el lago Llanquihue para la VIII Etapa del estudio. Una vez que se cuente con el modelo hidrodinámico mencionado, se evaluarán que otras variables complementarias, serían un mayor aporte a la comprensión del funcionamiento del sistema.

Se propuso un modelo conceptual identificando los servicios ecosistémicos de la cuenca del lago Llanquihue. El cual permite visualizar relaciones entre los servicios ecosistémicos, con los usos asociados y como éstos pueden verse afectados por alteraciones en la calidad del ambiente.



De los lagos evaluados, ninguno de los lagos Araucanos y Patagónicos sobrepasó su capacidad de carga estimada. Sin embargo, en varios de ellos, se registraron factores ambientales que estarían indicando posibles efectos de la eutroficación. Por lo cual, la sugerencia referente a las actividades de acuicultura de disminuir los aportes de nutrientes, se hace extensiva a todas las actividades productivas y/o de descargas de aguas residuales a las cuencas lacustres. Los lagos del sur de Chile, son parte de la reserva de agua de nuestro país y del mundo. Es necesario que todos los usuarios de las cuencas y los diferentes agentes del estado que tengan injerencia sobre los recursos hídricos, generemos acciones de manejo que permitan el desarrollo sustentable y la preservación del recurso hídrico lacustre para esta y las futuras generaciones.



7. REVISIÓN BIBLIOGRAFICA

- Adrian, R., O'Reilly, C.M., Zagarese, H., Baines, S.B., Hessen, D.O., Keller, W., Livingstone, D.M., Sommaruga, R., Straile, D., Van Donk, E., Weyhenmeyer, G.A., Winder, M., 2009. Lakes as sentinels of climate change. *Limnol. Oceanogr.* 54, 2283–2297.
- Andersen, I.M., Williamson, T.J., González, M.J., Vanni, M.J., 2020. Nitrate, ammonium, and phosphorus drive seasonal nutrient limitation of chlorophytes, cyanobacteria, and diatoms in a hyper-eutrophic reservoir. *Limnol. Oceanogr.* 65, 962–978. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/lno.11363>
- Araya, J.M., L. Zúñiga, 1985. Manual taxonómico del zooplancton lacustre de Chile. *Boletín Informativo Limnológico, Chile* 8:1-110.
- Boisier, J.P., Alvarez-Garretón, C., Cordero, R.R., Damiani, A., Gallardo, L., Garreaud, R.D., Lambert, F., Ramallo, C., Rojas, M., Rondanelli, R., 2018. Anthropogenic drying in central-southern Chile evidenced by long-term observations and climate model simulations. *Elem. Sci. Anthr.* 6, 74. <https://doi.org/10.1525/elementa.328>
- Bonilla, S., C. S'Anna, M. Pirez, B. Cembella, C. Piccini, B. Brena, 2016. Curso teórico practico: "Cianobacterias de ecosistemas límnicos Características generales, métodos de estudio y taxonomía". Universidad de la República, Montevideo Uruguay.
- 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.
- 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. 1984b. Macrozoobentos y fauna íctica de las aguas limnéticas de Chiloé y Aysén continentales (Chile). *Medio Ambiente.* 7(1): 52-64.
- Campos, H., 1984a. Limnological studies of Araucanian lakes. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, Verhandlungen.* 22: 1319 - 1327.
- 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., 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., Arenas, J., Steffen, W., Roman, C., Agüero, G., 1982. Limnological study of Lake Ranco (Chile) morphometry, physics, chemistry, and plankton. *Arch. Hydrobiol.* 94, 137–171.
- Campos, H., Huber, A., Parra, O., Oyarzún, C., Villalobos, L., Jaque, E., Bertrán, C., Bravo, A., Grandjean, M., Avilés, D., Agüero, G., Campusano, C., 1997. Determinación de la capacidad de carga y balance de fósforo y nitrógeno del lago Natri, Cucao, Huillinco, Tepuhueico y Tarahuín
- Cao, H.S., Y., Tao, F.X., Kong, Z., Yang, 2008. Relationship between temperature and cyanobacterial recruitment from sediments in laboratory and field studies. *J Freshwater Ecol.* 23:405–412.
- Carmichael, W.W., Azevedo, S.M., An, J.S., Molica, R.J., Jochimsen, E.M., Lau, S., Rinehart, K.L., Shaw, G.R., Eaglesham, G.K., 2001. Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. *Environ Health Persp.* 109(7): 663–668.
- Carvalho, L., Phillips, G., Maberly, S.C., Clarke, R., 2006. Chlorophyll and Phosphorus Classifications for UK Lakes.
- CEPAL, 2012. La economía del cambio climático en Chile.
- Chen, W., A. Nauwerck, 1996. A note on composition and feeding of the crustacean zooplankton of Lake Taihu, Jiangsu Province, China. *Limnologica*, 26, 275–279.
- Chorus I., J. Bartram, 1999. Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. University of London. 400 pp.
- 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.
- De Groot, R., Stuij, M., Finlayson, M., Davidson, N., 2006. Valoración de humedales: Lineamientos para valorar los beneficios derivados de los servicios de los ecosistemas de humedales, Informe Técnico de Ramsar núm. 3, Núm. 27 de la serie de publicaciones técnicas del CDB, <http://www.cbd.int/doc/publications/cbdts-27-es.pdf>.
- Dodds, W.K., Robinson, C.T., Gaiser, E.E., Hansen, G.J.A., Powell, H., Smith, J.M., Morse, N.B., Johnson, S.L., Gregory, S. V, Bell, T., Kratz, T.K., McDowell, W.H., 2012. Surprises and Insights from Long-Term Aquatic Data Sets and Experiments. *Bioscience* 62, 709–721. <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.8.4>



- Falkowski, P.G., M.E., Katz, A., Knoll, A., Quigg, J.A., Raven, O., Schofield, F.J.R, Taylor, 2004. The evolution of modern eukaryotic phytoplankton. *Science*. 305(5682):354-360.
- Field, C.B., M.J., Behrenfeld, J.T., Randerson, P., Falkowski, 1998. Primary production of the biosphere: Integrating terrestrial and oceanic components. *Science*. 281: 237-40.
- Fisher, B, Turner, R.K., Morling, P., 2009, 'Defining and classifying ecosystem services for decision making', *Ecological Economics*, vol. 68, no. 3, pp. 643-53.
- Folk, R., P. Andrews, D. Lewis, 1970. Detrital sedimentary rock classification and nomenclature for use in New Zeland, *New Zeland 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. Bo-Jie, Chang-Hong Su, Yong-Ping Weilan R. Willett, Yi-He Lu ;, Guo-Hua Liu, 2011. Double Counting in ecosystem services valuation: causes and countermeasures. *Ecol Res*. 26: 1–14. DOI 10.1007/s11284-010-0766-3.
- 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.
- Graham, J.L., K.A., Loftin, A.C., Ziegler, M.T., Meyer, 2008. Cyanobacteria in lakes and reservoirs—Toxin and taste-and-odor sampling guidelines. U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations, book 9, chap. A7, section 7.5, 39 p.
- 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, 2010b. 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.
- 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.



- Hanson, P.C., Carpenter, S.R., Armstrong, D.E., Stanley, E.H., Kratz, T.K., 2006. Lake Dissolved Inorganic Carbon and Dissolved Oxygen: Changing Drivers from Days to Decades. *Ecol. Monogr.* 76, 343–363.
- 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.
- Harper, D. 1992. *Eutrophication of freshwater: Principles, problems and restoration.* Chapman and Hall, New York.
- Hallegraeff, G., Cembella A., Aderson D. 1995. *Manual on harmful marine microalgae. Monographs on Oceanographic methodology.* UNESCO. 771p.
- He, J., Z. Diao, Z. Zheng, D. Su, S. Lyu, 2020. Laboratory investigation of phosphorus loss with snowmelt and rainfall runoff from a Steppe wetland catchment. *Chemosphere.* 241: 125137.
- Hendrey, G.R., 1979. Effects of acidity on primary productivity in lakes: Phytoplankton. Presentado en: Second Annual ORNL. Life Sciences Symposium. Catlinburg, Tennessee, October 14-18.
- 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.
- Hutchinson, G., 1957. *A treatise on limnology. I. Geography, Physics and Chemistry.* John Wiley & Sons Inc., New York. 1015 pp.
- IETC (Internacional Environmental Technology Centre), 2001. *Planificación y manejo de lagos y embalses: Una visión integral de la eutroficación.* PNUMA Serie de publicaciones técnicas N°12.
- ILEC, 2005. *Managing Lakes and their Basins for Sustainable Use, a Report for Lake Basin Managers and Stakeholders.*
- 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, Kronvang B, Meerhoff M et al (2009) Climate change effects on runoff, catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations. *J Environ Qual* 38:1930. doi:10.2134/jeq2008.0113.
- Jöhnk, K.D., Huisman, J., Sharples, J., Sommeijer, B., Visser, P.M., Stroom, J.M., 2008. Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global Change Biology.* 14: 495-512.



- Jones ID, Page T, & Alex Elliott J., 2011. Increases in lake phytoplankton biomass caused by future climate-driven changes to seasonal river flow. *Glob Change Biol* 17:1809–1820. doi:10.1111/j.1365-2486.2010.02332x.
- Kalff, J., 2002. *Limnology: inland water ecosystems*. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall.
- Kirk, J., 2011. *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems* 3rd ed. Cambridge University Press New York, NY, USA.
- Kitner, M., A. Poulíckova, 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, Weinheim, pp. 136-138.
- Krammer, K., H. Lange-Bertalot, 1991. Bacillariophyceae 3. Teil. Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae, In: *Süßwasserflora von 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, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Ergänzte und korrigierte 2. Auflage. In: *Süßwasserflora von Mitteleuropa* (H. Ettl, J. Gerloff, H. Heyning & D. Mollenhauer, eds), 2 (3), 1-599. Spektrum, Heidelberg & Berlin.
- Laas, A., de Eyto, E., Pierson, D., Jennings, E., 2016. NETLAKE Guidelines for automatic monitoring station development. Technical report. NETLAKE COST Action ES1201 58.
- Lara, Aa.; Urrutia, R.; Little, C., A. Martínez, 2010. Servicios Ecosistémicos y Ley del Bosque Nativo: No basta con definirlos. *Revista Bosque Nativo* 47: 3 – 9.
- Leavitt PR, Fritz SC, Anderson NJ et al., 2009. Paleolimnological evidence of the effects on lakes of energy and mass transfer from climate and humans. *Limnol Oceanogr* 54:2330–2348.
- 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., Tecklin D., Farías A., S. Díaz, 2007. *Salmonicultura en los Lagos del Sur de Chile- Ecorregión Valdiviana: Historia, tendencias e impactos ambientales*. WWF Valdivia. 40 pp.
- Ley N° 18.892, 1989. *Ley general de pesca y acuicultura y sus modificaciones*. División Jurídica, Subsecretaría de Pesca, Gobierno de Chile. 189 pp.
- Lindenmayer, D.B., Likens, G.E., 2009. Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends Ecol. Evol.* 24, 482–486. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.03.005>



- Lindenmayer, D.B., Likens, G.E., 2010. The science and application of ecological monitoring. *Biol. Conserv.* 143, 1317–1328. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.013](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.013)
- Margalef, R., 1983. *Limnología*. Ed Omega. Barcelona. 1010 pp.
- Merel, S., D., Walker, R., Chicana, S., Snyder, E., Baurès, O., Thomas, 2013. State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environment International*. 59: 303–327.
- Miles, E.J., 2009. *Guidelines: Shallow Water Quality Monitoring Continuous Monitoring Station: Selection, Assembly & Construction*.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005, *Ecosystems and human well-being: Health synthesis*. Island Press. Washington, D.C., USA. 53 pp.
- 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., Thackeray, S., Dunbar, M., McDonald, C., Carvalho, L., de Hoyos, C., Jarvinen, M., Laplace-Treytore, C., Morabito, G., Skjelbred, B., Lyche Solheim, A., Brierley, B., Dudley, B., 2012. WISER deliverable D3.1-4: guidance document on sampling, analysis and counting standards for phytoplankton in lakes.
- Montecino, V., 1991. Productividad primaria en lagos y embalses de la región templada de Sudamérica. *Revista Chilena de Historia Natural*. 64: 555-567.
- Nahlik, AM, Kentula, ME, Fennessy, M.S., Landers, D.H., 2012, 'Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice', *Ecological Economics*, vol. 77, pp. 27-35.
- Nahuelhual I., Carmona A., Aguayo M., C. Echeverría, 2014b. Land use change and ecosystem services provision: a case study of recreation and ecotourism opportunities in southern Chile. *LANDSCAPE ECOLOGY* Volumen: 29 Número: 2 Páginas: 329-344.
- Nahuelhual I., Carmona A., Laterra P., Barrena J., M. Aguayo, 2014a. A mapping approach to assess intangible cultural ecosystem services: The case of agriculture heritage in Southern Chile. *Ecological Indicators*, Volume 40, Pages 90-101.
- Nürnberg, GK, M. Shaw, 1998. Productivity of clear and humic lakes: nutrients, phytoplankton, bacteria. *Hydrobiologia* 382: 97 - 112.
- O'Neil, J.M., T.W., Davis, M.A., Burford, C.J., Gobler, 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*. 14: 313–334.
- O'ryan R., M. Pereira, 2015. Participatory indicators of sustainability for the salmon industry: The case of Chile. *Marine Policy* 51 322–330.



- Organization for economic co-operation and development (OCDE), 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, Assessment and Control. 156 pp.
- Outeiro I., Villasante S., 2013. Linking Salmon Aquaculture Synergies and Trade-Offs on Ecosystem Services to Human Wellbeing Constituents *AMBIO*, 42:1022–1036.
- Oyarzún C.E., Huber A.W., Peñaloza R. and Sanzana R. 1997. Evaluación de la erosión del suelo mediante parcelas experimentales en suelos volcánicos del sur de Chile. In: Zebrowski C., Quantin P. and Trujillo G. (eds) *Suelos volcánicos endurecidos*. Orstom, Quito, Ecuador, pp 406–411.
- Padisák, J., E., Soroczki-Pinter, Z., Reznér, 2003. Sinking properties of some phytoplankton shapes and the relation of form resistance to morphological diversity of plankton in an experimental study. *Hydrobiologia*. 500: 243–257.
- Padisák, J., 2004. Phytoplankton, en O’Sullivan, P.E., and Reynolds, C.S. (eds). *The lakes Handbook. Limnology and Limnetic Ecology*: Oxford, Blackwell Science. 1: 251–308.
- Padisák, J., L.O., Crossetti, L., Naselli-Flores, 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*. 621: 1-19.
- Paerl, H.W., J., Huisman, 2009. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environ. Microbiol. Rep.* 1 (1): 27–37.
- Parra, O., M. González, V. Dellarossa, P. Rivera, M. Orellana, 1982a. Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales con especial referencia al fitoplancton de Chile. I. *Cyanophyceae*. Universidad de Concepción (Chile), Santiago, 70 págs.
- Parra, O., M. González, V. Dellarossa, P. Rivera, M. Orellana, 1982b. Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales con especial referencia al fitoplancton de Chile. II. *Chrysophyceae-Xanthophyceae*. Universidad de Concepción (Chile), Santiago, 82 págs.
- Parra, O., M. González, V. Dellarossa, P. Rivera, M. Orellana, 1982c. Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales con especial referencia al fitoplancton de Chile. III. *Cryptophyceae-Dinophyceae-Euglenophyceae*. Universidad de Concepción (Chile), Santiago, 99 págs.
- Pesse, N., C. Oyarzo, C. Pérez, 2016a. Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile (Segunda Etapa). Convenio de desempeño 2014. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).
- Pesse, N., C. Oyarzo, C. Pérez, 2016b. Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile (Tercera Etapa). Convenio de desempeño 2015. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).



- Pesse, N., C. Oyarzo, C. Pérez, R. Vera, 2017. Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile (Cuarta Etapa). Convenio de desempeño 2016. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).
- Pesse, N., C. Oyarzo, C. Pérez, R. Vera, 2018. Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile (Quinta Etapa). Convenio de desempeño 2017. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).
- Pesse, N., C. Oyarzo, C. Pérez, R. Vera, 2020. Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile (Sexta Etapa). Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).
- Ponce R. D., Vásquez F., Stehr A., Debels P., C, Orihuela, 2011. Estimating the Economic Value of Landscape Losses Due to Flooding by Hydropower Plants in the Chilean Patagonia. *Water Resour Manage* DOI 10.1007/s11269-011-9820-3.
- 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.
- Prairie, Y.T., 1989. Statistical models for the estimation of net phosphorus sedimentation in lakes. *Aquatic Sciences*, 51, 192–210.
- Prescott, G., 1970. *Algae of the Western Great Lakes Area*. Brown Company Publishers. 4th edition. 977.
- Reynolds, C., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores, S. Melo, 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plancton Research*. 25 (5): 417-428.
- Reynolds, C.S., 2006. *The Ecology of Phytoplankton*: Cambridge University Press, 550 pp.
- Rivera, P., 1970. Diatomeas de los lagos Ranco, Laja y Laguna Chica de San Pedro (Chile).
- Rivera, P., O. Parra, M. González, 1973. Fitoplancton del Estero Lengua Chile. *Gayana Bot.* 23: 1-93.
- Rivera, P., 1974. Diatomeas de agua dulce de Concepción y alrededores (Chile). *Gayana Botánica* 28.
- 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.
- Roset, J., S., Aguayo, M.J., Muñoz, 2001. Detección de cianobacterias y sus toxinas. Una revisión. *Revista de Toxicología*. 18: 65-71.
- Ryding, S., W. Rast (eds), 1993. *El control de la eutroficación en los lagos y pantanos*. Publicación UNESCO, Ediciones Pirámide, Madrid. 375 pp.



- Savage, A.A., G.M. Gazez, 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., Jeppesen, E., 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. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-0695-8_31.
- Schmidt, S.R., 2017. Analyzing lakes in the time frequency domain. University of Potsdam.
- Schreurs, H., 1992. Cyanobacterial dominance relations to eutrophication and lake morphology [academic thesis]. Amsterdam: Universiteit van Amsterdam.
- Smayda, T., 1997. What is a bloom? A commentary. *Limnol. Oceanogr.* 42(5, part 2). 132-136
- Smith, V.H. 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*. 221:669671.
- Smith, V., G. Tilman, J. Nekola, 1999. Eutrophication: 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. Oligotrophic patterns in southern Chilean lakes: the relevance of nutrients and mixing depth. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 75, 377-393.
- Standard Methods, 2005. Standard Methods for the examination of water and wastewater. Revision to NSF/ANSI 41-2005.
- Strickland, J.D.H, T.R. Parson, 1972. A practical Handbook of Seawater Analysis. Fisheries research board of Canada.
- Tilman, D., S. Kilham, P. Kilham, 1982. Phytoplankton Community Ecology: The role of limiting nutrients. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 349 - 372.
- UNESCO (Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura), 2009. Cianobacterias Planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión. Sylvia Bonilla (editora). Documento Técnico PHI-LAC, N° 16.
- Urrutia, R., A. Araneda, O. Parra, A. Stehr, R. Figueroa, J. Feléz, P. Pedreros, V. Almaza, N. Araneda, M. E. Diaz, 2017. Análisis y formulación de red de monitoreo de los lagos de la región de los Ríos. Informe Final. Centro EULA. Universidad de Concepción.
- Vázquez, G., G., Castro, I., González, R., Pérez & T., Castro. 2006. Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua. *ContactoS*, 60, 41-48



- Vera, R., C. Aguirre, C. Espinoza, A. Oyanedel, C. Oyarzo, C. Pérez, N. Pesse, 2020. Recopilación y análisis de antecedentes para la revisión de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental del lago Llanquihue. IFOP - Ministerio del Medio Ambiente.
- Villalobos, L., O. Parra, M. Grandjean, E. Jaque, S. Woelfl, H. Campos, 2003. A study of the river basins and limnology of five humic lakes on Chiloé Island. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 563-590.
- Vollenweider, R.A., 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.
- Vollenweider, R.A., 1988. Global problems of eutrophication and its control. In: Salanki, J. & Herodek, S. (eds), *Conservation and Management of Lakes*. Akademiai Kiado, Budapest, 19 – 41.
- Von Haaren, C, Albert, C, Barkmann, J, de Groot, RS, Spangenberg, JH, Schröter-Schlaack, C & Hansjürgens, B 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., 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*, Vol. 30, No. 5 (Jul. - Aug., 1922), pp. 377-392.
- 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. 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., Dodds, W., Kratz, T.K., Palmer, M.A., 2008. Lakes and streams as sentinels of



- environmental change in terrestrial and atmospheric processes. *Front. Ecol. Environ.* 6, 247–254. <https://doi.org/10.1890/070140>.
- Williamson, C.E., Brentrup, J.A., Zhang, J., Renwick, W.H., Hargreaves, B.R., Knoll, L.B., Overholt, E.P., Rose, K.C., 2014. Lakes as sensors in the landscape: Optical metrics as scalable sentinel responses to climate change. *Limnol. Oceanogr.* 59, 840–850. <https://doi.org/10.4319/lo.2014.59.3.0840>
- Winder, M., Hunter, D.A., 2008. Temporal organization of phytoplankton communities linked to physical forcing. *Oecologia* 156, 179–192. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-0964-7>
- Woelfl, S., J. Nimptsch, C. Oyarzún, M. Grandjean, W. Steffen, D. Schories, C. Bertrán, L. Caputo, J. Jaramillo, 2013. Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile (Primera Etapa). PROYECTO N 4728-42-LP12. Universidad Austral de Chile.
- Xu, S., Y., Wang, B., Huang, Z., Wei, A., Miao, L., Yang, 2015. Nitrogen and phosphorus limitation of phytoplankton growth in different areas of Lake Taihu, China. *Journal of Freshwater Ecology.* 30 (1): 113-127.
- Young, H.S., McCauley, D.J., Galetti, M., Dirzo, R., 2016. Patterns, Causes, and Consequences of Anthropocene Defaunation. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 47, 333–358. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054142>



8. ANEXO: TABLAS



Tabla 1. Estaciones de muestreo de columna de agua para los lagos Araucanos en estudio (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo)

Lago	Centro	Coordenadas		Profundidades (m)
RANCO	100972 (E1)	40°17'17,6" S	72°18'0,9" O	0-10-20-30-40-50
	101955 (E2)	40°17'36,1" S	72°15'34,4" O	0-10-20-30-40-50
	E3	40°07'51,9" S	72°20'36,9" O	0-10-20-30-40
	Control 2	40°15'44,0" S	72°29'15,5" O	0-10-20-30-40-50-80-100
	Control 1	40°11'17,4" S	72°20'43,8" O	0-10-20-30-40-50-80-120-160-180
PUYEHUE	100205 (E1)	40°38'52,1" S	72°20'35" O	0-10-20-30-40-50
	100578 (E2)	40°37'59,9" S	72°23'17,2" O	0-10-20-30-40-50
	E3	40°40'28,9" S	72°35'50,6" O	0-10-20
	Control 1	40°39'27,0" S	72°23'31" O	0-10-20-30-40-50-80-120
	Control 2	40°39'37,8" S	72°32'46,30" O	0-10-20-30-40-50-80
RUPANCO	101707	40°47'37,5" S	72°39'34,1" O	0-10-20-70-100-140
	100081	40°46'02,6" S	72°37'35,3" O	0-10-20-40
	100389	40°47'09,0" S	72°28'15,6" O	0-10-15
	100522	40°53'51,8" S	72°19'14,1" O	0-10-20-50-100
	100625	40°51'10,1" S	72°30'04,7" O	0-10-20-30-60
	101851	40°51'53,3" S	72°27'57,3" O	0-10-20-50-100
	101862	40°52'45,7" S	72°26'54" O	0-10-20-30-60
	Control 2	40°49'34,7" S	72°31'19" O	0-10-20-30-40-50-80-100-120-160-200-260



Continuación **Tabla 1.** Estaciones de muestreo de columna de agua para los lagos Araucanos en estudio (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo).

Lago	Centro	Coordenadas		Profundidades (m)
LLANQUIHUE	100510	41°11'38,5" S	73°00'38,5" O	0-10-30-60
	100332	41°11'47,8" S	73°00'30,5" O	0-10-30-50
	100628	41°01'22,4" S	72°41'43,7" O	0-10-20-30
	100370	41°08'22,9" S	72°35'44,9" O	0-10-20-50
	100390	41°11'22,5" S	72°34'14,1" O	0-10-30-70
	100627	41°00'28,5" S	72°44'24,3" O	0-10-20
	100100	41°12'35,1" S	73°01'14,1" O	0-10-20-40
	100507	41°05'46,8" S	72°57'58,5" O	0-10-20-50
	100545	40°38'00,6" S	72°52'05,6" O	0-10-20
	100070	41°16'53,0" S	72°52'09,6" O	0-5-10
	PV	41°18'54,1" S	72°58'16,9" O	0-10-20-30
	C1	41°10'6,6" S	72°39'21,9" O	0-10-20-30-40-50-80-120-160-200-250-300
	C2	41°14'13,5" S	72°53'56,9" O	0-10-20-30-40-50-80-120-160-200-250
	Puerto Octay*	40°59'14,5" S	72°50'30,5" O	0-10-20-30-40-50-80
CHAPO	100394	41°26'15,7" S	72°34'30,4" O	0-10-20
	101051	41°28'43,9" S	72°27'22,0" O	0-10-20-40-80-120-250
	101278	41°30'13,4" S	72°28'02,6" O	0-10-20-40
	Control 1	41°26'01,0" S	72°30'37,6" O	0-10-20-30-40-50-80-120-160-200-250
	Control 2	41°29'47,1" S	72°26'59,3" O	0-10-20-30-40-50-80-120-160-200-250-290

*Esta estación fue seleccionada para ser muestreada de manera intensiva



Tabla 2. Estaciones de muestreo de columna de agua en lagos Chilotes (Popetán, Cuaao, Huillinco, Tarahuín, Natri, Tepuhueico y San Antonio).

Lago	Centro	Coordenadas		Profundidades (m)
POPETÁN	E1	42°12'17,7"S	73°28'04,0"O	0-5-10-15
	E2	42°12'28,1" S	73°27'41,5"O	0-5-10-15
CUAEO	100618 (E1)	42°39'45,1" S	74°01'24,6" O	0-5
	E 3	42°37'23" S	74°05'53,4" O	0-5-
	Control 1	42°38'44,1" S	74°02'30,4" O	0-5-10-15-20
HUILLINCO	100520	42°39'42,3"S	73°58'16,0" O	0-5-10-15-20-30-40
	100616	42°39'30,2" S	73°55'28,2" O	0-5
	100617	42°40'05,2" S	73°59'15,2" O	0-5-10-15-20-30
	100968	42°40'46,6" S	73°55'29,6" O	0-5
	101212	42°40'38" S	73°56'21,6" O	0-5-10-15-20
	Control 1	42°40'11,4" S	73°56'42,1" O	0-5-10-15-20-30-40-45
TARAHUÍN	100521	42°42'31,6" S	73°43'46,6" O	0-5-10-15-20-25
	100436	42°43'11,1" S	73°46'09,6" O	0-5-10
	Control 1	42°43'02,8" S	73°43'50,8" O	0-5-10-15-20-25
NATRI	100437	42°47'33,9" S	73°51'00" O	0-5-10-15-20-30
	100427	42°48'26,3" S	73°46'54,4" O	0-5-10-15-20-25
	Control 1	42°47'37,9" S	73°48'39,5" O	0-5-10-15-20-30-40-50-55
TEPUHUEICO	E1	42°47'10,5" S	73°58'01,3" O	0-5-10-15-20
SAN ANTONIO	E1	42°57'17,97" S	73°43'33,6" O	0-5-9



Tabla 3. Estaciones de muestreo de columna de agua en lagos Patagónicos (Yelcho y Riesco)

Lago	Centro	Coordenadas		Profundidades (m)
YELCHO	101521	43°11'58,58" S	72°26'57,15" O	0-10-20-30
	101522	43°22'10,6" S	72°20'31,40" O	0-10-20-30-40
	Control 1	43°22'10,59" S	72°12'23,48" O	0-10-20-30-40-50-80-100-120-150-180-200-220
	Control 2	43°19'24,41" S	72°15'48,48" O	0-10-20-30-40-50-80-100-120-150-180-200-220
RIESCO	110038	45°29'22,4" S	72°42'08,3" O	0-10-20-30-40-50-70
	110048	45°31'43,9" S	72°44'05,2" O	0-10-20-30-40-50-80-100
	Control 1	45°32'26,6"S	72°44'20,4" O	0-10-20-30-40-50-80-100
SOFÍA	E1	51°31'44,78" S	72°37'29,01" O	0-5-10-20
	Control 1	51°31'43,24" S	72°39,25'25,5" O	0-5-10-20-30-40



Tabla 4. Estaciones de muestreo de sedimento para los lagos Araucanos en estudio (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo).

Lago	Estación		Coordenadas		Profundidad (m)
Ranco	101955 (E2)	1	40°17'38,3"	72°15'35,5"	40,9
		2	40°17'35,7"	72°15'27,2"	27
		3	40°17'47,1"	72°15'21,0"	75
	E3	1	40°07'48,0"	72°19'56,6"	23
		2	40°08'04,6"	72°19'26,2"	3,5
		3	40°07'38,6"	72°20'32,4"	42
Puyehue	E2	1	40°37'44,3"	72°23'57,0"	7
		2	40°38'06,9"	72°22'43,9"	10
		3	40°38'01,6"	72°24'00,3"	10
	E1	1	40°39'00,0"	72°19'56,9"	10
		2	40°39'31,9"	72°20'20,9"	10
		3	40°39'49,9"	72°20'26,8"	10
Rupanco	101862	1	40°52'37,0"	72°27'21,7"	27,6
		2	40°52'39,1"	72°26'35,2"	47
		3	40°52'55,7"	72°27'20,8"	48
	100389	1	40°42'29,0"	72°28'31,0"	22
		2	40°47'18,0"	72°28'20,0"	17
		3	40°47'13,0"	72°27'84,0"	14
Llanquihue	100100	1	41°12'38,6"	73°01'20,7"	3,5
		2	41°12'38,1"	73°01'31,3"	17
		3	41°12'38,6"	73°01'17,9"	5,4
	100070	1	41°16'53,0"	72°52'09,6"	11
		2	41°16'52,9"	72°52'13,8"	9,2
		3	41°16'58,4"	72°52'04,3"	8,2
Chapo	101278	1	41°30'28,0"	72°27'53,8"	20
		2	41°30'29,2"	72°28'09,5"	22
		3	41°30'26,6"	72°28'21,8"	16
	100394	1	41°26'13,6"	72°34'32,7"	11,8
		2	41°26'18,7"	72°34'14,6"	60
		3	41°26'12,3"	72°34'19,7"	42



Tabla 5. Estaciones de muestreo de sedimento en lagos Chilotos (Popetán, Huillinco, Cucao, Tarahuín, Natri, Tepuhueico y San Antonio).

Lago	Estación		Coordenadas		Profundidad (m)
Popetán	E1	1	42°12'10,5"	73°28'46,0"	9,8
		2	42°12'02,2"	73°28'31,8"	14
		3	42°12'16,2"	73°28'31,4"	16
Huillinco	100617	1	42°40'00,2"	73°58'42,3"	32,9
		2	42°40'06,5"	73°59'03,4"	35,9
		3	42°39'59,5"	73°59'34,7"	22,4
	100520	1	42°39'21,4"	73°58'11,1"	20,4
		2	42°39'20,9"	73°58'14,8"	19
		3	42°39'24,1"	73°57'40,5"	25,7
Cucao	E 3	1	42°37'23,1"	74°05'58,3"	7,2
		2	42°37'49,0"	74°05'22,4"	13,8
		3	42°38'22,8"	74°04'34,6"	18,5
	100618 (E1)	1	42°39'44,6"	74°01'29,2"	17,8
		2	42°39'44,7"	74°01'17,4"	12,3
		3	42°39'45,0"	74°01'29,9"	17,2
Natri	100437	1	42°47'30,7"	73°51'15,0"	26,2
		2	42°47'26,5"	73°50'56,9"	25,4
		3	42°47'44,7"	73°51'13,4"	23,3
	100427	1	42°48'28,9"	73°46'53,9"	19,3
		2	42°48'32,9"	73°46'56,8"	16,2
		3	42°48'35,0"	73°46'52,5"	18,1
Tarahuín	100521	1	42°42'33,1"	73°44'17,7"	15,5
		2	42°42'40,1"	73°44'30,4"	18,1
		3	42°42'48,3"	73°44'35,5"	19,5
	100436	1	42°43'16,1"	73°46'16,8"	15,6
		2	42°43'04,4"	73°46'17,5"	14,4
		3	42°43'01,8"	73°46'31,7"	12,9
Tepuhueico	E 1	1	42°46'21,4"	73°57'22,0"	10,8
		2	42°47'03,4"	73°58'40,3"	13,1
		3	42°47'20,7"	73°57'48,2"	21
	E 2	1	42°48'04,1"	73°57'02,5"	16,7
		2	42°47'58,1"	73°56'30,0"	22,3
		3	42°48'35,3"	73°56'12,2"	15,3
San Antonio	E 1	1	42°57'56,2"	73°44'28,1"	11,7
		2	42°58'01,8"	73°44'40,0"	9,7
		3	42°57'53,5"	73°45'02,9"	9



Tabla 6. Estaciones de muestreo sedimento en lagos Patagónicos (Yelcho, Riesco y Sofía).

Lago	Estación		Coordenadas		Profundidad (m)
Yelcho	101521	1	43°12'02,0"	72°27'14,0"	9,2
		2	43°11'57,7"	72°27'08,8"	28
		3	43°11'53,2"	72°26'40,1"	19
	101522	1	43°16'31,8"	72°20'28,0"	7
		2	43°16'33,1"	72°20'16,7"	11
		3	43°16'30,6"	72°20'02,3"	15
Riesco	110048	1	45°31'40,3"	72°44'11,8"	38
		2	45°31'52,8"	72°44'11,8"	50
		3	45°31'33,1"	72°44'03,0"	35
	110038	1	45°29'58,0"	72°42'28,4"	26,5
		2	45°29'53,0"	72°42'11,0"	40
		3	45°29'49,9"	72°42'05,0"	38
Sofía	E2 (C1)	1	51°31'44,1"	72°39'28,2"	35,4
		2	51°31'50,2"	72°40'35,8"	10,7
		3	51°31'39,4"	72°40'12,0"	16,7
	E1	1	51°31'44,5"	72°37'18,7"	27
		2	51°31'48,8"	72°37'31,6"	25,2
		3	51°31'47,4"	72°37'36,6"	27,2



Tabla 7. Fecha de toma de muestras por lago para cada estación de muestreo.

Lago	Estación	Fecha
Ranco	C1	08-10-2019
Ranco	C2	09-10-2019
Ranco	E2	09-10-2019
Ranco	E1	09-10-2019
Ranco	E3	10-10-2019
Puyehue	C2	15-10-2019
Puyehue	E3	15-10-2019
Puyehue	C1	16-10-2019
Puyehue	100578	16-10-2019
Puyehue	100205	16-10-2019
Llanquihue	Ba. Octay	12-03-2019
Llanquihue	Ba. Octay	25-05-2019
Llanquihue	Ba. Octay	29-06-2019
Llanquihue	Ba. Octay	22-08-2019
Llanquihue	Ba. Octay	27-09-2019
Llanquihue	Ba. Octay	29-10-2016
Llanquihue	Ba. Octay	25-11-209
Llanquihue	Puerto Rosales	16-12-2019
Llanquihue	Puerto Varas	16-12-2019
Llanquihue	C1	17-12-2019
Llanquihue	C2	19-12-2019
Llanquihue	100370	20-12-2019
Llanquihue	100390	20-12-2019
Llanquihue	100545	21-12-2019
Llanquihue	100617	21-12-2019
Llanquihue	100628	21-12-2019
Llanquihue	100507	22-12-2019
Llanquihue	100332	22-12-2019
Llanquihue	100100	22-12-2019
Chapo	C1	04-11-2019
Chapo	100394	05-11-2019
Chapo	C2	06-11-2019
Chapo	101051	07-11-2019
Chapo	101278	07-11-2019

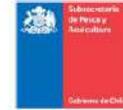


Continuación **Tabla 7.** Fecha de toma de muestras por lago para cada estación de muestreo.

Lago	Estación	Fecha
Riesco	C1	19-11-2019
Riesco	110048	19-11-2019
Riesco	110038	20-11-2019
Yelcho	101522	02-12-2019
Yelcho	C1	03-12-2019
Yelcho	C2	04-12-2019
Yelcho	101521	05-12-2019
Sofía	E1	21-10-2019
Sofía	E2	No se realizó por mal clima



9. ANEXO: DIFUSIÓN



Aprendiendo del Lago Llanquihue origen, estado ambiental y conservación.

Antecedentes del estudio: “Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados en actividades de acuicultura, en la zona sur austral de Chile”

Ministerio de Economía y EMT & Instituto de Fomento Pesquero

Mg. Cs. [Nicole Pesse Lastra](#), Mg. Cs. [Carolina Oyarzo Rosner](#), Dr. Cs. [Claudia Pérez Sáez](#), y Dr. Cs. [Rodrigo Vera Sepúlveda](#).



Ilustración 1. Diapositiva 1, presentación realizada en Frutillar el 12 de junio de 2019.

El 12 de junio de 2019, se realizó una presentación para alumnos del Liceo Alemán en Frutillar, a modo de introducción a la limnología y específicamente al estado ambiental del lago Llanquihue, como se observa en la Ilustración 1. Entre el 5 y 9 agosto de 2019 se presentaron dos trabajos científicos al Congreso Brasileiro e Iberoamericano de Limnología, en la ciudad de Florianópolis. Nicole Pesse Lastra realizó la presentación titulada: “Uso de indicadores fitoplanctónicos para evaluar la condición ambiental del lago Llanquihue” el día 5 de agosto (Ilustración 2), luego el 7 de agosto de 2019 la Dra. Claudia Pérez Sáez realizó la presentación titulada “Materia orgánica disuelta, caracterización de lagos húmicos en el sur de Chile” (Ilustración 3).



Use of phytoplanktonic indicators to know the environmental condition of Llanquihue Lake

Background information belong to the study:
"Assessment of environmental state, of lakes with aquaculture, in south austral Chile"

Ministry of Economy and EMT & Fisheries Development Institute

Mg. Cs. Nicole Pesse Lastra, Mg. Cs. Carolina Oyarzo Rösner, Dr. Cs. Claudia Pérez Sáez, and Dr. Cs. Rodrigo Vera Sepúlveda.



Ilustración 2 Diapositiva 1, presentación realizada por Nicole Pesse Lastra en congreso brasilero e Iberoamericano de Limnología de 2019.



Dissolved organic matter (DOM) characterization in humic lakes in the south of Chile (41 – 43°S)

Pérez¹, C., C. Oyarzo¹, N. Pesse¹, R. Vera¹, J. Nimptsch².

¹Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Puerto Montt.

²Instituto de Ciencias Marinas y Limnológicas, Laboratorio de Bioensayos y Limnología Aplicada, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile, Valdivia.



"Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile"

Ilustración 3. Diapositiva 1, presentación realizada por Dra. Claudia Pérez Sáez en congreso brasilero e Iberoamericano de Limnología de 2019.



Invitación charla abierta

*Ven a conocer el lago Llanquihue, pasado y presente.
Aprende sobre su calidad ambiental y cómo cuidarlo.*

LAGO LLANQUIHUE
LOS SECRETOS DEL GIGANTE DORMIDO

SÁBADO 19 OCTUBRE / 11:30 a 12:30 hrs.
Galería Bosque Nativo Costanera Vicente Pérez Rosales 1305

EXPONE: Nicole Pesse
Magíster en Ciencias y experta en Limnología
Investigadora Instituto de Fomento Pesquero (IFOP)

CONVOCA: Comité Ambiental Comunal
(CAC) de Puerto Varas

APOYA: BOSQUE NATIVO

Ilustración 4. Diapositiva 1, presentación realizada por Mg. Nicole Pesse Lastra en Puerto Varas, cuenca del lago Llanquihue en octubre de 2019.

En apoyo a la difusión del conocimiento a las comunidades locales asociadas a la red de monitoreo de este estudio, personal de este proyecto fue invitado a por el Comité Ambiental Comunal de Puerto Varas, a dar una charla abierta sobre el lago Llanquihue. En vías de generar una mayor valoración local del lago Llanquihue, por parte de los habitantes de su cuenca, el afiche de la invitación se observa en la Ilustración 4.



Anexo Taller de difusión

El taller de difusión se realizó el día 1 de febrero entre las 09:30 y 12:30 hrs.
. A continuación, se muestra la invitación y programa enviado.



Ilustración 5. Invitación al taller de difusión del estudio.



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

Nos encontramos el 01 de febrero de 2021,
en el siguiente link: meet.google.com/xyy-tgfs-cwm

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
09:30	Recepción Palabras de Bienvenida de Nicole Pesse, Jefa Proyecto, Departamento de Medio Ambiente Instituto de Fomento Pesquero.
9:35	Reseña general del estudio y metodologías utilizadas. (MCs. Nicole Pesse, Investigadora, Instituto de Fomento Pesquero)
10:05	Trofia en sistemas lacustres. (Dr Cs. Claudia Pérez Sáez , Investigadora, Instituto de Fomento Pesquero)
10:40	Estudio de variables ambientales y capacidad de carga del lago Llanquihue. (MCs. Carolina Oyarzo, Investigadora, Instituto de Fomento Pesquero)
11:15	Servicios Ecosistémicos del lago Llanquihue (Dr. Cs. Rodrigo Vera Sepúlveda, Investigador, Instituto de Fomento Pesquero)
11:50	Palabras de Cierre

Ilustración 6. Programa del taller de difusión



“Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura, en la zona sur de Chile, VII Etapa”

Ministerio de Economía y EMT & Instituto de Fomento Pesquero

Carolina Oyarzo Rösner, Claudia Pérez Sáez, [Nicole Pesse Lastra](#), Rodrigo Vera Sepúlveda y Pablo Riquelme Torres.

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO



Ilustración 7. Presentación 1 del taller de difusión

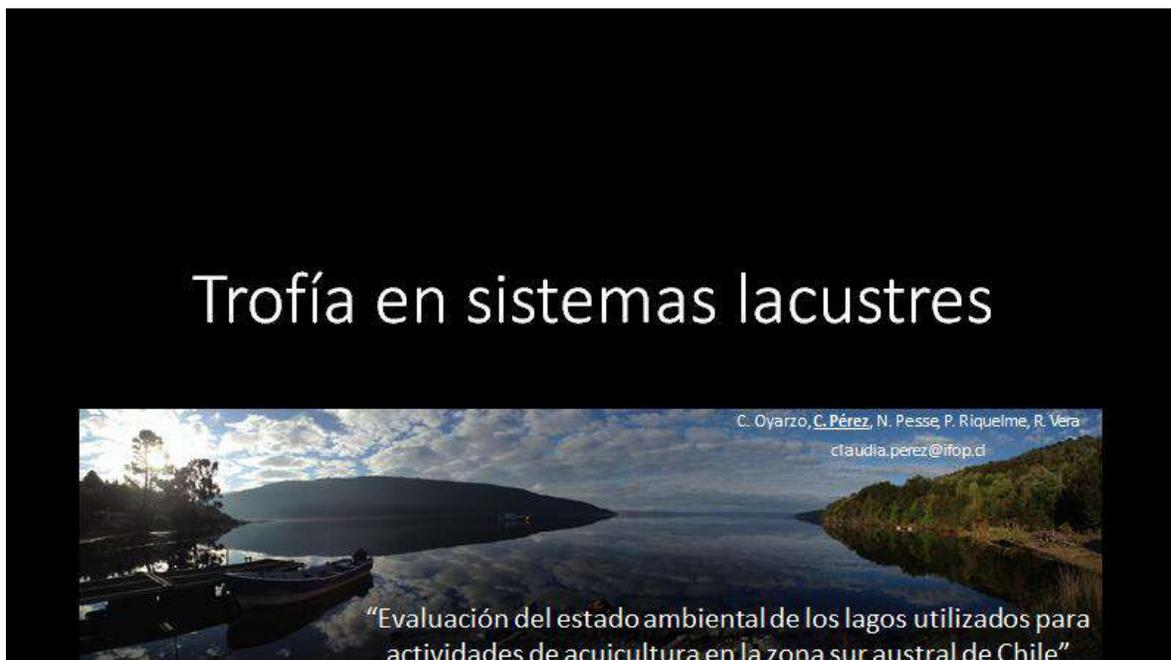


Ilustración 8. Presentación 2 del taller de difusión



Taller de difusi3n estudio "Evaluaci3n del estado ambiental de lagos utilizados para acuicultura en la zona sur de Chile, VII etapa"



**Caso de estudio:
lago Llanquihue**

Integrantes:
Carolina Oyarzo, Nicole Pesse,
Claudia P3rez, Rodrigo Vera &
Pablo Riquelme

Coolaboradores:
Paola Hinojosa, Patricio Mej3as,
Denice Meyer

1 febrero del 2021



Ilustraci3n 9. Presentaci3n 3 del taller de difusi3n



Servicios Ecosist3micos del Lago Llanquihue

Vera, Rodrigo (1); P3rez, Claudia (1); Pesse, Nicole (1); Oyarzo, Carolina (1).
(1) Instituto de Fomento Pesquero, Balmaceda 252, Puerto Montt, Chile.
e-mail: rodrigo.vera@ifop.cl



Ilustraci3n 10. Presentaci3n 4 del taller de difusi3n.

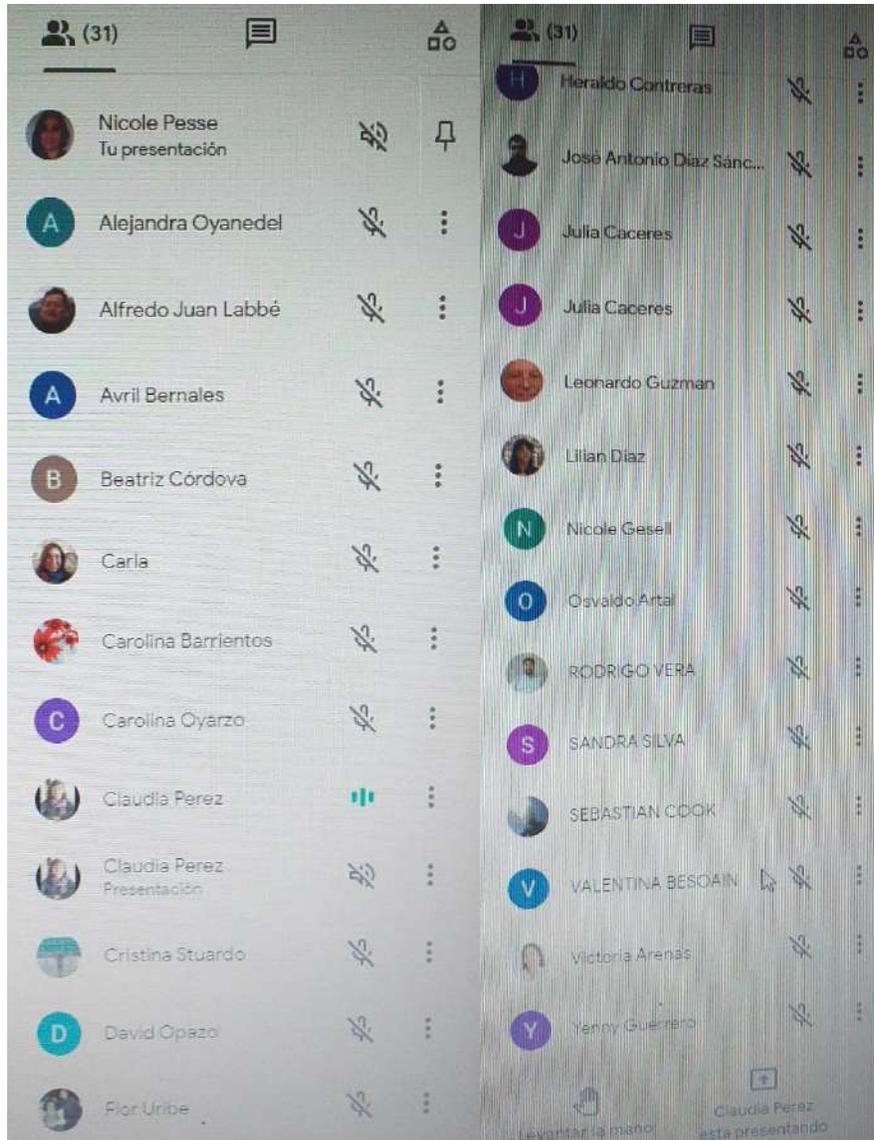
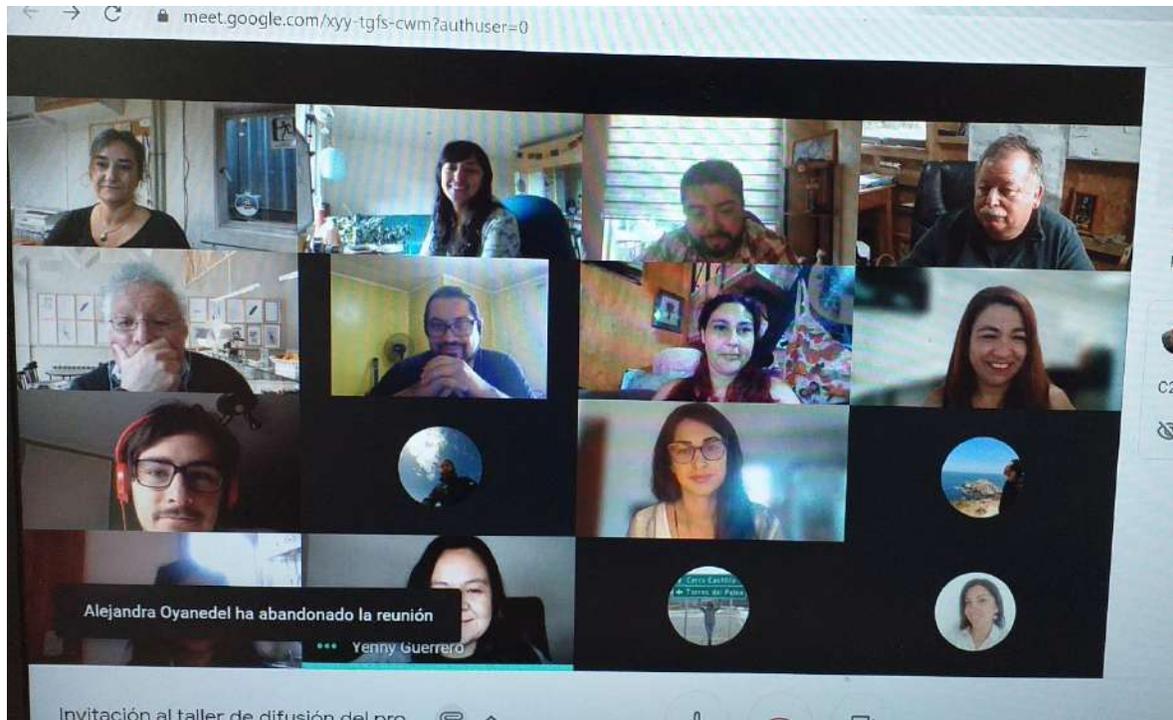


Ilustración 11. Listado de asistentes al taller de difusión



Ilustraci3n 12. Fotografía inicio del taller de difusi3n.



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISI3N INVESTIGACI3N EN ACUICULTURA



**INSTITUTO DE FOMENTO
PESQUERO**
Secci3n Ediciones y Producci3n
Almte. Manuel Blanco Encalada 839
Fono 56-32-2151500
Valpara3so, Chile
www.ifop.cl