



INFORME FINAL

Convenio de Desempeño 2018
Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para
actividades de acuicultura en la zona sur de Chile
(VI Etapa)

SUBSECRETARIA DE ECONOMÍA y EMT / Enero 2020



INFORME FINAL

Convenio de Desempeño 2018
Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados
para actividades de acuicultura en la zona sur de
Chile (VI Etapa)
SUBSECRETARIA DE ECONOMÍA y EMT / Enero 2020

REQUIRENTE

**SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y
EMPRESAS DE MENOR TAMAÑO**
Subsecretaria de Economía
Ignacio Guerrero Toro

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
Rodrigo Vera Sepúlveda

COLABORADORES

Paola Hinojosa Carrasco
Lilian Diaz Galindo
Nicolas Becerra Espinoza
Elías Pinilla Matamala
Manuel Moya Vega
Patricio Salas Salas

COLABORADORES EXTERNOS

Jorge Nimptsch Mass
Stefan Woelfl
Ana Lorca Torres



ÍNDICE GENERAL

| | Página |
|---|------------|
| ÍNDICE GENERAL | 2 |
| ÍNDICE TABLAS | 4 |
| ÍNDICE FIGURAS | 8 |
| INTRODUCCIÓN | 16 |
| 1. OBJETIVOS | 21 |
| 2.1. Objetivo general | 21 |
| 2.2. Objetivos específicos | 21 |
| 2. METODOLOGÍA | 22 |
| 3.1. Objetivo específico 1 | 22 |
| 3.2. Objetivo específico 2 | 23 |
| 3.2.1. Balance hidrológico y de nutrientes | 24 |
| 3.2.2. Capacidad de carga | 29 |
| 3.2.3. Caracterización de columna de agua y sedimento | 30 |
| 3.2.4. Estado trófico | 36 |
| 3.3. Objetivo específico 3 | 39 |
| 3.4. Objetivo específico 4 | 40 |
| 4. RESULTADOS | 42 |
| 4.1. Objetivo específico 1 | 42 |
| 4.2. Objetivo específico 2 | 45 |
| 4.2.1. Lago Ranco | 45 |
| 4.2.2. Lago Puyehue | 50 |
| 4.2.3. Lago Rupanco | 56 |
| 4.2.4. Lago Llanquihue | 64 |
| 4.2.5. Lago Chapo | 74 |
| 4.2.6. Lago Popetán | 80 |
| 4.2.7. Sistema lacustre Huillinco-Cucao | 86 |
| 4.2.8. Lago Tarahuín | 97 |
| 4.2.9. Lago Natri | 103 |
| 4.2.10. Lago Tepuhueico | 109 |
| 4.2.11. Lago San Antonio | 115 |
| 4.2.12. Lago Yelcho | 121 |
| 4.2.13. Lago Riesco | 126 |
| 4.2.14. Lago Sofía | 132 |
| 4.3. Objetivo específico 3 | 160 |
| 4.4. Objetivo específico 4 | 163 |
| 5. DISCUSIÓN | 166 |
| 5.1. Lago Ranco | 166 |
| 5.2. Lago Puyehue | 168 |
| 5.3. Lago Rupanco | 169 |
| 5.4. Lago Llanquihue | 170 |



| | |
|--|------------|
| 5.5. Lago Chapo | 172 |
| 5.6. Lago Popetán | 174 |
| 5.7. Sistema lacustre Huillinco-Cucao | 175 |
| 5.8. Lago Tarahuín | 176 |
| 5.9. Lago Natri | 177 |
| 5.10. Lago Tepuhueico | 178 |
| 5.11. Lago San Antonio | 179 |
| 5.12. Lago Yelcho | 180 |
| 5.13. Lago Riesco | 181 |
| 5.14. Lago Sofía | 182 |
| | |
| 6. CONCLUSIÓN | 186 |
| | |
| 7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 188 |
| ANEXO: FIGURAS | 198 |
| ANEXO: TABLAS | 216 |



ÍNDICE TABLAS

| | |
|--|----|
| Tabla 1. Límites utilizados para la clasificación del estado trófico de lagos..... | 36 |
| Tabla 2. Valores de disco Secchi, y concentraciones de fósforo total y clorofila asociados TSI y estado trófico. | 38 |
| Tabla 3. Identificación de principales afluentes y efluentes de los 15 lagos en estudio..... | 42 |
| Tabla 4. Balance hidrológico del lago Ranco..... | 45 |
| Tabla 5. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Ranco..... | 45 |
| Tabla 6. Carga actual y crítica calculada para el lago Ranco..... | 47 |
| Tabla 7 Composición taxonómica, abundancia (célL ⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por | 48 |
| Tabla 8. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Ranco..... | 49 |
| Tabla 9. Balance hidrológico del lago Puyehue..... | 51 |
| Tabla 10. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Puyehue..... | 51 |
| Tabla 11. Carga actual y crítica calculada para el lago Puyehue..... | 52 |
| Tabla 12 Composición taxonómica, abundancia (célL ⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Puyehue..... | 54 |
| Tabla 13. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Puyehue..... | 55 |
| Tabla 14. Balance hidrológico del lago Rupanco..... | 57 |
| Tabla 15. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Rupanco..... | 57 |
| Tabla 16. Carga actual y crítica calculada para el lago Rupanco..... | 58 |
| Tabla 17. Composición taxonómica, abundancia (célL ⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Rupanco..... | 60 |
| Tabla 18. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Rupanco..... | 62 |
| Tabla 19. Balance hidrológico del lago Llanquihue..... | 64 |
| Tabla 20. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Llanquihue..... | 64 |
| Tabla 21. Carga actual y crítica calculada para el lago Llanquihue..... | 66 |
| Tabla 22. Composición taxonómica, abundancia (célL ⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Llanquihue..... | 69 |



| | |
|---|-----|
| Tabla 23. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Llanquihue..... | 72 |
| Tabla 24. Balance hidrológico del lago Chapo..... | 74 |
| Tabla 25. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Chapo..... | 74 |
| Tabla 26. Carga actual y crítica calculada para el lago Chapo..... | 76 |
| Tabla 27. Composición taxonómica, abundancia (célL ⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Chapo..... | 77 |
| Tabla 28. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Chapo..... | 79 |
| Tabla 29. Balance hidrológico del lago Popetán..... | 81 |
| Tabla 30. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Popetán..... | 81 |
| Tabla 31. Composición taxonómica, abundancia (célL ⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Popetán..... | 84 |
| Tabla 32. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Popetán..... | 85 |
| Tabla 33. Composición taxonómica, abundancia (célL ⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del sistema lacustre Huillinco-Cucao..... | 92 |
| Tabla 34. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en sistema lacustre Huillinco – Cucao (Cubeta lacustre Huillinco). | 95 |
| Tabla 35. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en sistema lacustre Huillinco – Cucao (Cubeta lacustre Cucao)..... | 96 |
| Tabla 36. Balance hidrológico del lago Tarahuín..... | 97 |
| Tabla 37. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Tarahuín..... | 97 |
| Tabla 38. Composición taxonómica, abundancia (célL ⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Tarahuín..... | 100 |
| Tabla 39. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en lago Tarahuín..... | 101 |
| Tabla 40. Balance hidrológico del lago Natri..... | 103 |
| Tabla 41. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Natri..... | 103 |
| Tabla 42. Composición taxonómica, abundancia (célL ⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Natri..... | 107 |
| Tabla 43. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en Lago Natri..... | 108 |
| Tabla 44. Balance hidrológico del lago Tepuhueico..... | 109 |



| | |
|--|-----|
| Tabla 45. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Tepuhueico | 109 |
| Tabla 46. Composición taxonómica, abundancia (cell^{-1}), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Tepuhueico | 113 |
| Tabla 47. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en Lago Tepuhueico. | 114 |
| Tabla 48. Balance hidrológico del lago San Antonio. | 115 |
| Tabla 49. Balance de nutriente (fósforo total) del lago San Antonio. | 115 |
| Tabla 50. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en Lago San Antonio. | 118 |
| Tabla 51. Composición taxonómica, abundancia (cell^{-1}), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago San Antonio | 119 |
| Tabla 52. Balance hidrológico del lago Yelcho. | 121 |
| Tabla 53. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Yelcho. | 121 |
| Tabla 54. Carga actual y crítica calculada para el lago Yelcho. | 122 |
| Tabla 55. Composición taxonómica, abundancia (cell^{-1}), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Yelcho | 124 |
| Tabla 56. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Yelcho. | 125 |
| Tabla 57. Balance hidrológico del lago Riesco. | 127 |
| Tabla 58. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Riesco. | 127 |
| Tabla 59. Carga actual y crítica calculada para el lago Riesco. | 128 |
| Tabla 60. Composición taxonómica, abundancia (cell^{-1}), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Riesco | 130 |
| Tabla 61. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Riesco. | 131 |
| Tabla 62. Balance hidrológico del lago Sofía. | 132 |
| Tabla 63. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Sofía. | 133 |
| Tabla 64. Carga actual y carga crítica calculada para el lago Sofía. | 134 |
| Tabla 65. Composición taxonómica, abundancia (cell^{-1}), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Sofía. | 135 |
| Tabla 66. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Sofía. | 136 |
| Tabla 67. Promedios, Desviación estándar, máximos y mínimos, por lago de las variables físico químicas y nutrientes medidos en 5 lagos Araucanos y 3 Patagónicos. | 140 |



| | |
|---|-----|
| Tabla 68. Mejores variables incluidas, correlación y lago del análisis de BioEnv. | 150 |
| Tabla 69. Tres mayores abundancias de especies de fitoplancton por lago y por año de muestreo. En rojo especies potencialmente nocivas. | 151 |
| Tabla 70. Índice de Carlson-Simpson por lago y año entre el 2014 y el 2019, para los lagos Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue, Chapo, Yelcho, Riesco y Sofía. En rojo los valores que pasan a condición mesotrófica (>40)..... | 154 |
| Tabla 71. Tasas de sedimentación de la bahía de Puerto Octay durante julio y diciembre de 2018. | 164 |



ÍNDICE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1. Lagos Araucanos (a), Chilotes (b) y Patagónicos (c, d, e) en estudio. | 23 |
| Figura 2. Perfil vertical del sistema lacustre Huillinco-Cucao..... | 24 |
| Figura 3. Estaciones de muestreo en los lagos Araucanos en estudio (a= lago Ranco, b= lago Puyehue, c= lago Rupanco, d= lago Llanquihue, e= lago Chapo). | 31 |
| Figura 4. Estaciones de muestreo en los lagos Chilotes en estudio (a= lago Popetán, b= sistema lacustre Huillinco-Cucao, c= lago Tarahuín, d= lago Natri, e= lago Tepuhueico, f= lago San Antonio). | 32 |
| Figura 5. Estaciones de muestreo en los lagos Patagónicos en estudio (a= lago Yelcho, b= lago Riesco, c= lago Sofía)..... | 33 |
| Figura 6. Modelo conceptual nutriente color (Williamson <i>et al.</i> 1999, Webster <i>et al.</i> 2008). | 37 |
| Figura 7. Esquema de los aspectos del diseño muestral propuesto para el objetivo 4. | 41 |
| Figura 8. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Ranco. | 46 |
| Figura 9. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Ranco. | 46 |
| Figura 10. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en el lago Ranco, correspondientes a la época de a) primavera (octubre 2018) y b) otoño (mayo 2019). | 47 |
| Figura 11. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E3 y 101955 (E2) del lago Ranco. | 50 |
| Figura 12. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Puyehue. | 51 |
| Figura 13. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Puyehue..... | 52 |
| Figura 14. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en el lago Puyehue, correspondientes a la época de a) primavera (octubre 2018) y b) otoño (mayo 2019). | 53 |
| Figura 15. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E3 y 101955 (E2) del lago Puyehue. | 56 |
| Figura 16. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Rupanco. | 57 |
| Figura 17. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Rupanco..... | 58 |
| Figura 18. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en el lago Rupanco, correspondientes a la época de a) primavera (octubre 2018) y b) otoño (mayo 2019). | 59 |



| | |
|---|----|
| Figura 19. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100389 y 101862 del lago Rupanco. | 63 |
| Figura 20. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Llanquihue. | 65 |
| Figura 21. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Llanquihue. | 66 |
| Figura 22. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en el lago Llanquihue, correspondientes a la época de a) primavera (octubre 2018) y b) otoño (mayo 2019). | 67 |
| Figura 23. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100100 y 100070 del lago Llanquihue. | 73 |
| Figura 24. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Chapo. ... | 75 |
| Figura 25. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Chapo. | 75 |
| Figura 26. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en el lago Chapo, correspondientes a la época de a) primavera (octubre 2018) y b) otoño (mayo 2019). | 76 |
| Figura 27. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 101291 y 100394 del lago Chapo. | 80 |
| Figura 28. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Popetán. | 81 |
| Figura 29. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Popetán. | 82 |
| Figura 30. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en el lago Popetán, correspondientes a la época de a) verano (enero 2018) y b) otoño (junio 2019). | 82 |
| Figura 31. Carbono orgánico disuelto (DOC, mg/L) e intensidad de fluorescencia (F_{max} , R.U.) en la columna de agua del lago Popetán, en época de a) verano (enero 2018) y b) otoño (junio 2019). AF: ácidos fúlvicos; AH UVC: ácidos húmicos UVC; AH UVA: ácidos húmicos UVA; AH: ácidos húmicos; P: proteína. | 83 |
| Figura 32. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E1 y E2 del lago Popetán. | 86 |
| Figura 33. Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente emisora. | 87 |
| Figura 34. Uso de suelo y cobertura vegetal (%) en cuenca lacustres Huillinco-Cucao (Huillinco, Tarahuín, Tepuhueico, y Cucao)..... | 87 |
| Figura 35. Uso de suelo y cobertura vegetal (ha) en cuenca de sistema lacustre Huillinco-Cucao. | 88 |
| Figura 36. Contribución de ha/cuenca lacustre (%) en cuenta del sistema lacustre Huillinco-Cucao. . | 88 |
| Figura 37. Perfiles de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad (mS/cm) en el sistema de lagos Huillinco-Cucao, correspondientes a la época de a) verano (enero 2018) y b) otoño (mayo 2019). Gráficos achurados en azul corresponden al sector Cucao. | 89 |



| | |
|---|-----|
| Figura 38. Carbono orgánico disuelto (DOC, mg/L) e intensidad de fluorescencia (F_{max} , R.U.) en la columna de agua del sistema de lagos Huillinco-Cucao, en época de a) verano (enero 2018) y b) otoño (mayo 2019). AF: ácidos fúlvicos; AH UVC: ácidos húmicos UVC; AH UVA: ácidos húmicos UVA; AH: ácidos húmicos; P: proteína. Gráficos achurados en azul corresponden al sector Cucao. | 90 |
| Figura 39. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E1, 100618 (E1), 100617, y 100520 del sistema lacustre Huillinco-Cucao..... | 96 |
| Figura 40. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Tarahuín. | 98 |
| Figura 41. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Tarahuín..... | 98 |
| Figura 42. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en el lago Tarahuín, correspondientes a la época de a) verano (enero 2018) y b) otoño (junio 2019). | 99 |
| Figura 43. Carbono orgánico disuelto (DOC, mg/L) e intensidad de fluorescencia (F_{max} , R.U.) en la columna de agua del lago Tarahuín, en época de a) verano (enero 2018) y b) otoño (junio 2019). AF: ácidos fúlvicos; AH UVC: ácidos húmicos UVC; AH UVA: ácidos húmicos UVA; AH: ácidos húmicos; P: proteína. | 99 |
| Figura 44. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100436 y 100521 del lago Tarahuín. | 102 |
| Figura 45. Producción histórica (2007-2018) de salmónidos en centros de cultivo en el lago Natri y sus aportes de PT (ton/año)..... | 103 |
| Figura 46. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Natri. | 104 |
| Figura 47. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Natri. | 104 |
| Figura 48. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en el lago Natri, correspondientes a la época de a) verano (enero 2018) y b) otoño (junio 2019). | 105 |
| Figura 49. Carbono orgánico disuelto (DOC, mg/L) e intensidad de fluorescencia (F_{max} , R.U.) en la columna de agua del lago Natri, en época de a) verano (enero 2018) y b) otoño (junio 2019). AF: ácidos fúlvicos; AH UVC: ácidos húmicos UVC; AH UVA: ácidos húmicos UVA; AH: ácidos húmicos; P: proteína. | 105 |
| Figura 50. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100437 y 100427 en el lago Natri. | 108 |
| Figura 51. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Tepuhueico. | 110 |
| Figura 52. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Tepuhueico. | 110 |
| Figura 53. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en el lago Tepuhueico, correspondientes a la época de a) verano (enero 2018) y b) otoño (junio 2019). | 111 |



| | |
|---|-----|
| Figura 54. Carbono orgánico disuelto (DOC, mg/L) e intensidad de fluorescencia (F_{max} , R.U.) en la columna de agua del lago Tepuhueico, en época de a) verano (enero 2018) y b) otoño (junio 2019). AF: ácidos fúlvicos; AH UVC: ácidos húmicos UVC; AH UVA: ácidos húmicos UVA; AH: ácidos húmicos; P: proteína. | 111 |
| Figura 55. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E1 y E2 en el lago Tepuhueico. | 114 |
| Figura 56. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago San Antonio..... | 116 |
| Figura 57. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago San Antonio. | 116 |
| Figura 58. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en el lago San Antonio, correspondientes a la época de a) verano (enero 2018) y b) otoño (junio 2019). | 117 |
| Figura 59. Carbono orgánico disuelto (DOC, mg/L) e intensidad de fluorescencia (F_{max} , R.U.) en la columna de agua del lago San Antonio, en época de a) verano (enero 2018) y b) otoño (junio 2019). AF: ácidos fúlvicos; AH UVC: ácidos húmicos UVC; AH UVA: ácidos húmicos UVA; AH: ácidos húmicos; P: proteína. | 117 |
| Figura 60. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E1 y E2 en el lago San Antonio. | 120 |
| Figura 61. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Yelcho.. | 122 |
| Figura 62. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Yelcho..... | 122 |
| Figura 63. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en el lago Yelcho, correspondientes a la época de a) primavera (diciembre 2018) y b) otoño (mayo 2019). | 123 |
| Figura 64. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E1 y E2 en el lago Yelcho..... | 126 |
| Figura 65. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Riesco.. | 127 |
| Figura 66. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Riesco..... | 128 |
| Figura 67. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en el lago Riesco, correspondientes a la época de a) primavera (noviembre 2018) y b) otoño (mayo 2019). | 129 |
| Figura 68. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 110048 y 110037 en el lago Riesco..... | 131 |
| Figura 69. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Sofía.... | 133 |
| Figura 70. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Sofía. | 133 |



| | |
|--|-----|
| Figura 71. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en el lago Sofía, correspondientes a la época de a) primavera (noviembre 2018) y b) otoño (abril 2019). | 134 |
| Figura 72. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 110048 y 110037 en el lago Sofía. | 137 |
| Figura 73. temperatura de 8 lagos por lago, año y época de muestreo. | 138 |
| Figura 74. pH en 8 lagos por año época y lago. | 138 |
| Figura 75. Conductividad de lagos Araucanos y Patagónicos 2014-2019, por año, época y lago. | 138 |
| Figura 76. Concentración de oxígeno en la columna de agua de 8 lagos en estudio de acuerdo a cada lago, año y época de muestreo. | 139 |
| Figura 77. Concentración de fósforo total de la columna de agua de 8 lagos en estudio, por lago, época y año de muestreo. | 139 |
| Figura 78. Concentración de nitrógeno total en la columna de agua por lago, año y época de muestreo. | 140 |
| Figura 79. Concentración de clorofila-a en la columna de agua de 8 lagos en estudio de acuerdo al lago, año y época de muestreo. | 140 |
| Figura 80. Gráfico de los residuales de las variables independientes vs dependiente para lago Ranco. | 142 |
| Figura 81. Gráficos de los residuales de las variables utilizadas en el modelo del lago Puyehue. ... | 143 |
| Figura 82. Gráfico de los residuales de las 6 variables utilizadas para confección del modelo del lago Rupanco. | 144 |
| Figura 83. Gráfico de los residuales de las 2 variables utilizadas en el ajuste del mejor modelo para el lago Llanquihue. | 145 |
| Figura 84. Gráfico de los residuales de la regresión múltiple para obtener el mejor modelo que describa la concentración de clorofila a de la columna de agua del lago Chapo. | 146 |
| Figura 85. Gráficos de los residuales de la regresión múltiple para el lago Yelcho. | 147 |
| Figura 86. Gráfico de los residuales de las 5 variables que determinan el mejor modelo para el lago Riesco. | 148 |
| Figura 87. Gráfico de los residuales del mejor modelo para el lago Sofía. | 149 |
| Figura 88. Índice de Diversidad de Shannon-Wiener entre 2014 y 2019 por lago, año y época de muestreo. | 150 |
| Figura 89. Equidad de Pielou para los 8 lagos Araucanos y Patagónicos, por año, lago y época de muestreo. | 151 |
| Figura 90. Abundancia y tipos de especies encontradas por lago entre los años 2014 y 2019 para los lagos Ranco, Puyehue, Rupanco y Llanquihue. | 152 |



| | |
|---|-----|
| Figura 91. Abundancia y tipos de especies encontradas por lago entre los años 2014 y 2019 para los lagos Chapo, Yelcho, Riesco y Sofía..... | 153 |
| Figura 92. Gráfico ternario con los índices de Carlson-Simpson calculados por lago y por año..... | 156 |
| Figura 93. Ubicación de las estaciones de muestreo de los 6 tributarios del lago Llanquihue muestreados durante 2018-2019..... | 157 |
| Figura 94. Valores de caudal instantáneo, temperatura, pH y DOC en las 12 estaciones de muestreo de los tributarios del Llanquihue durante los 3 muestreos realizados. | 158 |
| Figura 95. Concentraciones de nitrógeno total, nitrato, fósforo total, y fosfatos encontradas en las 12 estaciones de muestreo durante el muestreo de julio 2019. | 159 |
| Figura 96. Localización e imagen de las trampas de sedimentos ancladas en bahía Puerto Octay junto con los sensores de temperatura y oxígeno puestos a las profundidades de las trampas (15 y 75 m de prof)..... | 163 |
| Figura 97. Temperatura de la columna de agua durante julio y diciembre 2018 en la bahía de Puerto Octay. | 164 |
| Figura 98. Temperatura de la columna de agua durante julio y diciembre 2018 en la bahía de Puerto Octay. | 165 |
| Figura 99. Concentración de oxígeno en la columna de agua en julio y diciembre de 2018 en la bahía de Puerto Octay..... | 165 |



INDICE FIGURAS ANEXO

- Figura 1. Cuenca del lago Ranco, incluyendo en puntos rojos estaciones de muestreo del Proyecto *Didymo* de IFOP, puntos rojos oscuros indican descarga de RILEs, puntos verdes concesiones activas de pisciculturas, puntos amarillos estaciones sedimentométricas DGA, en puntos azules estaciones de calidad de agua DGA, y en puntos celestes derechos de agua asociados a ríos. Los ríos de la cuenca se marcan en café con su nombre asociado.
- Figura 2. Cuenca del lago Puyehue en azul, y del lago Rupanco en verde, incluyendo puntos rojos oscuros asociados a descarga de RILEs, puntos verdes concesiones activas de pisciculturas y en puntos celestes derechos de agua asociados a ríos. Los ríos de la cuenca se marcan en café con su nombre asociado.
- Figura 3. Cuenca del lago Llanquihue en morado, incluyendo en puntos rojos oscuros descarga de RILEs, puntos verdes concesiones activas de pisciculturas y en puntos celestes derechos de agua asociados a ríos. Los ríos de la cuenca se marcan en café con su nombre asociado.
- Figura 4. Cuenca del lago Chapo en verde claro, incluyendo en puntos azules calidad de agua DGA y en puntos celestes derechos de agua asociados a ríos. Los ríos de la cuenca se marcan en azul.
- Figura 5. Cuenca del lago Yelcho en Azul, incluyendo en puntos rojos estaciones de muestreo del Proyecto *Didymo* de IFOP y en puntos celestes derechos de agua asociados a ríos. Los ríos de la cuenca se marcan en café con su nombre asociado.
- Figura 6. Cuenca del Riesco en magenta, incluyendo en puntos celestes derechos de agua asociados a ríos.
- Figura 7. Cuenca de los lagos Cucao (naranja), Huillinco (amarillo), Natri (verde), Tarahuín (rojo) y Tepuhueico (verde claro) incluyendo puntos rojos oscuro asociados a descargas de RILEs, puntos verdes concesiones activas de pisciculturas y en puntos celestes derechos de agua asociados a ríos. Los ríos de la cuenca se marcan en café con su nombre asociado.
- Figura 8. Concentraciones de amonio ($N-NH_4$), nitrito ($N-NO_2$), nitrato ($N-NO_3$) y nitrógeno total (NT) en la columna de agua de los lagos Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo.
- Figura 9. Concentraciones de ortofosfato ($P-PO_4$) y fósforo total (PT) en la columna de agua de los lagos Ranco, Puyehue, Rupanco y Llanquihue.
- Figura 10. Transparencia (m) y concentración de clorofila ($\mu g/L$) en los lagos a-b) Ranco, c-d) Puyehue, e-f) Rupanco, g-h) Llanquihue y i-j) Chapo en época de primavera (octubre 2018). Los colores de las gráficas se encuentran asociados a el nivel trófico (rojo= eutrófico, naranja= mesotrófico, celeste= oligotrófico, verde= ultraoligotrófico).
- Figura 11. a) Transparencia (m) y concentración promedio de b) nitrógeno total ($\mu g/L$), c) fósforo total ($\mu g/L$) y d) clorofila ($\mu g/L$) en lagos Araucanos (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo) en época de otoño (mayo 2019). Los colores de las gráficas se



- encuentran asociados a el nivel trófico (rojo= eutrófico, naranja= mesotrófico, celeste= oligotrófico, verde= ultraoligotrófico).
- Figura 12. Concentraciones de amonio ($N-NH_4$), nitrito ($N-NO_2$), nitrato ($N-NO_3$) y nitrógeno total (NT) en la columna de agua de los lagos Popetán, Cucao, Huillinco, Tarahuín, Natri, Tepuhueico y San Antonio.
- Figura 13. Concentraciones de ortofosfato ($P-PO_4$) y fósforo total (PT) en la columna de agua de los lagos Popetán, Cucao, Huillinco, Tarahuín, Natri, Tepuhueico y San Antonio.
- Figura 14. Modelo conceptual nutriente (fósforo total ($\mu g/L$)) color ($mg Pt/L$) en lagos Chilotes (Popetán, Cucao, Huillinco, Tarahuín, Natri, Tepuhueico y San Antonio) en época de otoño (mayo- junio 2019). Líneas verticales punteadas indican límite entre niveles tróficos para el fósforo: ultraoligotrófico, oligotrófica, mesotrófico, eutrófico. Línea horizontal continua indica límite entre bajo y elevado color.
- Figura 15. Concentraciones de amonio ($N-NH_4$), nitrito ($N-NO_2$), nitrato ($N-NO_3$) y nitrógeno total (NT) en la columna de agua de los lagos Yelcho, Riesco y Sofía.
- Figura 16. Transparencia (m) y concentración de clorofila ($\mu g/L$) en los lagos a-b) Yelcho, c-d) Riesco y e-f) Sofía en época de primavera (noviembre-diciembre 2018). Los colores de las gráficas se encuentran asociados a el nivel trófico (rojo= eutrófico, naranja= mesotrófico, celeste= oligotrófico, verde= ultraoligotrófico).
- Figura 17. a) Transparencia (m) y concentración promedio de b) nitrógeno total ($\mu g/L$), c) fósforo total ($\mu g/L$) y d) clorofila ($\mu g/L$) en lagos Patagónicos (Yelcho, Riesco y Sofía) en época de otoño (abril-mayo 2019). Los colores de las gráficas se encuentran asociados a el nivel trófico (rojo= eutrófico, naranja= mesotrófico, celeste= oligotrófico, verde= ultraoligotrófico).



INTRODUCCIÓN

La salmonicultura es el segundo sistema de producción animal más importante a nivel mundial (Bjørndal 2002). Ha tenido un importante aumento de la producción en los últimos años, principalmente debido a la creciente demanda de nuevos productos alimenticios, sobre todo por la disminución de los recursos pesqueros (Demirak *et al.* 2006). Chile se ubica dentro de los principales productores acuícolas a nivel mundial, cuya producción es explicada en más de un 90 % por la salmonicultura. El ciclo de cultivo de salmónidos consta de fase de agua dulce “alevinaje y smoltificación” y fase agua de mar donde se realiza la “engorda” de los peces. La etapa de alevinaje se realiza principalmente en los sistemas lacustres en las regiones de los Ríos y de los Lagos (Tacon & Metian 2009). El año 2010 la acuicultura alcanzó un total de 60 millones de toneladas de productos animales alimenticios, con un valor total estimado de 119.000 millones de USD (FAO 2012), lo cual supuso un aumento de un 7,5 % con respecto a los 55,7 millones de toneladas en 2009 (32,4 millones de toneladas en 2000).

La producción de salmónidos se ha centrado en las regiones de la Araucanía, de Los Ríos, de Los Lagos y Aysén. En donde las tres primeras regiones son aquellas en donde se concentra la producción de “smolt”, específicamente en los ríos de bajo orden y lagos de la zona. Por otra parte, en los fiordos de las regiones de los Lagos y de Aysén son aquellas en donde se lleva a cabo el proceso de engorda y procesamiento de los salmones (Barton & Floysand 2010, Bustos-Gallardo 2013).

El fuerte y continuo crecimiento de la acuicultura ha generado importantes beneficios sociales e ingresos económicos, pero también ha dado lugar a diversos impactos ambientales (Holmer *et al.* 2008, David *et al.* 2009). Entre ellos destaca el aumento en el aporte de nutrientes hacia los lagos, que produce un aceleramiento del proceso de eutroficación (Smith, 2003). Este ha sido definido como el proceso de enriquecimiento de un sistema acuático producto del incremento de nutrientes, principalmente fósforo y nitrógeno (Padisák 2003), lo que ocurre de manera lenta y natural en la historia geológica de un lago, mediante el aporte gradual de nutrientes desde la cuenca (Lampert & Sommer 2007), pero que con las actividades antrópicas es acelerado y se logran condiciones eutróficas en un lapso significativamente menor. 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, Hecky & Kilham 1988, Howarth, 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). Aunque cada uno puede ser crítico por sí solo, el aumento en la carga de fósforo ha sido reconocido como el principal responsable de la eutroficación (Padisák 2003). Esto puesto que es uno de los nutrientes esenciales para el crecimiento de organismos fotosintéticos y es considerado como el elemento limitante primario que determina la productividad biológica en la mayoría de los ecosistemas acuáticos (Zohary *et al.* 2010).

La aceleración del proceso de eutroficación producto de actividades antrópicas (ej. acuicultura), genera una serie de efectos indeseables que repercuten en todos los niveles tróficos interfiriendo con la utilización del agua (Ryding & Rast 1993, Wetzel 2001, IETC 2001). Uno de los cambios



iniciales es el aumento de biomasa fitoplanctónica disminuyendo la penetración de la luz y fotosíntesis en los estratos más profundos (Horne & Goldman 1994), así ante el aumento de la disponibilidad de nutrientes en la columna de agua, se produce una rápida proliferación de organismos perifíticos (“Floraciones Algales Nocivas”) que suprimen a las macrófitas e indirectamente a la fauna bentónica asociada (Lampert & Sommer 2007, Guo *et al.* 2009). Cuando este material vegetal es degradado, se origina una disminución de los niveles de oxígeno disuelto, derivando en una serie de problemas secundarios como liberación de gases corrosivos y tóxicos para la fauna (Vollenweider 1989, Rabalais *et al.* 2009), mediante la amonificación del nitrato, desnitrificación, desulfuración y la formación de metano (Lampert & Sommer 2007), que puede resultar en la mortalidad masiva de peces en estados avanzados de eutroficación y un cambio radical en las comunidades de flora y fauna (Boyer *et al.* 2006, Guo *et al.* 2009). El detrimento en la calidad de agua que conlleva la eutroficación, aumenta la incidencia de Floraciones Algales Nocivas (FAN) que pueden producir eventos de anoxia y toxicidad (Cyanophyceae), u obstrucción de filtros y branquias de peces (algas filamentosas). Además, se generan problemas estéticos y a la salud humana, aumentando la ocurrencia de enfermedades como el tifus y el cólera (IETC 2001). Finalmente se ven afectados la mayor parte de servicios proporcionados por los ecosistemas (Carpenter *et al.* 1999, Mäler 2000) produciendo importantes pérdidas económicas.

A partir de estas problemáticas se ha desarrollado el concepto de “capacidad de carga”, el cual fue propuesto por Park & Burgess (1921), y se define convencionalmente como el máximo tamaño poblacional de una especie que puede soportar un área o ecosistema determinado, sin reducir su capacidad de soportar a la misma especie en el futuro. Este concepto es un componente esencial de la teoría de desarrollo sostenible y relaciona a la integridad eco-ambiental con el desarrollo socio-económico (Zhong-gen *et al.* 2014). Establece límites concretos, ya sea en relación al tamaño de la población, dada la cantidad de recursos, o a la capacidad de los ecosistemas para asimilar los residuos de las actividades antrópicas (Arrow *et al.* 1995). En relación a dicho concepto, se han desarrollado diversos modelos que permiten estimar la capacidad de carga de ecosistemas lacustres (Dillon & Rigler 1974). Sin embargo, la mayoría se basan principalmente en la concentración de fósforo y apuntan a determinar el número máximo de individuos de una población cultivada que el ambiente puede soportar en un periodo de tiempo, teniendo en cuenta las limitaciones de los factores físicos y ambientales (Riascos *et al.* 2012) e incluyendo aportes de fosforo desde fuentes externas puntuales o difusas. La correcta evaluación o estimación de esta cantidad permite calcular, con anterioridad, el potencial productivo de un cuerpo de agua, para su eventual uso en acuicultura y ajustar los procedimientos de operación, para evitar el deterioro de la calidad del agua (Bottom 1997, Stickney 2003).

Dentro de los modelos más utilizados en acuicultura intensiva destaca el propuesto por Vollenweider (1968), quien diseñó un modelo para la estimación de la concentración de nutrientes en el agua de los lagos, basado en el principio de conservación de la masa, y correlacionó las concentraciones de varios nutrientes con variables indicadoras de procesos de eutrofización, como cambios en clorofila-a, transparencia, entre otros. Posteriormente, Dillon & Rigler (1974) utilizaron el principio de balance de masa del fósforo de Vollenweider (1968) y definieron una serie de parámetros físicos y ambientales de más fácil medición, para hallar una expresión para la concentración de fósforo disuelto en estado estacionario. El modelo ha sido aplicado y validado, tanto en zonas templadas como en tropicales (Dillon *et al.* 1993, Buyukcapar & Alp 2006). Otro modelo ampliamente utilizado



en acuicultura intensiva (ej. Wicki & Luchini 2002, Pulatsü 2003, Rojas-Carrillo & Aguilar-Ibarra 2012) corresponde al de Beveridge (1986), basado en los modelos iniciales de Vollenweider (1968) y Dillon & Rigler (1974), donde relaciona la cantidad de peces cultivados con la concentración máxima admisible de fósforo. Más recientemente, se ha desarrollado un modelo dinámico de capacidad de carga (MDCC), basado en la fórmula de Dillon & Rigler (1974), incluyendo además la evolución temporal de la biomasa de peces y del fósforo (Riascos *et al.* 2012).

Para el manejo de la eutroficación de los lagos, es fundamental clasificar los sistemas acuáticos de acuerdo a su estado trófico, ya que este expresa la relación entre la cantidad de nutrientes del sistema y el incremento de la materia orgánica en el mismo (Ryding & Rast 1993); es la categoría de calidad que representa al estado de producción biológica, determinado por la cantidad de nutrientes, los factores físicos y químicos del sistema (CONAMA 2004). Así los lagos y embalses pueden clasificarse según su trofia en: oligotróficos, mesotróficos, eutróficos e hipereutróficos según sea la concentración de nutrientes en el sistema, y/o según manifestaciones ecológicas por la carga de nutrientes.

Las categorías de trofia de los lagos se basan generalmente en la concentración de fósforo y nitrógeno total, concentración de clorofila-*a* (C_{la}) y en la variabilidad del disco Secchi (OCDE 1982, CONAMA 2004, Nüremberg 1996, IETC 2001). A menudo es difícil establecer límites estrictos para estas categorías debido a variaciones regionales en los rangos de parámetros limnológicos. En términos generales, los lagos y embalses oligotróficos se caracterizan por bajos aportes de nutrientes, baja concentración de C_{la} T, escasa productividad primaria, alta transparencia y biota diversa (Smith *et al.* 1999, IETC 2001, CONAMA 2004). Estos lagos además de mantener su condición natural, conservando su flora y fauna nativa, ofrecen un aspecto atractivo para algunas actividades, tales como la recreación, el turismo, la acuicultura y la pesca deportiva. En contraste, los sistemas eutróficos tienen grandes aportes de nutrientes y alta productividad primaria, baja transparencia y abundante biomasa de poca diversidad de especies con mayor proporción de Cyanophyceae que las aguas oligotróficas (IETC 2001), presentan menor contenido de oxígeno, además de una zona litoral ancha y somera, plantas litorales en gran número, abundante biomasa fitoplanctónica (Ryding & Rast 1993), bentos profundo pobre en especies e inexistencia de peces estenotermos en el hipolimnion (Antimán & Martínez 2005).

Ante esto, la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, a través del Fondo de Investigación Pesquera (FIP), realizó estudios orientados a conocer los efectos de la salmonicultura en los lagos donde se desarrollaron y desarrollan actualmente actividades de acuicultura, estableciendo condiciones de utilización de estos cuerpos de agua y sus capacidades de carga. Estos estudios determinaron que, en todos ellos, la capacidad de carga se encontraba en su punto límite o superado por los aportes generados por la industria.

La literatura disponible referente a los estudios de capacidad de carga y de salmonicultura en lagos se encontraba poco actualizada, lo que llevó a la autoridad a realizar nuevos estudios limnológicos en los lagos Araucanos y Chilotes, a través de este proyecto y sus etapas sucesivas. Esto con la finalidad de ampliar la información con la cual la autoridad pueda establecer las exigencias según el estado ambiental de estos cuerpos de agua y, además permitir adoptar decisiones adecuadas y oportunas frente al eventual crecimiento de la industria salmonera en Chile.



El presente estudio dará continuidad al proceso de actualización de información ambiental de los lagos Araucanos y Chilotes en los cuales se desarrolla la actividad acuícola iniciado el 2012, principalmente aportando con información respecto a su funcionamiento y capacidad de carga que permita un mejor manejo de las actividades de acuicultura. Ampliando la información existente con la cual la autoridad podrá establecer exigencias acordes con el estado ambiental de estos cuerpos de agua.

Las actividades de acuicultura en lagos, se ha centrado en el cultivo de salmónidos, desarrollándose más activamente en la zona sur austral del país (entre la XIV a la XII regiones), concentrándose en los lagos denominados Araucanos y de Chiloé (X región).

Desde la entrada en vigencia de la normativa ambiental sectorial, “Reglamento Ambiental para la Acuicultura” el año 2001, en la que se establece la evaluación de los centros de cultivo en función de sus efectos en sedimentos y columna de agua, ha puesto de manifiesto el impacto que ha tenido la salmonicultura en los lagos del sur de Chile al reflejar condiciones anaeróbicas consecutivas en el 20 % de los centros de cultivo localizados en ellos. Lo anterior, ya habría sido señalado en estudios de capacidad de carga y de salmonicultura en algunos de estos lagos de la X región (proyectos FIP realizados entre 1994 y 1999).

Actualmente la Ley General de Pesca y Acuicultura, reconoce los impactos ambientales que puedan generar dicha actividad y la necesidad de prevenir su aparición, estableciendo dentro de sus actuales exigencias el mantener el equilibrio ecológico de las zonas concedidas y que los centros de cultivo operen en niveles compatibles con las capacidades de carga de los cuerpos de agua. Así mismo, reconoce la fragilidad de los cuerpos de agua lacustres en los que se desarrolla la salmonicultura y, la importancia de mantener en éstos condiciones que permitan el desarrollo de la vida en general, al establecer que aquellos que presenten condiciones anaeróbicas tres veces serán caducados.

La necesidad de generar una propuesta de programa de monitoreo de los lagos con acuicultura nace del compromiso del estado de Chile de conocer el estado ambiental y proteger la calidad del ambiente lacustre. Proviene de los lineamientos establecidos en la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA), y las modificaciones realizadas a ella en temáticas de acuicultura por la Ley N°20.434 / 2010, la cual indica que se elimina la posibilidad de establecer áreas aptas para la acuicultura en ríos no navegables y en lagos. Además, se incorpora el concepto de capacidad de carga y que se asegure la vida acuática, así como también la prevención del surgimiento de condiciones anaeróbicas para quienes exploten concesiones de acuicultura en cuerpos de agua lacustres, fluviales y marítimos, lo anterior sumado a que el reglamento D.S. N° 168-2011 modifica al D.S. N° 320-2001 establece que las medidas de protección del medio ambiente para que los establecimientos que exploten concesiones de acuicultura deben operar en niveles compatible con las capacidades de los cuerpos de agua lacustres, fluviales, y marítimo, requiere de informes técnicos de la SUBPESCA y de los consejos zonales de pesca. Ley N° 20.657 /2013 modificación a la ley N°18.892 esta Ley incorpora a la LGPA el objetivo de conservar y realizar un uso sustentable de los recursos hidrobiológicos, mediante la aplicación del enfoque precautorio. Modifica en el ámbito de la sustentabilidad de recursos hidrobiológicos, acceso a la actividad pesquera industrial y artesanal y regulaciones para la investigación y fiscalización.



Los monitoreos de calidad ambiental lacustre, no solo sirven en temáticas de acuicultura, sino que son un resguardo para la calidad ambiental y estado trófico de estos lagos en general. Monitorear y reportar el estatus y tendencias de los lagos con acuicultura, aporta al estado y a la población de Chile con antecedentes estratégicos para conocer qué actividades se pueden/deberían realizar en dichos lagos y las medidas precautorias que es necesario tomar para realizar un uso sostenible de los recursos hídricos y su cuenca.

La red de monitoreo de los lagos con acuicultura comprende actualmente 15 lagos distribuidos entre las regiones de los Ríos, pasando por la región de los lagos, y Aysén hasta llegar a Magallanes. Podemos agrupar a estos lagos en Araucanos, Chilotes y Patagónicos, dado que comparten características en común principalmente geomorfológicas y climáticas, sin embargo, son todos diferentes y con peculiaridades que le otorgan un mayor o menor grado de vulnerabilidad.

El monitoreo de este estudio, se inició el año 2012, con una red de monitoreo de 6 lagos en la primera etapa comprendiendo los lagos Rupanco, Llanquihue, Chapo, Huillinco, Natri y Tarahuín llevada a cabo por Woelfl et al., 2013, luego el año 2014 se aumentaron tres lagos más el Ranco, el Puyehue y el Cucao, luego el 2015 se incluyeron a la red de monitoreo los lagos Popetán, Tepuhueico, Yelcho y Riesco, finalmente el año 2016 se completó la red de monitoreo de lagos con acuicultura al adicionar los lagos San Antonio y Sofía. Desde el año 2014 hasta hoy este estudio es realizado por el Instituto de Fomento Pesquero.

Luego de 7 años de haberse iniciado este estudio, se ha obtenido vasta información. Éstos antecedentes, tienen como objetivo proveer a la autoridad sectorial en acuicultura en la toma de decisiones, por tanto, los antecedentes deben ser fundamentados en data robusta y concreta. Estos antecedentes influirán respecto de la operación de las actividades de acuicultura en los lagos, de modo que estas actividades se realicen sin sobrepasar la capacidad de carga ni interferir con el equilibrio ecológico del sistema. Este equipo científico-técnico y la autoridad sectorial consideraron que era necesario perfeccionar la información que se está entregando a la autoridad, progresando de un estudio de evaluación de calidad ambiental a un programa de monitoreo del estado ambiental.

Un Programa de Monitoreo de Calidad de Agua consiste en realizar mediciones de largo plazo, con una frecuencia establecida de determinados parámetros físicos, químicos y biológicos, siguiendo metodologías estandarizadas en uno o varios sistemas acuáticos de un área determinada, que requieren un seguimiento, una evaluación de su evolución y la entrega de información, de una manera tal que los principales actores involucrados, por ejemplo, autoridades, servicios públicos, empresas y ciudadanía en general, conozcan, comprendan y tomen decisiones de una manera informada (Parra et al 2013).



1. 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. Recopilar la información disponible, bibliográfica y/o de proyectos, de los tributarios más relevantes de los lagos donde se desarrollan actividades de acuicultura, definidos en el presente estudio.
2. Realizar campañas de monitoreo que permitan completar la información de las variables y los análisis de la condición ambiental y de capacidad de carga en los lagos estudiados, considerando además los principales tributarios de estos cuerpos de agua.
3. Proponer un plan de monitoreo para el seguimiento ambiental de los lagos donde se realizan actividades de acuicultura.
4. Realizar monitoreos de determinadas variables ambientales en lagos selectos, tendientes al seguimiento de su condición ambiental.



2. METODOLOGÍA

3.1. Objetivo específico 1

Recopilar la información disponible, bibliográfica y/o de proyectos, de los tributarios más relevantes de los lagos donde se desarrollan actividades de acuicultura, definidos en el presente estudio.

Para obtener información del estado ambiental de los tributarios de todos los lagos estudiados, se realizó una búsqueda en la literatura científica técnica en las temáticas como, por ejemplo:

- Descripción del ambiente.
- Variables ambientales físicas, químicas y biológicas (se considerará la información generada del proyecto de *Didymosphenia geminata* (en ejecución por el IFOP, entre otros antecedentes).
- Estado trófico/calidad de agua.
- Presencia de actividades generadoras de RILES en la cuenca del río (Incluido solicitud de RILES al MMA-SISS).
- Mediciones de caudal y estación meteorológica, de acuerdo a la información histórica de la DGA u otras fuentes disponibles.

3.2. Objetivo específico 2

Realizar campañas de monitoreo que permitan completar la información de las variables y los análisis de la condición ambiental y de capacidad de carga en los lagos estudiados, considerando además los principales tributarios de estos cuerpos de agua.

Para el desarrollo de este objetivo se considera el estudio de 15 lagos (Figura 1), en los cuales se haya realizado o continúa realizando actividades de acuicultura. El estudio incluye 5 lagos Araucanos (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo), 7 lagos Chilotes (Popetán, Cucao, Huillinco, Tarahuín, Natri, Tepuhueico y San Antonio) y 3 lagos Patagónicos (Yelcho, Riesco y Sofía).

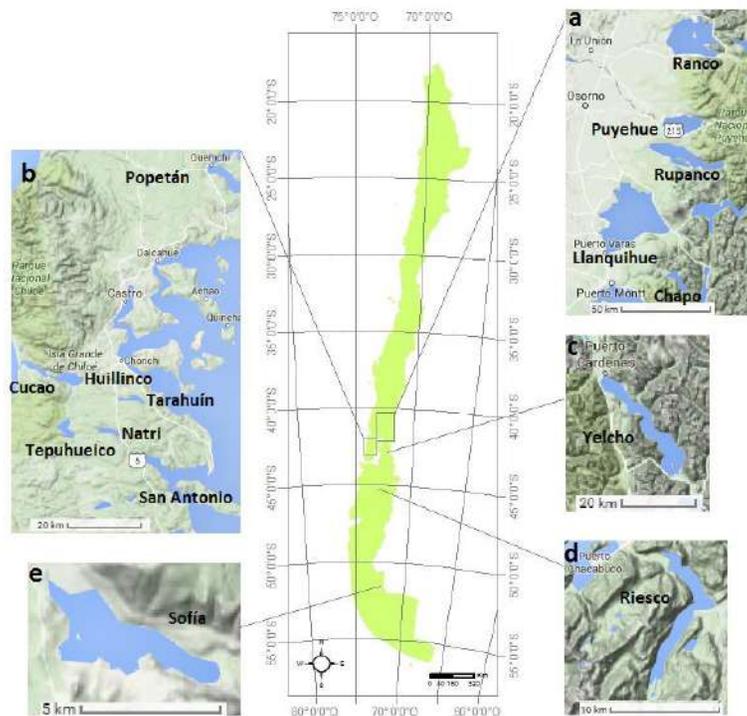


Figura 1. Lagos Araucanos (a), Chilotes (b) y Patagónicos (c, d, e) en estudio.

En esta etapa del proyecto los lagos Huillinco y Cucao serán considerados como un solo sistema lacustre, el que denominaremos “Sistema lacustre Huillinco-Cucao”. Estos lagos poseen esta consideración particular debido a que se encuentran conectados por medio de un canal, que posee una profundidad máxima entre 8 y 16 m al centro del canal (Figura 2). Por lo tanto, esta conexión genera que ambos lagos tengan una influencia constante uno sobre el otro lago. Esta consideración la realizaremos al tratar los cuerpos de agua como sus cuencas.

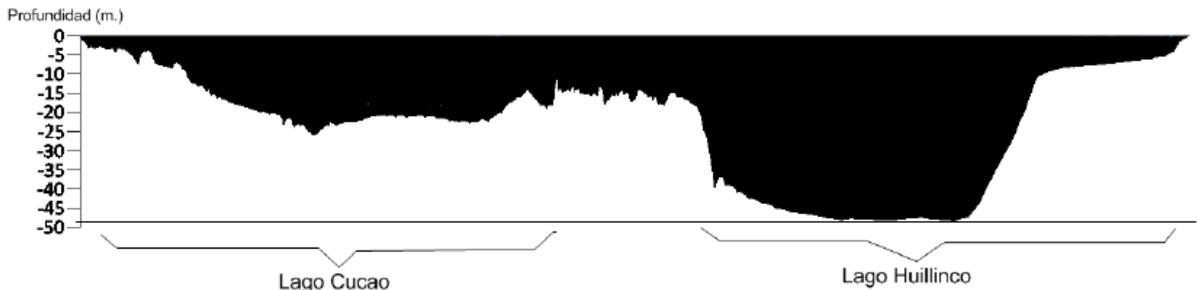


Figura 2. Perfil vertical del sistema lacustre Huillinco-Cucao.

3.2.1. Balance hidrológico y de nutrientes

En todos los lagos en estudio se realizó un balance hidrológico y de nutrientes, según la siguiente metodología según la metodología descrita a continuación.

a) Caracterización de los usos de suelo de las cuencas de los lagos

Para cada lago, con el fin de estimar los aportes de nutrientes desde fuentes difusas, se determinó la superficie de la cuenca ocupada por los distintos usos de suelo mediante la utilización del catastro vegetacional de Chile (CONAF-CONAMA-BIRF 2007, 2013) y sus actualizaciones regionales, utilizando el software ArcGis 10.

b) Balance hidrológico

Se realizó una estimación del balance hidrológico anual actualizado para el año 2018 para los lagos considerados en este objetivo, utilizando la siguiente ecuación:

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

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 en la IV etapa del 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 1972). Las características de los suelos y las series de suelo se obtendrán a partir de los mapas de SERNAGEOMIN y de literatura.

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

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

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

$$b) S = (25400 - 254 CN) / CN$$

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 de la DGA cercanas a los lagos, actualizadas al año 2018.

En relación a la evaporación de cada lago, se utilizaron los datos disponibles en la red (DGA, Balance Hidrológico 1987). La variación de la reserva del lago se consideró igual a cero en un balance hidrológico anual para los lagos en estudio.

Para el caso de los lagos Popetán, Tarahuín, Natri y Tepuhueico no se cuenta con información fluviométrica óptima para representar el comportamiento hidrológico del desagüe de los lagos Chilotes, por lo tanto, se utilizó el método de transposición de cuencas.

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 utilizado para la generación de caudales se detalla a continuación:

- Selección de una estación fluviométrica que se considere representativa.



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

$$FT = \frac{(P1 - E1) * \text{Área1}}{(P2 - E2) * \text{Área2}}$$

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:

Donde:

Q1: Caudal generado.

Q2: Caudal conocido.

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

Considerando la información disponible, se utilizó el método descrito para realizar una transposición de datos desde la subcuenca definida por la estación 'Río Vilcún en Belbén' hasta la subcuenca definida por el desagüe de los lagos Popetán, Tarahuín, Natri y Tepuhueico.

Una vez determinado el caudal medio anual, se determinan las curvas de variación estacional de precipitación para distintas probabilidades de excedencia, en base a una serie mensual de una estación representativa.

A partir de ello, se obtiene las salidas de agua de cada lago. En el caso específico de los lagos Huillenco y Cucao, que presentan influencia marina, se realizarán mediciones de cambios en los niveles del agua.

c) Balance de nutrientes

Para cuantificar las entradas, salidas del lago, 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 1 | $d[P]/dt * V = J_{ext} + J_{int} - \sigma * [P] * V - \rho [P] * V$ |
|-------------------|---|

Donde:

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

V: Volumen lago (m³).



- Jint: Aporte fósforo interno (mg/dt).
Jext: 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 son:

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

Para resolver el balance de nutrientes es necesario determinar:

- (a) Carga externa de P total al lago.
- (b) Contenido de fósforo total contenido en el lago.
- (c) Descarga por el efluente.
- (d) Permanencia, sedimentación, deposición y/o resuspensión de los nutrientes.

Carga externa de P total al lago. 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 2 | $Jext = Lcuenca + LAfluentes + Lprec + LHum$ |
|-------------------|--|

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 (Oyarzún *et al.* 1997, Godoy *et al.* 2001, Oyarzún *et al.* 2004, Lozano *et al.* 2011, Little *et al.* 2008 a, b, Oyarzún *et al.* 2007, entre otros).

La carga de fósforo que aporta la salmonicultura (en balsas jaulas) ya ha sido calculado con anterioridad en la III y IV etapa del proyecto. Éste calcula el aporte de PT por parte de la acuicultura a través de la data entregada por SUBPESCA de la biomasa producida por concesión acuícola. La carga de fósforo sobre el lago, se determina realizando un retrocálculo 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 muestra la misma tendencia temporal que la producción neta de los peces. En algunos lagos (tales como en su mayoría los lagos Chilotes, Chapo y Sofía), en donde no se registró producción de salmónidos para el año 2018, se consideró calcular el aporte



histórico de la salmicultura a estos cuerpos de agua dependiendo de su tiempo de renovación (calculado en años), además del tiempo que requiere el fósforo total para alcanzar su equilibrio. En el caso que el tiempo de renovación del cuerpo de agua es cercano a un año, se calculó el aporte de la salmicultura sólo para dicho año (como es el caso para los lagos Yelcho y Riesco).

La carga de fósforo total aportada por la población ubicada en la cuenca de los lagos en estudio, se calculó según la metodología de las etapas anteriores 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 4,1 gr de P. La descarga directa de cada casa va dirigida a un pozo séptico, siendo el coeficiente de retención del suelo de una salida de un pozo séptico de 0,2 (CENMA 2007). 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 y de las declaraciones de Impacto Ambiental.

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 3 | 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.

Para los lagos en donde la batimetría existente no estaba en forma detallada, como es el caso de los lagos San Antonio y Sofía, se realizó un estudio más acabado en cuanto a su batimétrico, para posterior cálculo de curva hipsográfica.

Descarga por el efluente. Se asume, según el modelo de Vollenweider, que la concentración de nutrientes en el efluente es igual a la concentración promedio en la columna de agua del lago. Para el caso de los efluentes de los lagos Popetán, Tarahuín, Natri y Tepuhueico la descarga o salida de agua fue multiplicado por el promedio de la concentración de fósforo de la columna de agua desde las estaciones control de máxima profundidad.



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

| | |
|-------------------|---|
| Ecuación 4 | $L_{efl} = Q_1 * [P]_1 + Q_2 * P_2 + \dots + Q_n * P_n$ |
|-------------------|---|

Donde:

L_{efl}: Egreso de fósforo (ej. en kg o ton) por efluente durante un año.

Q_n: 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.

3.2.2. Capacidad de carga

Los análisis de capacidad de carga se actualizaron para los lagos Araucanos (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo) y Patagónicos (Yelcho, Riesco, Sofía). Para el caso del lago Sofía en esta etapa del proyecto es la primera vez que se le calcula la capacidad de carga. Para efectuar los cálculos de capacidad de carga se debe realizar el balance hidrológico y de nutrientes según lo descrito en el punto 3.2.1

Carga crítica y actual

Para calcular la carga crítica y actual de P por lago, se utilizó el modelo desarrollado por la OECD (1982) con información actualizada al 2018. 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 temperados con una profundidad máxima entre 18 y 300 m.

| | |
|-------------------|--------------------------------------|
| Ecuación 5 | $L_c = 10 q_s \cdot (1 + \sqrt{Tw})$ |
|-------------------|--------------------------------------|

Donde:

L_c: Carga crítica de fósforo por área del lago por año (mg/m²*año).

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

tw: Tiempo de renovación del agua (años).

q_s: Carga hidráulica (z/Tw).

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 de cada lago de acuerdo a las fórmulas predictivas de Vollenweider (1976). Estos valores se compararon con lo obtenido en los ingresos del balance de nutrientes cotejando así la predictibilidad de este modelo.

La carga actual de PT en el lago se calculó con la siguiente fórmula:



$$\text{Ecuación 7} \quad L_c \text{ (mg/m}^2\text{/año)} = P_{\text{total}} * z / T_w / (1-R)$$

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 ($R = 1 / (1 + (1/\sqrt{T_w}))$).

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

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

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).

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

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:

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

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

3.2.3. Caracterización de columna de agua y sedimento

a) Época y puntos de muestreo en los lagos

Para el cumplimiento de este objetivo se realizaron muestreos con periodicidad anual, las fechas en las que se efectuaron los muestreos de los 15 lagos en estudio se indican en la Tabla 1 del anexo. Para la realización del estudio de estos lagos se mantuvo el mismo diseño de muestreo y estaciones que en etapas previas (Figura 3, Figura 4 y Figura 5, Anexo Tabla 2, 3 y 4). En cada lago se seleccionaron puntos de muestreo asociados a cada uno de los centros de cultivos y sitios control en áreas de mayor profundidad de cada lago (Figuras 1, 2 y 3). En las estaciones selectas se midieron variables fisicoquímicas de la columna de agua y se tomaron muestras para el análisis de comunidades zooplanctónicas y fitoplanctónicas.

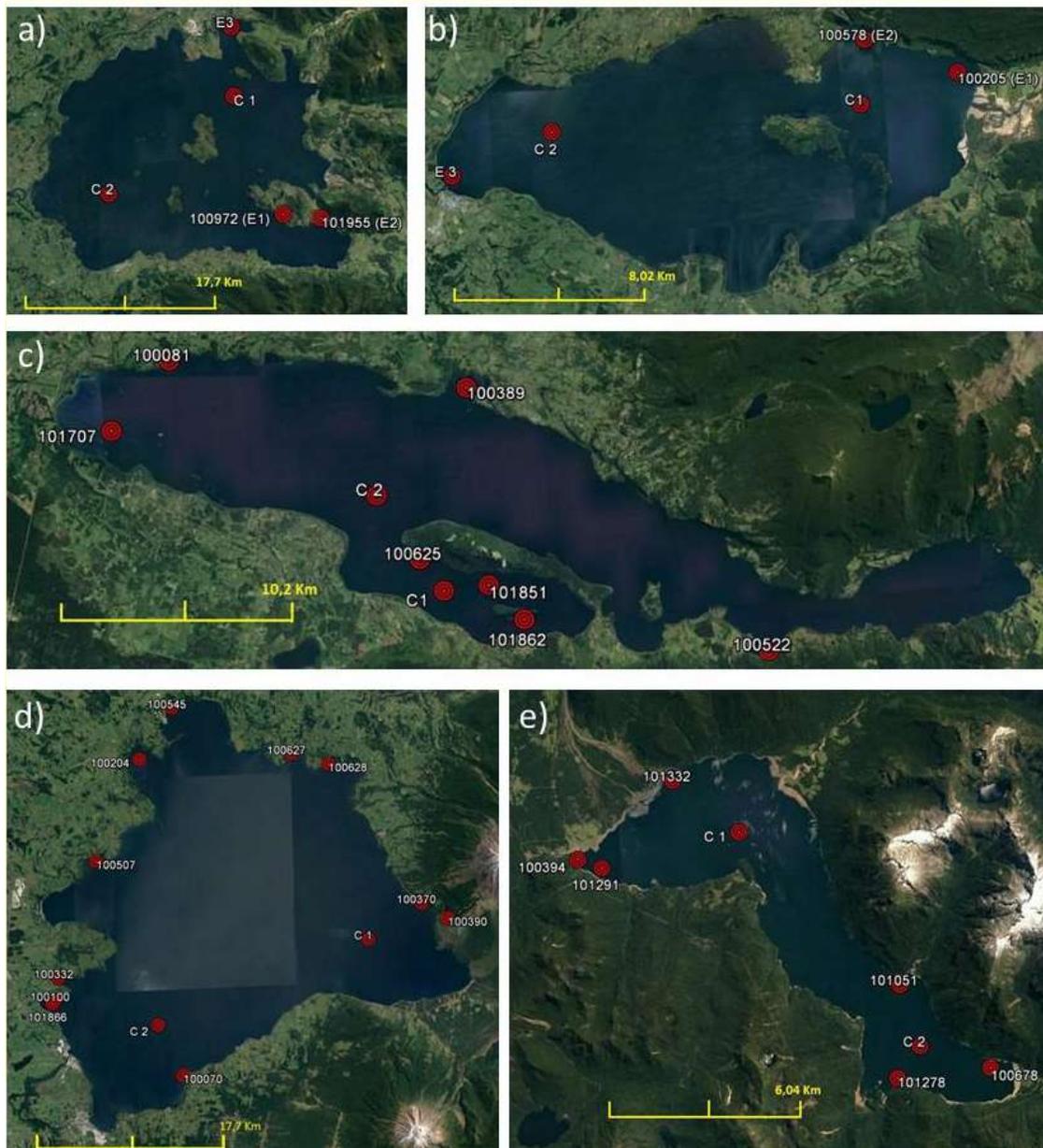


Figura 3. Estaciones de muestreo en los lagos Araucanos en estudio (a= lago Ranco, b= lago Puyehue, c= lago Rupanco, d= lago Llanquihue, e= lago Chapo).

Así también, debió realizarse un muestreo de resguardo el cual se realizó en otoño del año 2019, en el cual se tomaron muestras de columna de agua en todos los lagos en estudio, exclusivamente en la estación control.

Para la evaluación de los sedimentos, se mantuvieron las estaciones establecidas en la V etapa. Se tomaron muestras en dos bahías, las que tenían un mayor impacto sedimentológico. El criterio de selección de las bahías se basó en: valores de materia orgánica mayor a 10 %, pH menor a 7,1, potencial redox menor a 50 mV y/o mayor producción acuícola. En estas estaciones se tomaron

muestras para análisis de materia orgánica y granulometría en 3 puntos de cada estación seleccionada, midiendo *in situ*, temperatura, pH y potencial redox (Anexo Tabla 5, 6 y 7).

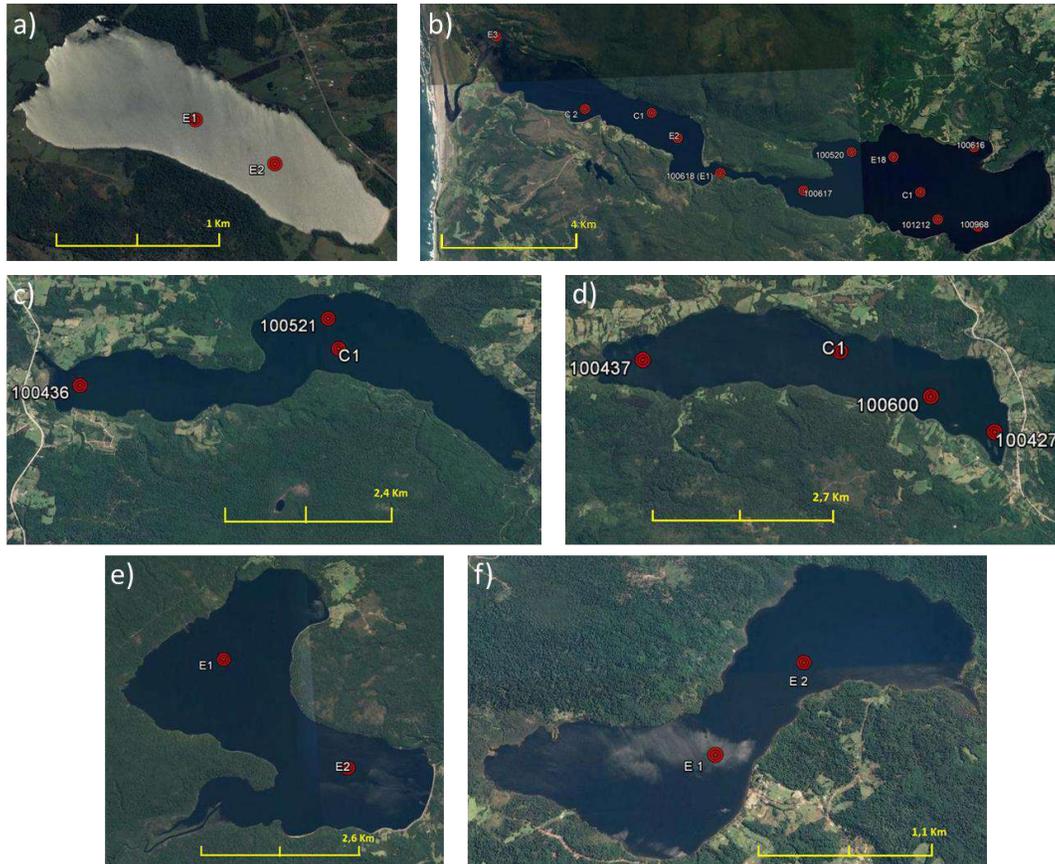


Figura 4. Estaciones de muestreo en los lagos Chilotes en estudio (a= lago Popetán, b= sistema lacustre Huillinco-Cucao, c= lago Tarahuín, d= lago Natri, e= lago Tepuhueico, f= lago San Antonio).

b) Variables fisicoquímicas 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 2, 3 y 4) utilizando una sonda multiparamétrica.

En puntos discretos de la columna de agua, se tomaron muestras de agua con una botella Niskin para la realización de análisis de fósforo total (PT), ortofosfato (P-PO_4), nitrógeno total (NT), amonio (N-NH_4^+), nitrito (N-NO_2^-), nitrato (N-NO_3^-) y sílice (Si-SiO_2), mediante la utilización de una botella Niskin. De los cuales se extrajeron 500 ml para el análisis de PT, P-PO_4^{3-} , NT, N-NH_4^+ , N-NO_2^- y N-NO_3^- y 125 ml para análisis de SiO_2 . Las muestras obtenidas se almacenaron en botellas plásticas a -20°C hasta el momento del análisis en laboratorio.

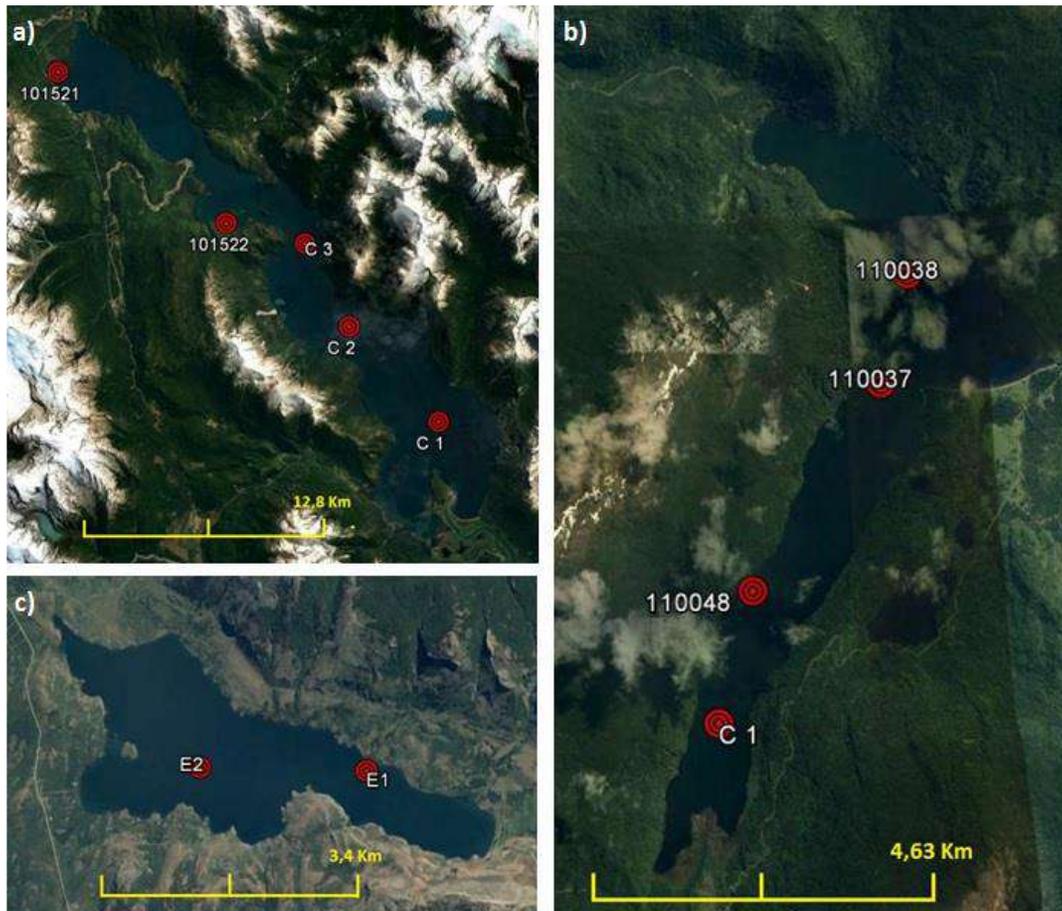


Figura 5. Estaciones de muestreo en los lagos Patagónicos en estudio (a= lago Yelcho, b= lago Riesco, c= lago Sofía).

Los análisis de PT, $P-PO_4^{3-}$, NT, $N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$ y $N-NO_3^-$ se realizaron mediante las metodologías descritas en Standard Methods (2012) (PT: 4500-P E, L.D.: 0,005 mg P/L; $P-PO_4^{3-}$: técnica 4500-P E, L.D.: 0,003 mg P/L; NT: 4500 B, D, N org B-Nitrógeno Total, L.D.: 0,1 mg N/L; $N-NH_4^+$: técnica 4500-NH₃ BD, L.D.: 0,03 mg N/L; $N-NO_2^-$: técnica 4500-NO₂ B, L.D.: 0,02 mg N/L; $N-NO_3^-$: técnica 4500-NO₃ B, L.D.: 0,01 mg N/L). Los análisis de nutrientes del muestreo de otoño de 2019 se realizaron en el laboratorio LIMNOLAB de la Universidad Austral de Chile, a cargo del Sr. Stefan Woelfl. El silíce se analizó según la metodología de Strickland & Parson (1972), con un límite de detección de 0,005 mg/L.

Finalmente, en los lagos Chilotes se tomaron muestras de agua para la obtención de carbono orgánico disuelto (DOC) y caracterización de la materia orgánica disuelta (DOM), para esto se tomaron 125 ml de muestra de agua por medio una botella Niskin a las mismas profundidades de los nutrientes y clorofila-a (Anexo Tabla 3), las muestras de agua fueron filtradas por medio de un filtro de 0,22 μm y refrigeradas. La concentración de COD se obtuvo por medio de la técnica combustión a alta temperatura con un autoanalizador HighTOC (Elementar Systems) con un límite de detección de 0,1 mg L⁻¹. En tanto, la caracterización de DOM se realizó por medio de espectrofluorimetría y espectrofotometría asociado a un análisis de factores paralelos (PARAFAC), para la generación de



un modelo DOM. Estos análisis se realizaron en el laboratorio de Ecología Aplicada de la Universidad Austral a cargo del Sr. Jorge Nimptsch.

c) Fitoplancton y Clorofila-a

Para el muestreo de clorofila-a se utilizó el mismo contenido de la botella Niskin (capacidad 5 L) 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, 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 %. La clorofila-a fue analizada por fluorometría según Standard Methods (2012).

Para el muestreo de fitoplancton se consideró obtener una muestra representativa de la riqueza de cada estación de muestreo. Se realizaron muestreos de fitoplancton cualitativo y cuantitativo. El muestreo de fitoplancton cualitativo se realizó en todas las estaciones de columna de agua, mediante la utilización de una red de $25\ \mu\text{m}$, la cual se sumergió hasta 40 m de profundidad, o hasta 2 m sobre el fondo cuando la profundidad fue menor, subiendo a una velocidad constante y pausada, luego se concentró la muestra eliminando el exceso de agua hasta lograr una muestra de 125 ml. La muestra fue fijada con formalina al 4 % (1,3 ml) obteniendo una muestra integrada desde la superficie hasta los 40 m de profundidad (epilimnion).

Las muestras de fitoplancton cuantitativo se conformaron por muestras integradas de la columna de agua, desde la superficie hasta los 40 m de profundidad. Para ello, se colectaron sub-volúmenes iguales y equidistantes en la columna de agua. De cada lance se tomaron muestras discretas de 125 ml en superficie, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35 y 40 m de profundidad. Luego se homogenizaron todas las sub-muestras en un contenedor, integrándose en una sola muestra. Desde este contenedor se extrajeron 125 ml y fueron fijados con 1,6 ml de lugol.

Para el estudio del fitoplancton, se realizaron 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 3 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 Utermöhl en la manera de observar las cámaras de sedimentación principalmente. Consistente 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).



d) Zooplancton

Para el muestreo de zooplancton, en cada estación de muestreo de columna de agua, se utilizó una red de 80 μm (apertura: 40 cm), la cual se sumergió hasta 60 o 2 m sobre la profundidad máxima cuando ésta fue menor de 60 m. La muestra se almacenó en frascos de 125 ml y se fijó con alcohol al 70 %. Para conocer el volumen que filtró 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).

e) Sedimento

El estudio de sedimentología se realizó en al menos dos estaciones de muestreo cercanas a concesiones de acuicultura en todos los lagos estudiados. Para el análisis de sedimento se extrajeron muestras en cada punto ($n=3$) mediante la utilización de una draga (de 0,05 m² de mascada) con cierre hermético con ventanas abatibles (Petit Ponar, Wildco) controlada por un huinche. Las estaciones se declararán de fondo duro después de 5 lances de draga donde no se obtuvo muestra.

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 fueron extraídos desde la ventana opuesta hasta los primeros 3 cm para el análisis granulométrico y textural. Todas las muestras fueron depositadas en cajas térmicas a una temperatura máxima de 4 °C, debidamente etiquetadas y trasladadas al laboratorio para su análisis.

El análisis granulométrico se realizó mediante tamizado, que permite 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 psefítica (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.



La 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 h. Posteriormente se tararon los crisoles, se pesaron con las submuestras, las cuales fueron posteriormente calcinadas a 450 °C (mufla) durante 5 h. 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).

f) Estado ambiental de tributarios de la cuenca del lago Llanquihue.

Para el desarrollo de este ítem del objetivo 2 se realizó una prospección de los 6 principales tributarios de la cuenca del Lago Llanquihue, que contaran con actividades antrópica en sus cuencas. Para la evaluación del estado ambiental de los tributarios se realizaron 2 campañas de muestreo, en épocas contrastantes. La primera campaña se realizó entre el 16 y el 18 de mayo del 2018 y la segunda campaña se llevó a cabo entre el 11 y 13 de septiembre del 2018. Dado a problemas analíticos del laboratorio externo, específicamente del análisis de nutrientes, se organizó una tercera campaña de muestreo, en mayo del 2019.

Se seleccionaron 2 estaciones a lo largo del cauce del tributario para determinar posibles cambios de las variables en estudio. Se colectaron muestras de agua para la obtención de fósforo total (PT), nitrógeno total (NT), carbono orgánico disuelto y clorofila-*a*. El análisis de estas muestras se desarrolló según lo descrito en los ítems b y c. Así también se midió *in situ*: caudal, temperatura, pH y oxígeno.

3.2.4. Estado trófico

Para evaluar el estado trófico de los lagos Araucanos y Patagónicos se utilizaron las siguientes variables de trofía: transparencia, fósforo total, nitrógeno total y clorofila-*a*. Para determinar el estado trófico (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico) los rangos ocupados para cada variable trófica son los establecidos en la Guía de Norma Secundaria (CONAMA 2004), de acuerdo a la siguiente tabla:

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

| | Ultraoligotrófico | Oligotrófico | Mesotrófico | Eutrófico |
|----------------------------|-------------------|--------------|-------------|-----------|
| Transparencia (m) | > 20 | 20 - 10 | 10 - 5 | < 5 |
| Fósforo total (µg/L) | < 5 | 5 - 10 | 10 - 20 | > 20 |
| Nitrógeno total (µg/L) | < 60 | 60 - 250 | 250 - 400 | > 400 |
| Clorofila- <i>a</i> (µg/L) | < 1 | 1 - 3 | 3 - 10 | >10 |

Mientras que 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). Este modelo conceptual se basa en la utilización de dos variables, fósforo total (µg/L) y color (mg Pt/L) (Williamson *et al.* 1999, Webster *et al.* 2008). Como límite de fósforo total utilizamos la concentración de 10 µg/L, que corresponde al límite de un estado oligotrófico en sistemas lacustres. Para la variable de color se utilizó como límite 20,46 mg Pt/L (Webster *et al.* 2008), para definir entre bajo y elevado color del lago.



El análisis de color se realizó según la metodología de Kirk (2011). Para ello, se tomaron muestras de agua en profundidades y estaciones definidas (Anexo Tabla 3). Las muestras fueron filtradas a través de filtros de policarbonato de 0,2 μm de poro, almacenadas en botellas de polipropileno de 125 ml y refrigeradas hasta su análisis. Los espectros totales se obtuvieron por medio de un espectrofotómetro Shimadzu UV-Visible, utilizando como blanco agua pura (MilliQ).

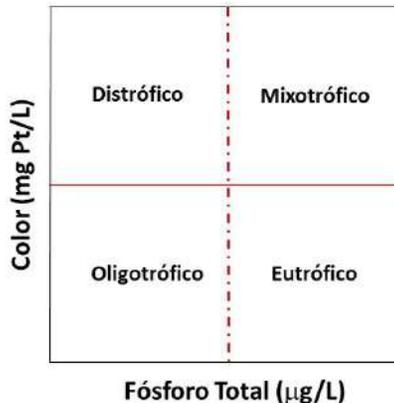


Figura 6. Modelo conceptual nutriente color (Williamson *et al.* 1999, Webster *et al.* 2008).

Para calcular el valor de color se determinó el coeficiente de absorción (gilvin, m^{-1}) (Cuthbert & del Giorgio 1992), según la siguiente ecuación:

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

Donde “D” corresponde a la medición de absorbancia a 440 nm (Cuthbert & del Giorgio 1992, Kirk 2011) y “r” es la longitud de la celda en metros. A partir del coeficiente de absorción se determinó el valor de color, utilizando la siguiente ecuación (Cuthbert & del Giorgio 1992):

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

Ademas, de forma complementaria para cada uno de los lagos se calcularon índices de estado trófico (TSI, Trophic State Index), los cuales fueron propuestos por Carlson (1977). Para calcular los índices se utilizan la profundidad del disco Secchi (SD) y la concentración superficial de fósforo total y clorofila-a (Cla). Para obtener los índices, se deben utilizar las siguientes formulas:

$$\text{TSI(SD)} = 60 - 14,41 * \ln (\text{SD})$$

$$\text{TSI(PT)} = 14,42 * \ln (\text{PT}) + 4,15$$

$$\text{TSI(Cla)} = 9,81 * \ln (\text{Cla}) + 30,6$$

Para el cálculo de los índices, los valores de disco Secchi debe estar en “m” y las concentraciones de fósforo total y clorofila en “ $\mu\text{g/L}$ ”. Los valores obtenidos a partir de los índices van de 0 a 100, y pueden entregar la condición trófica en la que se encuentra el lago (oligotrófico, mesotrófico, eutrófico, ultraoligotrófico) (Tabla 2).



Tabla 2. Valores de disco Secchi, y concentraciones de fósforo total y clorofila asociados TSI y estado trófico.

| Estado trofico | TSI | Disco Secchi (m) | PT superficial (ug/L) | Cla-a superficial (ug/L) |
|---------------------------------------|------------|-------------------------|------------------------------|---------------------------------|
| Oligotrófico (TSI < 30) | 0 | 64 | 0,75 | 0,04 |
| | 10 | 32 | 1,5 | 0,12 |
| | 20 | 16 | 3 | 0,34 |
| | 30 | 8 | 6 | 0,94 |
| Mesotrófico (30 < TSI < 60) | 40 | 4 | 12 | 2,6 |
| | 50 | 2 | 24 | 6,4 |
| Eutrófico (60 < TSI < 90) | 60 | 1 | 48 | 20 |
| | 70 | 0,5 | 96 | 56 |
| | 80 | 0,25 | 192 | 154 |
| | 90 | 0,12 | 384 | 427 |
| Hipereutrófico | 100 | 0,062 | 768 | 1,183 |



3.3. Objetivo específico 3

Proponer un plan de monitoreo para el seguimiento ambiental de los lagos donde se realizan actividades de acuicultura.

Se revisó y analizó información emanada de ésta (VI etapa) y de las etapas precedentes del estudio (I a V etapas), con el fin de proponer el monitoreo para el seguimiento permanente y actualización del estado trófico, y de la capacidad de carga de los sistemas lacustres estudiados. Así también se revisó información limnológica disponible de otras fuentes como el Programa de Observación del Ambiente Litoral (POAL) de la DGTM y MM, y la Red Mínima de Monitoreo de Calidad de Agua de la DGA, entre otros). Luego de revisar dicha información, se preparó un taller de expertos, donde los cuatro investigadores que trabajan en este estudio, presentaron la información más relevante que se ha obtenido a través de las diferentes etapas del proyecto. Así también se preparó una presentación referente específicamente a las metodologías empleadas en el muestreo, el diseño de muestreo y los criterios de selección de lagos y estaciones de muestreo. En esa misma presentación, se realizó una propuesta tentativa de plan de monitoreo de los lagos.

Luego se dio espacio para la discusión de cada temática, se hicieron consultas a los expertos y se consensuaron las ideas, posteriormente se plasmaron en un acta. Esta acta se incluyó en los resultados. Dicha acta fue consensuada con los expertos y ratificada por ellos antes de ser expuesta en este informe. Las indicaciones emitidas en el acta del taller de expertos, tienen el objetivo de exponer las ideas necesarias para generar un monitoreo idóneo, el cual posibilite mantener la calidad ambiental de los sistemas lacustres con acuicultura en el sur de Chile.

Con las indicaciones emitidas en el taller de expertos, en conjunto con consideraciones técnicas obtenidas de la literatura revisada y consideraciones económicas respecto del presupuesto con el que cuenta este estudio, se realizó una propuesta para generar el: “Programa de monitoreo del estado ambiental de los lagos con actividades de acuicultura, en la zona sur austral de Chile”.

El programa de monitoreo definitivo se verá reflejado en los términos técnicos de referencia de la VIII etapa de este estudio. Por tanto, el plan de monitoreo que se presenta en este informe, es la propuesta de programa de monitoreo para los lagos con actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile, que incluye la mayor parte de las recomendaciones científicas y técnicas emanadas del taller de expertos (ver Anexo) en conjunto con los antecedentes y criterios obtenidos de las revisiones bibliográficas que se realizó de los programas de monitoreo exitosos a nivel mundial.

Particularmente este programa de monitoreo pretende dar respuesta a la capacidad de carga, estado trófico y calidad ambiental de los lagos con acuicultura, con información que aporte al control y manejo de la calidad ambiental de estos cuerpos lacustres, tan vitales para el ser humano. El control de la eutroficación y los problemas asociados al incremento de la capacidad de carga ha sido ampliamente estudiado por países como Estados Unidos (EPA 2016; EPA *et al.* 2018), Canadá (Environment and Climate Canada & Ontario Environment and Climate Change 2018), y Alemania



(Landesamt für Umwelt, Messungen und Naturschutz, Baden-Württemberg), y Reino Unido (Grant Agreement 603378, 2014), entre otros, ya que es uno de los principales problemas que experimentan los sistemas acuáticos. Se considera que, conociendo el funcionamiento del ambiente mediante indicadores de calidad de agua, las fuentes de ingreso de nutrientes y modelación de capacidad de carga, es posible tender al manejo de la eutroficación. Principalmente mediante la restricción del ingreso de fósforo total y disuelto a los sistemas lacustres es posible controlar la eutroficación y sus efectos indeseables como las floraciones algales nocivas y la hipoxia.

3.4. Objetivo específico 4

Realizar monitoreos de determinadas variables ambientales en lagos selectos, tendientes al seguimiento de su condición ambiental.

Se evaluaron variables de calidad de agua, que permitan caracterizar el ambiente, de modo que sea posible llegar a detectar indicios de eutrofización o cambios debido a la acción antropogénica de manera más temprana.

Para el desarrollo de este objetivo se seleccionó la bahía de Puerto Octay en el lago Llanquihue. El muestreo de la bahía seleccionada se realizó 2 veces en el año en épocas contrastantes, en período de mezcla (invierno) y estratificación (verano). La primera campaña se efectuó durante el mes de julio 2018 y la segunda en diciembre del mismo año. Estas campañas consistieron en:

- a) *Trampas de sedimento*: se instalaron trampas de sedimento a 2 profundidades, una superficial (~ 15 m) y una de profundidad (~ 75 m), por un periodo aproximado de 96 hr. A las muestras recolectadas se les realizó análisis de nitrógeno total, fósforo total, carbono total y carbono orgánico.
- b) *Sensores de oxígeno y temperatura*: a las mismas profundidades en que se instalaron las trampas de sedimento se acoplaron sensores que registraron oxígeno y temperatura. El tiempo en que permanecieron en la columna de agua fue igual al periodo en que estuvieron las trampas de sedimento en la columna de agua.
- c) *Caracterización columna de agua*: para realizar la caracterización de la columna de agua se tomaron muestras de agua discretas con una botella Niskin, a 7 profundidades (0, 10, 20, 30, 40, 50, 80 m). Las muestras de agua se destinaron para el análisis de PT, P-PO₄³⁻, NT, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, Si-SiO₂, clorofila *a* y DOC. Además, se realizaron muestreos de zooplancton y fitoplancton. Por último, se efectuaron perfiles de CTDO. El muestreo y análisis de las muestras se realizó según la metodología descrita en el punto 3.2.3 del objetivo 2.

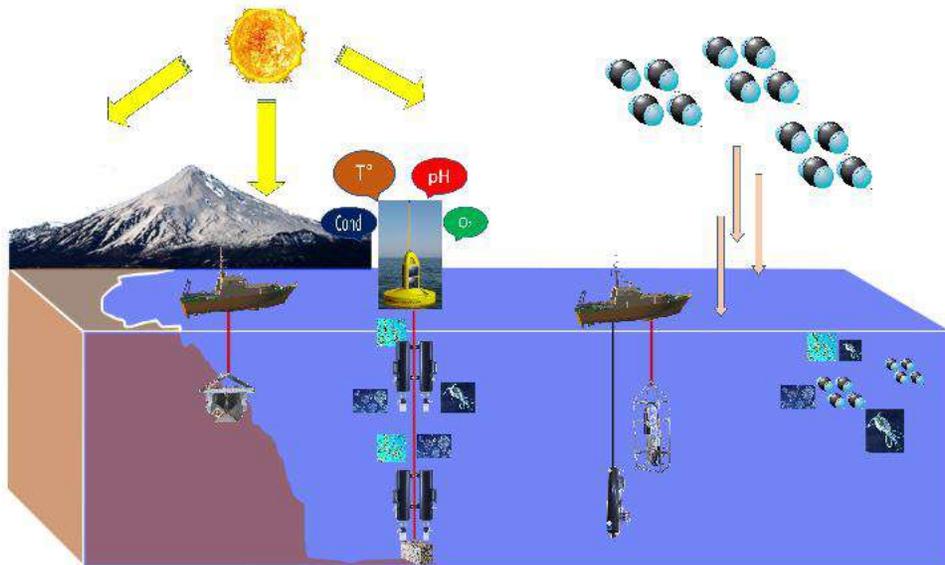


Figura 7. Esquema de los aspectos del diseño muestral propuesto para el objetivo 4.



4. RESULTADOS

4.1. Objetivo específico 1

Recopilar la información disponible, bibliográfica y/o de proyectos, de los tributarios más relevantes de los lagos donde se desarrollan actividades de acuicultura, definidos en el presente estudio.

Se ha recopilado información proveniente de literatura especializada y de organizaciones estatales como la Dirección general de Agua (DGA), Ministerio de Obras Públicas de Chile (MOP), Infraestructura de Datos Espaciales de Chile (IDE) e informes de proyectos del Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) relacionados con los afluentes de los 15 lagos estudiados (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue, Chapo, Popetán, Cucao, Huillinco, Tarahuín, Natri, Tepuhueico, San Antonio Yelcho, Riesco, y Sofía).

Los principales afluentes y efluentes identificados de los lagos en estudio se identifican en la Tabla 3.

Tabla 3. Identificación de principales afluentes y efluentes de los 15 lagos en estudio.

| Lago | Afluente | Efluente |
|----------------------------------|---|---|
| Ranco | Río Coihue, río Quimen, río Florin (laguna Ranco), río Calcurrepe, estero Temuleufu, río Nilahue, río Riñinahue, río Leupe. | Río Bueno |
| Puyehue | Río Golgol, río Chanleu, río Licán. | Río Pilmaiquén |
| Rupanco | Río Aguas Malas, río Blanco, río Bonito, río Negro, río Nalcas. | Río Rahue |
| Llanquihue | Río Pescado, río Blanco, río Tepú, río Burro, río Blanco las Cascadas, río Blanco Arenal. | Río Maullín |
| Chapo | Río Este, río Negro, río Playa Blanca, río Coihue, río Blanco, río Pitote, río Colulí, río Tronador. | Originalmente río Chamiza, más ahora se descarga a través de la Represa de Canutillar |
| Popetán | NN | Río Colu |
| Sistema lacustre Huillinco-Cucao | Río Trainel, estero Pinda, río Alcaldeo, estero Cudehue, río Bravo, río Quilque. | Río Cucao |
| Tarahuín | NN | Río Tarahuín |
| Natri | NN | Río Natri |
| Tepuhueico | Río Aguas Muertas. | Río de las Mercedes o río Bravo |
| San Antonio | NN | Río San Antonio |
| Yelcho | Río Correntoso, río Roberto, río Futaleufú. | Río Yelcho |
| Riesco | Río Cóndor, estero Niebla. | Río Riesco |
| Sofía | NN | NN |

Los resultados de la exhaustiva búsqueda en la literatura especializada relacionada con los afluentes de los 15 lagos se remiten a estudios realizados en la década de los 80-90's por Hugo Campos y su equipo en la Universidad Austral de Chile, principalmente ligados a informes de proyecto del Fondo de Investigación Pesquera (FIP).



Publicaciones de Campos *et al.* 1982 en el lago Ranco, evalúa su efluente río Bueno y su afluente río Calcurrupe. El mismo autor (Campos 1985) trata la fauna íctica de las cuencas de los ríos Imperial, Toltén, Valdivia, Bueno y Maullín incluyendo 30 ríos, mientras que en su trabajo de 1988 (Campos *et al.* 1988) caracteriza los ríos Pescado, Blanco Arenal y Tepú, afluentes del lago Llanquihue. En 1992 (Campos *et al.* 1992) caracteriza los ríos Nalcas, El Calzao y Bonito, afluentes del lago Rupanco. En 1995 (Campos *et al.* 1995) describe en un proyecto de capacidad de carga del lago Rupanco (FIP 93-27) donde trata los afluentes del lago Rupanco (58 afluentes descritos). En 1997 en otro proyecto de capacidad de carga se tratan los afluentes de los lagos Chilotes Natri, Cucao, Huillín y Tarahuín con un total de 20 afluentes y 5 efluentes (Campos *et al.* 1997). En 1998 caracterizó 26 afluentes del lago Riñihue (lago sin acuicultura, Campos *et al.* 1998). En 1999 en otro proyecto de capacidad de carga, pero en los lagos Riesco, Los Palos y laguna Escondida caracterizaron 18 afluentes en total (9 de ellos en el lago Riesco, Campos *et al.* 1999). Finalmente, otro proyecto FIP (Prado *et al.* 1997) también relacionado con capacidad de carga, describe 30 afluentes para el lago Chapo, 15 para el lago Yelcho, 2 para el lago Popetán y 3 para el lago San Antonio.

Los trabajos más actuales y mejor relacionados, son los de Kamjunke *et al.* 2017 y Nimptsch *et al.* 2015, que tratan del aporte de materia orgánica desde pisciculturas a los ríos de la Patagonia norte, regiones IX y X (ríos Molco, Peuco, Huillico, Niltre, Melipeuco, Confluencia, Caburgua II, los Chilcos, Copihue, Verde, Cuyanco, Hornohuincó y Chaqueihua).

Otro trabajo, pero relacionado con índices ecológicos-tróficos de la macrofauna bentónica en los ríos de la zona centro, Aconcagua, Maipo, Rapel, Mataquito, y Maule es el de Fierro *et al.* (2018).

El trabajo de Guevara *et al.* (2018) trata de cómo el bosque influye en el ensamblaje de macroinvertebrados de ríos del sur de Chile (bosque experimental de San Pablo de Tregua, cerca de Coñaripe, XIV región de los Ríos).

La invasión, alteración del hábitat y comunidades de macroinvertebrados en la costa norte de la isla Navarino, en los ríos Róbaló, Estrella, Mejillones y Faraones debido a la introducción de castores se trata en el trabajo de Anderson *et al.* (2007).

Otros trabajos relacionados con la introducción de salmones a ríos en Chile en la zona de Toltén, Puyehue y Baker son los de Arismendi & Soto (2012), Correo & Gross (2008), Soto *et al.* (2007) y Soto *et al.* (2006).

Luego de la revisión en la literatura se procedió a la búsqueda de información relacionada a los afluentes y efluentes de los lagos en estudio en bases de datos del gobierno e informes, con lo que se logró confeccionar capas de información geográfica que se incluyen como figuras (Anexo Figuras 1-7), tablas y base de datos en el presente informe. Estas capas contienen información relacionada a los límites y extensión geográfica de las cuencas asociadas a los ríos mediante un buffer de 500m a cada lado de la rivera de los ríos identificados.

En estas capas se incluyen información sobre los derechos de agua otorgados por la DGA, agua potable rural autorizadas, puntos de muestreo de las DGA, estaciones de calidad de agua DGA, estaciones meteorológicas DGA, estaciones sedimentométricas de la DGA, concesiones de pisciculturas, RILES declarados, y finalmente las estaciones de muestreo del proyecto de monitoreo de *Didymosphenia geminata* liderado por IFOP. Las capas contienen a su vez información sobre



caudales, áreas, información de concentración de variables físico- químicas y metales en los cauces de los ríos a los que se refieren, sin embargo, este tipo de información está limitada a los ríos Calcurrupe y Nilahue de la cuenca del lago Ranco. Se hace notar que las lagunas Popetán y Sofía no cuentan con información alguna referente a sus afluentes. Las figuras de anexo 1 a 7, ilustran la información de las capas antes mencionadas. Debido a la extensión de las tablas con la información obtenida, están éstas contenidas en las capas que se incluyen.



4.2. Objetivo específico 2

Realizar campañas de monitoreo que permitan completar la información de las variables y los análisis de la condición ambiental y de capacidad de carga en los lagos estudiados, considerando además los principales tributarios de estos cuerpos de agua.

4.2.1. Lago Ranco

4.2.1.1. Balance hidrológico y de nutrientes

En la siguiente tabla se muestran los valores de entradas (10,78 km³) y salidas (9,74 km³) de agua del lago, contemplado para el año 2018.

Tabla 4. Balance hidrológico del lago Ranco.

| | | km ³ /año |
|----------|--------------------|----------------------|
| Entradas | Ríos | 9,96 |
| | Precipitación | 0,82 |
| | Total | 10,78 |
| Salidas | Efluente río Bueno | 9,44 |
| | Evaporación lago | 0,30 |
| | Total | 9,74 |
| | Drenaje profundo | 1,037 |

El tiempo de renovación teórico calculado para el año 2018 fue de 5 años.

En la siguiente Tabla se visualiza el balance de fósforo, calculándose un ingreso y egreso de 243 y 47 ton de P respectivamente. De acuerdo a las concentraciones de este nutriente para el muestreo realizado, se calcularon la existencia de ~270 ton en el cuerpo lacustre. El porcentaje de sedimentación calculada corresponde al estándar de grandes lagos (81%).

Tabla 5. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Ranco.

| P (ton) en el lago | P (ton) ingresado | P (ton) egresado | P (ton) sedimentado | Sedimentación (%) |
|--------------------|-------------------|------------------|---------------------|-------------------|
| 270 | 243 | 47 | 196 | 81 |

Al desglosar las principales actividades o fuentes aportantes de P al sistema lacustre, identificamos al uso de suelo con el principal contribuyente (Figura 8), seguido por las pisciculturas. Dentro del uso de suelo y cobertura vegetal se registra que el suelo desnudo y bosque nativo son los mayores contribuyentes de PT al sistema, esto dado a que presentan una mayor cobertura en relación al resto de los usos.

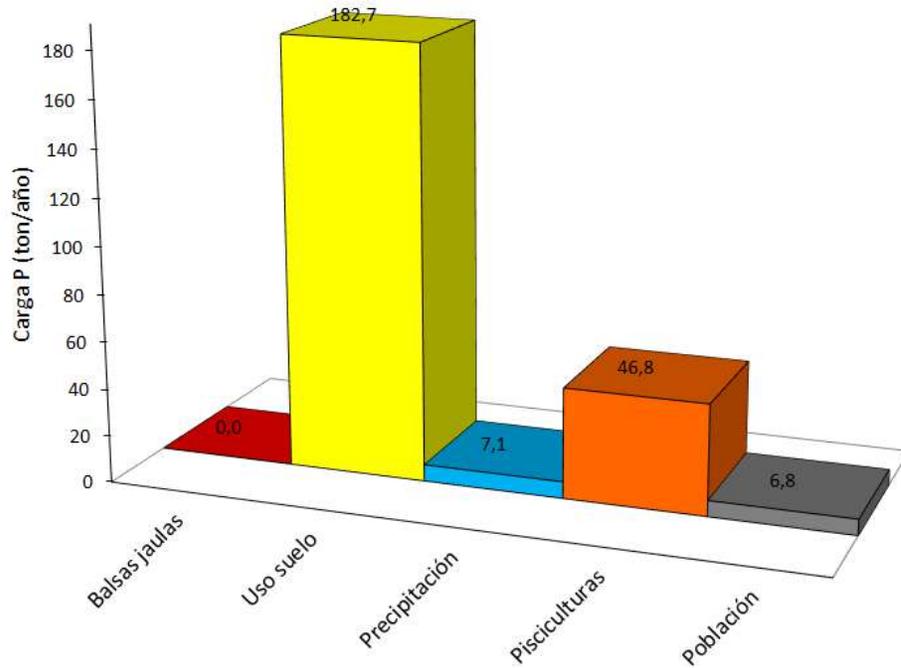


Figura 8. Carga de f3sforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Ranco.

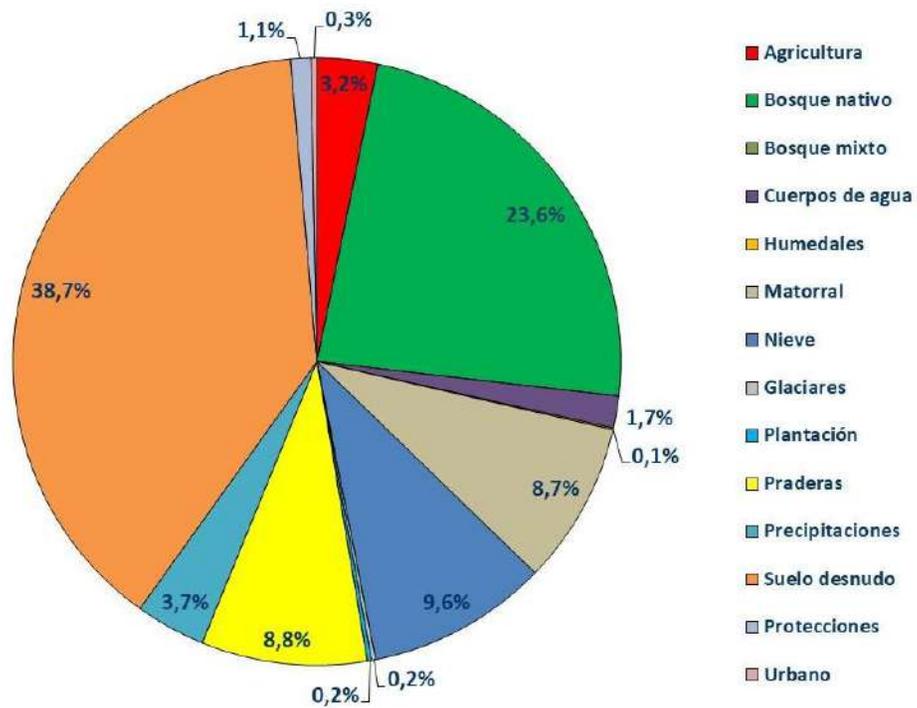


Figura 9. Aportes de f3sforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Ranco.



4.2.1.2. Capacidad de carga

La capacidad de carga del lago Ranco para el a1o 2018 se ha calculado en 349 ton. Actualmente, con una concentraci3n P total de 5 µg/L en la columna de agua, el lago estar3a recibiendo una carga de 175 ton de P (Tabla 6).

Tabla 6. Carga actual y cr3tica calculada para el lago Ranco.

| | PT (µg/L) | PT (ton/a1o) |
|----------------------|-----------|--------------|
| Carga actual | 5 | 175 |
| Carga cr3tica | 10 | 349 |

4.2.1.3. Caracterizaci3n de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoqu3micas de la columna de agua

En octubre, la temperatura oscil3 entre 10,7 y 11,9 °C (Figura 10a). Los perfiles de temperatura en 3poca de primavera (octubre) fueron mayoritariamente homog3neos, aunque en superficie se evidenciaron los primeros indicios de estratificaci3n de la columna de agua. Mientras que en oto1o (mayo) (Figura 10b), la columna de agua a1n permanec3a estratificada t3rmicamente. En la estaci3n C1, se evidencia el desarrollo de termoclina alrededor de los 40 m. La temperatura sobre la termoclina fue de ~15,4 °C, mientras que bajo la termoclina la temperatura descend3 alcanzando los ~10,5 °C.

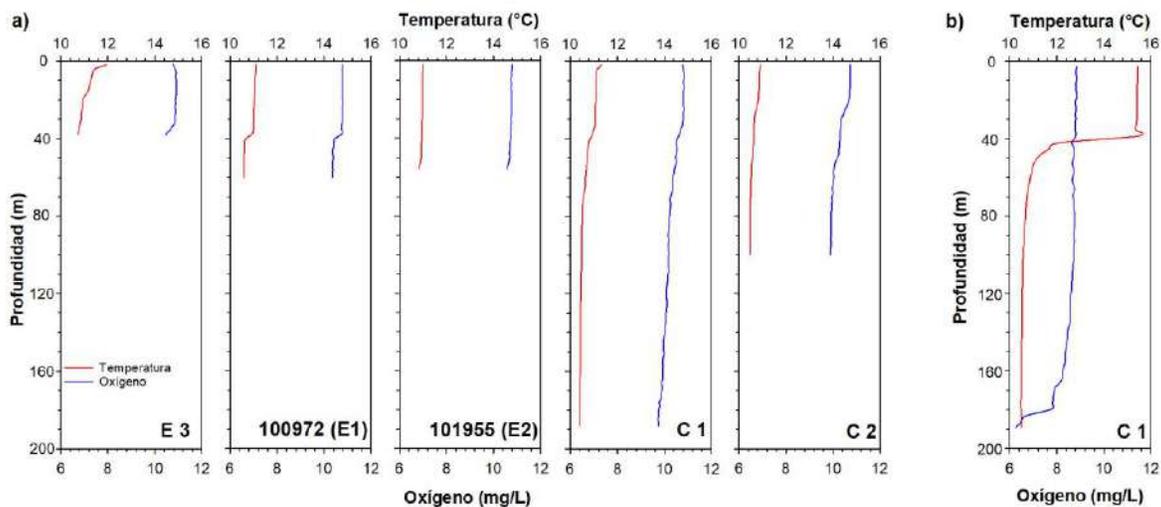


Figura 10. Perfiles de temperatura (°C) y ox3geno (mg/L) en el lago Ranco, correspondientes a la 3poca de a) primavera (octubre 2018) y b) oto1o (mayo 2019).

En 3poca de primavera, la columna de agua se encontr3 bien oxigenada (Figura 10a). Las concentraciones estuvieron entre 9,7 y 10,9 mg/L. Mientras que en 3poca de oto1o las concentraciones fueron un poco m3s bajas (Figura 10b), encontr3ndose sobre los 8 mg/L. Sin embargo, en los 1ltimos metros la concentraci3n de ox3geno descend3, alcanzando los 6,3 mg/L.



En relación a los nutrientes, en el lago Ranco el amonio y nitrito se encontraron bajo el límite de detección (< 5 y < 2 µg/L, respectivamente) (Anexo Figura 8). El nitrato también se encontró bajo el límite de detección (< 2 µg/L) hasta los 40 m, para después ir aumentando en profundidad hasta alcanzar ~ 34,3 µg/L. El nitrógeno total osciló entre 37,3 y 53,6 µg/L. Las bajas concentraciones de los constituyentes inorgánicos en el estrato superficial, hace suponer que ese estrato estaría conformado en su mayoría por la fracción orgánica. Mientras que, hacia el fondo estaría compuesto mayoritariamente por nitrato. El fósforo total, en toda la columna de agua presentó bajas concentraciones, no superando los 5,2 µg/L (Anexo Figura 9). Al igual que el ortofosfato, las concentraciones fueron bajas en toda la columna de agua (< 3,8 µg/L).

b) Fitoplancton

En el lago Ranco, durante la primavera de 2018 se registraron entre 10 a 19 taxa por estación de muestreo. El fitoplancton estuvo dominado por grandes Bacillariophyta formadoras de colonias tales como *Tabellaria flocculosa* y *Fragillaria crotonensis* principalmente, y en menor proporción por *Aulacoseira granulata*. Durante otoño de 2019 la abundancia disminuyó no así la riqueza de taxa que se mantuvo, las Bacillariophyta mantuvieron su dominancia en el fitoplancton, representado por *T. flocculosa* (Tabla 7).

Así también la distribución vertical del fitoplancton en el lago Ranco, presentó la máxima abundancia a los 25 metros de profundidad, producto de la elevada densidad de *T. flocculosa* en conjunto con *Ceratium hirundinella*, y en menor medida *A. granulata* y *C. ocellata*. Otro aspecto importante es la elevada abundancia de *Dolichospermum flos-aquae* a 5 y 10 m de profundidad (Tabla 8 del anexo).

Tabla 7 Composición taxonómica, abundancia (célL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Ranco.

| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | C1 | | C2 | | 100972 (E1) | | 101955 (E2) | | E3 | | C1 | | |
|-------------------------------------|-------------------------------------|-----------------------------|------------------|--|--------------------------------|------------|----------------|------------|----------------|------------|----------------|------------|----------------|-----------|---------------|------------|----|
| | | | | | 10-10-18 | % | 10-10-18 | % | 9-10-18 | % | 9-10-18 | % | 11-10-18 | % | 10-5-19 | % | |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | 6.335 | 2 | 5.335 | 5 | 10.670 | 8 | 17.672 | 12 | 45.015 | 24 | 320 | 3 | |
| | | | | <i>Aulacoseira distans</i> | 1.332 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Melosira varians</i> | X | 0 | 320 | 0 | 0 | 0 | 440 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Bacillariophyceae | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | <i>Cyclotella sp.</i> | 0 | 0 | 3.329 | 3 | X | 0 | 1.248 | 1 | 80 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | | <i>Cyclotella ocellata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 999 | 10 |
| | | | Bacillariales | Bacillariaceae | <i>Nitzschia sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 |
| | | | | | <i>Ericyopsis sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Cymbellales | Cymbellaceae | <i>Gomphonema sp.</i> | X | 0 | X | 0 | 666 | 0 | 1.400 | 1 | 624 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | | <i>Gomphonemataceae</i> | 0 | 0 | 333 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | Naviculales | Naviculaceae | <i>Navicula sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | Rhopalodiales | Rhopalodiaceae | <i>Rhopalodia sp.</i> | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | | <i>Fragillaria crotonensis</i> | 196.731 | 66 | 45.682 | 44 | 45.682 | 34 | 43.347 | 29 | 78.359 | 42 | X | 0 |
| | | <i>Fragillaria sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 999 | 10 | | | |
| | | <i>Asterionella formosa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| | | Stauroneurales | Stauroneuraceae | <i>Indeterminado</i> | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | Tabellariales | Tabellariaceae | <i>Tabellaria flocculosa</i> | 93.781 | 31 | 45.682 | 44 | 75.024 | 56 | 81.028 | 55 | 60.886 | 33 | 7.602 | 73 | |
| Ochromyphyta | Chrysophyceae | Chromulinales | Dinobryaceae | <i>Dinobryon divergens</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | |
| | Synurphyceae | Synurales | Mallomonadaceae | <i>Mallomonas alpeina</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | |
| | Xanthophyceae | Tribonematales | Tribonemataceae | <i>Tribonema sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Chlamydomonadales | Volvocaceae | <i>Eudorina sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | |
| | | | | <i>Pandorina sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Asterococcus sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | |
| | | | | <i>Sphaerocystis schroeteri</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | |
| | | | | <i>Pseudopediculus boyanum</i> | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Selenastrea sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Kirchneriella lunaris</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Chlorellales | Coccyaceae | <i>Coccyus sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | | |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Desmidiiales | Desmidiaceae | <i>Dictyosphaerium puthellum</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | |
| | | | | <i>Staurastrum argolle</i> | 80 | 0 | X | 0 | X | 0 | 40 | 0 | X | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Sphaerostoma aubertharum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Closterium acutum var. variable</i> | 40 | 0 | 1.000 | 1 | 333 | 0 | 1.873 | 1 | 333 | 0 | 0 | | |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas sp.</i> | 40 | 0 | 1.332 | 1 | 666 | 0 | 40 | 0 | 0 | 80 | 1 | | |
| | | | | <i>Ceratium hirundinella</i> | 320 | 0 | 320 | 0 | 1.334 | 1 | 520 | 0 | 200 | 0 | X | 0 | |
| Dinophyta | Dinophyceae | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Peridinium sp.</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | | |
| | | | | <i>Euglena sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Euglenophyta (=Phylum Euglenozoa) | Euglenophyceae | | Phaeocaeae | <i>Lapochidis sp.</i> | 280 | 0 | 0 | 0 | 200 | 0 | 1.000 | 1 | 0 | 0 | 360 | 3 | |
| | | | | Abundancia total | 296.939 | 100 | 103.333 | 100 | 134.576 | 100 | 148.609 | 100 | 185.298 | 10 | 10.360 | 100 | |
| Riqueza de taxa por estación | | | | | 14 | | 16 | | 19 | | 13 | | 10 | | | | |



c) Zooplancton

En primavera, la abundancia de zooplancton en el lago Ranco, fue muy similar en la mayor parte de las estaciones de muestreo oscilando entre 1,28 y 1,69 Ind/L, salvo en 101955 que tuvo la más alta abundancia de microcrustáceos con 2,97 Ind/L. En tanto, en otoño se registró la mayor abundancia de este estudio, con 5,85 Ind/L. Se registró una riqueza entre 4 y 6 taxa más nauplii, siendo la especie más abundante *B. gracilipes* y en menor medida *M. longisetus*.

En otoño de 2019 la abundancia zooplanctónica en el lago Ranco fue elevada con 5,85 Ind/L, la riqueza fue de 6 taxa, siendo el artrópodo calanoideo *Boeckella gracilipes* el más abundante (Tabla 8).

Tabla 8. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Ranco.

| Lago Ranco | | | | | | |
|--|-------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|---------------------|
| Estación de muestreo | C1 | C2 | 100972 | 101955 | E3 | C1 |
| Fecha | Primavera (Oct 2018) | | | | | Otoño (May 2019) |
| Taxa | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L |
| <i>Boeckella gracilipes</i> | 1,066 | 0,649 | 0,501 | 1,614 | 0,934 | 2,09 |
| hembra con huevos | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,01 |
| <i>Tumeodiaptomus diabolicus</i> | 0,028 | 0,103 | 0,201 | 0,277 | 0,109 | 0 |
| hembra con huevos | 0,012 | 0,024 | 0 | 0,038 | 0,007 | 0 |
| <i>Mesocyclops longisetus</i> | 0,151 | 0,434 | 0,234 | 0,468 | 0,409 | 1,06 |
| hembra con huevos | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,03 |
| Nauplii | 0 | 0,012 | 0 | 0 | 0 | 1,28 |
| <i>Daphnia pulex</i> | 0,004 | 0,004 | 0,010 | 0,172 | 0,014 | 0 |
| <i>Diaphanosoma chilensis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,10 |
| <i>Bosmina (Linderobosmina) hagmanni</i> | 0 | 0,004 | 0 | 0 | 0 | 0,19 |
| <i>Asplanchna</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,26 |
| <i>Kellicottia</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,84 |
| <i>Filinia longiseta</i> | 0,020 | 0,466 | 0,310 | 0,401 | 0 | 0 |
| Abundancia total (Ind/L) | 1,281 | 1,695 | 1,256 | 2,970 | 1,473 | 5,85 |
| Riqueza de Taxa | 5 | 6 | 5 | 5 | 4 | 6 |
| Profundidad lance (m) | 60 | 60 | 50 | 50 | 35 | 60 |

d) Sedimento

La composición textural del sedimento de la estación E3 está compuesto por mayormente por fango, salvo un sitio de muestreo con valores cercanos al 70 % de arena. En tanto, la estación 101955 (E2) está compuesta principalmente por arena (Fig. 11).

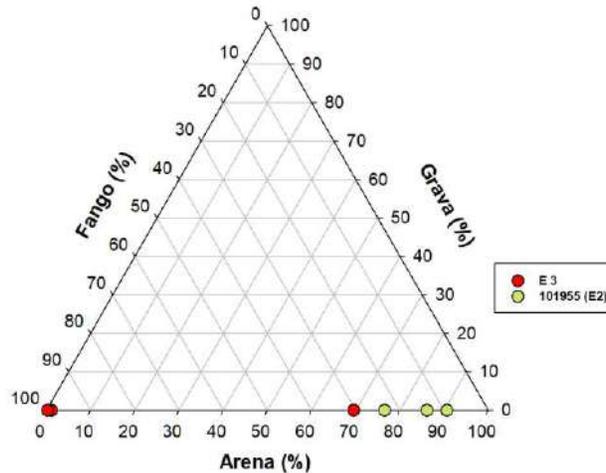


Figura 11. Clasificaci3n textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E3 y 101955 (E2) del lago Ranco.

4.2.1.4. Estado tr3fico

En relaci3n a la transparencia en la primera 3poca de muestreo, se evidenci3 una condici3n que oscil3 entre un estado oligotr3fico a mesotr3fico (Anexo Figura 10). Mientras que, la clorofila indic3 una condici3n ultraoligotr3fico.

En tanto en la 3poca de oto3o, la transparencia y clorofila indicaron un estado similar. Y el nitr3geno total junto con el f3sforo total estuvieron dentro del rango de la ultraoligotrofia.

En relaci3n a los 3ndices de estado tr3fico, los valores obtenidos para las tres variables se encontraron bajo los 30, lo que puede ser asociado a una condici3n ultraoligotr3fica y oligotr3fica (Tabla 2) (e.g. Kratzer & Brezonik 1981, Hakanson & Boulion 2001, Moreno Franco et al. 2010, Ivankovic et al. 2018). Valores del 3ndice inferiores a 30 se relaciona con sistemas lacustres que poseen hipolimnion oxigenado y aguas transparentes (Carlson & Simpson 1996).

4.2.2. Lago Puyehue

4.2.2.1. Balance hidrol3gico y de nutrientes

En la Tabla 9 se calculan para el a3o 2018 las entradas (3,23 km³) y salidas (2,93 km³) de agua del lago. El tiempo de renovaci3n te3rico calculado fue de 4,4 a3os.



Tabla 9. Balance hidrológico del lago Puyehue.

| | | km ³ /año |
|----------|-------------------------|----------------------|
| Entradas | Ríos | 2,92 |
| | Precipitación | 0,31 |
| | Total | 3,23 |
| Salidas | Efluente río Pilmaiquén | 2,81 |
| | Evaporación lago | 0,11 |
| | Total | 2,93 |
| | Drenaje profundo | 0,30 |

De acuerdo a la concentración de PT en el lago (5,6 µg/l), se ha calculado que el lago contiene 80 ton de PT, con un ingreso y egreso de 109 y 16 ton respectivamente. La tasa de sedimentación corresponde a 85 % (Tabla 10).

Tabla 10. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Puyehue.

| P (ton) en el lago | P (ton) ingresado | P (ton) egresado | P (ton) sedimentado | Sedimentación (%) |
|--------------------|-------------------|------------------|---------------------|-------------------|
| 80 | 109 | 16 | 93 | 85 |

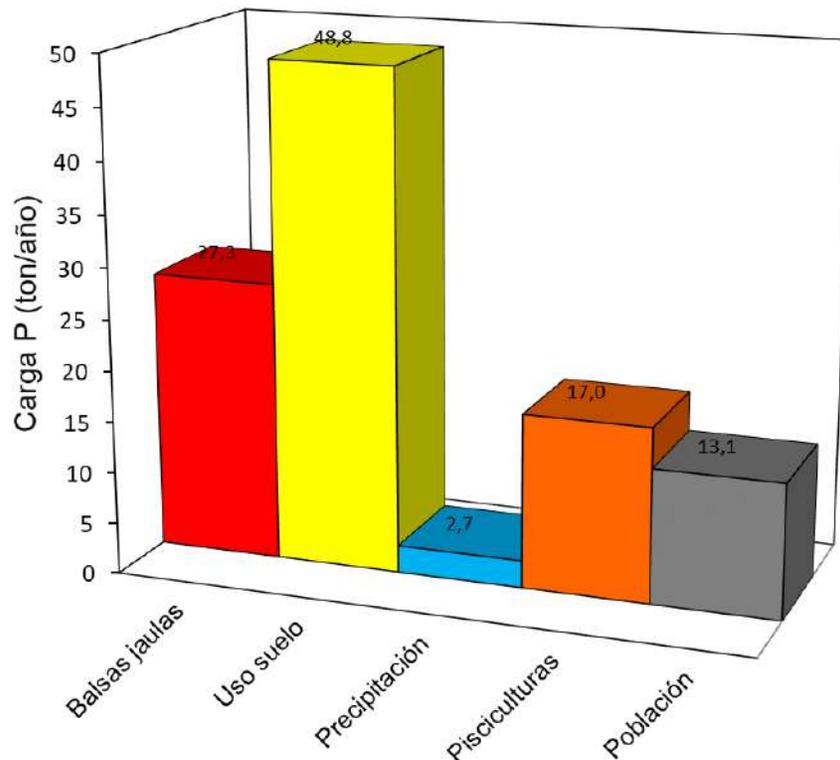


Figura 12. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Puyehue.

El principal aporte de PT está dado por el uso de suelo (48,8 ton), seguido por las balsas jaulas (27,3 ton) (Figura 12). Al desglosar la carga de PT de acuerdo al uso de suelo y cobertura vegetal, se visualiza como mayor aportante al suelo desnudo con 53,3 %, y posteriormente al bosque nativo (20,9 %), lo que está asociado a su gran cobertura dentro de la cuenca lacustre (Figura 13).

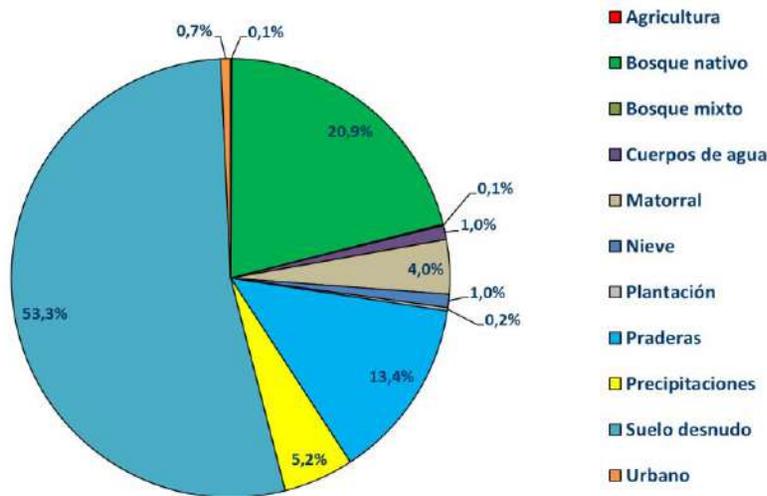


Figura 13. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Puyehue.

4.2.2.2. Capacidad de carga

De acuerdo al modelo de capacidad de carga calculado para el lago Puyehue, y a la concentración de PT en la columna de agua (5,6 $\mu\text{g/l}$), se calcula que estarían ingresando unas ~56 ton. En tanto, para cambiar de trofía, se calculó la carga crítica de 100 ton para el año 2018 (Tabla 11).

Tabla 11. Carga actual y crítica calculada para el lago Puyehue.

| | PT ($\mu\text{g/L}$) | PT (ton/año) |
|----------------------|------------------------|--------------|
| Carga actual | 5,6 | 56 |
| Carga crítica | 10 | 100 |

4.2.2.3. Caracterización de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoquímicas de la columna de agua

En los registros de octubre del lago Puyehue, se reflejan los primeros indicios de estratificación térmica de la columna de agua (Figura 14a). Donde la temperatura del lago Puyehue varió entre 9 y 13 °C. Mientras que en el mes de mayo (Figura 14b), se observan los últimos vestigios de la estratificación térmica de la época de verano. La temperatura en este segundo registro fue de 9,4 a 13,9 °C. En ambos casos las mayores temperaturas fueron registradas en superficie.



En lo que respecta al oxígeno (Figura 14), en el lago Puyehue se evidenciaron elevadas concentraciones en todos los casos. En octubre, la concentración de oxígeno fue de 9,6 a 11,5 mg/L, en la mayoría de las estaciones se observó una menor concentración en superficie. Mientras que en mayo fue de 6,7 a 8,8 mg/L, registrando las menores concentraciones en los últimos metros de profundidad.

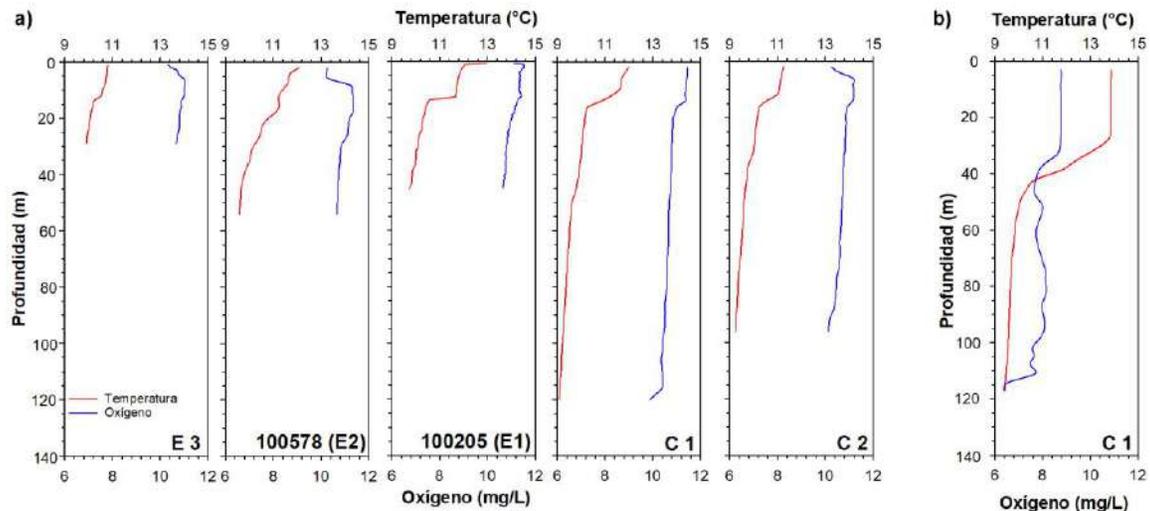


Figura 14. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en el lago Puyehue, correspondientes a la época de a) primavera (octubre 2018) y b) otoño (mayo 2019).

En lo que respecta a los compuestos nitrogenados (Anexo Figura 8), el amonio presentó elevadas concentraciones entre los 0 y 40 m, las que fueron de 6,4 a 11,2 $\mu\text{g/L}$. Posterior a los 40 m de profundidad, las concentraciones de amonio no superaron el límite de detección ($< 5 \mu\text{g/L}$). En el caso del nitrato, las concentraciones fueron bajas en toda la columna de agua, no superando el límite de detección ($< 2 \mu\text{g/L}$). En tanto el nitrato, sobre los 30 m osciló entre 23,8 y 27,2 $\mu\text{g/L}$. Posterior a los 30 m, la concentración de nitrato aumentó con la profundidad hasta los 159,3 $\mu\text{g/L}$. La concentración de nitrógeno total fue de 81 a 216,8 $\mu\text{g/L}$, el que estuvo conformado mayoritariamente por su fracción orgánica sobre los 30 m, mientras que posterior a esta profundidad estuvo constituido principalmente por nitrato. De los lagos Araucanos, el lago Puyehue fue el que presentó concentraciones más elevadas de los constituyentes nitrogenados.

El ortofosfato fue relativamente homogéneo en toda la columna de agua (2,6 a 3,1 $\mu\text{g/L}$) (Anexo Figura 9), exceptuando la última profundidad (4,9 $\mu\text{g/L}$). En tanto el fósforo total no superó los 8 $\mu\text{g/L}$, presentando varias profundidades en las que no superó el límite de detección ($< 5 \mu\text{g/L}$).

b) Fitoplancton

Durante la primavera de 2018 en el lago Puyehue, se registró una riqueza entre 13 y 18 taxa. En aquel periodo las Bacillariophyta fueron el phylum dominante, particularmente especies coloniales y en cadena como como, *Fragillaria crotonensis*, seguido de *Aulacoseira granulata* y *Tabellaria flocculosa*. La Euglenoidea *Lepocinclis* sp. estuvo presente en la mayor parte de las estaciones de muestreo, y *Cryptomonas* con un 8% de la abundancia relativa de la estación en E2.



Tabla 12 Composición taxonómica, abundancia (célL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Puyehue

| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | C1 | | C2 | | 100205 (E1) | | 100578 (E2) | | E3 | | C1 | |
|-----------------------------------|------------------------------------|------------------------------|---------------------------|---------------------------------|--------------|---------------------|----------|-----|-------------|-----|-------------|-----|----------|-----|---------|-----|
| | | | | | 29-10-18 | | 30-10-18 | | 29-10-18 | | 29-10-18 | | 30-10-18 | | 12-5-19 | |
| | | | | | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | 4.882 | 22 | 13.084 | 36 | 6.322 | 23 | 7.843 | 16 | 14.725 | 30 | X | 0 |
| | | Stephanodiscales | Stephanodiscaceae | <i>Cyclotella sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4.994 | 8 |
| | | Melosirales | Melosiraceae | <i>Melosira varians</i> | 1.721 | 8 | 480 | 1 | 0 | 0 | X | 0 | 1.561 | 3 | X | 0 |
| | Bacillariophyceae | Cymbellales | Gomphonemataceae | <i>Gomphonema sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Bacillariales | Bacillariaceae | <i>Nitzschia sp</i> | X | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | <i>Diatoma sp</i> | 240 | 1 | 0 | 0 | 40 | 0 | X | 0 | 1.360 | 3 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Fragilaria crotonensis</i> | 11.044 | 49 | 20.447 | 56 | 16.485 | 61 | 31.010 | 62 | 25.608 | 53 | 9.643 | 15 |
| | | | | <i>Fragilaria spp</i> | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 |
| | | | | <i>Asterionella formosa</i> | 520 | 2 | 320 | 1 | 960 | 4 | 480 | 1 | X | 0 | 0 | 0 |
| | | Licmophorales | Ulnariaceae | <i>Ulnaria ulna</i> | 40 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Tabellariales | Tabellariaceae | <i>Tabellaria flocculosa</i> | 4.081 | 18 | 120 | 0 | 2.281 | 8 | 1.561 | 3 | 5.162 | 11 | 4.762 | 7 | | |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Volvocales | Volvocaceae | <i>Eudorina sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 |
| | | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis schroeteri</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | 36.772 | 57 |
| | | | Palmellopsidaceae | <i>Asterococcus sp</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 |
| | | Sphaeropleales | Selenastraceae | <i>Quadrigula sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 |
| | Scenedesmaceae | | <i>Willea irregularis</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Trebouxiophyceae | Trebouxiophyceae | Trebouxiophyceae | <i>Oocystis marssonii</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 |
| | | ordo incertae sedis | incertae sedis | <i>Crucigenia sp</i> | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Charophyta | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | <i>Elakathotrix gelatinosa</i> | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 |
| | Conjugatophyceae (Zygnematomyceae) | Zygnematales | Zygnemataceae | Desmidiales | Desmidiaceae | <i>Cosmarium sp</i> | X | 0 | 666 | 2 | 40 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Mougeotia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Spirogyra sp</i> | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Euglenophyta (=Phylum Euglenozoa) | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | <i>Lepocinclis sp</i> | 80 | 0 | 1.332 | 4 | 999 | 4 | 4.994 | 10 | 0 | 0 | 600 | 1 |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3.995 | 8 | 0 | 0 | 6.991 | 11 |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | <i>Ceratium sp</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | 280 | 0 |
| | | | | <i>Peridinium cinctum</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 |
| | | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Peridinium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| | | | | <i>Parvodinium umbonatum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ochrophyta | Synurophyceae | Synurales | Mallomonadaceae | <i>Mallomonas alpina</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Abundancia total | | | | | 22.607 | 100 | 36.529 | 100 | 27.167 | 100 | 50.042 | 100 | 48.496 | 100 | 64.082 | 100 |
| Riqueza de taxa por estación | | | | | 16 | | 16 | | 13 | | 18 | | 13 | | 16 | |



Por otro, lado en otoño aumentó la abundancia fitoplanctónica dominando la Chlorophyta *Sphaerocystis schroeteri* con un 57 % de la abundancia relativa en la estación C1, seguido en similar orden de abundancia relativa por *F. crotonensis* y *Cryptomonas* sp, y en menor medida *Cyclotella* sp. (Tabla 12). Así también, en otoño del 2019, en la distribución vertical del fitoplancton en el lago Puyehue, se observó que la abundancia fitoplanctónica fluctuó a lo largo de la columna de agua, reportándose el máximo de abundancia a los 35 metros de profundidad. Los valores de abundancia de *Cryptomonas* sp fueron variables a través de la columna de agua, sin observarse una tendencia clara en su distribución vertical. También estuvieron presentes, aunque en baja proporción, *Ceratium* sp, *Peridinium* sp y *Lepocinclis* sp (Tabla anexo 9).

c) Zooplancton

En el lago Puyehue, se registró una abundancia zooplanctónica entre 2,63 y 6,9 Ind/L, con la mayor abundancia registrada en otoño. En primavera, la riqueza de taxa fue bastante homogénea entre las estaciones de muestreo, oscilando entre 4 a 5 taxa más estadio nauplii. En tanto, en otoño se registró una alta riqueza de taxa (n: 10). Los taxa más representativos fueron *Kellicottia* sp, *D. pulex*, *M. longisetus* y *T. diabolicus* (Tabla 13).

Tabla 13. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Puyehue.

| Lago Puyehue | | | | | | |
|----------------------------------|-------------------------|--------------|----------------|----------------|--------------|---------------------|
| Estación de muestreo | C1 | C2 | E1 (100205) | E2 (100578) | E3 | C1 |
| Fecha | Primavera (Oct 2018) | | | | | Otoño (May 2019) |
| Taxa | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L |
| <i>Tumeodiaptomus diabolicus</i> | 1,028 | 1,592 | 0,722 | 0,534 | 0,899 | 0,49 |
| hembra con huevos | 0,189 | 0,380 | 0,310 | 0,139 | 0,366 | 0,04 |
| <i>Mesocyclops longisetus</i> | 1,001 | 0,846 | 1,164 | 1,353 | 0,589 | 0,36 |
| hembra con huevos | 0,017 | 0,007 | 0,000 | 0,010 | 0,040 | 0,06 |
| <i>Metacyclops mendocinus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,13 |
| Nauplii | 0,119 | 0,032 | 0,191 | 0,046 | 0,589 | 0,54 |
| <i>Daphnia pulex</i> | 0,209 | 0,224 | 0,173 | 0,557 | 0,525 | 1,54 |
| <i>Chidorus sphaericus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,008 | 0 |
| <i>Bosmina chilensis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,04 |
| <i>Kellicottia</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3,70 |
| <i>Filinia longiseta</i> | 0,076 | 0,069 | 0,155 | 0,070 | 0,350 | 0 |
| Abundancia total (Ind/L) | 2,639 | 3,151 | 2,716 | 2,709 | 3,366 | 6,907 |
| Riqueza de Taxa | 4 | 4 | 4 | 4 | 5 | 10 |
| Profundidad lance (m) | 60 | 60 | 40 | 60 | 30 | 60 |

d) Sedimento

De acuerdo a la composición textural del sedimento, éste está compuesto en ambas estaciones (E1; 100578 (E2)) en su mayoría por fango (> 90 %) (Figura 15).

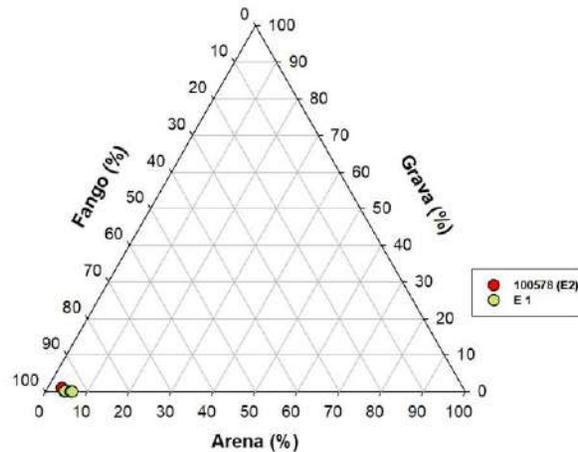


Figura 15. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E3 y 101955 (E2) del lago Puyehue.

4.2.2.4. Estado trófico

En relación al estado trófico del lago Puyehue, en época de primavera se encontró mayoritariamente en un nivel mesotrófico asociado a la baja transparencia (Anexo Figura 10), de igual forma ocurre en otoño (Anexo Figura 11). La clorofila *a* indicó una condición ultraoligotrófica en primavera como en otoño. Mientras que el nitrógeno total y fósforo total en otoño reflejaron un estado oligotrófico.

Según los índices tróficos para fósforo total y clorofila, el lago Puyehue estaría reflejando una condición oligotrófica, ya que fueron inferiores o igual a 30. En tanto el TSI obtenido a partir de la transparencia fue de 32, relacionándose a un estado mesotrófico (Tabla 2). Estos resultados concuerdan con lo obtenido a partir de las variables de trofia y los rangos utilizados por CONAMA (2004).

4.2.3. Lago Rupanco

4.2.3.1. Balance hidrológico y de nutrientes

La Tabla 14. muestra el balance hidrológico calculado para el año 2018. En ésta se detalla las salidas y entradas de agua al lago, registrándose una mayor salida de agua con respecto a la entrada. Aquello estaría dado por entradas de agua que no han podido ser identificadas, presumiéndose alguna relación con el ingreso de aguas provenientes de napas subterráneas, como también al alto número de ríos y cascadas que atraviesan por bosque nativo adulto para llegar al lago, sin poder visualizarse desde las imágenes satelitales estos cuerpos de agua. El tiempo de renovación teórico calculado para el lago Rupanco durante el año 2018 fueron 12,8 años.

**Tabla 14.** Balance hidrológico del lago Rupanco.

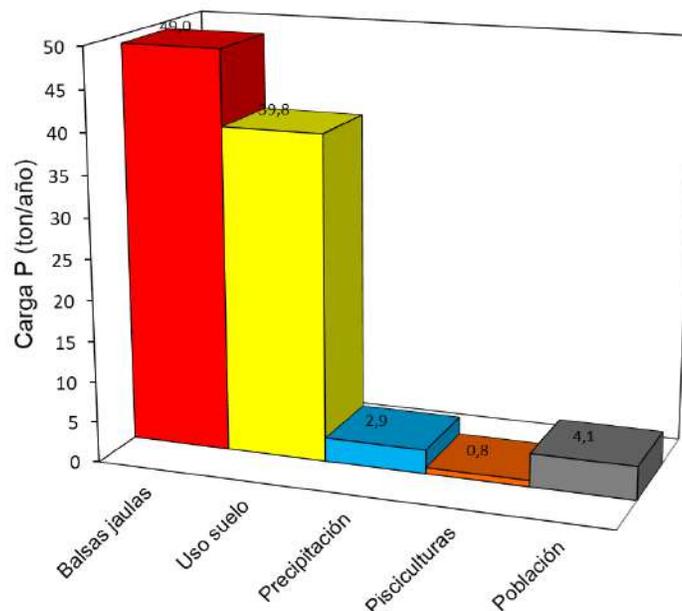
| | | km ³ /año | |
|----------|--------------------|----------------------|--------|
| Entradas | Ríos | 2,498 | |
| | Precipitación | 0,473 | |
| | Total | 2,971 | |
| Salidas | Efluente río Rahue | 3,357 | |
| | Evaporación lago | 0,166 | |
| | Total | 3,523 | |
| | | Drenaje profundo | -0,552 |

De acuerdo a la concentración de PT en la columna de agua del lago Rupanco (5 µg/l), se calcularon 190 ton en el cuerpo lacustre, con un ingreso y egreso de 97 y 17 ton, respectivamente (Tabla 15). La tasa de sedimentación es característica de lagos grandes y profundos (83 %).

Tabla 15. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Rupanco.

| P (ton) en el lago | P (ton) ingresado | P (ton) egresado | P (ton) sedimentado | Sedimentación (%) |
|--------------------|-------------------|------------------|---------------------|-------------------|
| 190 | 97 | 17 | 80 | 83 |

El principal contribuyente de PT al lago es la actividad de acuicultura, específicamente las balsas jaulas (49 %), seguido por el uso de suelo y cobertura vegetal (39,8 %) (Figura 16). En este último, se ha identificado al suelo desnudo, y posteriormente a las praderas y bosque nativo, como los principales aportantes de PT desde la cuenca lacustre, con 36 %, 24 %, y 19 %, respectivamente (Figura 17).

**Figura 16.** Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Rupanco.

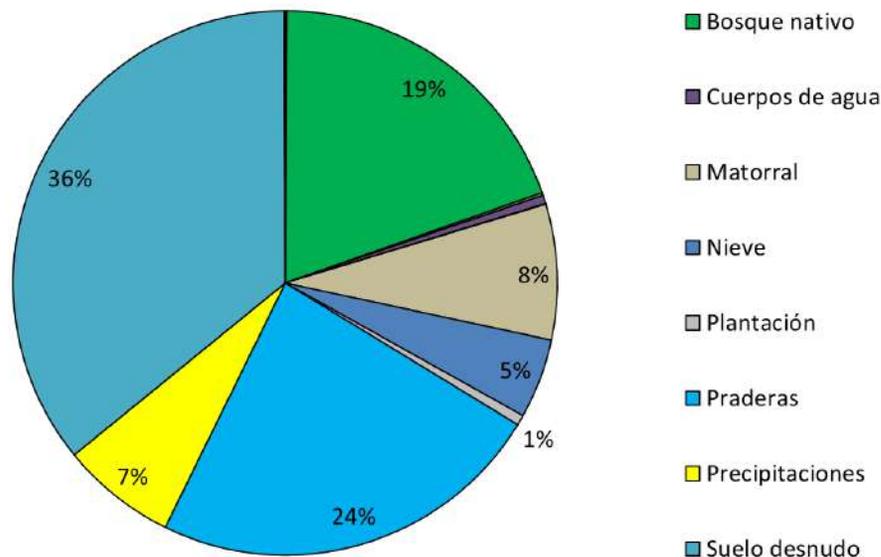


Figura 17. Aportes de f3sforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Rupanco.

4.2.3.2. Capacidad de carga

Con una concentraci3n de 5 $\mu\text{g/l}$ de PT en la columna de agua se calcul3 una carga actual de 68 ton. En tanto para alcanzar la carga cr3tica se calcularon 136 ton, considerando una concentraci3n de 10 $\mu\text{g/l}$ (Tabla 16).

Tabla 16. Carga actual y cr3tica calculada para el lago Rupanco.

| | PT ($\mu\text{g/L}$) | PT (ton/año) |
|----------------------|------------------------|--------------|
| Carga actual | 5 | 68 |
| Carga cr3tica | 10 | 136 |

4.2.3.3. Caracterizaci3n de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoqu3micas de la columna de agua

En el lago Rupanco, en 3poca de primavera la temperatura vari3 entre 10,2 y 12,3 $^{\circ}\text{C}$. Observ3ndose en esta 3poca los primeros indicios de estratificaci3n t3rmica (Figura 18a), registrando mayores temperaturas en la superficie de la columna de agua. Mientras que en 3poca de otoño la temperatura fue entre 10,2 y 14,5 $^{\circ}\text{C}$ (Figura 18b). Evidenci3ndose una columna de agua a3n estratificada, aunque sin presencia de termoclina.

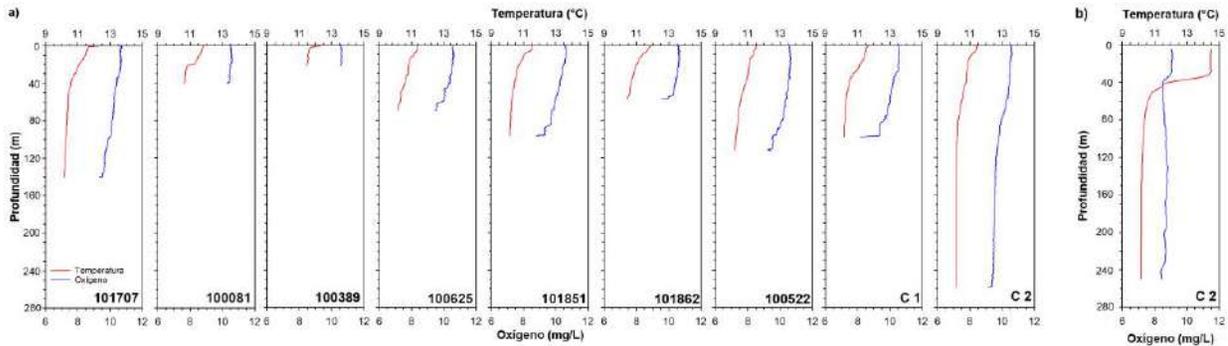


Figura 18. Perfiles de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y oxígeno (mg/L) en el lago Rupanco, correspondientes a la época de a) primavera (octubre 2018) y b) otoño (mayo 2019).

En general, la columna de agua se encontró bien oxigenada en ambos periodos (Figura 18a, b). En época de primavera el oxígeno presentó mayor variabilidad en la columna de agua, evidenciando una leve tendencia a disminuir hacia profundidad. Las concentraciones en aquella época fueron de 8,1 a 10,7 mg/L . En época de otoño el oxígeno se mostró más homogéneo en la columna de agua, mostrando menor variabilidad, con concentraciones que fueron de 8,4 a 9,1 mg/L .

Con respecto a los nutrientes, el amonio registró concentraciones de 6,8 y 6,9 $\mu\text{g/L}$, en superficie y 10 m, respectivamente (Anexo Figura 8). En el resto de profundidades, el amonio se encontró bajo el límite de detección (5 $\mu\text{g/L}$). En el caso del N-NO_2 , en todas las profundidades estuvo bajo el límite de detección (< 2 $\mu\text{g/L}$). En tanto el nitrato en el estrato superficial presentó bajas concentraciones (de 2 a 9,9 mg/L), inclusive en algunas profundidades estuvo bajo el límite de detección (< 2 $\mu\text{g/L}$). Desde los 80 m el nitrato comenzó a aumentar hacia la profundidad, hasta los 41,3 $\mu\text{g/L}$. El nitrógeno total presentó pocas fluctuaciones en la columna de agua, con concentraciones que fueron entre 43,3 y 55,1 $\mu\text{g/L}$. Aunque su composición cambio a través de la columna de agua, hasta los ~50 m estuvo conformado en su mayoría por su forma orgánica, para después pasar a estar constituida en su mayoría por N-NO_3 .

El ortofosfato y fósforo total, presentaron bajas concentraciones en toda la columna de agua (Anexo Figura 9). El ortofosfato varió entre < 2 a 4,5 $\mu\text{g/L}$, aumentando en profundidad. En tanto las concentraciones de fósforo total no superaron los 5,2 $\mu\text{g/L}$, estando en la mayoría de los casos bajo el límite de detección (< 5 $\mu\text{g/L}$).

b) Fitoplancton

El fitoplancton del lago Rupanco presentó una riqueza de taxa que osciló entre 11 y 25 taxa. La estación C1 fue la que presentó mayor riqueza, y C2 la con menor riqueza. Respeto de la abundancia fitoplanctónica, ésta estuvo dominada por el phylum Bacillariophyta (diatomeas) las especies más representativas de esta dominancia fueron *Aulacoseira granulata* y *Tabellaria flocculosa*. También presentó una abundancia significativa, pero con menor representatividad espacial *F. crotonensis*. Caso contrario en la estación 100522 fue dominante *S. schoeteri* y co-dominante de diatomeas en 100625. En cambio, en otoño de 2019 la abundancia fitoplanctónica fue significativamente más elevada, pero se mantuvieron los principales taxa *T. flocculosa* y co-dominante *F. crotonensis* (Tabla 17).



Tabla 17. Composición taxonómica, abundancia (célL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Rupanco

| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | 101707 | | 100625 | | 100081 | | 101862 | | 100522 | | |
|-----------------------------------|-------------------------------------|-------------------|--------------------------------|--|-----------------------------------|-------------------------|----------------------------|------------|---------------|------------|---------------|------------|--------------|------------|---------------|
| | | | | | 25-10-18 | | 22-10-18 | | 25-10-18 | | 23-10-18 | | 13-10-18 | | |
| | | | | | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | 5.362 | 77 | 6.362 | 52 | 7.402 | 36 | 4.001 | 40 | 3.721 | 30 | |
| | | Melosirales | Melosiraceae | <i>Melosira varians</i> | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | <i>Cyclotella sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Bacillariophyceae | Cymbellales | Gomphonemataceae | <i>Gomphonema sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | Cymbellaceae | <i>Cymbella sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Naviculales | Naviculaceae | <i>Navicula spp</i> | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Surirellales | Surirellaceae | <i>Surirella sp</i> | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Eunotiales | Eunotiaceae | <i>Eunotia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | <i>Diatoma sp</i> | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Fragilaria crotonensis</i> | | | | 0 | 0 | 240 | 2 | 3.681 | 18 | 240 | 2 | 1.080 | 9 | |
| | <i>Fragilaria spp</i> | | | | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | |
| | <i>Asterionella formosa</i> | | | | X | 0 | 1.881 | 15 | 2.481 | 12 | 1.040 | 11 | 720 | 6 | |
| | <i>Hannaea arcus</i> | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | <i>Distrionella sp</i> | | | | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Licmophorales | <i>Ulnaria ulna</i> | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | |
| Staurosiraceae | Indeterminado | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | |
| Tabellariales | Tabellariaceae | | | | <i>Tabellaria flocculosa</i> | 1.641 | 23 | X | 0 | 6.882 | 33 | 4.201 | 43 | 400 | 3 |
| Ochrophyta | Chrysophyceae | | | | Chromulinales | Dinobryaceae | <i>Dinobryon divergens</i> | 0 | 0 | 120 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Tetrasporales | Palmellopsidaceae | <i>Asterococcus sp</i> | X | 0 | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | |
| | | Sphaeropleales | Scenedesmaeaceae | <i>Willea irregularis</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | X | 0 | |
| | | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis schroeteri</i> | X | 0 | 3.401 | 28 | 320 | 2 | 160 | 2 | 6.322 | 51 | |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Oocystaceae | Chlorellaceae | <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Oocystis crassa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Oocystis lacustris</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | |
| | | | | <i>Oocystis solitaria</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| | | | | <i>Nephrocystium lunatum</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | | | |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Desmiales | Desmidiaceae | <i>Cosmarium phaseolus</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | |
| | | | Closteriaceae | <i>Closterium acutum var variabile</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | Desmidiaceae | <i>Staurastrum gracile</i> | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | <i>Sphaerzosma aubertianum</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| | Zygnematales | Zygnemataceae | <i>Mougeotia sp filamento</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | | | |
| Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | <i>Elakathotrix gelatinosa</i> | 0 | 0 | 80 | 1 | 0 | 0 | 40 | 0 | 80 | 1 | | |
| Euglenophyta (=Phylum Euglenozoa) | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | <i>Lepocinclis sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas sp</i> | 0 | 0 | 160 | 1 | 0 | 0 | 80 | 1 | 80 | 1 | |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Chroococcales | Chroococcaceae | <i>Aphanocapsa sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | <i>Ceratium hirundinella</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 | 40 | 0 | 80 | 1 | |
| | | | | <i>Ceratium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Peridinium cinctum</i> | X | 0 | X | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | |
| | | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Peridinium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| | | | | | | Abundancia total | 7.002 | 100 | 12.324 | 100 | 20.847 | 100 | 9.883 | 100 | 12.484 |
| | | | | Riqueza de taxa por estación | 15 | | 20 | | 15 | | 17 | | 15 | | |



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | 101851 | | 100389 | | C1 | | C2 | | C1 | | |
|-----------------------------------|-------------------------------------|------------------------------|--------------------------------|---------------------------------------|-----------------------------------|------------|--------------|------------|--------------|------------|--------------|------------|----------------|------------|---|
| | | | | | 23-10-18 | | 25-10-18 | | 24-10-18 | | 24-10-18 | | 1-5-19 | | |
| | | | | | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | 5.082 | 37 | 4.441 | 74 | 1.881 | 26 | 4.561 | 68 | 3.681 | 2 | |
| | | Melosirales | Melosiraceae | <i>Melosira varians</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | <i>Cyclotella sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2.663 | 1 | |
| | Bacillariophyceae | Cymbellales | Gomphonemataceae | Gomphonemataceae | <i>Gomphonema sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Cymbellaceae | Cymbellaceae | <i>Cymbella sp</i> | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Naviculales | Naviculaceae | <i>Navicula spp</i> | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Surirellales | Surirellaceae | <i>Surirella sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Eunotiales | Eunotiaceae | <i>Eunotia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | <i>Diatoma sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Fragilaria crotonensis</i> | 1.641 | 12 | 40 | 1 | 666 | 9 | 40 | 1 | 58.419 | 25 | |
| | | | | <i>Fragilaria spp</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Asterionella formosa</i> | 520 | 4 | 160 | 3 | 720 | 10 | 0 | 0 | 400 | 0 | |
| | | | | <i>Hannaea arcus</i> | 0 | 0 | 40 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Distironella sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Licmophorales | | | <i>Ulnaria ulna</i> | X | 0 | X | 0 | 40 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Stauriosiraceae | <i>Indeterminado</i> | X | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| Tabellariales | Tabellariaceae | <i>Tabellaria flocculosa</i> | 6.562 | 47 | 1.360 | 23 | 2.841 | 40 | 2.001 | 30 | 160.492 | 69 | | | |
| Ochrophyta | Chrysophyceae | Chromulinales | Dinobryaceae | <i>Dinobryon divergens</i> | X | 0 | X | 0 | 120 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Tetrasporales | Palmellopsidaceae | <i>Asterococcus sp</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | |
| | | Sphaerolepales | Scenedesmeceae | <i>Willea irregularis</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | |
| | | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis schroeteri</i> | X | 0 | X | 0 | 640 | 9 | X | 0 | 2.801 | 1 | |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Oocystaceae | Chlorellaceae | <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Oocystis crassa</i> | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Oocystis lacustris</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Oocystis solitaria</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Nephrocytium lunatum</i> | X | 0 | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Desmidiiales | Desmidiaceae | <i>Cosmarium phaseolus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | |
| | | | Closteriaceae | <i>Closterium acutum var variable</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | Desmidiaceae | <i>Staurastrum gracile</i> | 40 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Sphaerozosma aubertianum | X | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | Zygnematales | Zygnemataceae | <i>Mougeotia sp filamento</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | <i>Elakathotrix gelatinosa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 120 | 2 | 0 | 0 | 80 | 0 | | |
| Euglenophyta (=Phylum Euglenozoa) | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | <i>Lepocinclis sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas sp</i> | 40 | 0 | 0 | 0 | 40 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Chroococcales | Chroococcaceae | <i>Aphanocapsa sp</i> | X | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | <i>Ceratium hirundinella</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 | 80 | 1 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Ceratium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 400 | 0 | |
| | | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Peridinium cinctum</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Peridinium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3.961 | 2 | |
| Abundancia total | | | | | 13.885 | 100 | 6.042 | 100 | 7.148 | 100 | 6.682 | 100 | 232.898 | 100 | |
| Riqueza de taxa por estación | | | | | 20 | | 17 | | 25 | | 11 | | 9 | | |



La distribución vertical del fitoplancton en otoño de 2019 mostró una diversidad de taxa marcada por un mayor número de diatomeas. La mayor abundancia fitoplanctónica se registró a los 30 metros de profundidad. Así también se destaca la presencia en baja abundancia de *Eucapsis aphanocapsoides* en diferentes profundidades de la columna de agua, siendo más abundante en superficie (Tabla 10 Anexo).

c) Zooplancton

En el lago Rupanco, durante la primavera de 2018 la abundancia zooplanctónica osciló entre 2,60 a 7,27 Ind/L. La riqueza de taxa fue relativamente homogénea entre las estaciones de muestreo del lago oscilando entre 4 a 6 taxa y nauplii. Los taxa que contribuyeron en mayor medida a la abundancia zooplanctónica fueron *F. longiseti* y *D. pulex*.

Tabla 18. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Rupanco.

| Lago Rupanco | | | | | | | | | | |
|--|-------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|-------|---------------------|
| Estación de muestreo | 101707 | 100625 | 101862 | 100522 | 101851 | 100389 | 100081 | C1 | C2 | C1 |
| Fecha | Primavera (oct 2018) | | | | | | | | | Otoño (may 2019) |
| Taxa | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L |
| <i>Tumeodiaptomus diabolicus</i> | 0,382 | 0,073 | 0,510 | 0,063 | 0,398 | 0,039 | 0,931 | 0,421 | 0,497 | 0,98 |
| hembra con huevos | 0,024 | 0,010 | 0,017 | 0,020 | 0,037 | 0 | 0,054 | 0,090 | 0,040 | 0,08 |
| <i>Mesocyclops longisetus</i> | 0,072 | 0,040 | 0,052 | 0,043 | 0,101 | 0,026 | 0,054 | 0 | 0,093 | 0 |
| hembra con huevos | 0 | 0 | 0 | 0,007 | 0 | 0 | 0,006 | 0 | 0,007 | 0 |
| <i>Mesocyclops araucanus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,54 |
| hembra con huevos | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,01 |
| Nauplii | 0 | 0,030 | 0,024 | 0 | 0,041 | 0,013 | 0,072 | 0,173 | 0,126 | 0,52 |
| <i>Daphnia pulex</i> | 2,405 | 0,981 | 1,010 | 2,424 | 1,361 | 0,903 | 1,176 | 2,600 | 1,618 | 0,13 |
| <i>Ceriodaphnia dubia</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1,10 |
| <i>Bosmina (Linderobosmina) hagmanni</i> | 0 | 0 | 0,003 | 0,010 | 0,007 | 0,053 | 0 | 0,008 | 0,007 | 0 |
| <i>Asplanchna</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,04 |
| <i>Keratella americana</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,013 | 0 | 0 | 0,013 | 0,04 |
| <i>Kellicotia</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3,57 |
| <i>Polyarthra</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,03 |
| <i>Conochilus unicornis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,03 |
| <i>Trichocerca</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,05 |
| <i>Filinia longiseti</i> | 2,047 | 3,080 | 0,986 | 3,886 | 0,760 | 6,229 | 2,178 | 2,345 | 4,848 | 0 |
| Abundancia total (Ind/L) | 4,930 | 4,214 | 2,604 | 6,452 | 2,704 | 7,276 | 4,470 | 5,637 | 7,248 | 7,12 |
| Riqueza de Taxa | 4 | 4 | 5 | 5 | 5 | 6 | 4 | 4 | 6 | 10 |
| Profundidad lance (m) | 40 | 60 | 60 | 60 | 60 | 15 | 40 | 60 | 60 | 60 |



En otoño, se presentó una abundancia zooplanctónica alta con 7,12 Ind/L, y una riqueza de 10 taxa, siendo los más representativos el rotífero *Kellicotia* sp. y en menor medida el artrópodo anomopoda *Ceriodaphnia dubia* y estadios nauplii (Tabla 18).

d) Sedimento

La composición textural se presenta en la Figura 19, en donde se observa que la estación 100389 está compuesta mayormente por fango, salvo un punto de muestreo con altos porcentajes de arena. En tanto, la estación 101862 estuvo conformada principalmente por arena, fango y grava.

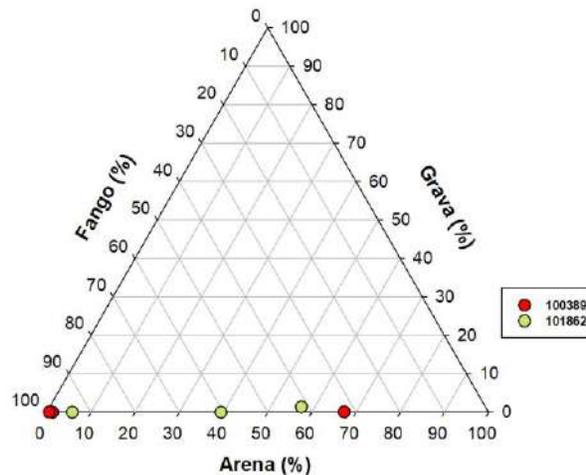


Figura 19. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100389 y 101862 del lago Rupanco.

4.2.3.4. Estado trófico

En el lago Rupanco, la transparencia en época de primavera indicó un estado que osciló entre oligotrófico y mesotrófico (Anexo Figura 10), y en el periodo de otoño la transparencia se encontró en el límite entre oligotrófico y mesotrófico (Anexo Figura 11). La clorofila *a* en ambas épocas de estudio se encontró dentro de los rangos de la ultraoligotrofia.

En relación a los nutrientes en el periodo de otoño, el nitrógeno total indicó un estado ultraoligotrófico, pero muy cercano a pasar al siguiente nivel. En tanto el fósforo total, se encontró dentro de la condición oligotrófica.

Los valores de los TSI obtenidos para época de otoño fueron similares entre variables, oscilando entre 26,1 y 28. Relacionándose estos valores a lagos que poseen un hipolimnion oxigenado y aguas transparentes (Carlson & Simpson 1996), indicando una condición oligotrófica para el lago Rupanco (Tabla 2).



4.2.4. Lago Llanquihue

4.2.4.1. Balance hidrológico y de nutrientes

En la Tabla 19 se muestra el balance hidrológico calculado para el año 2018, con entradas y salidas de agua de 2,628 y 2,351 km³/año, respectivamente.

Tabla 19. Balance hidrológico del lago Llanquihue.

| | | km ³ /año |
|----------|----------------------|----------------------|
| Entradas | Ríos | 1,288 |
| | Precipitación | 1,340 |
| | Total | 2,628 |
| Salidas | Efluente río Maullín | 1,738 |
| | Evaporación del lago | 0,613 |
| | Total | 2,351 |
| | Drenaje profundo | 0,277 |

De acuerdo a la concentración de PT en la columna de agua (5,8 µg/l) se calcularon 913 ton de PT en el lago, con un ingreso y egreso de 112 y 10 ton, respectivamente. El porcentaje de sedimentación calculado fue característico de lagos Araucanos, lagos profundos y grandes (91 %) (Tabla 20).

El tiempo de renovación teórico calculado para el año 2018 fueron 60 años.

Tabla 20. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Llanquihue.

| P (ton) en el lago | P (ton) ingresado | P (ton) egresado | P (ton) sedimentado | Sedimentación (%) |
|--------------------|-------------------|------------------|---------------------|-------------------|
| 913 | 112 | 10 | 102 | 91 |

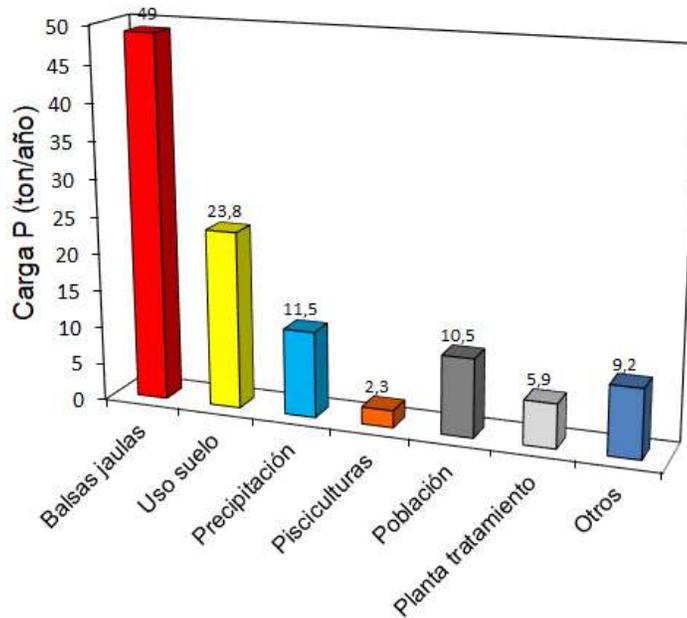


Figura 20. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Llanquihue.

La Figura 20 identifica a los principales aportantes de PT al lago Llanquihue, tales como la actividad de acuicultura en balsas jaulas (49 ton), y el uso de suelo y cobertura vegetal (23,8 ton). En este último, los mayores aportes de PT están dados por praderas (36 %), y le siguen las precipitaciones con un 33 %. Si bien, la precipitación no es parte del uso de suelo y cobertura vegetal, sí lo son los cuerpos de agua, como en este caso es la gran área que representa el lago Llanquihue en sí, por lo que se calcula también el ingreso de PT desde la precipitación hacia el lago. Se vislumbra un alto aporte proveniente del uso urbano (7 %) (Figura 21).

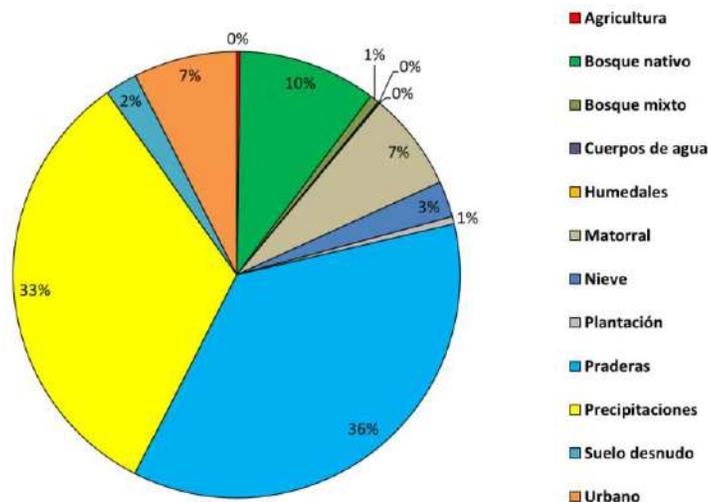




Figura 21. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Llanquihue.

4.2.4.2. Capacidad de carga

De acuerdo a la concentración de PT en la columna de agua (5,8 µg/l), estarían ingresando 133 ton de PT a la columna de agua. Más, si las concentraciones de PT en la columna de agua aumentasen a 10 µg/l se estaría recibiendo una carga de 230 ton/año (Tabla 21).

Tabla 21. Carga actual y crítica calculada para el lago Llanquihue.

| | PT (mg/L) | PT (ton/año) |
|----------------------|-----------|--------------|
| Carga actual | 5,8 | 133 |
| Carga crítica | 10 | 230 |

4.2.4.3. Caracterización de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoquímicas de la columna de agua

En época de primavera, la temperatura en el lago Llanquihue fue homogénea en la columna de agua (Figura 22a), donde en la mayoría el rango en que osciló la temperatura no superó 1 °C de diferencia. En tanto en época de otoño (Figura 22b), aún quedaban indicios de estratificación térmica de la columna de agua, aunque sin formación de termoclina. Con temperaturas de 13,8 °C en superficie, para después descender a 10,8 °C.

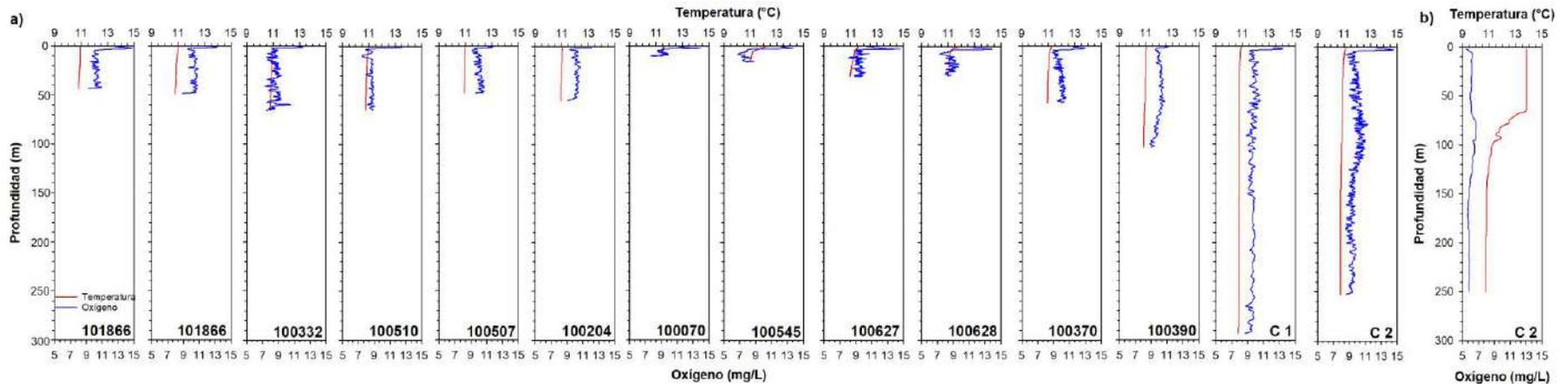


Figura 22. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en el lago Llanquihue, correspondientes a la época de a) primavera (octubre 2018) y b) otoño (mayo 2019).



En lo que respecta al oxígeno en época de primavera, en la mayoría de los casos presentó un peak superficial (Figura 22a), para después oscilar entre 6,7 y 11,3 mg/L. En cuanto la época de otoño (Figura 22b), las concentraciones de oxígeno en la columna de agua fueron menores a las registrados en época primavera, oscilando entre 5,5 a 6,7 mg/L en época de otoño.

Acercas de los nutrientes, las concentraciones de amonio y nitrito se encontraron bajo el límite de detección (< 5 y < 2 $\mu\text{g/L}$, respectivamente), exceptuando el nitrito a los 250 m, donde se registraron 2 $\mu\text{g/L}$ (Anexo Figura 8). En lo que respecta al nitrato, hasta los 50 m se encontró bajo el límite de detección (< 2 $\mu\text{g/L}$), para posteriormente ir aumentando a medida que lo hacia la profundidad, registrándose concentraciones entre 14,9 y 25,7 $\mu\text{g/L}$. En tanto el nitrógeno total, tuvo concentraciones entre 38 a 62,2 $\mu\text{g/L}$. De igual forma como se registró en el resto de lagos Araucanos, el mayor constituyente del NT se encontró asociado a la fracción orgánica en el estrato superior, para después estar conformado en su mayoría por nitrato.

En lo que respecta al ortofosfato, sus concentraciones fueron de 2 a 4,8 $\mu\text{g/L}$ (Anexo Figura 9), aunque en varias profundidades fueron inferiores al límite de detección (< 2 $\mu\text{g/L}$). En tanto el fósforo total, osciló entre 5 y 13 $\mu\text{g/L}$. Sin embargo, al igual que el ortofosfato, el PT en la mayoría de las profundidades se encontró bajo el límite de detección (< 5 $\mu\text{g/L}$).

b) Fitoplancton

En el lago Llanquihue durante la primavera de 2018 se registraron entre 12 y 23 taxa, siendo los más abundantes *Aulacoseira spp*, *Cyclotella ocellata*, *Aulacoserira granulata*, *Fragillaria spp* y *Asterionella formosa*. Con menor abundancia, pero con importante representatividad espacial se encontró *Tribonema sp*. En otoño disminuyó la abundancia fitoplanctónica, sin embargo, mantuvieron su dominancia las Bacillariophyta (diatomeas) siendo la especie *A. distans* dominante y co-dominante *Cyclotella spp* junto con *A. Formosa*, así también se destaca el aumento de la abundancia de *Tribonema sp* en esta estación del año (Tabla 22)

En el otoño de 2019 se observó en la distribución vertical de las abundancias del fitoplancton una mayor abundancia en superficie y a 5 metros y luego fue disminuyendo. La especie más abundante en superficie fue *A. granulata*, bajo los 5 metros cobró mayor importancia *A. Formosa*, en menor medida *Dinobryon sp*, *Ceratium sp* y *Tribonema sp*, siendo esta última la especie más abundante a los 40 metros de profundidad (Tabla anexo 11).



Tabla 22. Composición taxonómica, abundancia (célL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Llanquihue

| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | C1 | | C2 | | 100332 | | 101866 | | 100100 | | 100510 | | |
|-----------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------|---------------------------------|---|---------|-------|---------|-------|---------|-------|---------|-----|---------|-------|---------|-----|---|
| | | | | | 2-10-18 | | 25-9-18 | | 8-10-18 | | 3-10-18 | | 3-10-18 | | 8-10-18 | | |
| | | | | | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira spp</i> | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | <i>Aulacoseira granulata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | <i>Aulacoseira distans</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Melosirales | Melosiraceae | <i>Melosira varians</i> | X | 0 | X | 0 | 40 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Cyclotella ocellata</i> | 14.981 | 25 | 39.949 | 34 | 29.962 | 46 | 26.966 | 29 | 0 | 0 | 30.961 | 45 | |
| | Bacillariophyceae | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | <i>Cyclotella spp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Cocconeis pseudotumensis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Achnanthes | Cocconeidaceae | <i>Cocconeis pseudotumensis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Gomphoneis distans</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Thalassiosiphysales | Catenulaceae | <i>Amphora sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Pinnularia sp</i> | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Naviculales | Diploneidaceae | <i>Diploneis sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 999 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Navicula cryptocephala</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Bacillariales | Naviculaceae | <i>Navicula cryptocephala</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Nitzschia sp</i> | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Rhopalodiales | Rhopalodiaceae | <i>Ephemia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | Surirellales | Surirellaceae | <i>Surirella sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | | |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | <i>Diatoma sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | X | 0 | |
| | | | | <i>Hannaea arcus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Fragilaria crotonensis</i> | X | 0 | 2.241 | 2 | 0 | 0 | 5.602 | 6 | X | 0 | X | 0 | |
| <i>Fragilaria spp</i> | | | | 2.996 | 5 | 1.997 | 2 | 3.995 | 6 | 3.995 | 4 | 999 | 2 | 3.995 | 6 | | |
| <i>Fragilaria spp ter</i> | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Distionella sp</i> | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Asterionella formosa</i> | | | | 1.997 | 3 | 3.995 | 3 | 1.997 | 3 | 5.992 | 7 | 999 | 2 | 5.992 | 9 | | |
| Tabellariales | Tabellariaceae | <i>Tabellaria flocculosa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | |
| Ochromyphyta | Chrysophyceae | Chromulinales | Dinobryaceae | <i>Dinobryon divergens</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Dinobryon sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Chlorophyta | Xanthophyceae | Tribonematales | Tribonemataceae | <i>Tribonema sp</i> | X | 0 | 520 | 0 | 760 | 1 | 3.641 | 4 | 640 | 1 | 640 | 1 | |
| | | | | <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | |
| | Chlorophyceae | Sphaeropleales | Selenastraceae | <i>Monoraphidium contorta</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Eudorina elegans</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | |
| Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis schoeteri</i> | X | 0 | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | X | 0 | | | |
| | | <i>Willea irregularis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| Charophyta | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | <i>Elakathotrix gelatinosa</i> | 0 | 0 | 240 | 0 | 160 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 160 | 0 | |
| | | | | <i>Closterium acutum var variabile</i> | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 | |
| | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Desmidiiales | Desmidiaceae | <i>Closterium gracile var elongatum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Staurastrum gracile</i> | X | 0 | 80 | 0 | 160 | 0 | X | 0 | 40 | 0 | 120 | 0 | |
| | Zygnematales | Zygnemataceae | <i>Staurastrum spp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| | | | <i>Sphaerosozma aubertianum</i> | 1.801 | 3 | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | | |
| Euglenophyta (=Phylum Euglenozoa) | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | <i>Spirogyra sp</i> | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Mougeotia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas sp</i> | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Ceratum hirundinella</i> | X | 0 | 80 | 0 | X | 0 | 120 | 0 | 40 | 0 | 40 | 0 | |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | <i>Ceratum sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Peridinium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Parvodinium umbonatum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Chroococcales | Merismopediaceae | <i>Merismopedia glauca</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | | Abundancia total | 59.147 | 100 | 116.244 | 100 | 64.644 | 100 | 92.129 | 100 | 44.371 | 100 | 69.437 | 100 | |
| | | | | Riqueza de taxa por estación | 14 | | 18 | | 14 | | 16 | | 12 | | 17 | | |



| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | 100370 | | 100390 | | 100627 | | 100628 | | 100204 | | |
|-------------------------------------|-------------------------------------|---------------------|---------------------------------|--|---|-------------------|---------------|------------|---------------|------------|--------------|------------|---------------|------------|-----|
| | | | | | 26-9-18 | | 26-9-18 | | 5-10-18 | | 5-10-18 | | 4-10-18 | | |
| | | | | | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira spp</i> | 37.412 | 41 | 70.103 | 80 | 25.288 | 94 | 7.642 | 89 | 42.944 | 65 | |
| | | | | <i>Aulacoseira granulata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Aulacoseira distans</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Melosirales | Melosiraceae | <i>Melosira varians</i> | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | |
| | | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | <i>Cyclotella ocellata</i> | 29.962 | 33 | 11.985 | 14 | 1.332 | 5 | 120 | 1 | 5.992 | 9 | |
| | | | | | <i>Cyclotella spp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Bacillariophyceae | Achnanthes | Cocconeidaceae | <i>Cocconeis pseudotumensis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Cymbellales | Gomphonemataceae | <i>Gomphonis sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Thalassiosiphysales | Catenulaceae | <i>Amphora sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | Pinnulariaceae | <i>Pinnularia sp</i> | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Naviculales | Diploneidaceae | <i>Diploneis sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | Naviculaceae | <i>Navicula cryptocephala</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Bacillariales | Bacillariaceae | <i>Nitzschia sp</i> | 0 | 0 | 999 | 1 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | |
| | | Rhopalodiales | Rhopalodiaceae | <i>Ephitemia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Surirelliales | Surirellaceae | <i>Surirella sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | | | <i>Diatoma sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 160 | 1 | 40 | 0 | 999 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | <i>Hannaea arcus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Fragilaria crotonensis</i> | X | 0 | 1.921 | 2 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | |
| | | | | <i>Fragilaria spp</i> | 18.159 | 20 | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | 999 | 2 | |
| | | | | <i>Fragilaria spp ter</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Distrionella sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Asterionella formosa</i> | | | | 1.816 | 2 | 80 | 0 | X | 0 | X | 0 | 13.982 | 21 | | |
| Tabellariales | | | | Tabellariaceae | <i>Tabellaria flocculosa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Licmophorales | | | | Ulnariaceae | <i>Ulnaria ulna</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| Ochrophyta | Chrysophyceae | Chromulinales | Dinobryaceae | <i>Dinobryon divergens</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | Xanthophyceae | Tribonematales | Tribonemataceae | <i>Tribonema sp</i> | 2.161 | 2 | 1.961 | 2 | 0 | 0 | 680 | 8 | X | | |
| Chlorophyta | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Chlorellaceae | <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | X | | |
| | | Sphaeropleales | Selenastraceae | <i>Monoraphidium contorta</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | Chlorophyceae | Volvocales | Volvocaceae | <i>Eudorina elegans</i> | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis schoeteri</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | X | | |
| | | | | <i>Willea irregularis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Trebouxiophyceae | Chlorellales | Oocystaceae | <i>Oocystis sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | |
| | | | | <i>Oocystis lacustris</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | X | | | |
| Charophyta | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | <i>Elakathotrix gelatinosa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 80 | 1 | X | | |
| | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Desmidiiales | Closteriaceae | <i>Closterium acutum var variabile</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | | Closteriaceae | <i>Closterium gracile var elongatum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | | Desmidiaceae | <i>Staurastrum gracile</i> | X | 0 | 40 | 0 | X | 0 | 40 | 0 | 80 | |
| | | | | <i>Staurastrum spp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | <i>Sphaeroszoma aubertianum</i> | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | | | |
| Zygnematales | Zygnemataceae | <i>Spirogyra sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | |
| | | <i>Mougeotia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | | | | |
| Euglenophyta (=Phylum Euclenozoa) | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | <i>Lepocinclis sp</i> | 160 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | | |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas sp</i> | 908 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 999 | 2 | | |
| | | Gonyaulacales | Ceratiaceae | <i>Ceratium hirundinella</i> | X | 0 | 40 | 0 | X | 0 | X | 0 | X | | |
| Dinophyta | Dinophyceae | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Ceratium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Peridinium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Parvodinium umbonatum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Chroococcales | Merismopediaceae | <i>Merismopedia glauca</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| Abundancia total | | | | | 90.577 | 100 | 87.208 | 100 | 26.780 | 100 | 8.603 | 100 | 66.075 | 100 | |
| Riqueza de taxa por estación | | | | | 14 | | 15 | | 12 | | 15 | | 17 | | |



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | 100507 | | 100545 | | 100070 | | Pto V | | C2 | |
|-----------------------------------|---|------------------------------|----------------------------|-------------------------------------|-------------------------------|-------------------------|--|------------|---------------|------------|---------------|------------|---------------|------------|
| | | | | | 4-10-18 | | 5-10-18 | | 24-9-18 | | 24-9-18 | | 23-5-19 | |
| | | | | | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira spp</i> | 42 054 | 82 | 18 086 | 91 | 1 280 | 2 | 24 208 | 34 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Aulacoseira granulata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 843 | 39 | |
| | | | | <i>Aulacoseira distans</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Melosirales | Melosiraceae | <i>Melosira varians</i> | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 160 | 1 |
| | | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | <i>Cyclotella ocellata</i> | 1 997 | 4 | 0 | 0 | 7 990 | 16 | 29 962 | 42 | 0 | 0 |
| | <i>Cyclotella spp</i> | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 995 | 20 | |
| | Bacillariophyceae | Achnanthes | Cocconeidaceae | <i>Cocconeis pseudotumensis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 999 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | Cymbellales | Gomphonemataceae | <i>Gomphoneis sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Thalassiosiphysales | Catenulaceae | <i>Amphora sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | Pinnulariaceae | <i>Pinnularia sp</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Naviculales | Diploneidaceae | <i>Diploneis sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | Naviculaceae | <i>Navicula cryptocephala</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Bacillariales | Bacillariaceae | <i>Nitzschia sp</i> | 0 | 0 | X | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Rhopalodiales | Rhopalodiaceae | <i>Ephitemia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Surirellales | Surirellaceae | <i>Surirella sp</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | <i>Diatoma sp</i> | 200 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 1 997 | 3 | 0 |
| | <i>Hannaea arcus</i> | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Fragilaria crotonensis</i> | | | | 3 801 | 7 | X | 0 | 2 641 | 5 | X | 0 | 320 | 2 |
| | <i>Fragilaria spp</i> | | | | 666 | 1 | 999 | 5 | 32 958 | 64 | 3 995 | 6 | 0 | 0 |
| | <i>Fragilaria spp ter</i> | | | | 120 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Distronella sp</i> | | | | X | 0 | 0 | 0 | 360 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Asterionella formosa</i> | X | | | | 0 | X | 0 | 2 996 | 6 | 10 986 | 15 | 5 682 | 28 | |
| <i>Tabellaria flocculosa</i> | 0 | | | | 0 | 0 | 0 | 760 | 1 | 0 | 0 | 160 | 1 | |
| Tabellariales | Tabellariaceae | | | | <i>Ulnaria ulna</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Licmophorales | Ulnariaceae | | | | <i>Dinobryon divergens</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ochrophyta | Chrysophyceae | Chromulinales | Dinobryaceae | <i>Dinobryon sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | |
| Chlorophyta | Xanthophyceae | Tribonematales | Tribonemataceae | <i>Tribonema sp</i> | 1 961 | 4 | 600 | 3 | X | 0 | 480 | 1 | 1 280 | 6 |
| | | | | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Chlorellaceae | <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 |
| | Chlorophyceae | Sphaeropleales | Selenastraceae | <i>Monoraphidium contorta</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | Volvocales | Volvocaceae | <i>Eudorina elegans</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis schoeteri</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | 600 | 3 |
| | | | | <i>Willea irregularis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Oocystaceae | <i>Oocystis sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | |
| | <i>Oocystis lacustris</i> | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | | |
| Charophyta | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | <i>Elakathotrix gelatinosa</i> | 0 | 0 | 160 | 1 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Desmidiales | Closteriaceae | <i>Closterium acutum var variabile</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Closterium gracile var elongatum</i> | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| | Desmidiaceae | <i>Staurastrum gracile</i> | X | 0 | | 40 | 0 | X | 0 | 40 | 0 | 0 | | |
| | | <i>Staurastrum spp</i> | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | |
| | <i>Sphaerozosma aubertianum</i> | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| | Zygnematales | Zygnemataceae | <i>Spirogyra sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | <i>Mougeotia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| Euglenophyta (=Phylum Euclenozoa) | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | <i>Lepocinclis sp</i> | 666 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 240 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | <i>Ceratium hirundinella</i> | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Ceratium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 280 | 1 |
| | | | | Peridiniales | Peridiniaceae | <i>Peridinium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | <i>Parvodinium umbonatum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 999 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | Merismopediaceae | <i>Merismopedia glauca</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Abundancia total | | | | | 51 465 | 100 | 19 885 | 100 | 51 303 | 100 | 71 748 | 100 | 20 320 | 100 |
| Riqueza de taxa por estación | | | | | 14 | | 14 | | 23 | | 13 | | 13 | |



c) Zooplancton

En primavera, la abundancia zooplanctónica fue relativamente baja, oscilando entre 0,07 y 0,90 Ind/L en la mayor parte de las estaciones de muestreo, solo en 4 de las 14 estaciones muestreadas registraron abundancias más elevadas, siendo la estación con mayor abundancia de zooplancton la 100070 con 5,92 Ind/L, seguido de 100545 con 2,94 Ind/L. El taxa más abundante fue *F. longiseta*. La riqueza de taxa osciló entre 3 y 5 junto con nauplii. En otoño del 2019 se registró elevada abundancia con 11,87 Ind/L, y una riqueza de taxa de 7 especies más nauplii. La especie que dominó el zooplancton fue el rotífero *Kellicotia* sp. (Tabla 23).

Tabla 23. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Llanquihue.

| Lago Llanquihue | | | | | | | | | | |
|---|---------------------------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Estación de muestreo | C1 | C2 | 100332 | 101866 | 100100 | 100510 | 100370 | 100390 | 100627 | 100628 |
| Fecha | Primavera (Sept-oct 2018) | | | | | | | | | |
| Taxa | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L |
| <i>Boeckella gracilipes</i> | | | | | | | | | | |
| <i>Tumeodiaptomus diabolicus</i> | 0,09 | 0,31 | 0,09 | 0,38 | 0,07 | 0,17 | 0,01 | 0,08 | 0,01 | 0,01 |
| hembra con huevos | 0,01 | 0,004 | 0,01 | 0,02 | 0,005 | 0,01 | 0 | 0,00 | 0 | 0,002 |
| <i>Mesocyclops araucanus</i> | 0,27 | 0,11 | 0,03 | 0,07 | 0,03 | 0,11 | 0,01 | 0,19 | 0,01 | 0,02 |
| Nauplii | 0,01 | 0,05 | 0 | 0,04 | 0,00 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0 | 0,005 |
| <i>Daphnia pulex</i> | 0,003 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,003 | 0,003 | 0,004 | 0 | 0 |
| <i>Ceriodaphnia dubia</i> | 0 | 0 | 0 | 0,01 | 0,02 | 0,003 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Bosmina (Linderobosmina) chilensis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,003 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Filinia longiseta</i> | 0,19 | 1,06 | 0,23 | 0,86 | 0,46 | 0,56 | 0,06 | 0,63 | 0 | 0,03 |
| Abundancia total (Ind/L) | 0,58 | 1,530 | 0,363 | 1,373 | 0,597 | 0,859 | 0,093 | 0,906 | 0,027 | 0,070 |
| Riqueza de Taxa | 4 | 3 | 3 | 4 | 4 | 5 | 5 | 4 | 2 | 3 |
| Profundidad lance (m) | 60 | 60 | 60 | 40 | 40 | 60 | 60 | 60 | 28 | 29 |



...continuación Tabla 23.

| Lago Llanquihue | | | | | |
|---|---------------------------|--------|--------|--------|------------------|
| Estación de muestreo | 100204 | 100507 | 100545 | 100070 | C2 |
| Fecha | Primavera (sept-oct 2018) | | | | Otoño (may 2019) |
| Taxa | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L |
| <i>Boeckella gracilipes</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,69 |
| <i>Tumeodiaptomus diabolicus</i> | 0,05 | 0,06 | 0,51 | 0 | 0,31 |
| hembra con huevos | 0 | 0,005 | 0,05 | 0 | 0,02 |
| <i>Mesocyclops araucanus</i> | 0,01 | 0,03 | 0,03 | 0 | 0,07 |
| Nauplii | 0,001 | 0,01 | 0,09 | 0,02 | 0,09 |
| <i>Daphnia pulex</i> | 0 | 0 | 0,01 | 0,02 | 0,83 |
| <i>Ceriodaphnia dubia</i> | 0 | 0,005 | 0,01 | 0 | 0,14 |
| <i>Bosmina (Linderobosmina) chilensis</i> | 0 | 0 | 0 | 3,39 | 0 |
| <i>Asplanchna sp</i> | 0,003 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Filinia longiseta</i> | 0,09 | 0,51 | 1,55 | 2,50 | 9,73 |
| Abundancia total (Ind/L) | 0,146 | 0,637 | 2,248 | 5,921 | 11,87 |
| Riqueza de Taxa | 4 | 4 | 5 | 3 | 7 |
| Profundidad lance (m) | 60 | 40 | 20 | 10 | 60 |

d) Sedimento

La composición textural del sedimento está compuesta en la estación 100070 mayormente por fango, en tanto la estación 100100 contiene una mezcla entre fango, arena y en menor porcentaje grava (Figura 23).

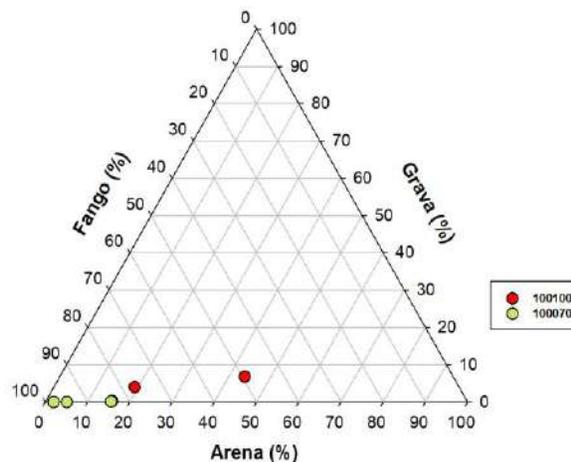


Figura 23. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100100 y 100070 del lago Llanquihue.



4.2.4.4. Estado trófico

La transparencia en el lago Llanquihue, en ambos periodos, indicó una condición oligotrófica en la mayoría de los casos (Anexo Figura 10, 11). Exceptuando las estaciones 101888 y 100100, que se asociaron a una condición mesotrófica. La clorofila, en el periodo de primavera y otoño, se encontró dentro de los rangos asociados a la ultraoligotrofia.

El nitrógeno total en época de otoño se relacionó con una condición ultraoligotrófica. En tanto el fósforo total presentó concentraciones que oscilaron dentro de los rangos oligotrófico y mesotrófico.

Para época de otoño en el lago Llanquihue los valores de TSI obtenidos para las diferentes variables fueron de 23 a 27,4, relacionándose con una condición oligotrófica en el lago (Tabla 2). Los valores de TSI obtenidos son característicos para lagos con aguas claras y con hipolimnion oxigenado.

4.2.5. Lago Chapo

4.2.5.1. Balance hidrológico y de nutrientes

A diferencia del resto de los lagos Araucanos en estudio, el lago Chapo cuenta con una central hidroeléctrica, que maneja los caudales de descarga. Aquel manejo se refleja en el bajo nivel del agua que ha presentado el lago a través de los años. Esto también se visualiza en los cálculos del balance hidrológico, en donde estaría saliendo más agua de la que debiera entrar (Tabla 24).

El tiempo de renovación teórico calculado para el lago Chapo fue de 11 años.

Tabla 24. Balance hidrológico del lago Chapo.

| | | km ³ /año |
|----------|----------------------|----------------------|
| Entradas | Ríos | 0,551 |
| | Precipitación | 0,097 |
| | Total | 0,648 |
| Salidas | Efluente (represa) | 1,800 |
| | Evaporación del lago | 0,032 |
| | Total | 1,832 |
| | Drenaje profundo | -1,184 |

De acuerdo a las concentraciones de PT en la columna de agua (5,8 µg/l), el PT en el lago es de 40,3 ton. Por el mismo hecho que exista la planta hidroeléctrica, que maneja las descargas de agua, nuestros cálculos de egresos y sedimentación de PT son negativos (Tabla 25). El cuerpo de agua se estaría renovando más rápido de lo que debiera ocurrir de manera natural.

Tabla 25. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Chapo.

| P (ton) en el lago | P (ton) ingresado | P (ton) egresado | P (ton) sedimentado | Sedimentación (%) |
|--------------------|-------------------|------------------|---------------------|-------------------|
| 40,3 | 7 | 11 | -3,5 | -50 |

Los contribuyentes de PT al lago Chapo se visualizan en la Figura 24, en donde los aportes provienen principalmente del uso de suelo y cobertura vegetal (5,9 ton/año), especialmente del bosque nativo y suelo desnudo, con 37 % y 36 % respectivamente (Figura 25).

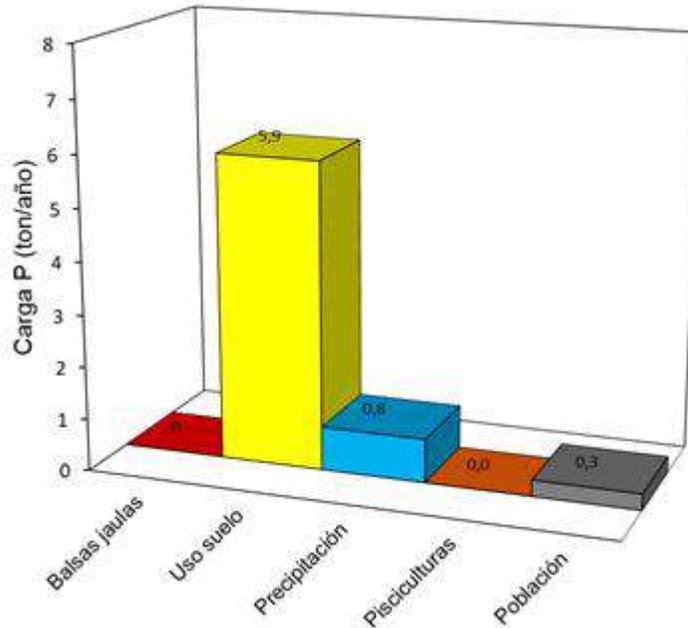


Figura 24. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Chapo.

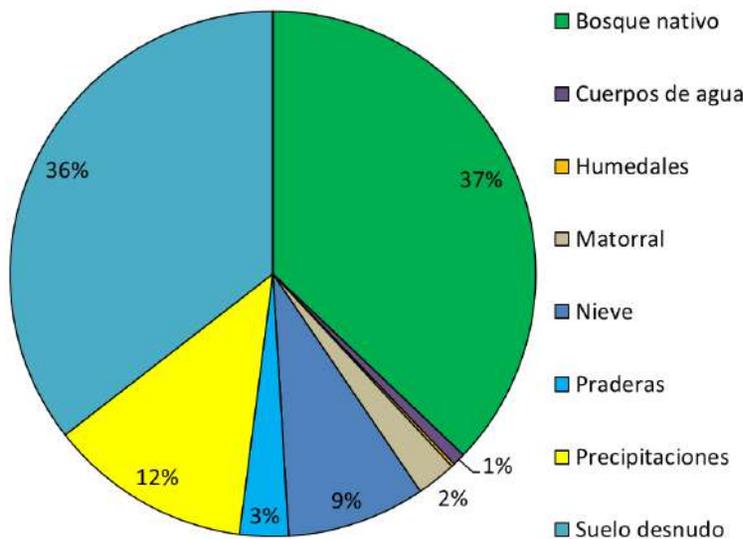


Figura 25. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Chapo.



4.2.5.2. Capacidad de carga

De acuerdo a la concentración de PT en la columna de agua (5,8 µg/L), el lago estaría recibiendo un aporte de 16 ton durante el año 2018. La carga crítica calculada fue de 28 ton de PT (Tabla 26).

Tabla 26. Carga actual y crítica calculada para el lago Chapo.

| | PT (µg/L) | PT (ton/año) |
|----------------------|-----------|--------------|
| Carga actual | 5,8 | 16 |
| Carga crítica | 10 | 28 |

4.2.5.3. Caracterización de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoquímicas de la columna de agua

En el lago Chapo, la temperatura en primavera fue homogénea en la columna de agua, oscilando entre 8,3 y 9,7 °C (Figura 26a). A diferencia de lo que ocurre en época de otoño, donde se evidencia una estratificación térmica (Figura 26b), aunque sin formación de termoclina. Donde la temperatura osciló entre 12,2 °C en superficie, hasta 8,3 °C en profundidad.

El oxígeno en época de primavera se distribuyó homogéneamente en la columna de agua (Figura 26a), registrando pequeñas variaciones en las concentraciones, fluctuando entre 9 y 10,6 mg/L. En tanto en época de otoño (Figura 26b), presentó una menor concentración en superficie (~ 6,5 mg/L), para después incrementar y distribuirse de forma relativamente homogénea en la columna de agua.

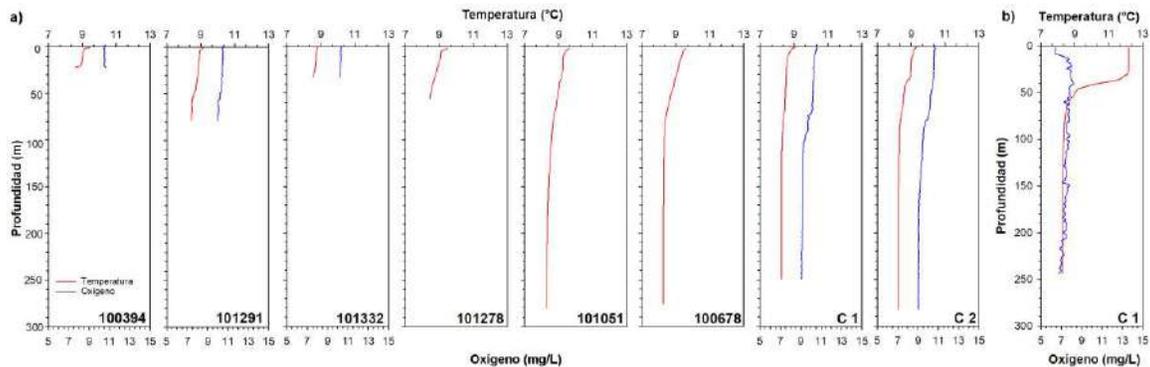


Figura 26. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en el lago Chapo, correspondientes a la época de a) primavera (octubre 2018) y b) otoño (mayo 2019).

En cuanto al amonio y nitrito, las concentraciones de fueron bajas, encontrándose la mayoría bajo el límite de detección (< 5 y < 2 µg/L, respectivamente) (Anexo Figura 8). Exceptuando el amonio a los 20 y 30 m, donde las concentraciones registrados fueron de 8,7 y 5,8 µg/L, respectivamente. En tanto las concentraciones del nitrato fueron entre < 2 y 46,1 µg/L, aumentando la concentración a mayor profundidad. El nitrógeno total en el lago Chapo osciló entre 43,4 y 62,2 µg/L. Para el caso del ortofosfato y fósforo total, las concentraciones en el lago Chapo fueron muy bajas, ya que en ninguno de los casos superaron el límite de detección (< 2 y < 5 µg/L, respectivamente).



Tabla 27. Composición taxonómica, abundancia (célL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Chapo

| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | 100394 | | 101291 | | 101332 | | C1 | | C2 | | |
|--|---------------------|--------------------------------------|------------------------------|------------------------------------|--------------------------------|------------------------|-----------------------------|------------|----------------|------------|----------------|------------|---------------|------------|---|
| | | | | | 18-10-18 | | 18-10-18 | | 18-10-18 | | 17-10-18 | | 17-11-18 | | |
| | | | | | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | 0 | 0 | 200 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 | |
| | | | | <i>Aulacoseira distans</i> | 0 | 0 | 1.997 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Melosirales | Melosiraceae | <i>Melosira sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | <i>Cyclotella sp</i> | 0 | 0 | 999 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | |
| | Bacillariophyceae | Cymbellales | Gomphonemataceae | <i>Gomphonema sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Naviculales | Pinnulariaceae | <i>Pinnularia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Bacillariales | Bacillariaceae | <i>Nitzschia spp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Naviculales | Naviculaceae | <i>Navicula spp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Rhopalodiales | Rhopalodiaceae | <i>Ephitemia argus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | |
| | | | | <i>Odontidium sp</i> | 40 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | <i>Fragilaria crotonensis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | |
| | | | | <i>Fragilaria spp</i> | 6.866 | 96 | 39.949 | 93 | 0 | 0 | 304.874 | 100 | 31.959 | 97 | |
| | | | | <i>Fragilaria spp teratológica</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 999 | 3 | |
| | | | | <i>Asterionella formosa</i> | 0 | 0 | X | 0 | 201.743 | 100 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Distironella sp</i> | | | | 280 | 4 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | | |
| <i>Tabellaria flocculosa var. Andina</i> | | | | x | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | | |
| Tabellariales | | Tabellariaceae | <i>Tabellaria flocculosa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Volvocales | Volvocaceae | <i>Eudorina elegans</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Eudorina sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | Oedogoniales | Oedogoniaceae | <i>Oedogonium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | | Palmellopsidaceae | <i>Asterococcus sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis schroeteri</i> | x | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | |
| | Trebouxiophyceae | Trebouxiophyceae ordo incertae sedis | | | <i>Crucigenia sp</i> | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 |
| | | | | | Chlorellales | Oocystaceae | <i>Nephrocytium lunatum</i> | x | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 |
| | Charophyta | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | <i>Elakathotrix gelatinosa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Conjugatophyceae (Zygnematomophyceae) | | Desmidiales | Desmidiaceae | <i>Staurastrum gracile</i> | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Ochrophyta | Chrysophyceae | Synurales | Mallomonadaceae | <i>Mallomonas sp</i> | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Chromulinales | Dinobryaceae | <i>Dinobryon divergens</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Chroococcales | Chroococcaceae | <i>Eucapsis aphanocapsoides</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Synechococcales | Merismopediaceae | <i>Aphanocapsa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Dinophyta | Dinophyceae | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Peridinium sp</i> | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Ceratium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Parvodinium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Abundancia total | | | | | 7.186 | 100 | 43.145 | 100 | 201.783 | 100 | 304.914 | 100 | 33.038 | 100 | |
| Riqueza de taxa por estación | | | | | 10 | | 10 | | 5 | | 7 | | 11 | | |



| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | 101051 | | 101278 | | 100678 | | C2 | | |
|------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------------|--|------------------------------------|-------------------------|------------------------|----------------|------------|----------------|------------|----------------|------------|---|
| | | | | | 18-10-18 | | 18-10-18 | | 17-10-18 | | 24-5-19 | | |
| | | | | | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | X | 0 | 400 | 0 | 23.088 | 11 | 960 | 0 | |
| | | | | <i>Aulacoseira distans</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 3.444 | 2 | 0 | 0 | |
| | | Melosirales | Melosiraceae | <i>Melosira sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | |
| | | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | <i>Cyclotella sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Bacillariophyceae | Cymbellales | Gomphonemataceae | <i>Gomphonema sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | |
| | | Naviculales | Pinnulariaceae | <i>Pinnularia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | |
| | | Bacillariales | Bacillariaceae | <i>Nitzschia spp</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Naviculales | Naviculaceae | <i>Navicula spp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 333 | 0 | |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | <i>Rhopalodiales</i> | Rhopalodiaceae | <i>Ephitemia argus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Odontidium sp</i> | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Fragilaria crotonensis</i> | 0 | 0 | 1.160 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Fragilaria spp</i> | 214.013 | 99 | 192.208 | 99 | 185.970 | 86 | 80 | 0 | |
| | | | | <i>Fragilaria spp teratológica</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Asterionella formosa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | |
| <i>Distrionella sp</i> | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | | | | |
| Tabellariales | | Tabellariaceae | <i>Tabellaria flocculosa var. Andina</i> | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | <i>Tabellaria flocculosa</i> | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | X | 0 | | |
| Chlorophyta | | Chlorophyceae | Volvocales | Volvocaceae | <i>Eudorina elegans</i> | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Eudorina sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | |
| | Oedogoniales | | Oedogoniaceae | <i>Oedogonium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | |
| | | | Palmellopsidaceae | <i>Asterococcus sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | |
| | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis Schroeteri</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | | |
| | Trebouxiophyceae | Trebouxiophyceae ordo incertae sedis | Trebouxiophyceae incertae sedis | <i>Crucigenia sp</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Chlorellales | Oocystaceae | <i>Nephroclytium lunatum</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | |
| | | <i>Oocystis solitaria</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | | | |
| Charophyta | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | <i>Elakathotrix gelatinosa</i> | X | 0 | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | |
| | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Desmidiales | Desmidiaceae | <i>Staurastrum gracile</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas sp</i> | 2.038 | 1 | 0 | 0 | 3.444 | 2 | 0 | 0 | |
| Ochromytha | Chrysophyceae | Synurales | Mallomonadaceae | <i>Mallomonas sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | |
| | | Chromulinales | Dinobryaceae | <i>Dinobryon divergens</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 200 | 0 | |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Chroococcales | Chroococcaceae | <i>Eucapsis aphanocapsoides</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 420.137 | 99 | |
| | | Synechococcales | Merismopediaceae | <i>Aphanocapsa</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Dinophyta | Dinophyceae | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Peridinium sp</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | |
| | | | | <i>Ceratium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Parvodinium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 680 | 0 | |
| Abundancia total | | | | | 216.051 | 100 | 193.768 | 100 | 215.945 | 100 | 422.391 | 100 | |
| Riqueza de taxa por estación | | | | | 11 | | 11 | | 15 | | 21 | | |



b) Fitoplancton

En el lago Chapo en primavera de 2018 se registraron entre 5 y 15 taxa de organismos fitoplanctónicos. En todas las estaciones de muestreo el Phylum dominante fue Baccillariophyta, la especie que tuvo mayor representatividad fue *Fragillaria* sp, salvo en la estación 101332 donde *Asterionella formosa* fue la especie dominante. La dominancia de las diatomeas no bajo del 86% de la abundancia relativa por estación y llegó al 100%. En otoño de 2019 la componente fitoplanctónica experimentó un gran cambio respecto de los taxa dominantes, en esta oportunidad el Phylum dominante fueron las Cianobacterias representadas por *Eucapsis aphanocapsoides* en un 99% de la abundancia relativa de la estación C2 (Tabla 28).

Por otro lado, la distribución vertical del fitoplancton durante otoño de 2019 mostrando elevados valores principalmente en la superficie y a 5 metros de profundidad, va disminuyendo hacia el fondo de manera irregular, para presentar los menores valores cercano a los 40 metros, la especie que dominó el fitoplancton durante esta época de estudio fue *Eucapsis aphanocapsoides*. (Tabla anexo 12).

c) Zooplancton

En primavera del 2018 se registró una abundancia zooplanctónica relativamente baja, en torno a los 0,13 y 0,54 Ind/L.

Tabla 28. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Chapo.

| Lago Chapo | | | | | | | | | |
|---|--------------------------|-------|--------|--------|-------|--------|--------|--------|------------------|
| Estación de muestreo | 101332 | C2 | 100678 | 101051 | C1 | 101291 | 101278 | 100394 | C2 |
| Fecha | Primavera (Oct-nov 2018) | | | | | | | | Otoño (may 2019) |
| Taxa | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L |
| <i>Boeckella gracilipes</i> | 0 | 0 | 0,001 | 0,003 | 0 | 0 | 0 | 0,010 | 0 |
| <i>Parabroteas sarsi</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,04 |
| <i>Acanthocyclops vernalis</i> | 0,010 | 0,003 | 0,008 | 0,061 | 0,021 | 0,005 | 0,044 | 0 | 0,09 |
| hembra con huevos | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,008 | 0 | 0,02 |
| <i>Mesocyclops araucanus</i> | 0,139 | 0,033 | 0,042 | 0,011 | 0,111 | 0,086 | 0,179 | 0 | 0,07 |
| Nauplii | 0 | 0,013 | 0 | 0,008 | 0,003 | 0 | 0 | 0 | 0,11 |
| <i>Daphnia pulex</i> | 0,143 | 0,103 | 0,062 | 0,021 | 0,164 | 0,088 | 0,056 | 0,440 | 0,10 |
| <i>Ceriodaphnia dubia</i> | 0,080 | 0,010 | 0,011 | 0,019 | 0,013 | 0,014 | 0,024 | 0,031 | 0,03 |
| <i>Bosmina (Linderobosmina) chilensis</i> | 0,027 | 0,050 | 0,014 | 0,029 | 0,011 | 0,012 | 0,044 | 0,063 | 0,01 |
| <i>Kellicottia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,88 |
| <i>Conochilus unicornis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,08 |
| <i>Filinia longiseta</i> | 0 | 0,010 | 0 | 0 | 0,011 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Abundancia total (Ind/L) | 0,398 | 0,222 | 0,139 | 0,151 | 0,334 | 0,205 | 0,354 | 0,544 | 1,42 |
| Riqueza de Taxa | 5 | 6 | 6 | 6 | 6 | 5 | 5 | 4 | 8 |
| Profundidad lance (m) | 60 | 60 | 60 | 60 | 60 | 60 | 40 | 19 | 60 |



La riqueza de taxa en las estaciones de muestreo osciló entre 4 y 6, y nauplii. La especie más abundante fue *Daphnia pulex*. En general el zooplancton estuvo mayormente dominado por artrópodos, y en menor medida los rotíferos, solo representados por *Filinia longiseta*. En tanto, en otoño del 2019 la abundancia zooplanctónica fue de 1,42 Ind/L, y la riqueza fue de 8 taxa, siendo el rotífero *Kellicotia* sp. el taxa más abundante (Tabla 28).

d) Sedimento

La composición textural del sedimento analizada en las estaciones 101291 y 100394 varió entre arena-grava, y grava-arena (Figura 27).

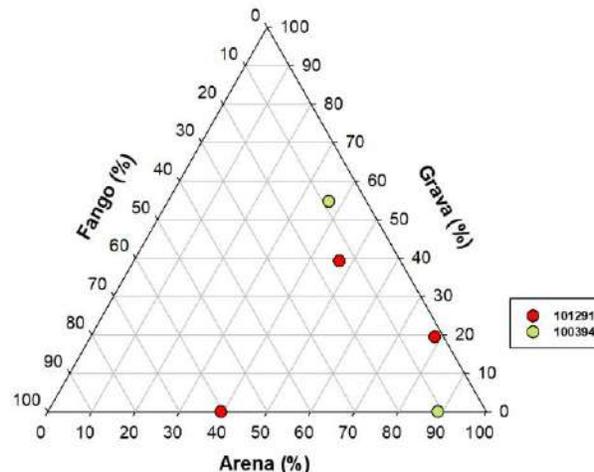


Figura 27. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 101291 y 100394 del lago Chapo.

4.2.5.4. Estado trófico

La transparencia en época de primavera osciló entre los rangos oligotróficos y mesotróficos (Anexo Figura 10), mientras que en otoño se relacionó a una condición mesotrófica, cercana a los rangos eutróficos (Anexo Figura 11). Las concentraciones de clorofila estuvieron relacionadas con un estado ultraoligotrofia en el periodo de primavera, mientras que en otoño oscilaron dentro de una condición ultra y oligotrófica. Los nutrientes en otoño, nitrógeno y fósforo total, indicaron un estado en el límite de ultraoligotrófico y oligotrófico.

En el lago Chapo los TSI correspondientes a fósforo total y clorofila presentaron valores inferiores a 30, relacionados con una condición oligotrofia (Tabla 2). Mientras que, el TSI calculado para transparencia fue de 34,7, encontrándose dentro de la condición mesotrófica. Coincidiendo con los resultados obtenidos a partir de las variables clásicas de trofia.

4.2.6. Lago Popetán

4.2.6.1. Balance hidrológico y de nutrientes

En la Tabla 29 se hace referencia de las entradas y salidas de agua en el lago Popetán.

**Tabla 29.** Balance hidrológico del lago Popetán.

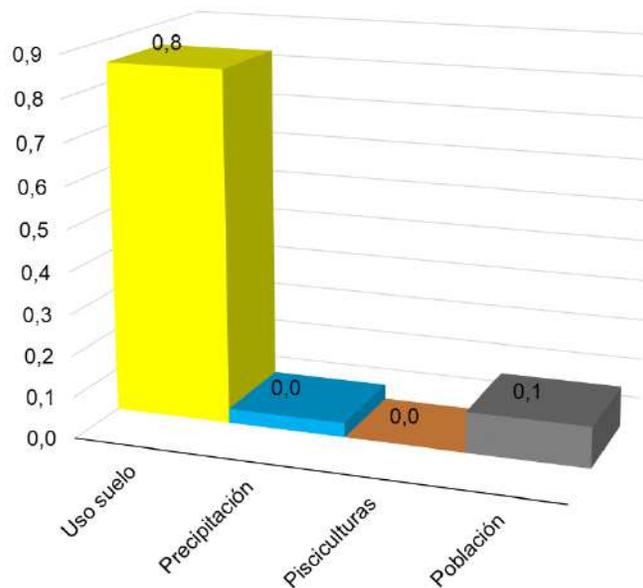
| | | km ³ /año |
|----------|----------------------|----------------------|
| Entradas | Ríos | 0,045 |
| | Precipitación | 0,004 |
| | Total | 0,049 |
| Salidas | Efluente río Colú | 0,040 |
| | Evaporación del lago | 0,001 |
| | Total | 0,041 |
| | Drenaje profundo | 0,009 |

El balance de PT se expresa en la Tabla 30, en donde se calculó un 72,7 % de sedimentación de PT al lago.

Tabla 30. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Popetán.

| P (ton) en el lago | P (ton) ingresado | P (ton) egresado | P (ton) sedimentado | Sedimentación (%) |
|--------------------|-------------------|------------------|---------------------|-------------------|
| 0,15 | 0,98 | 0,27 | 0,71 | 72,7 |

El principal contribuyente de PT al cuerpo lacustre es el uso de suelo (Figura 28). Al desglosar el uso de suelo, observamos que las praderas, matorrales y bosque nativo son los mayores aportantes de PT según uso de suelo (Figura 29).

**Figura 28.** Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Popetán.

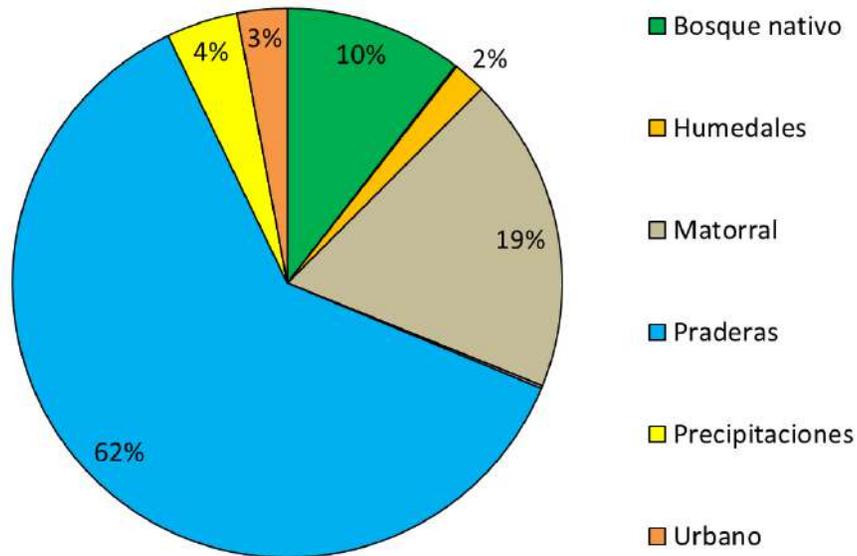


Figura 29. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Popetán.

4.2.6.2. Caracterización de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoquímicas de la columna de agua

En época de verano, la columna de agua en el lago Popetán presentó estratificación térmica con formación de termoclina, característico de la época estival (Figura 30a). La temperatura del agua osciló entre 12,6 y 19,6 °C, registrándose las mayores temperaturas en superficie, para ir disminuyendo a medida que aumentó la profundidad. En tanto en época otoñal, la columna de agua se encontró completamente mezclada, registrándose una temperatura de 10,6 °C en toda la columna de agua (Figura 30b).

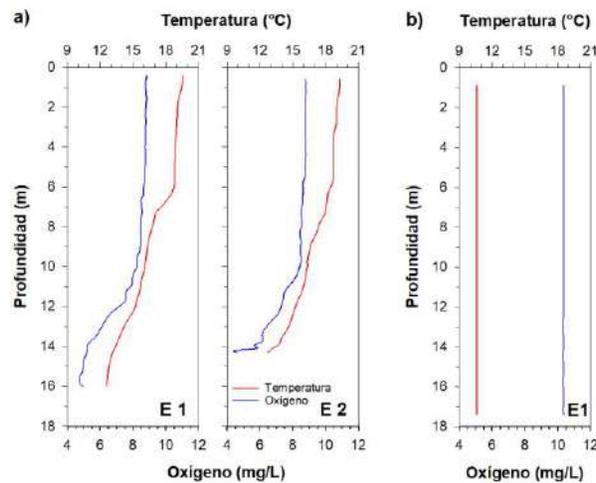


Figura 30. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en el lago Popetán, correspondientes a la época de a) verano (enero 2018) y b) otoño (junio 2019).



En verano, se observó una columna de agua oxigenada (Figura 30a). Sin embargo, posterior a los ~10 m la concentración de oxígeno comenzó a disminuir, alcanzando una concentración de 4,5 mg/L en profundidad. Mientras que, en época de otoño el lago Popetán estuvo bien oxigenado en toda la columna de agua (Figura 30b). Registrándose una concentración de 10,4 mg/L para toda la columna de agua.

En lo que respecta a los nitrogenados, se distribuyeron relativamente homogéneos en la columna de agua (Anexo Figura 12). El amonio presentó concentraciones oscilando entre 10,8 y 16,5 $\mu\text{g/L}$. En tanto el nitrito en el lago Popetán se encontró bajo el límite de detección ($< 2 \mu\text{g/L}$) en todas las profundidades. El nitrato presentó concentraciones entre 53,4 y 58,5 $\mu\text{g/L}$. En tanto el nitrógeno total varió entre 286,4 y 296,5 $\mu\text{g/L}$, el cual estuvo conformado en su mayoría por su fracción orgánica en todas las profundidades. Por otra parte, el ortofosfato presentó bajas concentraciones en toda la columna de agua, las que fueron inferiores al límite de detección ($< 2 \mu\text{g/L}$) (Anexo Figura 13). En tanto, las concentraciones de fósforo total oscilaron entre 5,4 y 7 $\mu\text{g/L}$.

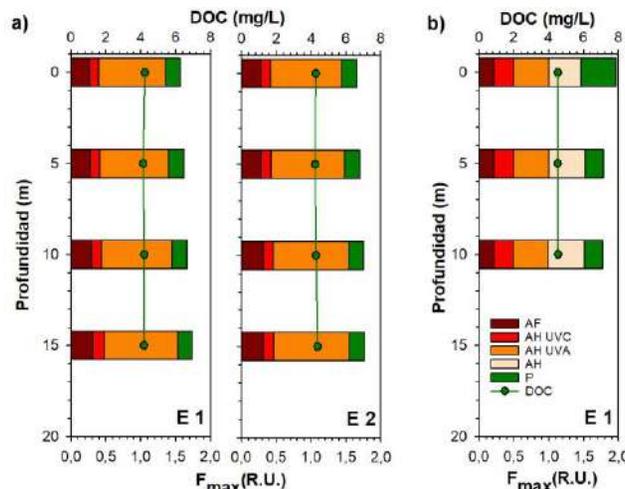


Figura 31. Carbono orgánico disuelto (DOC, mg/L) e intensidad de fluorescencia (F_{\max} , R.U.) en la columna de agua del lago Popetán, en época de a) verano (enero 2018) y b) otoño (junio 2019). AF: ácidos fúlvicos; AH UVC: ácidos húmicos UVC; AH UVA: ácidos húmicos UVA; AH: ácidos húmicos; P: proteína.

El carbono orgánico disuelto, exhibió concentraciones similares en ambos periodos de estudio (Figura 31), con concentraciones que fluctuaron entre 4,1 y 4,5 mg/L. Sin embargo, se presentaron diferencias en sus constituyentes, ya que en época de verano se identificaron 4 componentes fluorescentes, de los cuales tres fueron similares al material alóctono (ácidos fúlvicos, ácidos húmicos UVC y ácidos húmicos UVA) y uno fue similar a material autóctono (proteína), predominando la señal alóctona. En época de otoño se encontró un constituyente adicional, el que posee características similares a ácidos húmicos, de igual forma que en época de verano predominaron los constituyentes alóctonos. Sin embargo, el componente similar a proteína presentó mayor intensidad de fluorescencia en otoño.



Tabla 31 Composición taxonómica, abundancia (célL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Popetán

| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | E1 | | E2 | | E2 | |
|------------------------------|---------------------|-----------------|--------------------|---------------------------------|---------------|------------|---------------|------------|---------------|------------|
| | | | | | 15-1-18 | | 15-1-18 | | 4-6-19 | |
| | | | | | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira distans</i> | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 |
| | Bacillariophyceae | Naviculales | Pinnulariaceae | <i>Pinnularia sp</i> | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| | | Surirellales | Surirellaceae | <i>Surirella sp</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Cymbellales | Gomphonemataceae | <i>Gomphonema sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| | | Eunotiales | Eunotiaceae | <i>Eunotia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Tabellariales | Tabellariaceae | <i>Distrionella sp</i> | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| Ochrophyta | Chrysophyceae | Chromulinales | Dinobryaceae | <i>Dinobryon acuminatum</i> | 85.890 | 99 | 18.310 | 100 | 0 | 0 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis sp</i> | 0 | 0 | X | 0 | 1.961 | 18 |
| | | | | <i>Sphaerocystis schroeteri</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Sphaeropleales | Selenastraceae | <i>Kirchneriella sp</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Charophyta | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | <i>Elakathotrix gelatinosa</i> | X | 0 | X | 0 | 160 | 1 |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Oscillatoriales | Oscillatoriaceae | <i>Phormidium sp</i> | 960 | 1 | X | 0 | 0 | 0 |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 8.989 | 80 |
| Abundancia total | | | | | 86.851 | 100 | 18.390 | 100 | 11.189 | 100 |
| Riqueza de taxa por estación | | | | | 5 | | 8 | | | |

**b) Fitoplancton**

El lago Popetán presenta la riqueza de taxa fluctuó entre 5 y 8 taxa durante la primavera de 2018, la especie dominante fue *Dinobryon acuminatum* con abundancia relativa sobre el 99% en ambas estaciones de muestreo. Las especies acompañantes fueron escasas, encontrándose mayormente presentes en las muestras cualitativas y no en los análisis cuantitativos. Por otro lado, durante el otoño de 2019, el lago Popetán presentó una dominancia de *Cryptomonas* y co-dominancia de *Sphaerocystis schroeteri* (Tabla 31).

En el otoño de 2019, se observó en la distribución vertical, que la mayor abundancia a lo largo de la columna de agua estuvo dada por *Cryptomonas* sp en co - dominancia con *Sphaerocystis schrodeteri* (Tabla13 Anexo).

c) Zooplancton

En el muestreo del verano del 2018, la abundancia del zooplancton fluctuó entre las 5,2 y 8,3 Ind/L con 3 taxa representativos, más estadíos nauplii. *B. chilensis* fue la más abundante, seguido de *T. diabolicus*, ésta última especie alcanzó una mayor abundancia en E2 (Tabla 32). En otoño del 2019, la E1 presentó una elevada abundancia zooplanctónica, con 5,836 Ind/L. La riqueza registrada fue de 6 taxa más nauplii, siendo el artrópodo calanoideo *Tumeodiptomus diabolicus* la especie dominante en este periodo. Es el primer registro de *Macrothrix* sp en este estudio (Tabla 32)

Tabla 32. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Popetán.

| Lago Popetán | | | |
|---|-------------------|-------|------------------|
| Estación de muestreo | E1 | E2 | E1 |
| Fecha | Verano (ene 2018) | | Otoño (jun 2019) |
| Taxa | Ind/L | Ind/L | Ind/L |
| <i>Tumeodiptomus diabolicus</i> | 0,798 | 2,865 | 3,98 |
| hembra con huevos | 0,019 | 0,040 | 0,03 |
| <i>Mesocyclops araucanus</i> | 0,019 | 0,019 | 0,33 |
| Nauplii | 0,093 | 0 | 1,03 |
| <i>Bosmina (Linderobosmina) chilensis</i> | 4,289 | 0,23 | 0,35 |
| <i>Macrothrix</i> sp. | 0 | 0 | 0,03 |
| <i>Conochilus unicornis</i> | 0 | 0 | 0,07 |
| Abundancia total (Ind/L) | 5,218 | 8,334 | 5,836 |
| Riqueza de Taxa | 3 | 3 | 6 |
| Profundidad lance (m) | 15 | 15 | 10 |



d) Sedimento

De acuerdo a la composición textural, el sedimento analizado en las estaciones E1 y E2 están representadas mayormente por fango (Figura 32).

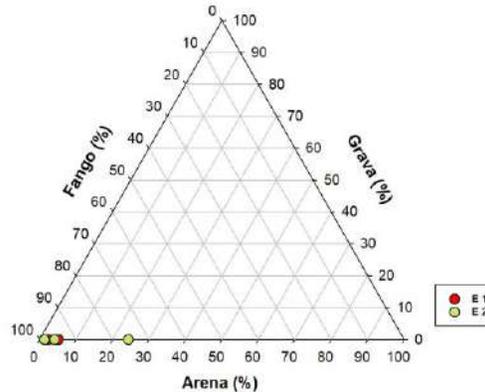


Figura 32. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E1 y E2 del lago Popetán.

4.2.6.3. Estado trófico

Las concentraciones de fósforo total en el lago Popetán fueron bajas, encontrándose dentro de los rangos oligotróficos (Anexo Figura 14). Mientras que los valores de color fueron elevados en este lago, oscilando entre 36,4 y 40,1 mg Pt/L. Indicando, según el paradigma nutriente color, una condición distrófica, la que se encuentra relacionada con materia orgánica de origen alóctono.

En el lago Popetán los TSI obtenidos para transparencia y fósforo total se pueden relacionar a un estado mesotrófico (Tabla 2). Mientras que, el TSI calculado para clorofila se asocia a un estado oligotrófico. Reflejando lo anterior la baja transparencia, elevada disponibilidad de nutrientes y baja productividad autóctona en el lago.

4.2.7. Sistema lacustre Huillinco-Cucao

4.2.7.1. Ingreso de PT desde la cuenca lacustre

Se calculó el ingreso de PT hacia el sistema lacustre Huillinco-Cucao, incluyendo los lagos Tarahuín, Tepuhueico, que son parte de la cuenca hidrológico (Figura 33).

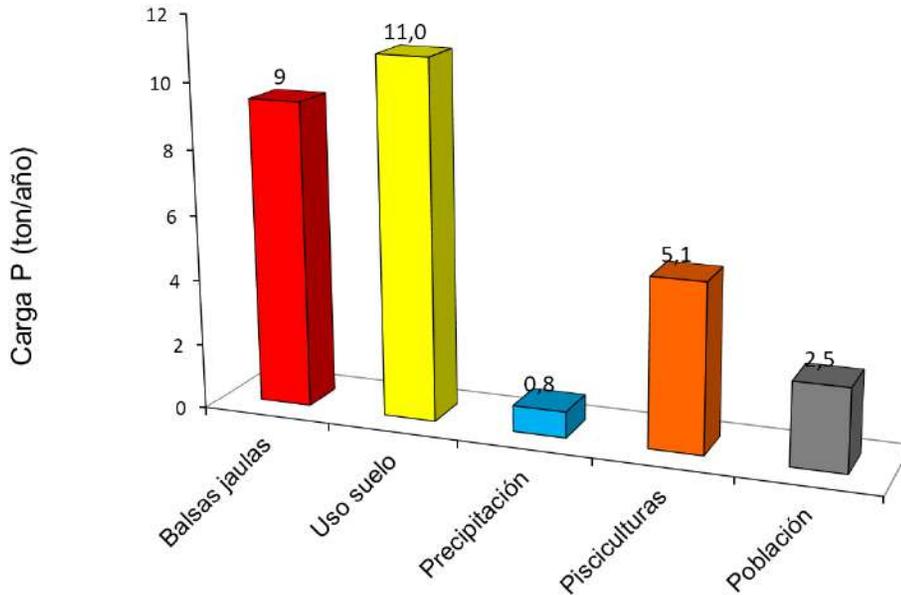


Figura 33. Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente emisora.

A partir de ello, se obtuvo que el principal aportante de PT es el uso de suelo, seguido por las balsas jaulas (si bien, en la actualidad en estos lagos ya no se producen salmónidos, en el cálculo se incluyó el histórico producido entre los años 2007-2018, ya que todo lo que estaría ingresando al lago Huillinco, y a su vez con posibilidad de decantación, estaría depositándose en profundidad, con escasa o nula posibilidad de ser evacuando al mar).

Tal como se muestra en la figura siguiente (Figura 34), el bosque nativo es la principal cobertura vegetal en todas las cuencas lacustres por separado, registrándose mayor porcentaje de bosque nativo en la cuenca del lago Tepuhueico. Las cuencas con mayor actividad antrópica (uso de suelo “praderas” y “urbano”) son la cuenca Huillinco—Cucao.

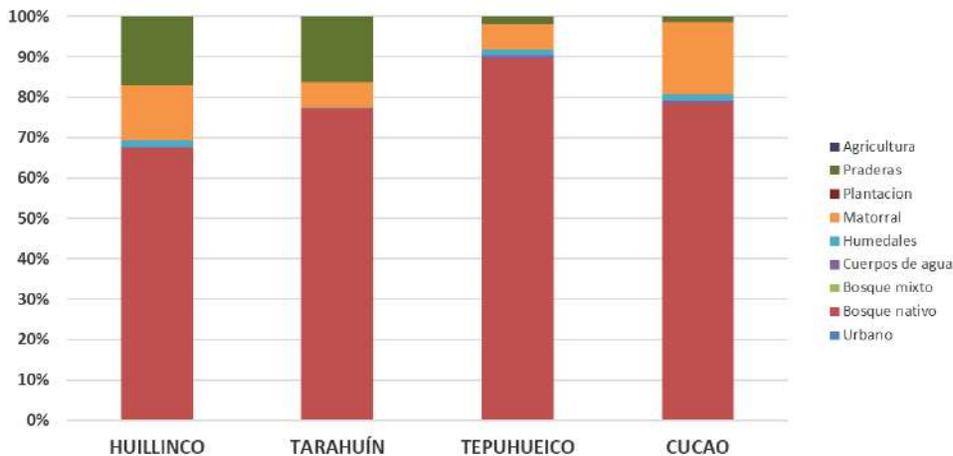


Figura 34. Uso de suelo y cobertura vegetal (%) en cuenca lacustres Huillinco-Cucao (Huillinco, Tarahuín, Tepuhueico, y Cucao).



Si consideramos la cuenca lacustre por completo del sistema Huillinco-Cucao, observamos que la mayor cobertura está dada por el bosque nativo, y en menor medida las praderas y matorral (Figura 35).

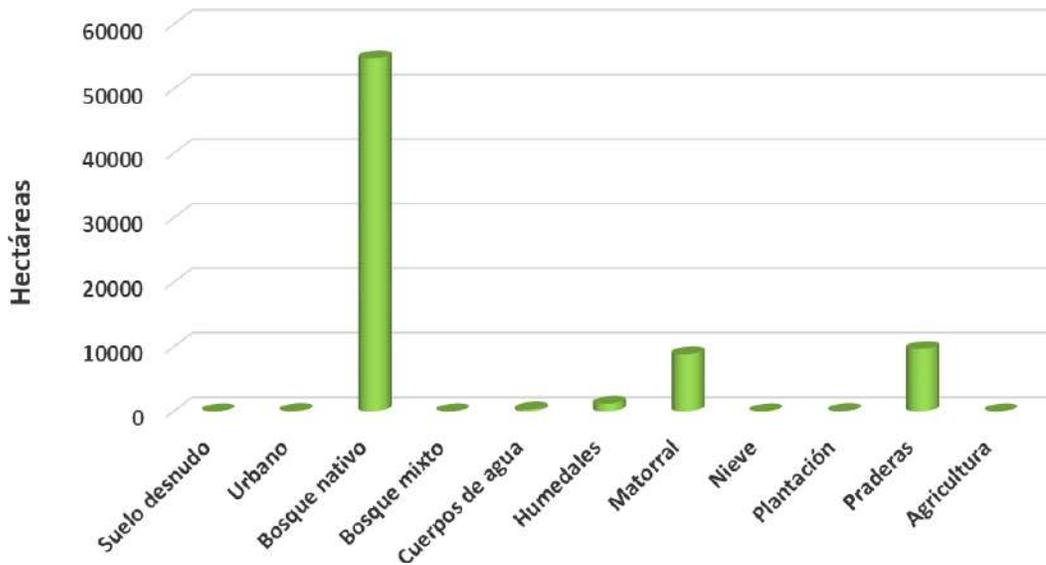


Figura 35. Uso de suelo y cobertura vegetal (ha) en cuenca de sistema lacustre Huillinco-Cucao.

En la Figura 36 se representa la contribución de las diferentes cuencas lacustres a la compleja cuenca integrada del sistema Huillinco-Cucao. A partir de ello, el Tepuhueico representa el 21 % de la cuenca total del Huillinco-Cucao, el Tarahuín el 6 %, el Cucao el 5 %, y el Huillinco el 68 %.

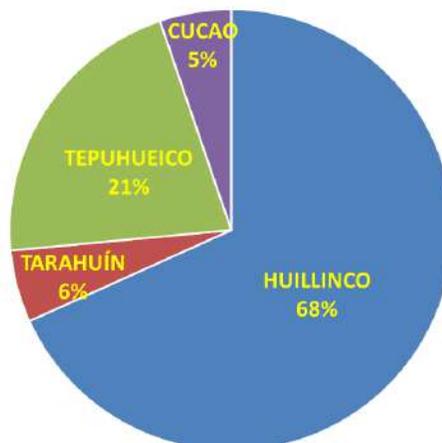


Figura 36. Contribución de ha/cuenca lacustre (%) en cuenta del sistema lacustre Huillinco-Cucao.



4.2.7.2. Caracterizaci3n de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoquímicas de la columna de agua

La columna de agua del sistema lacustre Huillinco-Cucao present3 una clara estratificaci3n en ambas épocas del aío, la que se encuentra asociada a la influencia marina (Figura 2, Figura 37). En la columna de agua hay una zona de cambio, la cual se apreci3 entre los 8 y 12,2 m. La profundidad y grosor de la zona de cambio fue variable segùn cada estaci3n, mientras que en las estaciones más someras (< 7,3 m), como E3, 100968 y 100616, no presentaron este quiebre en la columna de agua.

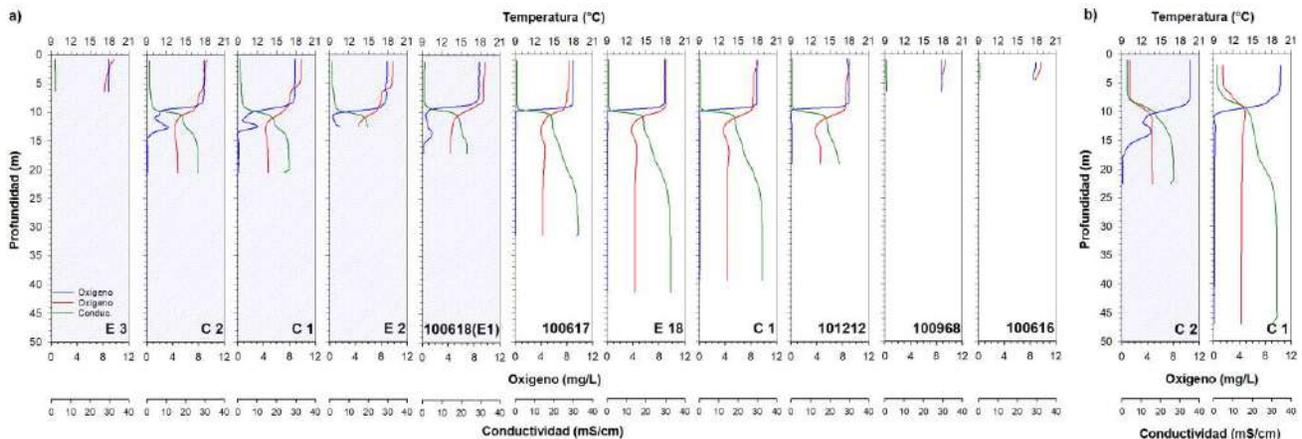


Figura 37. Perfiles de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad (mS/cm) en el sistema de lagos Huillinco-Cucao, correspondientes a la época de a) verano (enero 2018) y b) otoño (mayo 2019). Gráficos achurados en azul corresponden al sector Cucao.

En época de verano la temperatura en el estrato superior oscil3 entre 18,8 y 16,6 °C (Figura 37a), mientras que en otoño la temperatura del estrato superior fue de 10,2 a 12,6 °C (Figura 37b). En ambos periodos, la temperatura en el estrato profundo bordeó los ~ 13 °C. En lo que respecta al oxígeno, en las dos épocas de muestreo el estrato superior se encontr3 bien oxigenado (de 8,3 a 10,6 mg/L) (Figura 37b). Sin embargo, en profundidad las concentraciones de oxígeno presentaron una drástica disminuci3n, alcanzando la anoxia. En tanto la conductividad en el estrato superior se encontr3 dentro del rango de agua dulce (0,5 a 7 mS/cm) (Figura 37), mientras que en profundidad la conductividad increment3 notoriamente, oscilando entre 18,8 y 32,7 mS/cm.

En relaci3n a los nutrientes en el sistema lacustre Huillinco-Cucao, las concentraciones de amonio en las primeras profundidades del sector Cucao fueron de 5 a 14,6 µg/L. Mientras que, en el sector Huillinco las concentraciones de amonio aumentaron con la profundidad, hasta alcanzar los 1.232 µg/L de amonio a los 20 m, posterior a esta profundidad se presentaron interferencias en el análisis que no permitieron determinar las concentraciones de amonio en profundidad (Anexo Figura 12). El nitrito estuvo bajo el límite de detecci3n (< 2 µg/L) en todas las profundidades. El nitrito en el sector Cucao present3 la tendencia a incrementar en profundidad, mientras que en el sector Huillinco no se aprecia un patr3n claro, comienza a incrementar con la profundidad para luego descender hasta el límite de detecci3n. En las últimas profundidades para el caso del amonio y nitrato se presentan interferencias que imposibilitan determinar sus concentraciones. En tanto las concentraciones de



nitr3geno total fueron elevadas, principalmente en el sector Huillinco a mayores profundidades. Las concentraciones de NT fueron de 234,4 a 11948,3 $\mu\text{g/L}$.

Para el caso del f3sforo, tanto en el sector del Cucao como del Huillinco incrementaron las concentraciones en profundidad (Anexo Figura 13). No obstante, en el sector del Huillinco, las concentraciones fueron mucho m3s elevadas. El ortofosfato en el sector del Cucao fue de < 2 a 11,1 $\mu\text{g/L}$ y en el sector del Huillinco fue de 3,4 a 151,7 $\mu\text{g/L}$. En tanto el f3sforo total en el sector Cucao y Huillinco fue de 15 a 27,8 y de 12,8 a 233,6 $\mu\text{g/L}$, respectivamente

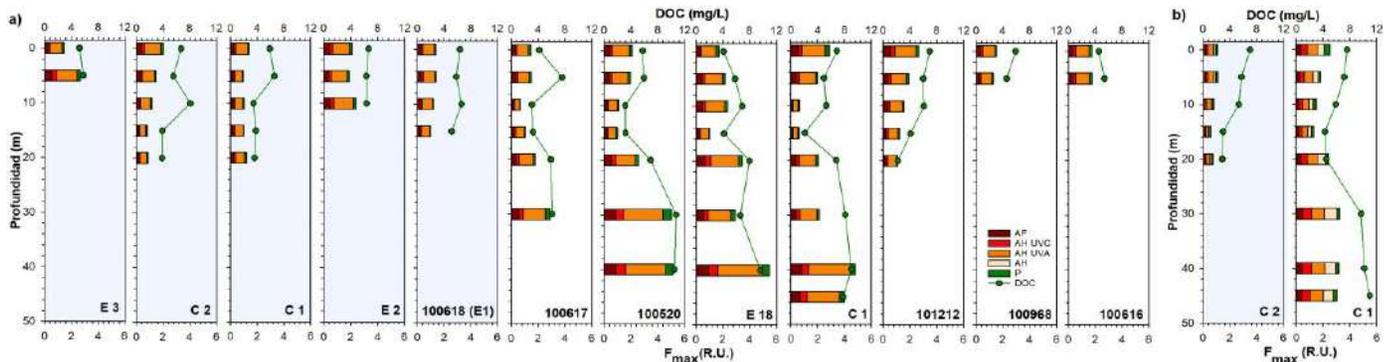


Figura 38. Carbono org3nico disuelto (DOC, mg/L) e intensidad de fluorescencia (F_{max} , R.U.) en la columna de agua del sistema de lagos Huillinco-Cucao, en 3poca de a) verano (enero 2018) y b) oto3o (mayo 2019). AF: 3cidos f3lvicos; AH UVC: 3cidos h3micos UVC; AH UVA: 3cidos h3micos UVA; AH: 3cidos h3micos; P: prote3na. Gr3ficos achurados en azul corresponden al sector Cucao.

Las concentraciones de carbono org3nico disuelto fueron de 2,2 a 11 mg/L (Figura 38). En general, el DOC present3 un peak en superficie, y en las estaciones m3s profundidad se evidenci3 un segundo peak con mayores concentraciones en profundidad. En 3poca de verano, se identificaron cuatro componentes, tres fueron similares a componentes al3ctonos (3cidos f3lvicos, 3cidos h3micos UVC y 3cidos h3micos UVA) y un cuarto componente semejante a material aut3ctono (prote3na). Encontr3ndose un componente adicional en 3poca de oto3o, asociado a material al3ctono (3cidos h3micos). En ambas 3pocas predominaron los componentes similares a 3cidos h3micos y f3lvicos. Las intensidades de fluorescencia tuvieron un comportamiento similar que el DOC en la columna de agua, evidenciando mayor intensidad en los primeros metros, para despu3s descender y luego en estaciones m3s profundas incrementar la intensidad de fluorescencia.

b) Fitoplancton

En la cubeta del lago Cucao, la riqueza de taxa en el lago Cucao fue baja ya que oscil3 entre 1 y 3 taxa. La especie m3s representativa y dominante en la mayor parte de las estaciones de muestreo fue *Ciclotella meneghiniana*. La abundancia fue baja, generalmente bajo las 1.370 cel/L, salvo en la estaci3n E3 la cual present3 la mayor abundancia y riqueza de especies (Tabla 33).

En la tabla 14 del anexo, se observa c3mo fue la distribuci3n vertical de la abundancia de especies en el la cubeta del lago Cucao, aun cuando en la tabla 33, podemos ver que la abundancia de la muestra integrada de C1 en oto3o de 2019 fue baja, al ver en detalle la distribuci3n vertical de las abundancias fitoplanct3nicas se observa que hubo una mayor abundancia celular en el periodo de oto3o respecto de la primavera en dicha estaci3n de muestreo, se evidencia particularmente una



mayor abundancia y riqueza de especies a los 5 m de profundidad con 5 especies que conforman más del 70 % de la abundancia relativa del punto de muestreo *Dolichospermum floss-aquae*, *Dolichospermum solitaria*, *Urosolenia eriensis*, *Monoraphidium contortum*, y *Cryptomonas* sp., así también se destaca la presencia de la Cianobacteria *Oscillatoria* sp a 15 m que representa el segundo máximo de abundancia en la columna de agua.

En la cubeta del Huillinco, durante el periodo de primavera de 2018 se registraron entre 1 a 15 especies. Siendo la especie dominante en la mayor parte de las estaciones de muestreo, *Cyclotella menegheniana*. Otra especie representativa, pero solo en superficie de la estación C1 fue *M. varians* con más de un 50 %. Cabe destacar que la abundancia fitoplanctónica en el lago Huillinco fue baja, solo en las estaciones 100520 superficial, C1 y 100968 fue más alta, sin superar las 3.050 células por litro en la primera de ellas. La mayor riqueza de especies se observó en C1 superficial, en la estación 100520 de 10 a 40 m de profundidad no se registraron organismos fitoplanctónicas salvo en las muestras de red (Tabla 33).

En otoño de 2019 se registraron entre 4 a 8 especies. Se observó que la mayor parte de la abundancia estuvo relacionada con los primeros metros de profundidad de la columna de agua, hasta los 5 m. Luego de los 10 a 40 m la abundancia disminuyó alrededor de la mitad, la riqueza de taxa fue muy similar en ambos estratos de la columna de agua.

De acuerdo a los análisis verticales de fitoplancton, en la columna de agua fueron tres las especies más representativas en términos de abundancia. Primeramente *U. eriensis* con más de un 44 % de la abundancia relativa entre los 0 y 10 m de profundidad, luego *Cryptomonas* sp representó entre un 22 y 44 % de la abundancia relativa por punto de muestreo, en menor medida y mayormente asociada a los 5 y 10 m de profundidad se reporta *Cyclotella* sp. Cabe destacar que la única especie registrada bajo los 10 m de profundidad fue *Cyclotella* sp, a 40 m y solo una célula. Estos resultados muestran que la producción fitoplanctónica está restringida a la capa superficial y capa de mezcla en el lago Huillinco.



Tabla 33. Composición taxonómica, abundancia (cell⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del sistema lacustre Huillanco-Cucao

| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | C1 0-5 m | | Cucao C1 10-20m | | C2 0-5 m | | 100618 (E1) 11-01-18 | | E1 10-15 m 11-01-18 | | E2 0-5 m 11-01-18 | | E2 10-15 m 11-01-18 | | E3 0-5 m 12-01-18 | | C1 0-20 31-5-19 | | | |
|------------------------------|-------------------------------------|------------------------------|--------------------------------|---------------------------------|-----------------|---------------------|-----------------|------------------|----------------------------|------------|----------------------|------------|---------------------|------------|-------------------|------------|---------------------|------------|-------------------|------------|-----------------|------------|-------|---|
| | | | | | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % |
| | | | | | Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Rhizosoleniales | Rhizosoleniaceae | <i>Urosolenia eriensis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira distans</i> | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 1 | 0 | 0 |
| Mediophyceae | Stephanodiscales | Stephanodisceae | <i>Discostella stelligera</i> | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 120 | 3 | 0 | 0 | |
| | | | <i>Cyclotella meneghiniana</i> | x | | 0 | x | 0 | 666 | 94 | 666 | 94 | 1.332 | 97 | 40 | 100 | 666 | 100 | 1.997 | 48 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | <i>Cyclotella spp</i> | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 160 | 57 | 0 | 0 |
| Bacillariophyceae | Achnanthes | Cocconeidaceae | <i>Cocconeis sp</i> | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Bacillariales | Bacillariaceae | <i>Nitzschia sp</i> | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Naviculales | Naviculaceae | <i>Navicula sp</i> | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.332 | 32 | 0 | 0 | |
| | | Diploneidaceae | <i>Diploneis sp</i> | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | |
| | | Pinnulariaceae | <i>Pinnularia sp</i> | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 120 | 3 | 0 | 0 | |
| | Rhopalodiales | Rhopalodiaceae | <i>Ephitemia sorex</i> | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Thalassiosiphysales | Catenulaceae | <i>Amphora sp</i> | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 1 | X | 0 | |
| | Eunotiales | Eunotiaceae | <i>Eunotia sp</i> | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | <i>Fragilaria crotonensis</i> | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 440 | 11 | 0 | 0 | |
| | | | <i>Fragilaria spp</i> | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 120 | 43 | 0 |
| | | | <i>Diatoma moniliformis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | |
| | Staurosiraceae | Staurosiraceae | <i>Stauroforma sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 1 | 0 | 0 | | |
| | Ulnariaceae | Ulnariaceae | <i>Ulnaria sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Tabellariales | Tabellariaceae | <i>Tabellaria flocculosa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 1 | 0 | 0 | | | |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Zygnematales | Zygnemataceae | <i>Mougeotia sp</i> | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | <i>Ceratium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Parvodinium cf umbonatum</i> | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Peridinium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 |
| Abundancia total | | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 706 | 100 | 706 | 100 | 1.372 | 100 | 40 | 100 | 666 | 100 | 4.169 | 100 | 280 | 100 | | |
| Riqueza de taxa por estación | | | | | 3 | | 3 | | 2 | | 2 | | 2 | | 1 | | 1 | | 9 | | 7 | | | |



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | C1 0-5 m | | C1 10-40 m | | 100520 0-5 m | | 100520 10-40 m | | 100616 0-5 m | | 100617 0-5 m | | 100617 10-30 m | | 100968 0-5 m | | | |
|-----------------------------------|--------------------------------------|-------------------|-----------------------------|--|-------------------------------|------------|------------|----------|--------------|------------|----------------|----------|--------------|------------|--------------|------------|----------------|------------|--------------|------------|----|---|
| | | | | | 10-1-18 | | 10-1-18 | | 9-1-18 | | 9-1-18 | | 10-1-18 | | 9-1-18 | | 9-1-18 | | 10-1-18 | | | |
| | | | | | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | | |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Melosirales | Melosiraceae | <i>Melosira varians</i> | 760 | 56 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Rhizosoleniales | Rhizosoleniaceae | <i>Urosolenia eriensis</i> | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Achnanthes | Achnanthesiaceae | <i>Achnanthes</i> spp | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Mediophyceae | Stephanodisciales | Stephanodiscaceae | <i>Cyclotella meneghiniana</i> | 587 | 44 | x | 0 | 2.497 | 82 | 0 | 0 | 40 | 100 | 80 | 100 | 40 | 100 | 499 | 76 | | |
| | | | | <i>Cyclotella</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | Bacillariophyceae | Bacillariales | Bacillariaceae | <i>Nitzschia</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | |
| | | Cymbellales | Gomphonemataceae | <i>Gomphonema</i> sp | x | 0 | x | 0 | 40 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Naviculales | Pleurosigmataceae | <i>Gyrosigma</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 6 |
| | | | Naviculaceae | <i>Navicula</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Pinnulariaceae | <i>Pinnularia</i> sp | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Rhopalodiales | Rhopalodiaceae | <i>Epthemia</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Surirellales | Entomoneidaaceae | <i>Entomoneis</i> | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | Surirellaceae | <i>Iconella linearis</i> (ex Surirella) | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 |
| | | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | <i>Fragilaria crotonensis</i> | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 |
| | | | | Staurosiraceae | <i>Staurosira exigua</i> | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 |
| | Licmophorales | | Ulnariaceae | <i>Ulnaria ulna</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 499 | 16 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Distionella</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Tabellaria flocculosa</i> | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 | 40 | 6 |
| | Tabellariales | Tabellariaceae | <i>Asterionella formosa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Ochrophyta | Chrysophyceae | Chromulinales | Dinobryaceae | <i>Dinobryon sociale</i> | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Chlorophyta | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Chlorellaceae | <i>Dictyosphaerium</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | Chlorophyceae | sphaeropleales | Scenedesmaaceae | <i>Coelastrum</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis Schroeteri</i> | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | | |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematomphyceae) | Zygnematales | Zygnemataceae | <i>Mougeotia</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| | | Desmidiiales | Desmidiaceae | <i>Staurodesmus extensus</i> var <i>joshua</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| | | | Closteriaceae | <i>Closterium acutum</i> var <i>variable</i> | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| Euglenophyta (=Phylum Euglenozoa) | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | <i>Lyngbya</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | <i>Ceratium</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| | | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Peridinium</i> sp | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Abundancia total | | | | | 1.348 | 100 | 0 | 0 | 3.036 | 100 | 0 | 0 | 40 | 100 | 80 | 100 | 40 | 100 | 659 | 100 | | |
| Riqueza de taxa por estación | | | | | 15 | | 14 | | 9 | | 5 | | 1 | | 2 | | 2 | | 10 | | | |



| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | 101212 0-5 m | | 101212 10-20 m | | E 18 0-5 | | E18 10-40 m | | C1 0-5 m | | C1 10-40 m | | |
|-----------------------------------|-------------------------------------|------------------------------|---|---|-------------------------------|------------|----------------|------------|-----------|------------|-------------|----------|---------------|------------|--------------|------------|---|
| | | | | | 10-1-18 | | 10-1-18 | | 12-1-18 | | 12-1-18 | | 31-5-19 | | 31-5-19 | | |
| | | | | | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | CéVL | % | Cél/L | % | CéVL | % | |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Melosirales | Melosiraceae | <i>Melosira varians</i> | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Rhizosoleniales | Rhizosoleniaceae | <i>Urosolenia eriensis</i> | x | 0 | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 | 17.977 | 89 | 4.994 | 57 | |
| | | Achnanthes | Achnanthesiaceae | <i>Achnanthes spp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Mediophyceae | Stephanodiscales | Stephanodiscaceae | <i>Cyclotella meneghiana</i> | 40 | 50 | 499 | 100 | 40 | 100 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Cyclotella sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 200 | 1 | 40 | 0 | |
| | Bacillariophyceae | Bacillariales | Bacillariaceae | <i>Nitzschia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Cymbellales | Gomphonemataceae | <i>Gomphonema sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | Pleurosigmaaceae | <i>Gyrosigma sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Naviculales | Naviculaceae | <i>Navicula sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Diploneis aff ovalis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Pinnulariaceae | <i>Pinnularia sp</i> | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Rhopalodiales | Rhopalodiaceae | <i>Epithemia sp</i> | 40 | 50 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Surirellales | Entomoneidaceae | <i>Entomoneis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Surirellaceae | <i>Iconella linearis (ex Surirella)</i> | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | <i>Fragilaria crotonensis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Staurisiraceae | | | <i>Stauriforma exiguiformis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Licmophorales | | Ulnariaceae | <i>Ulnaria ulna</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | |
| | Tabellariales | | Tabellariaceae | <i>Distrionella sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | <i>Tabellaria flocculosa</i> | | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.721 | 20 | |
| | | <i>Asterionella formosa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| Ochrophyta | Chrysophyceae | Chromulinales | Dinobryaceae | <i>Dinobryon sociale</i> | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Chlorophyta | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Chlorellaceae | <i>Dictyosphaerium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | Chlorophyceae | sphaeropleales | Scenedesmeceae | <i>Coelastrum sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis schroeteri</i> | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Zygnematales | Zygnemataceae | <i>Mougeotia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | Desmidiaceae | <i>Staurodesmus extensus var joshua</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| | | Desmidiaceae | <i>Closterium acutum var variable</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| Euglenophyta (=Phylum Euglenozoa) | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | <i>Lyngbya sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.997 | 10 | 1.997 | 23 | |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | <i>Ceratium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Peridinium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Abundancia total | | | | | 80 | 100 | 499 | 100 | 40 | 100 | 0 | 0 | 20.255 | 100 | 8.752 | 100 | |
| Riqueza de taxa por estación | | | | | 9 | | 7 | | 12 | | 12 | | 5 | | 4 | | |



c) Zooplancton

En verano del 2018, en la zona del Huillinco, la abundancia zooplanctónica presentó elevadas oscilaciones entre las estaciones de estudio, variando entre 1 y 19,31 Ind/L, en tanto la riqueza de taxa fluctuó entre 2 y 5, más nauplii. En otoño la abundancia fue baja (3,45 Ind/L), siendo *T. diabolicus* el más representante (Tabla 34).

En verano del 2018, en la zona del Cucao, la abundancia zooplanctónica fluctuó entre 3,13 y 17,11 Ind/L, en tanto la riqueza de especies entre 3-4 taxa, más nauplii. En otoño la abundancia total fue baja (2,34 Ind/L), siendo el calanoideo, *T. diabolicus*, la especie más dominante (Tabla 35).

Tabla 34. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en sistema lacustre Huillinco – Cucao (Cubeta lacustre Huillinco).

| Lago Huillinco | | | | | | | | | | | | | |
|---|-------------------|-----------|--------|-----------|-------|-----------|--------|-----------|--------|-----------|-----------|-----------|------------------|
| Fecha | Verano (ene 2018) | | | | | | | | | | | | Otoño (may 2019) |
| Estación de muestreo | C1 | | 101212 | | E18 | | 100520 | | 100617 | | 100616 | 100968 | C1 |
| Estrato | 0-5m | Sup-fondo | 0-5m | Sup-fondo | 0-5m | Sup-fondo | 0-5m | Sup-fondo | 0-5m | Sup-fondo | Sup-fondo | Sup-fondo | Sup-fondo |
| 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 | Ind/L |
| <i>Tumeodiaptomus diabolicus</i> | 0,821 | 0,343 | 0,836 | 0,960 | 2,053 | 1,146 | 0,780 | 0,567 | 0,692 | 2,852 | 2,119 | 0,816 | 2,97 |
| hembra con huevos | 0 | 0,009 | 0 | 0,263 | 0,167 | 0,219 | 0 | 0,018 | 0 | 0,140 | 0 | 0 | 0,10 |
| Nauplius | 0,019 | 0,024 | 3,533 | 0,081 | 0,334 | 0,028 | 0,111 | 0,024 | 0,119 | 0 | 0,119 | 0,537 | 0,24 |
| <i>Diaphanosoma chilensis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,006 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Bosmina (Linderobosmina) chilensis</i> | 0,668 | 0,113 | 1,265 | 0,411 | 0,979 | 0,171 | 1,257 | 0,167 | 0,334 | 1,719 | 2,029 | 0,855 | 0 |
| <i>Filinia longiseta</i> | 6,398 | 1,280 | 13,560 | 2,411 | 6,708 | 0,179 | 2,690 | 0,161 | 1,480 | 0,465 | 14,175 | 6,307 | 0 |
| larva poliqueto | 0 | 0,015 | 0,119 | 0,014 | 0,095 | 0,016 | 0,032 | 0,066 | 0 | 0,025 | 0,030 | 0 | 0,14 |
| Abundancia total (Ind/L) | 7,91 | 1,78 | 19,31 | 4,14 | 10,34 | 1,76 | 4,87 | 1,00 | 2,63 | 5,21 | 18,47 | 8,51 | 3,45 |
| Riqueza de Taxa | 3 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 3 | 5 | 4 | 3 | 2 |
| Profundidad lance (m) | 5 | 40 | 5 | 25 | 5 | 40 | 5 | 20 | 5 | 25 | 4 | 4 | 40 |

En el sistema lacustre Huillinco – Cucao, *T. diabolicus* presentó mayor abundancia en la cubeta del Cucao, y *F. longiseta* en la cubeta del Huillinco. *Diaphanosoma chilensis* estuvo sólo presente en la cubeta del Huillinco, aunque con muy baja densidad, al igual que *Kellicottia* sp.



Tabla 35. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en sistema lacustre Huillinco – Cucao (Cubeta lacustre Cucao).

| Lago Cucao | | | | | | | | | | |
|---|-------------------|--------|-------|-----------|-------|-----------|-------|-----------|-------|------------------|
| Fecha | Verano (ene 2018) | | | | | | | | | Otoño (may 2019) |
| Estación de muestreo | E1 | 100618 | E2 | | E3 | C1 | | C2 | | C1 |
| Estrato | Sup-fondo | 0-5m | 0-5 | Sup-fondo | 0-5m | Sup-fondo | 0-5m | Sup-fondo | 0-5m | Sup-fondo |
| Taxa | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L |
| <i>Tumeodiaptomus diabolicus</i> | 4,61 | 3,06 | 3,42 | 8,24 | 0,07 | 4,15 | 4,01 | 5,45 | 6,66 | 1,69 |
| hembra con huevos | 0,33 | 0,04 | 0,08 | 0,51 | 0 | 0,26 | 0 | 0,28 | 0,19 | 0,07 |
| Nauplii | 0 | 2,03 | 0,03 | 0,08 | 0,10 | 0,04 | 0,43 | 0 | 0 | 0,53 |
| <i>Bosmina (Linderobosmina) chilensis</i> | 0,37 | 1,27 | 1,70 | 0,48 | 0,05 | 0,57 | 1,43 | 0,51 | 1,12 | 0 |
| <i>Chidorus sphaericus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,02 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Kellicottia</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,03 |
| <i>Filinia longiseta</i> | 0,59 | 10,70 | 2,28 | 0,28 | 2,89 | 0,36 | 5,63 | 0 | 1,19 | |
| larva poliqueto | 0,01 | 0 | 0,03 | 0,05 | 0 | 0,04 | 0,05 | 0,04 | 0 | 0,03 |
| Abundancia total (Ind/L) | 5,92 | 17,11 | 7,54 | 9,65 | 3,13 | 5,42 | 11,55 | 6,28 | 9,17 | 2,34 |
| Riqueza de Taxa | 4 | 3 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 3 | 3 | 3 |
| Profundidad lance (m) | 15 | 5 | 5 | 12 | 5 | 20 | 5 | 20 | 5 | 20 |

d) Sedimento

De acuerdo a la composición textural, el sedimento en estudio estuvo básicamente conformado por fango, salvo una muestra perteneciente a la estación E3, compuesta por arena y fango (Figura 39).

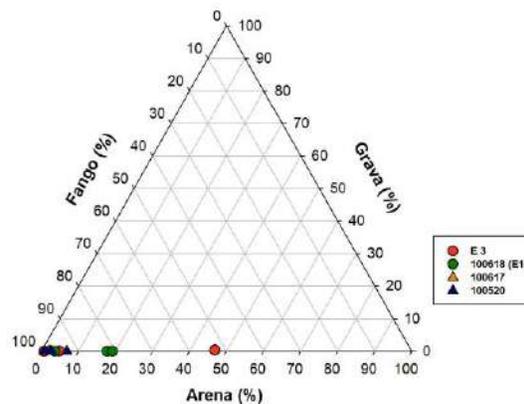


Figura 39. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E1, 100618 (E1), 100617, y 100520 del sistema lacustre Huillinco-Cucao.

4.2.7.3. Estado trófico

En el sistema lacustre Huillinco-Cucao se registraron elevadas concentraciones de fósforo total (Anexo Figura 14), principalmente asociado al sector del Huillinco en profundidad. Estas concentraciones de fósforo se encuentran relacionadas a una condición eutrófica. En tanto el color, en la mayoría de los casos presentaron elevados valores, exceptuando las mayores profundidades ubicadas en el sector asociado al lago Cucao, encontrándose bajo 20,46 mg Pt/L. Por tanto, según



el paradigma nutriente color estaría indicando un estado que fluctúa entre una condici3n eutr3fica y mixotr3fica. Relacionándose con un origen de la materia orgánica mayoritariamente al3ctono.

En relaci3n a los índices calculados, los valores obtenidos en todos los casos fueron superiores a 30, oscilando entre 36,9 y 47,4. Lagos que poseen estos valores de TSI, aumentan las posibilidades de presentar hipolimnion an3xico en verano (Carlson & Simpson 1996). Estos valores de TSI pueden ser asociados a un estado mesotr3fico (Tabla 2). De igual forma es necesario considerar que las concentraciones utilizadas son superficiales, por tanto no logra capturar la condici3n estratificada de este sistema.

4.2.8. Lago Tarahuín

4.2.8.1. Balance hidrol3gico y de nutrientes

El balance hidrol3gico se representa en la Tabla 36. El tiempo de renovaci3n te3rico para el lago Tarahuín en el ańo 2018 fue ~ 1,6 ańos.

Tabla 36. Balance hidrol3gico del lago Tarahuín

| | | km ³ /ańo |
|-----------------|----------------------|----------------------|
| Entradas | Ríos | 0,084 |
| | Precipitaci3n | 0,019 |
| | Total | 0,103 |
| Salidas | Efluente río | 0,065 |
| | Evaporaci3n del lago | 0,004 |
| | Total | 0,070 |
| | Drenaje profundo | 0,034 |

De acuerdo al balance de PT el porcentaje de sedimentaci3n corresponde a 29,6 % (Tabla 37). En cuanto a las contribuciones de PT provenientes de fuentes externas, se considera al uso de suelo el principal aportante (Figura 40).

Tabla 37. Balance de nutriente (f3sforo total) del lago Tarahuín.

| P (ton) en el lago | P (ton) ingresado | P (ton) egresado | P (ton) sedimentado | Sedimentaci3n (%) |
|--------------------|-------------------|------------------|---------------------|-------------------|
| 2,33 | 1,31 | 0,93 | 0,39 | 29,6 |

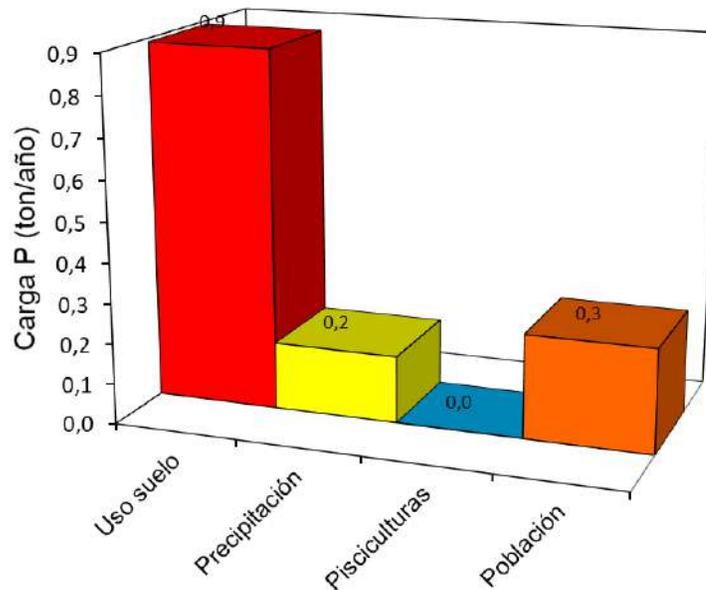


Figura 40. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Tarahuín.

Si desglosamos las contribuciones de PT del uso de suelo y cobertura vegetal, éstas derivan principalmente de las praderas (41 %), seguido por el bosque nativo (35 %) (Figura 41).

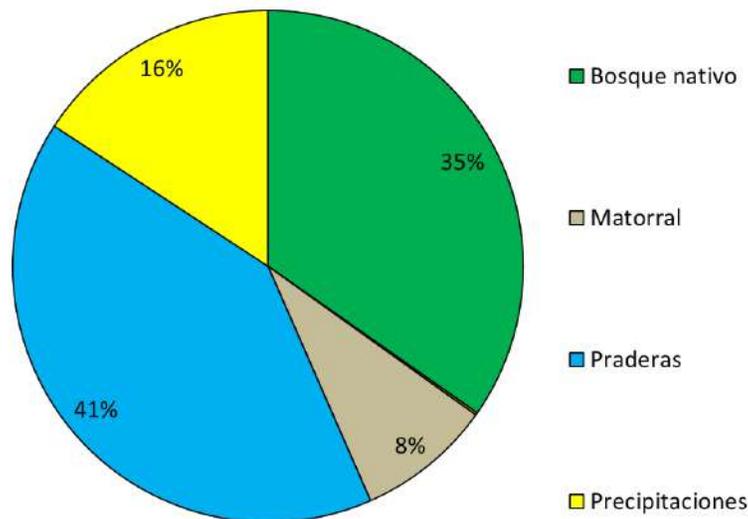


Figura 41. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Tarahuín.

4.2.8.2. Caracterización de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoquímicas de la columna de agua

En el periodo de verano en el lago Tarahuín se apreció una columna de agua estratificada térmicamente, con formación de termoclina en todas las estaciones (Figura 42a). En las estaciones C1 y 100521 la termoclina se encontró alrededor de los 9 m, en cambio en la estación 100436 la

termoclina se profundizó (~ 12 m). Por otro lado, en época de otoño la columna de agua se encontró completamente mezclada (Figura 42b), registrándose una temperatura cercana a los 11,7 °C.

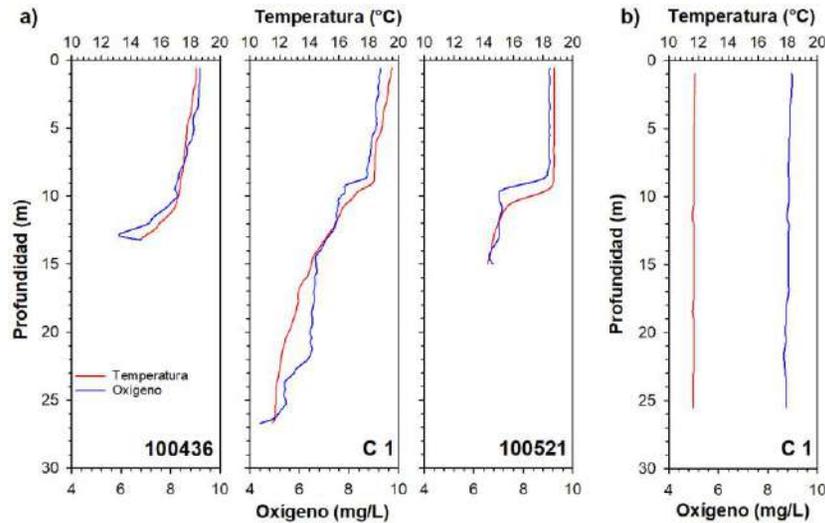


Figura 42. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en el lago Tarahuín, correspondientes a la época de a) verano (enero 2018) y b) otoño (junio 2019).

En general, en verano la columna de agua en el lago Tarahuín se encontró oxigenada (Figura 42a). No obstante, en la estación más profunda (C1) se registraron bajas concentraciones de oxígeno (~ 4,4 mg/L) en profundidad. En tanto que, en otoño de igual forma a lo evidenciado con la temperatura en esta época, el oxígeno se distribuyó de forma homogénea en la columna de agua (Figura 42b), con concentraciones que oscilaron entre 8,7 y 9 mg/L.

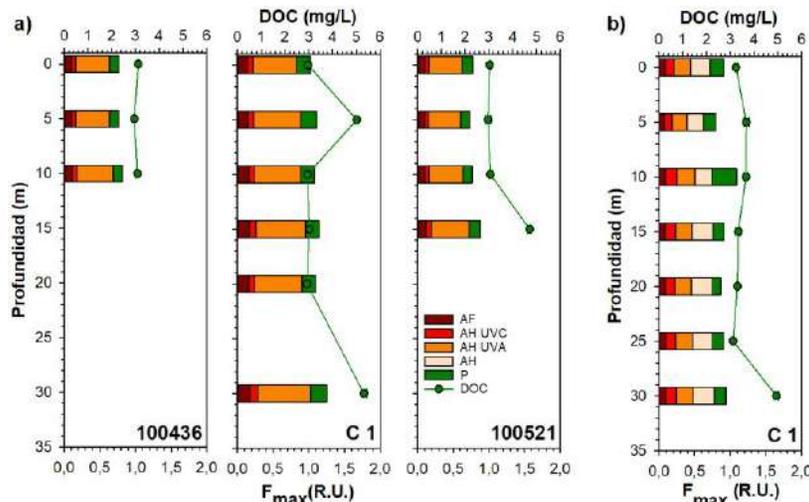


Figura 43. Carbono orgánico disuelto (DOC, mg/L) e intensidad de fluorescencia (F_{max} , R.U.) en la columna de agua del lago Tarahuín, en época de a) verano (enero 2018) y b) otoño (junio 2019). AF: ácidos fúlvicos; AH UVC: ácidos húmicos UVC; AH UVA: ácidos húmicos UVA; AH: ácidos húmicos; P: proteína.



Tabla 38. Composición taxonómica, abundancia (cell⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Tarahuín

| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | C1 | | 100436 | | 100521 | | 100521 prof 10 | | C1 | | |
|-----------------------------------|-------------------------------------|------------------|-----------------------------|------------------------------------|--|---------------------------|----------------|------------|---------------|------------|----------------|-------|---------------|-----------|----|
| | | | | | 23-1-18 | | 23-1-18 | | 23-1-18 | | 23-1-18 | | 1-6-19 | | |
| | | | | | Cé/L | % | Cé/L | % | Cé/L | % | Cé/L | % | Cé/L | % | |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | 2.321 | 3 | 0 | 0 | 35.972 | 48 | 320 | 1 | 39.213 | 39 | |
| | | | | <i>Aulacoseira distans</i> | 10.653 | 15 | 56.718 | 41 | 14.648 | 20 | 15.314 | 43 | 49.936 | 50 | |
| | Mediophyceae | Stephanodiscales | Stephanodiscaceae | <i>Discostella stelligera</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | Bacillariales | Bacillariaceae | <i>Nitzschia spp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 |
| | Bacillariophyceae | Naviculales | Amphipleuraeae | <i>Frustulia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | Naviculaceae | <i>Navicula sp</i> | 0 | 0 | 40 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Rhopalodiales | Rhopalodiaceae | <i>Ephitemia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Surirellales | Surirellaceae | <i>Iconella sp (ex Surirella)</i> | 0 | 0 | 40 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Fragilariophyceae | Tabellariales | Tabellariaceae | <i>Asterionella formosa</i> | 2.041 | 3 | x | 0 | 1.280 | 2 | x | 0 | 1.040 | 1 | | |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis schroeteri</i> | x | 0 | 1.000 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.200 | 1 | |
| | | | | Chlorellales | Oocystaceae | <i>Oocystis lacustris</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X |
| | Trebouxiophyceae | Volvocales | Volvocaceae | <i>Eudorina elegans</i> | 0 | 0 | 1.040 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | |
| | | | | <i>Volvox aureus</i> | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Desmidiiales | Desmidiaceae | <i>Staurastrum gracile</i> | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | Closteriaceae | <i>Closterium acutum var variabile</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6.362 | 6 |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | <i>Ceratium furcoides</i> | 39.653 | 57 | 25.528 | 19 | 20.847 | 28 | 15.125 | 42 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Peridinium cinctum</i> | 2.961 | 4 | 2.761 | 2 | 2.041 | 3 | 920 | 3 | 0 | 0 | |
| | | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Peridinium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Ceratium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Euglenophyta (=Phylum Euglenozoa) | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | <i>Lepocinclis sp</i> | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas sp</i> | 0 | 0 | 616 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 160 | 0 | |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Synechococcales | Chamaesiphonaceae | <i>Chamaesiphon sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Dolichospermum fibs-aquae</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Nostocales | Nostocaceae | <i>Dolichospermum sp</i> | 12.204 | 17 | 48.896 | 36 | 0 | 0 | 4.001 | 11 | 0 | 0 | |
| Abundancia total | | | | | 69.872 | 100 | 136.680 | 100 | 74.948 | 100 | 35.680 | | 97.952 | 98 | |
| Riqueza de taxa por estación | | | | | 9 | | 12 | | 10 | | 8 | | 10 | | |



De igual forma, los nutrientes se distribuyeron de forma relativamente homogénea en la columna de agua (Anexo Figura 12, 13). Las concentraciones de amonio fueron de < 5 a 10 µg/L. El nitrito, presentó bajas concentraciones en toda la columna de agua, en ninguna de las profundidades analizadas superó el límite de detección (< 2 µg/L). En cuanto al nitrato sus concentraciones fueron de 34,3 a 38,5 µg/L. En tanto el nitrógeno total osciló entre 224,3 y 251,2 µg/L en la columna de agua, y fue conformado mayoritariamente por su fracción orgánica. Mientras que el ortofosfato y fósforo total presentaron escasas variaciones, fluctuando de 4,4 a 5,3 y de 13,5 a 15,5 µg/L, respectivamente

b) Fitoplancton

El lago Tarahuín, durante primavera de 2018 presentó una riqueza de entre 8 a 12 taxa, de ellos las especies que presentaron una mayor representatividad en términos de abundancia fueron *Ceratium furcoides*, *Aulacoseira granulata* y *Dolichospermum* sp. Durante el periodo de otoño la especie dominante fue *Aulacoserira distans* y codominante *A. granulata* (Tabla 38).

En tabla 15 anexo, durante otoño de 2019, la columna de agua de la estación C1 presentó una distribución vertical que indicaba que la mayor parte del fitoplancton estaba en la superficie de la columna de agua, luego se mantuvo relativamente homogénea hasta los 25 m, y disminuyó al llegar al fondo

Tabla 39. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en lago Tarahuín.

| Lago Tarahuín | | | | |
|---|-------------------|--------------|--------------|------------------|
| Estación de muestreo | 100436 | 100521 | C1 | C1 |
| Fecha | Verano (ene 2018) | | | Otoño (jun 2019) |
| Taxa | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L |
| <i>Tumeodiaptomus diabolicus</i> | 2,578 | 0,995 | 2,363 | 5,23 |
| hembra con huevos | 0,310 | 0,048 | 0,072 | 0,31 |
| <i>Mesocyclops araucanus</i> | 0,024 | 0,127 | 0,907 | 0,26 |
| hembra con huevos | 0 | 0 | 0,032 | 0 |
| Nauplii | 0,095 | 0,095 | 0 | 2,53 |
| <i>Diaphanosoma chilensis</i> | 0,024 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Bosmina (Linderobosmina) chilensis</i> | 5,706 | 1,106 | 2,507 | 0,10 |
| <i>Asplanchna</i> sp | 0 | 2,348 | 0 | 0,53 |
| <i>Keratella americana</i> | 0 | 0,048 | 0,127 | 8,09 |
| <i>Polyarthra</i> sp | 0 | 0 | 0,008 | 0 |
| <i>Kellicotia</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0,36 |
| <i>Conochilus unicornis</i> | 0 | 1,600 | 0,151 | 0 |
| <i>Filinia longiseta</i> | 0,024 | 0 | 0,048 | 0 |
| <i>Lecane</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0,02 |
| Abundancia total (Ind/L) | 8,761 | 6,366 | 6,215 | 17,42 |
| Riqueza de Taxa | 5 | 6 | 7 | 7 |
| Profundidad lance (m) | 10 | 15 | 25 | 25 |



c) Zooplancton

En verano de 2018 en el lago Tarahuín, se registraron abundancias entre 6,2 y 8,8 Ind/L. La riqueza de taxa fluctuó entre 5 y 7 taxa, más nauplii, siendo coincidentes la menor riqueza de taxa con la mayor abundancia. La distribución de los taxa difirió entre las estaciones de muestreo, siendo más abundantes los artrópodos en las estaciones de muestreo 100436 y C1. En cambio, en la estación 100521, los rotíferos fueron más abundantes, representados mayormente por *Asplanchna* sp., y *C. unicornis*. Coincidió que la especie más abundante en el lago fue *B. chilensis*, seguido de *T. diabolicus* y *Asplanchna* sp. En otoño del 2019, el lago Tarahuín presentó una abundancia zooplanctónica elevada de 17,42 Ind/L, representado por 7 taxa más nauplii. La más abundante de estas especies fue el rotífero *Keratella americana* y luego el artrópodo cyclopidae *Temeodiaptomus diabolicus*, así también los estadios nauplii conformaron una parte importante de la abundancia zooplanctónica (Tabla 39).

d) Sedimento

La composición textural del sedimento evaluado en las cercanías de las concesiones 100436 y 100521 del lago Tarahuín, se compone en su mayoría por fango (Figura 44).

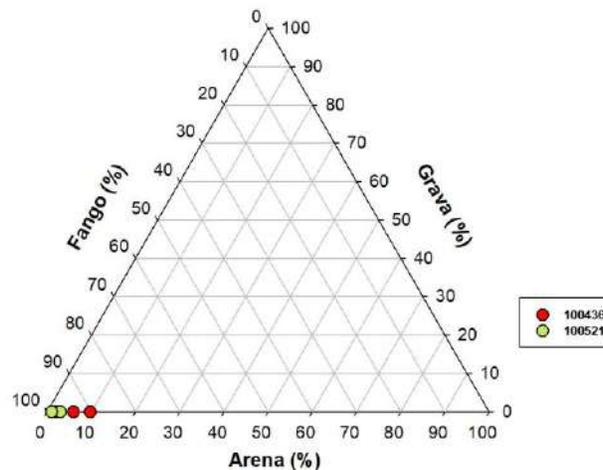


Figura 44. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100436 y 100521 del lago Tarahuín.

4.2.8.3. Estado trófico

En el lago Tarahuín, en todos los casos se registraron elevadas concentraciones de fósforo total (Anexo Figura 14), superando los 10 $\mu\text{g/L}$ de PT. Por tanto, refleja una condición eutrófica, asociado a este parámetro. En lo que respecta al color, en la mayoría de los casos no superó el límite establecido para elevado color (20,46 mg Pt/L). Por consiguiente, el paradigma nutriente color estaría indicando un estado principalmente eutrófico para el lago Tarahuín, relacionándose a un origen autóctono de la materia orgánica.

En el lago Tarahuín los valores de TSI fueron superiores a 30 para todas las variables en época de otoño. Los valores obtenidos fueron de 33,6 a 41,9, pudiendo relacionarlos con una condición mesotrófica (Tabla 2). Según Carlson & Simpson (1996), lagos someros con estos valores de TSI



poseen posibilidades de presentar un hipolimnion anóxico en verano. No relacionándose con la condición eutrófica otorgada por el paradigma nutriente – color.

4.2.9. Lago Natri

4.2.9.1. Balance hidrológico y de nutrientes

El balance hídrico calculado para el año 2018 se presenta en la siguiente tabla. El tiempo de renovación teórico calculado para el lago Natri en el año 2018 fueron ~ 1,7 años.

Tabla 40. Balance hidrológico del lago Natri.

| | | km ³ /año |
|-----------------|--------------------|----------------------|
| Entradas | Ríos | 0,160 |
| | Precipitación | 0,019 |
| | Total | 0,180 |
| Salidas | Efluente río Natri | 0,072 |
| | Evaporación lago | 0,004 |
| | Total | 0,077 |
| | Drenaje profundo | 0,103 |

El balance de PT se representa en la Tabla 41, calculándose un alto porcentaje de sedimentación.

Tabla 41. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Natri.

| P (ton) en el lago | P (ton) ingresado | P (ton) egresado | P (ton) sedimentado | Sedimentación (%) |
|--------------------|-------------------|------------------|---------------------|-------------------|
| 2,1 | 5,3 | 0,5 | 4,8 | 90,7 |

El lago Natri es el único lago Chilote en donde aún existe producción acuícola en balsas jaulas. Si bien, en algunos años no se ha registrado producción, no ha dejado de funcionar del todo. Igualmente se aprecia una disminución de su producción en el tiempo (Figura 45).

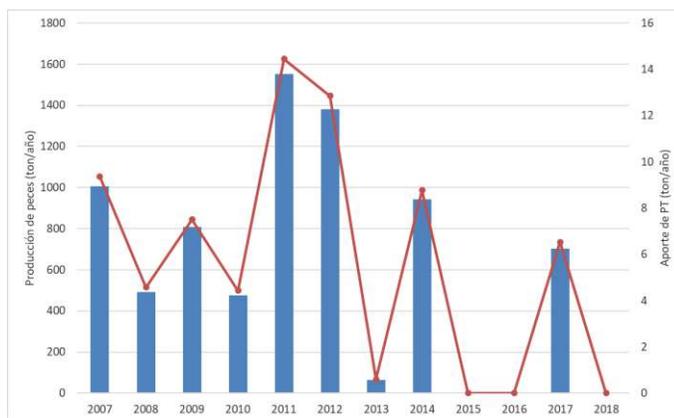


Figura 45. Producción histórica (2007-2018) de salmónidos en centros de cultivo en el lago Natri y sus aportes de PT (ton/año).

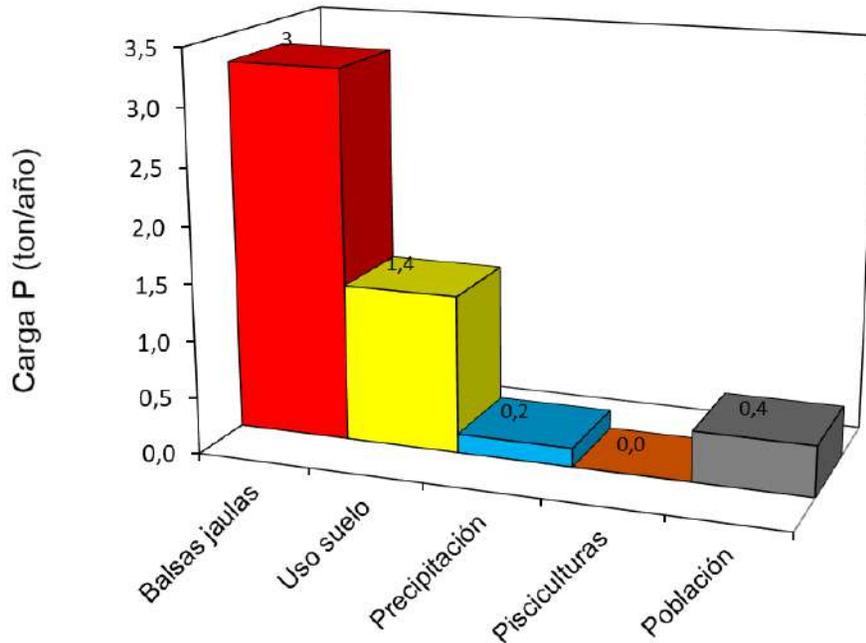


Figura 46. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Natri.

Al calcular los aportes según fuentes de PT, se visualiza que la actividad de acuicultura en balsas jaulas son los principales contribuyentes, seguido en menor grado por el uso de suelo (Figura 46). Desglosando los aportes del uso de suelo y cobertura vegetal, obtenemos que la máxima contribución de PT proviene del bosque nativo (48 %), seguido por las praderas (25,1 %). Los aportes provenientes de las plantaciones de Eucaliptus son ~ 0,5 % (Figura 47).

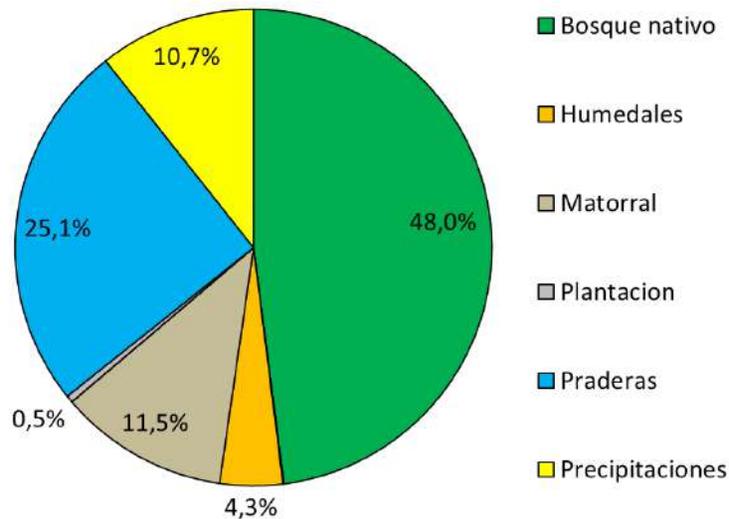


Figura 47. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Natri.

4.2.9.2. Caracterización de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoquímicas de la columna de agua

En el lago Natri se observó una columna de agua estratificada térmicamente en temporada de verano (Figura 48a), con presencia de termoclina. La cual fue más somera en las estaciones 100437 y C1, profundizándose en las estaciones 100600 y 100427. La temperatura fluctuó entre 9,7 y 19,2 °C, registrándose la mayor amplitud térmica de los lagos Chilotes. En otoño, ya se aprecia el quiebre de la termoclina (Figura 48b), con temperaturas que fueron de 9,8 a 11,8 °C.

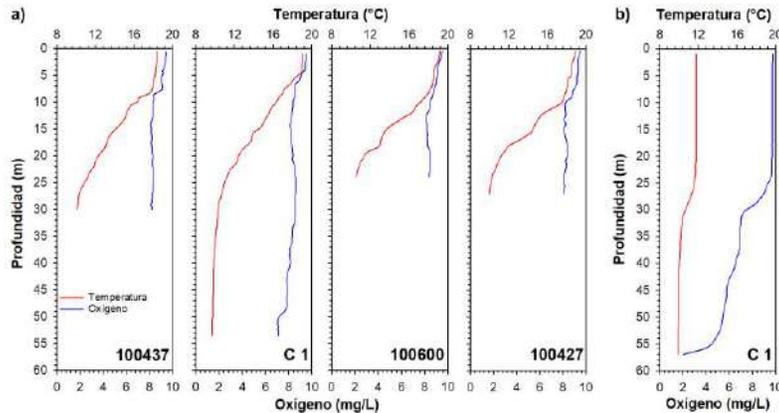


Figura 48. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en el lago Natri, correspondientes a la época de a) verano (enero 2018) y b) otoño (junio 2019).

La concentración de oxígeno en el lago Natri osciló entre 9,5 y 7,1 mg/L en época de verano (Figura 48a), registrándose las menores concentraciones en la C1, correspondiente a la estación más profunda del lago. Por otra parte, en época de otoño el oxígeno mostró un importante descenso en su concentración hacia profundidad (Figura 48b), alcanzando concentraciones cercanas a los 2 mg/L.

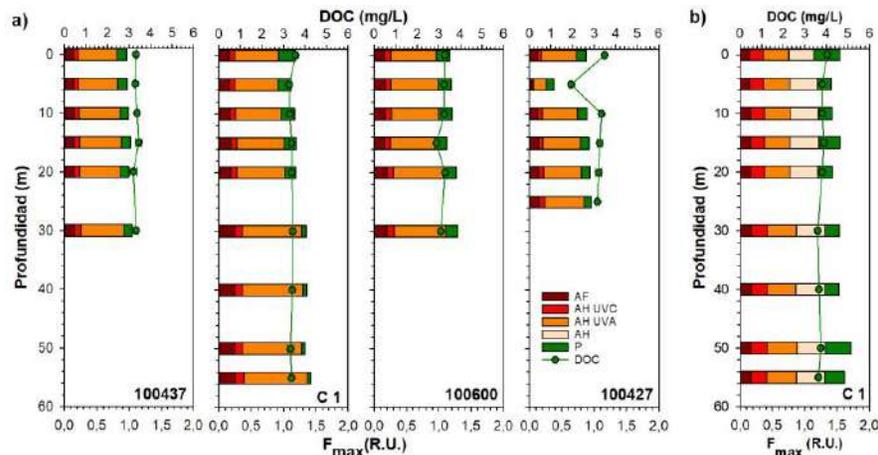


Figura 49. Carbono orgánico disuelto (DOC, mg/L) e intensidad de fluorescencia (F_{max} , R.U.) en la columna de agua del lago Natri, en época de a) verano (enero 2018) y b) otoño (junio 2019). AF: ácidos fúlvicos; AH UVC: ácidos húmicos UVC; AH UVA: ácidos húmicos UVA; AH: ácidos húmicos; P: proteína.



En relación a los nutrientes en el lago Natri, el amonio osciló entre 5,4 a 12,5 $\mu\text{g/L}$ (Anexo Figura 12). Las concentraciones de nitrito no superaron el límite de detección ($< 2 \mu\text{g/L}$). En el caso del nitrato y nitrógeno total sus concentraciones incrementaron en profundidad, con concentraciones de 21,4 a 137,9 $\mu\text{g/L}$ y de 227,7 a 314,9 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. El NT estuvo conformado mayoritariamente por su fracción orgánica. De igual modo ocurre con los fosfatados, sus concentraciones aumentan con la profundidad (Anexo Figura 13), el ortofosfato fue de < 2 a 4,3 y el fósforo total de 6,8 a 11,1 $\mu\text{g/L}$.

Las concentraciones de carbono orgánico disuelto fueron de 1,9 a 4 mg/L (Figura 49). Para la temporada de verano se identificaron cuatro componentes fluorescentes, tres de los cuales se encuentran asociados a ácidos fúlvicos y húmicos; y el cuarto se encontró asociado a proteínas. Predominando la intensidad de fluorescencia del componente similar a ácidos húmicos UVA. En época de otoño se identificó un componente adicional (similar a ácido húmico). Las mayores intensidades se encontraron asociadas a los compontes similares a ácidos húmicos.

b) Fitoplancton

La riqueza de especies oscila entre 3 y 5 especies, siendo la especie dominante en todas las estaciones de muestreo durante la primavera de 2018 *Sphaerocystis* sp. Dentro del lago se observan elevadas concentraciones celulares, donde se registra una menor densidad fitoplanctónica es en la estación cercana a la desembocadura N°100427. Se observó una mayor riqueza de taxa que en otoño, y una mayor abundancia en primavera. En otoño la especie dominante fue *Tabellaria flocculosa* y co-dominante *Aulacoseira distans* o en su lugar *A. granulata* dependiendo de la estación de muestreo (Tabla 42).

Por otro lado, la distribución vertical registrada durante otoño de 2019 mostró una columna de agua que presentó leves oscilaciones de la abundancia celular en los primeros diez metros de la columna de agua respecto de una los máximos de abundancia registrados entre los 20 a 25 metros de profundidad, luego fue decreciendo en densidad celular. La riqueza de especies fue muy similar entre las profundidades, más en las últimas profundidades se registraron las menores riquezas de taxa (Tabla 16 anexo).

c) Zooplancton

En verano de 2018, la abundancia zooplanctónica en el lago Natri osciló entre 4,6 y 12,5 Ind/L , con una riqueza de entre 4 y 7 taxa, más nauplii. Las mayores abundancias se registraron en las estaciones 100600 y 100427 las cuales fueron coincidentes el área más cercana a la desembocadura, así también la mayor riqueza de taxa se asoció a la estación 100600. Las especies con mayor dominancia fueron *D. chilensis* y *T. diabolicus*. En el muestreo de otoño del 2019 se registró una abundancia zooplanctónica de 3,43 Ind/L . La riqueza fue de 3 taxa más nauplii, siendo el artrópodo calanoida *Mesocyclops araucanus* y el artrópodo cyclopidae *Tumeodiaptomus diabolicus* las especies más abundantes (Tabla 43).



Tabla 42. Composición taxonómica, abundancia (celL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Natri

| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | 100427 | | 100437 | | 100600 | | C1 | | C1 | |
|------------------------------|---------------------|-----------------|--------------------|------------------------------|----------------|------------|------------------|------------|------------------|------------|------------------|------------|---------------|------------|
| | | | | | 24-1-18 | | 24-1-18 | | 24-1-18 | | 24-1-18 | | 1-5-19 | |
| | | | | | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | 800 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4.962 | 8 |
| | | | | <i>Aulacoseira distans</i> | 3.329 | 1 | 2.330 | 0 | 1.332 | 0 | 666 | 0 | 16.978 | 26 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | <i>Asterionella formosa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.440 | 2 |
| | Fragilariophyceae | Tabellariales | Tabellariaceae | <i>Tabellaria flocculosa</i> | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 35.131 | 54 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis sp</i> | 428.121 | 99 | 3.682.803 | 100 | 1.857.631 | 100 | 2.123.958 | 100 | X | 0 |
| | | | | <i>Oocytis lacustris</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Chlorellaceae | <i>Dictyosphaerium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 7.002 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Staurastrum gracile</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | <i>Ceratium hirundiella</i> | 0 | 0 | 40 | 0 | 40 | 0 | 40 | 0 | X | 0 |
| | | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Peridinium cinctum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Peridinium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.681 |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4.994 | 8 |
| Abundancia total | | | | | 432.290 | 100 | 3.685.173 | 100 | 1.866.005 | 100 | 2.124.663 | 100 | 65.226 | 100 |
| Riqueza de taxa por estación | | | | | 4 | | 3 | | 5 | | 3 | | 10 | |



Tabla 43. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en Lago Natri.

| Lago Natri | | | | | |
|---|-------------------|--------|--------|-------|------------------|
| Estación de muestreo | 100427 | 100600 | 100437 | C1 | C1 |
| Fecha | Verano (ene 2018) | | | | Otoño (jun 2019) |
| Taxa | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L |
| <i>Tumeodiaptomus diabolicus</i> | 2,569 | 5,010 | 2,950 | 2,218 | 1,34 |
| hembra con huevos | 0,009 | 0,018 | 0 | 0 | 0,06 |
| <i>Mesocyclops araucanus</i> | 1,782 | 0,678 | 0,340 | 0,104 | 1,83 |
| hembra con huevos | 0,208 | 0,488 | 0,037 | 0,035 | 0,09 |
| Nauplii | 0 | 0 | 0,149 | 0 | 0,08 |
| <i>Diaphanosoma chilensis</i> | 4,299 | 5,977 | 0,997 | 2,591 | 0 |
| <i>Daphnia pulex</i> | 0,009 | 0,027 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Bosmina (Linderobosmina) chilensis</i> | 0,190 | 0,271 | 0,090 | 0,229 | 0,03 |
| <i>Chidorus sphaericus</i> | 0 | 0,009 | 0,011 | 0 | 0 |
| <i>Conochilus unicornis</i> | 0 | 0,009 | 0 | 0 | 0 |
| Abundancia total (Ind/L) | 9,065 | 12,488 | 4,573 | 5,178 | 3,43 |
| Riqueza de Taxa | 5 | 7 | 5 | 4 | 3 |
| Profundidad lance (m) | 23 | 22 | 30 | 40 | 40 |

d) Sedimento

La composición textural del sedimento en estudio estuvo compuesta en su mayoría por fango, salvo en un punto de muestreo de la estación 100427 con mayor contribución de arena (Figura 50).

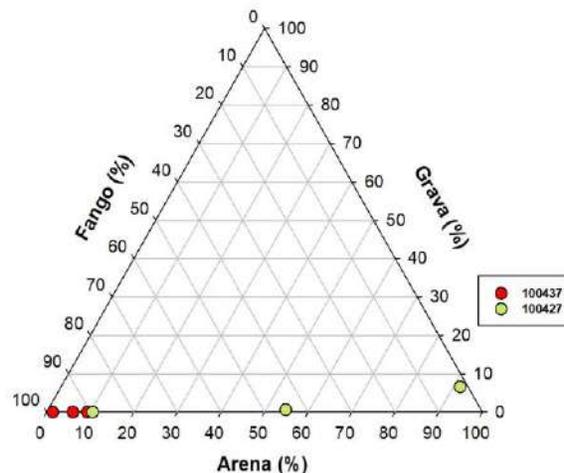


Figura 50. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100437 y 100427 en el lago Natri.



4.2.9.4. Estado trófico

Las concentraciones de fósforo total en el lago Natri, fueron mayoritariamente inferior a los 10 $\mu\text{g/L}$ (Anexo Figura 14). Exceptuando los registros a mayor profundidad, en los que se obtuvieron concentraciones dentro de los rangos mesotróficos. En tanto, los valores de color fueron elevados en la mayoría de los casos (mayor a 20,46 mg/L). En consecuencia, el paradigma nutriente color estaría reflejando una condición mayoritariamente distrófica, relacionándose con materia orgánica principalmente alóctona.

Para época de otoño, los valores de TSI oscilaron entre 31,7 y 41,5 en el lago Natri. Estos valores se pueden relacionar a un estado mesotrófico (Tabla 2). Sin embargo, no se relaciona con lo indicado por el paradigma nutriente – color.

4.2.10. Lago Tepuhueico

4.2.10.1. Balance hidrológico y de nutrientes

El balance hidrológico calculado para el año 2018 se presenta en la siguiente tabla. El tiempo de renovación teórico para este lago fue de ~ 1 año.

Tabla 44. Balance hidrológico del lago Tepuhueico.

| | | km ³ /año |
|-----------------|-------------------------|----------------------|
| Entradas | Ríos | 0,337 |
| | Precipitación | 0,035 |
| | Total | 0,372 |
| Salidas | Efluente río Tepuhueico | 0,328 |
| | Evaporación del lago | 0,008 |
| | Total | 0,336 |
| | Drenaje profundo | 0,036 |

En la tabla siguiente se calcula el balance de nutrientes, con un porcentaje de sedimentación de PT de 6,5 %.

Tabla 45. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Tepuhueico.

| P (ton) en el lago | P (ton) ingresado | P (ton) egresado | P (ton) sedimentado | Sedimentación (%) |
|--------------------|-------------------|------------------|---------------------|-------------------|
| 1,5 | 2,7 | 2,5 | 0,2 | 6,5 |

El principal contribuyente de PT al cuerpo lacustre es el uso de suelo (Figura 51), que al desglosarlo corresponde a cargas de PT provenientes mayoritariamente de bosque nativo, con un 65% (Figura 52).

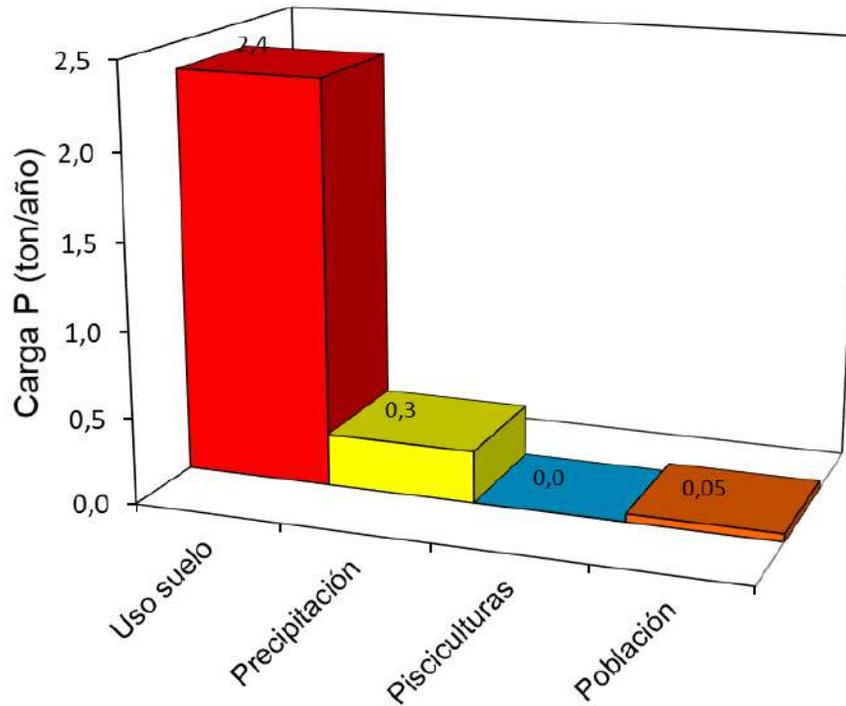


Figura 51. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Tepuhueico.

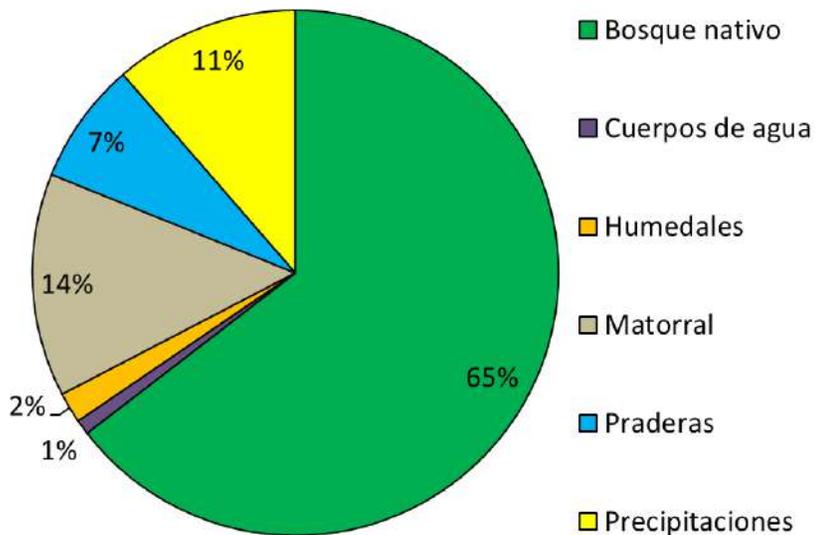


Figura 52. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Tepuhueico.

4.2.10.2. Caracterización de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoquímicas de la columna de agua

En el lago Tepuhueico se apreció estratificación térmica en la columna de agua en temporada de verano (Figura 53a), a pesar de la reducida amplitud térmica ($\sim 2,7\text{ }^{\circ}\text{C}$), evidenciándose formación de termoclina alrededor de los 9 m. La temperatura máxima registrada fue de $19\text{ }^{\circ}\text{C}$, mientras que la menor fue de $16,3\text{ }^{\circ}\text{C}$. En cambio, en otoño la columna de agua se encontró completamente mezclada (Figura 53b), registrándose una temperatura de $10,8\text{ }^{\circ}\text{C}$.

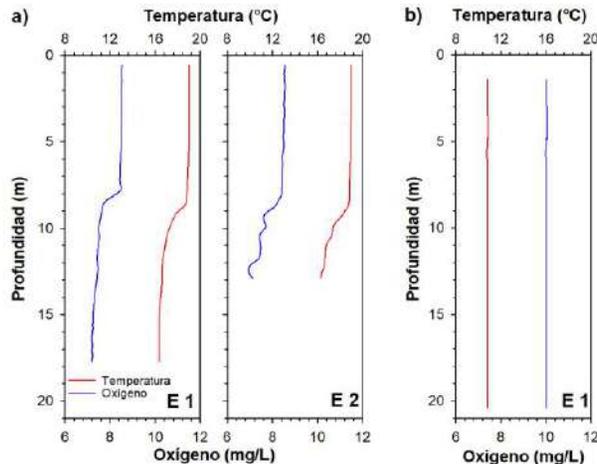


Figura 53. Perfiles de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y oxígeno (mg/L) en el lago Tepuhueico, correspondientes a la época de a) verano (enero 2018) y b) otoño (junio 2019).

La columna de agua se encontró bien oxigenada (Figura 53a), oscilando la concentración de oxígeno entre $8,5$ y 7 mg/L . Mientras que en otoño la concentración de oxígeno fue de 10 mg/L en toda la columna de agua (Figura 53b).

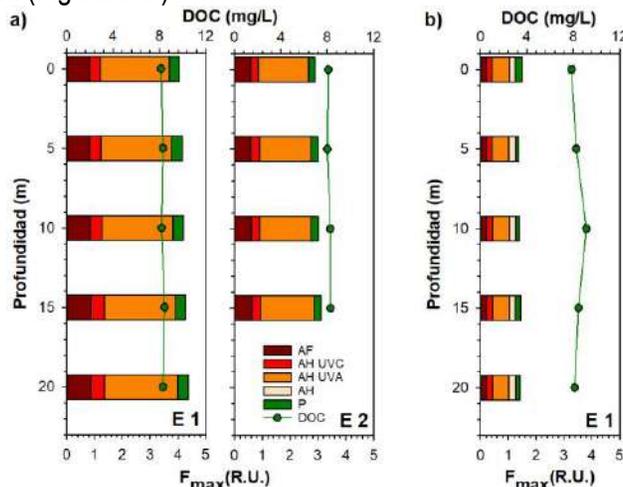


Figura 54. Carbono orgánico disuelto (DOC , mg/L) e intensidad de fluorescencia (F_{max} , R.U.) en la columna de agua del lago Tepuhueico, en época de a) verano (enero 2018) y b) otoño (junio 2019). AF: ácidos fúlvicos; AH UVC: ácidos húmicos UVC; AH UVA: ácidos húmicos UVA; AH: ácidos húmicos; P: proteína.



En relación a los nutrientes en el lago Tepuhueico, las concentraciones de amonio fueron de 5,8 a 6,5 $\mu\text{g/L}$ (Anexo Figura 12). En tanto el nitrito y nitrato presentaron bajas concentraciones en el lago Tepuhueico, sin superar el límite de detección en la mayoría de casos ($< 2 \mu\text{g/L}$). En lo que respecta al nitrógeno total su concentración varió entre 283,1 y 293,1 $\mu\text{g/L}$ en la columna de agua del lago Tepuhueico, encontrándose conformado en su mayoría por su componente orgánico. En lo que respecta al ortofosfato, presentó bajas concentraciones en toda la columna de agua ($< 2 \mu\text{g/L}$) (Anexo Figura 13), no superó el límite de detección en el lago Tepuhueico. En tanto el fósforo total osciló entre 7 y 8,3 $\mu\text{g/L}$.

En el lago Tepuhueico, las concentraciones de carbono orgánico disuelto fueron de 7,8 a 9,1 mg/L (Figura 54). Por medio del análisis de PARAFAC se reconocieron cuatro componentes fluorescentes, de los cuales tres se encuentran asociados a material alóctono y uno relacionado a material autóctono. Las mayores intensidades de fluorescencia se relacionaron al componente similar a ácidos húmicos UVA. Mientras que en época de otoño se identificó un componente adicional (ácido húmico) y las intensidades de fluorescencia fueron menores a las registradas en época de verano.

b) Fitoplancton

En el lago Tepuhueico, durante primavera de 2018 se registró una riqueza de taxa de entre 14 a 22 taxa, fueron dos las especies dominantes con más de un 50 % de la abundancia relativa por estación, *Urosolenia eriensis* en la estación E1 y *Dinobryon divergens* en la estación E2, en ambos casos estuvieron acompañadas de *Sphaerocystis schroeteri*, siendo esta última la especie co-dominante de la estación E2. La riqueza de especies fue similar en ambos periodos de muestreo. La abundancia fitoplanctónica fue superior en otoño de 2019. *Urosolenia eriensis* fue la especie dominante en ambos periodos de muestreo (Tabla 46).

En la tabla 17 del anexo, se muestra como en la vertical, la columna de agua del lago Tepuhueico, estación E1 la abundancia presentó diferencias entre los puntos de muestreo, registrándose las mayores abundancias en muestras alrededor de los 10 a 15 metros de profundidad.

c) Zooplancton

En verano del 2018 la abundancia zooplanctónica osciló entre 1,6 y 5,0 Ind/L , siendo la especie más abundante *B. gracilipes* en ambas estaciones de muestreo. La riqueza de taxa fluctuó entre 4 y 5, más nauplii, difiriendo en la presencia de *B. chilensis*, la cual se registró sólo en E2 con baja abundancia. En otoño del 2019 se presenció una abundancia alta con 5,41 Ind/L , y elevada riqueza con 7 taxa, más nauplii. La especie dominante fue el rotífero *Keratella americana* (Tabla 47).



Tabla 46. Composición taxonómica, abundancia (cell⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Tepuhueico

| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | E1 | | E2 | | E1 | |
|-----------------------------------|-------------------------------------|-----------------------------------|------------------------------|---|---------------|------------|--------------|------------|------------------|------------|
| | | | | | 26-1-18 | | 26-1-18 | | 2-6-19 | |
| | | | | | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | 0 | 0 | x | 0 | 720 | 0 |
| | | | | <i>Aulacoseira distans</i> | x | 0 | x | 0 | X | 0 |
| | | Rhizosoleniales | Rhizosoleniaceae | <i>Urosolenia eriensis</i> | 25.795 | 78 | 666 | 13 | 2.257.121 | 100 |
| | | Achnanthales | Achnanthidiaceae | <i>Achnanthidium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| | Bacillariophyceae | Surirellales | Surirellaceae | <i>Iconella linearis (ex Surirella)</i> | 160 | 0 | 40 | 1 | X | 0 |
| | | Eunotiales | Eunotiaceae | <i>Eunotia bilunaris</i> | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | <i>Fragilaria spp</i> | 661 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ulnaria ulna</i> | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | |
| Tabellariales | | Tabellariaceae | <i>Tabellaria flocculosa</i> | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | |
| Ochrophyta | Chrysophyceae | Chromulinales | Dinobryaceae | <i>Dinobryon divergens</i> | 4.630 | 14 | 2.663 | 54 | 0 | 0 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Sphaeropleales | Selenastraceae | <i>Kirchneriella lunaris</i> | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis schroeteri</i> | 1.601 | 5 | 1.561 | 31 | 10.003 | 0 |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Chlorellaceae | <i>Micractinium pusillum</i> | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | | | Oocystaceae | <i>Oocystis lacustris</i> | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | Chlorellaceae | <i>Dictyosperium pukhellum sp</i> | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | | |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Desmidiiales | Desmidiaceae | <i>Staurastrum sp</i> | 40 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Stauroidesmus sp</i> | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Sphaerozosma sp</i> | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Closterium abruptum</i> | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | <i>Elakathotrix gelatinosa</i> | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| Ochrophyta | Chrysophyceae | Chromulinales | Dinobryaceae | <i>Dinobryon divergens</i> | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Synurales | Mallomonadaceae | <i>Mallomonas sp</i> | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | <i>Ceratium sp</i> | x | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| | | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Peridinium sp</i> | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Parvodinium umbonatum</i> | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| Euglenophyta (=Phylum Euglenozoa) | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | <i>Phacus sp</i> | 0 | 0 | 40 | 1 | 0 | 0 |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Chroococcales | Chroococcaceae | <i>Chroococcus sp</i> | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | | Synechococcales | Coelosphaeriaceae | <i>Woronichinia sp</i> | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| Abundancia total | | | | | 32.887 | 100 | 4.970 | 100 | 2.267.965 | 100 |
| Riqueza de taxa por estación | | | | | 14 | | 22 | | 14 | |



Tabla 47. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en Lago Tepuhueico.

| Lago Tepuhueico | | | |
|---|-------------------|-------|------------------|
| Estación de muestreo | E1 | E2 | E1 |
| Fecha | Verano (ene 2018) | | Otoño (jun 2019) |
| Taxa | Ind/L | Ind/L | Ind/L |
| <i>Boeckella gracilipes</i> | 1,074 | 3,524 | 0 |
| hembra con huevos | 0,027 | 0,227 | 0 |
| <i>Tumeodiaptomus diabolicus</i> | 0 | 0 | 0,35 |
| <i>Mesocyclops araucanus</i> | 0,106 | 0,298 | 0,07 |
| Nauplii | 0,080 | 0 | 0,21 |
| <i>Daphnia pulex</i> | 0 | 0 | 0,04 |
| <i>Diaphanosoma chilensis</i> | 0,133 | 0,696 | 0 |
| <i>Ceriodaphnia dubia</i> | 0,199 | 0,213 | 0,04 |
| <i>Bosmina (Linderobosmina) chilensis</i> | 0 | 0,071 | 0,78 |
| <i>Keratella americana</i> | 0 | 0 | 3,57 |
| <i>Kellicottia</i> sp | 0 | 0 | 0,35 |
| Abundancia total (Ind/L) | 1,618 | 5,030 | 5,41 |
| Riqueza de Taxa | 4 | 5 | 7 |
| Profundidad lance (m) | 18 | 14 | 18 |

d) Sedimento

La composición textural del sedimento estudiado en el lago Tepuhueico corresponde mayoritariamente a fango (Figura 55).

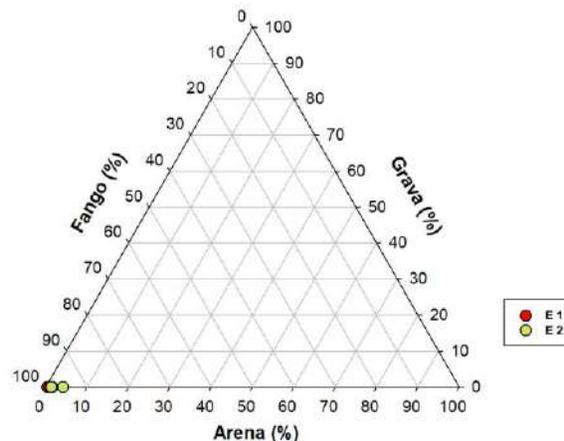


Figura 55. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E1 y E2 en el lago Tepuhueico.



4.2.10.4. Estado trófico

En el lago Tepuhueico se registraron concentraciones de fósforo total inferiores a los 10 µg/L (Figura Anexo 14), límite establecido para una condición oligotrófica asociada a esta variable. Mientras que, los valores de color fueron elevados en todos los casos, oscilando entre 42,7 y 51,6 mg Pt/L. De este modo el modelo conceptual nutriente color estaría indicando una condición distrófica, lo cual se relaciona a un origen de materia orgánica principalmente alóctono.

Los TSI obtenido para el lago Tepuhueico fueron de 34,5 a 50, pudiendo ser relacionado con una condición mesotrófica (Tabla 2). Según lo reportado por Carlson & Simpson (1996), índices dentro de esos rangos señalarían una elevada posibilidad de presentar hipolimnion anóxico en verano.

4.2.11. Lago San Antonio

4.2.11.1. Balance hidrológico y de nutrientes

En la siguiente tabla se aprecia el balance hidrológico del lago San Antonio. El tiempo de renovación teórico calculado para el lago San Antonio fue ~ 1 año.

Tabla 48. Balance hidrológico del lago San Antonio.

| | | km ³ /año |
|-----------------|----------------------|----------------------|
| Entradas | Ríos | 0,030 |
| | Precipitación | 0,005 |
| | Total | 0,035 |
| Salidas | Efluente río Colú | 0,034 |
| | Evaporación del lago | 0,002 |
| | Total | 0,036 |
| | Drenaje profundo | -0,001 |

De acuerdo al balance de nutrientes, se calculó un porcentaje de sedimentación de 52,3 (Tabla 49). Se identificó al uso de suelo y cobertura vegetal como el principal contribuyente de PT al lago, seguido por la población (Figura 56). Del uso de suelo y cobertura vegetal, el bosque nativo contribuye con el 63 % del PT (Figura 57).

Tabla 49. Balance de nutriente (fósforo total) del lago San Antonio.

| P (ton) en el lago | P (ton) ingresado | P (ton) egresado | P (ton) sedimentado | Sedimentación (%) |
|--------------------|-------------------|------------------|---------------------|-------------------|
| 0,14 | 0,45 | 0,22 | 0,24 | 52,3 |

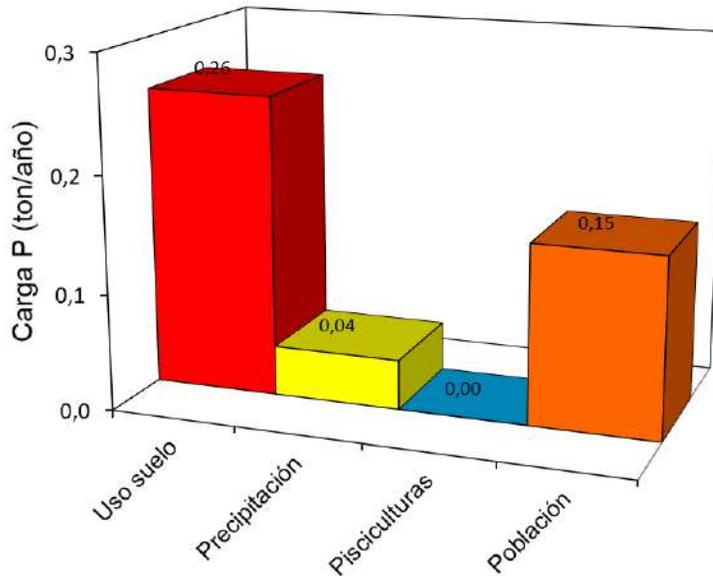


Figura 56. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago San Antonio.

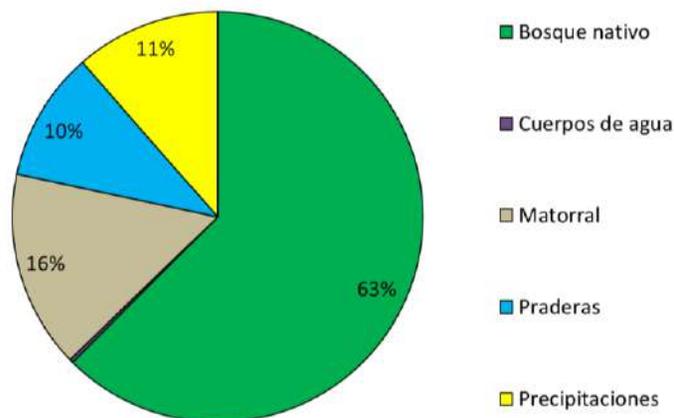


Figura 57. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago San Antonio.

4.2.11.2. Caracterización de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoquímicas de la columna de agua

En el lago San Antonio se evidenció estratificación térmica en la temporada de verano, al igual que en el resto de los lagos Chilotes. Sin embargo, no se registró formación de termoclina (Figura 58a). La temperatura de la columna de agua en el lago San Antonio osciló entre 16,7 y 19,4 °C. Mientras que en época de otoño la columna de agua se encontró completamente mezclada (Figura 58b), registrándose una temperatura de ~10 °C



En tanto el oxígeno fluctuó de 8,6 a 6,1 mg/L en verano (Figura 58a), registrando las menores concentraciones en el trato más profundo de la estación E2. En cuanto a la época de otoño, la columna de agua se encontró completamente oxigenada (Figura 58b), con una concentración de 10,1 mg/L.

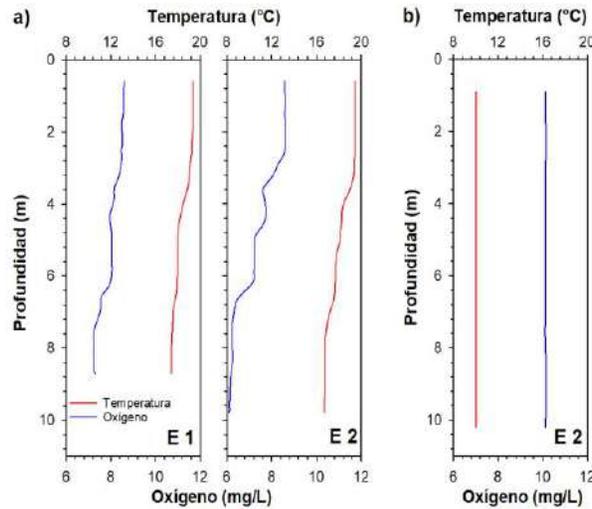


Figura 58. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en el lago San Antonio, correspondientes a la época de a) verano (enero 2018) y b) otoño (junio 2019).

Con respecto a los nutrientes en el lago San Antonio, las concentraciones registradas de amonio oscilaron entre 7 y 13,2 µg/L (Anexo Figura 12). En superficie, el amonio fue el mayor constituyente inorgánico del nitrógeno. El nitrito, en todas las profundidades no superó el límite de detección (< 2 µg/L). Las concentraciones de nitrato fueron de 8,8 a 9,1 µg/L. En tanto, el nitrógeno total osciló entre 210,9 y 231 µg/L. El mayor constituyente del nitrógeno total fue su fracción orgánica.

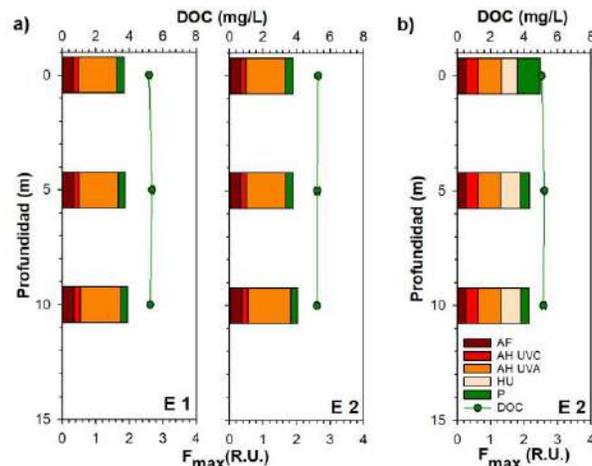


Figura 59. Carbono orgánico disuelto (DOC, mg/L) e intensidad de fluorescencia (F_{max} , R.U.) en la columna de agua del lago San Antonio, en época de a) verano (enero 2018) y b) otoño (junio 2019). AF: ácidos fúlvicos; AH UVC: ácidos húmicos UVC; AH UVA: ácidos húmicos UVA; AH: ácidos húmicos; P: proteína.



Las concentraciones de ortofosfato fueron bajas en la columna de agua del lago San Antonio (Anexo Figura 13), en ningunas de las profundidades analizadas fueron superior al límite de detección ($< 2 \mu\text{g/L}$). En tanto la concentración de fósforo total osciló entre 5,7 y 7,1 $\mu\text{g/L}$.

El carbono orgánico disuelto en el lago San Antonio se distribuyó de forma homogénea en la columna de agua en ambos periodos de estudio (Figura 59), con concentraciones que fueron de 5,1 a 5,4 mg/L. En la temporada de verano se identificaron 4 componentes, tres de los cuales fueron similares a material alóctono y uno de ellos con características similares a material autóctono. Registrando una mayor intensidad de fluorescencia el componente similar a ácidos húmicos UVA. En tanto en otoño, se identificó otro componente, asociados a características alóctonas (ácido húmico). Las mayores intensidades de fluorescencia se encontraron asociadas a los componentes relacionados a un origen alóctono.

b) Fitoplancton

En el periodo de primavera de 2018 el fitoplancton estuvo dominado por Bacillariophyta específicamente *Aulacoseira distans* las restantes especies registradas se encontraron en escasa abundancia. La riqueza de taxa osciló entre 10 y 17 taxa, encontrándose la mayor riqueza en la estación E2. Por otro lado, en el muestreo de otoño de 2019 se registró una mayor importancia respecto de la abundancia de otras especies Como *Sphaerocystis schoereteri* y *Cryptomonas* sp (Tabla 50). Como lo indica la tabla 18 del anexo la densidad de *Cryptomonas* fue mayor en las profundidades 5 y 10 metros y levemente menor en superficie, en cambio *Aulacoseria distans* no se registró en las muestras superficiales y aumento hacia el fondo.

Tabla 50. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en Lago San Antonio.

| Lago San Antonio | | | |
|---|-------------------|--------|------------------|
| Estación de muestreo | E1 | E2 | E2 |
| Fecha | Verano (ene 2018) | | Otoño (jun 2019) |
| Taxa | Ind/L | Ind/L | Ind/L |
| <i>Boeckella gracilipes</i> | 0 | 0 | 1,66 |
| hembra con huevos | 0 | 0 | 0,17 |
| <i>Mesocyclops araucanus</i> | 1,459 | 0,981 | 0,05 |
| Nauplii | 0,690 | 0 | 0,22 |
| <i>Diaphanosoma chilensis</i> | 0 | 0 | 0,06 |
| <i>Ceriodaphnia dubia</i> | 11,459 | 16,817 | 2,21 |
| <i>Bosmina (Linderobosmina) chilensis</i> | 0 | 0,637 | 0 |
| Abundancia total (Ind/L) | 13,873 | 18,621 | 4,366 |
| Riqueza de Taxa | 2 | 3 | 4 |
| Profundidad lance (m) | 9 | 9 | 10 |



Tabla 51. Composición taxonómica, abundancia (cell⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago San Antonio

| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | E1 | | E2 | | E1 | |
|------------------------------|--|------------------|--------------------|-----------------------------------|----------------|------------|----------------|------------|---------------|------------|
| | | | | | 25-1-18 | | 25-1-18 | | 1-6-19 | |
| | | | | | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira distans</i> | 469.401 | 99 | 436.943 | 100 | 29.962 | 88 |
| | | Stephanodiscales | Stephanodiscaceae | <i>Cyclotella sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| | Bacillariophyceae | Bacillariales | Bacillariaceae | <i>Nitzschia sp</i> | 0 | 0 | x | 0 | 80 | 0 |
| | | Naviculales | Pinnulariaceae | <i>Pinnularia sp</i> | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | | Surirellales | Surirellaceae | <i>Iconella sp (ex Surirella)</i> | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | | Cymbellales | Cymbellaceae | <i>Cymbella sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| | | | | <i>Encyonema sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Staurosiraceae | <i>Stauroforma exiguiformis</i> | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Staurosira pinnata</i> | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | | Tabellariales | Tabellariaceae | <i>Tabellaria flocculosa</i> | 1.480 | 0 | 760 | 0 | 40 | 0 |
| Charophyta | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | <i>Elakathotrix galetinosa</i> | 320 | 0 | x | 0 | 560 | 2 |
| | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Zygnematales | Zygnemataceae | <i>Mougeotia sp</i> | x | 0 | 160 | 0 | 160 | 0 |
| | | Desmidiales | Desmidiaceae | <i>Staurastrum sp</i> | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis schroeteri</i> | x | 0 | x | 0 | 1.881 | 5 |
| | | Sphaeropleales | Neochloridaceae | <i>Golenkinia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Oocystaceae | <i>Oocystis solitaria</i> | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | | | Chlorellaceae | <i>Micractinium pusillum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 |
| Ochromphyta | Chrysophyceae | Synurales | Mallomonadaceae | <i>Mallomonas sp</i> | 2.497 | 1 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| | | Chromulinales | Dinobryaceae | <i>Dinobryon sp</i> | 2.497 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.360 | 4 |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Synechococcales | Coelosphaeriaceae | <i>Woronichinia sp</i> | x | 0 | 160 | 0 | 0 | 0 |
| | | Oscillatoriales | Oscillatoriaceae | <i>Phormidium sp</i> | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| Dinophyta | Dinophyceae | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Peridinium sp</i> | 40 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Parvodinium sp</i> | 80 | 0 | 160 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Parvodinium umbonatum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| Abundancia total | | | | | 476.316 | 100 | 438.223 | 100 | 34.163 | 100 |
| Riqueza de taxa por estación | | | | | 10 | | 17 | | 13 | |



c) Zooplancton

En el muestreo de verano de 2018 se registró elevada abundancia zooplanctónica, entre 13,87 y 18,62 Ind/L. y baja riqueza de taxa fluctuando entre 2 a 3 especies, más nauplii. La especie más representativa fue *C. dubia*. En tanto, en otoño, se registró baja abundancia zooplanctónica (4,36 Ind/L), con mayor riqueza (4 taxa más nauplii). La especie más abundante fue el artrópodo anomopoda *Ceriodaphnia dubia* (Tabla 50).

d) Sedimento

La composición textural del sedimento estudiado en las estaciones E1 y E2 del lago San Antonio está dominada por fango, con escasa contribución de arena en una muestra de la estación E1 (Figura 60).

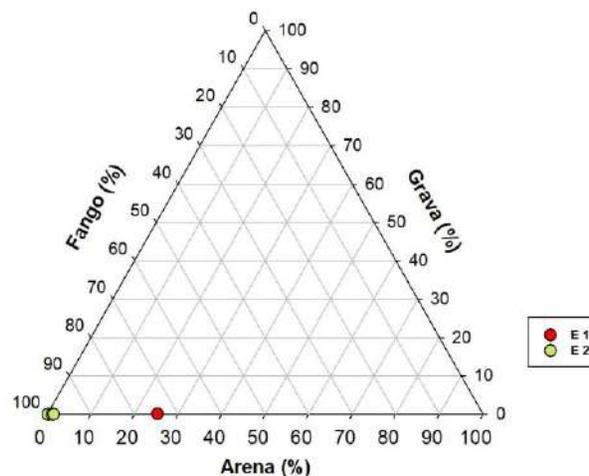


Figura 60. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E1 y E2 en el lago San Antonio.

4.2.11.3. Estado trófico

En el lago San Antonio las concentraciones de fósforo total fueron bajas en todos los casos (Anexo Figura 14), no superando los 10 µg/L. Por tanto, esta variable estaría reflejando una condición oligotrófica. En lo que respecta al color, presentó elevados valores en todos los casos, con valores que fueron de 43,2 a 49,5 mg Pt/L. Entonces, el paradigma nutriente color estaría evidenciando una condición distrófica para el lago San Antonio. Donde el principal origen de la materia orgánica se encontraría relacionado a contribuciones alóctonas.

Los valores obtenidos de TSI para las variables de transparencia y fósforo total superaron el límite de los 30, con valores de 41,9 y 30,1, respectivamente. Relacionándose con una condición mesotrófica (Tabla 2). Mientras que el valor para TSI (Cl_a) fue inferior a 30 (26,2) para época de otoño, asociándose a una condición oligotrófica. Pudiendo relacionarse con la baja productividad autóctona.



4.2.12. Lago Yelcho

4.2.12.1. Balance hidrológico y de nutrientes

Como se observa en la Tabla 52, las entradas de agua provenientes de ríos son cuantiosas, lo que se debe al clima de la zona, así como del gran tamaño que presenta la cuenca lacustre. Es importante mencionar, que los datos de la precipitación están basados mayormente en datos históricos, ya que la estación meteorológica de la DGA sólo registró información entre los meses de enero a julio del 2018. Por otro lado, no se cuenta con información de caudal del efluente en el punto de descarga del lago, por tanto, se utilizó el método de transposición de cuencas. Sin embargo, la información proveniente de la estación fluviométrica igualmente fue escasa, debiéndose utilizar el caudal histórico para el método de transposición de cuencas. Aquel desfase o falta de información puede generar un desbalance en el cálculo de entradas y aguas del lago Yelcho.

El tiempo de renovación teórico calculado para el lago Yelcho fue ~1 año.

Tabla 52. Balance hidrológico del lago Yelcho.

| | | km ³ /año |
|----------|----------------------|----------------------|
| Entradas | Ríos | 16,737 |
| | Precipitación | 0,429 |
| | Total | 17,166 |
| Salidas | Efluente lago Yelcho | 17,597 |
| | Evaporación del lago | 0,250 |
| | Total | 17,847 |
| | Drenaje profundo | -0,681 |

En la Tabla 53 se visualizan las entradas y salidas de PT, calculándose una sedimentación de 79 %.

Tabla 53. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Yelcho.

| P (ton) en el lago | P (ton) ingresado | P (ton) egresado | P (ton) sedimentado | Sedimentación (%) |
|--------------------|-------------------|------------------|---------------------|-------------------|
| 90 | 422 | 88 | 334 | 79 |

El aporte de PT proviene netamente del uso de suelo y cobertura vegetal (Figura 61), específicamente del suelo desnudo (46,5 %), y posteriormente de nieve y matorrales (16,8 % y 14,9 % respectivamente) (Figura 62). Durante el año 2018 no se registró actividad acuícola.

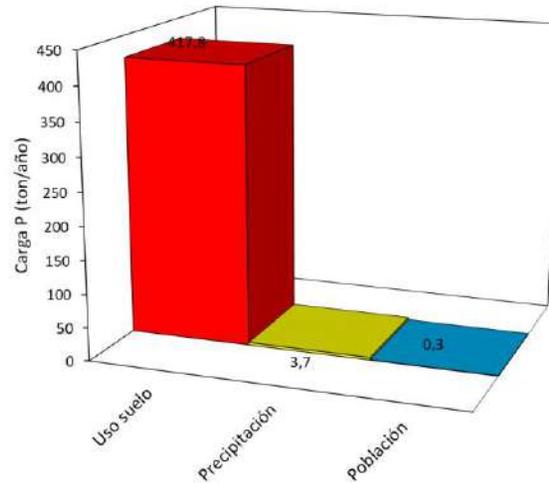


Figura 61. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Yelcho.

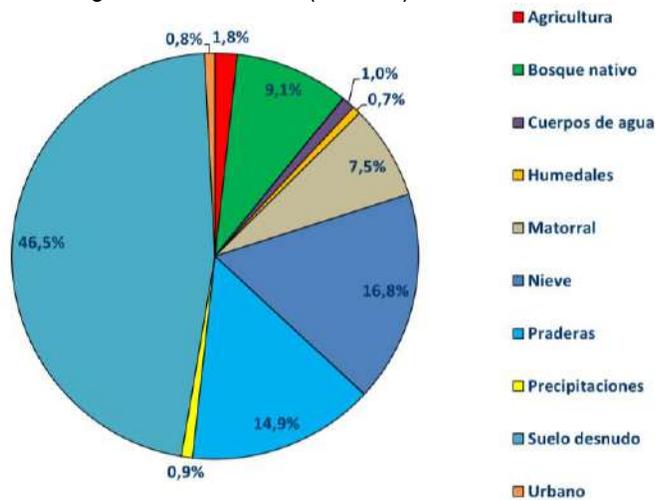


Figura 62. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Yelcho.

4.2.12.2. Capacidad de carga

De acuerdo al modelo de capacidad de carga, la carga actual de PT al lago es de 174 ton/año con una concentración de 5 µg/L. Si la concentración aumentase a 10 µg/L, la carga crítica se calculó en 347 ton/año (Tabla 54).

Tabla 54. Carga actual y crítica calculada para el lago Yelcho.

| | PT (µg/L) | PT (ton/año) |
|----------------------|-----------|--------------|
| Carga actual | 5 | 174 |
| Carga crítica | 10 | 347 |

4.2.12.3. Caracterización de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoquímicas de la columna de agua



En primavera, la columna de agua del lago Yelcho mostró los primeros indicios de estratificación térmica (Figura 63a), registrando temperaturas entre 8,1 y 14,8 °C. En el periodo de otoño la columna de agua aún permanecía estratificada (Figura 63b), pero sin formación de termoclina. La temperatura fluctuó entre 8,1 a 13 °C. En ambos periodos la columna de agua se estuvo bien oxigenada (Figura 63), en primavera su distribución fue homogénea, con concentraciones 10,2 a 11,3 mg/L. Mientras que, en otoño el oxígeno fue de 7,6 a 9,7 mg/L, presentando menores concentraciones hacia el fondo.

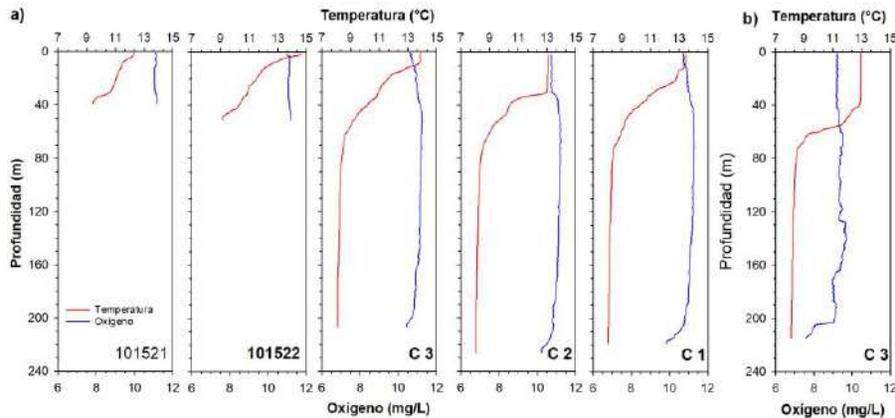


Figura 63. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en el lago Yelcho, correspondientes a la época de a) primavera (diciembre 2018) y b) otoño (mayo 2019).

En el Yelcho las concentraciones de amonio y nitrito fueron bajas, y no superaron el límite de detección (< 5 y < 2 $\mu\text{g/L}$) (Anexo Figura 15). En tanto el nitrato se encontró bajo el límite de detección (< 2 $\mu\text{g/L}$) hasta los 40 m, para luego ir incrementando su concentración en profundidad, alcanzando 33,5 $\mu\text{g/L}$ de concentración. El nitrógeno total fue de 29,5 a 50,8 $\mu\text{g/L}$, hasta los 50 m su mayor constituyente fue su fracción orgánica, posterior a esta profundidad el nitrógeno total estuvo conformado en su mayoría por nitrato. En relación a los fosfatos, las concentraciones fueron bajas en toda la columna de agua, en la mayoría de las profundidades se encontraron bajo el límite de detección.

b) Fitoplancton

En fitoplancton del lago Yelcho durante primavera de 2018 la riqueza de taxa en este periodo osciló entre 10 y 15 taxa. La mayor riqueza de especies estuvo compuesta por el phylum Chlorophyta, seguido de Bacillariophyta. El phylum Bacillariophyta fue el más representativo en términos de abundancia constituido mayoritariamente por *Tabellaria flocculosa*, con abundancias relativas por estación de muestreo sobre el 70 %. La estación C2 fue la que presentó la mayor abundancia dentro del lago. El segundo phylum que contó con mayor abundancia de especies fue Ochrophyta con la especie *Dinobryon divergens* (Tabla 55). En la tabla 19 del anexo, respecto de la distribución vertical del fitoplancton, se observó en otoño de 2019, las mayores abundancias entre los 15 y los 35 metros de profundidad. Se mantuvo la predominancia de las Bacillariophyta, representado mayoritariamente por las especies *Fragillaria* spp, *Fragillaria crotonensis* y *Tabellaria flocculosa*.



Tabla 55. Composición taxonómica, abundancia (celL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Yelcho

| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | 101521 | | 101522 | | C1 | | C2 | | C3 | | C2 | | |
|-----------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------------|---------------------------------|-----------------------------------|----------------|------------|----------------|------------|---------------|------------|----------------|------------|----------------|------------|---------------|-----------|---|
| | | | | | 8-12-18 | | 8-12-18 | | 9-12-18 | | 12-12-18 | | 10-12-18 | | 5-5-18 | | |
| | | | | | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | 10.203 | 6 | 11.324 | 7 | 3.641 | 4 | 7.042 | 1 | 7.202 | 5 | 6.562 | 11 | |
| | | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | <i>Cyclotella sp</i> | 15.980 | 9 | 24.968 | 16 | 3.995 | 4 | 15.980 | 3 | 15.980 | 12 | 4.994 | 8 | |
| | | Rhizosoleniales | Rhizosoleniaceae | <i>Urosolenia eriensis</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.997 | 3 | |
| | Fragilariophyceae | Tabellariales | Tabellariaceae | <i>Tabellaria flocculosa</i> | 135.764 | 77 | 112.197 | 72 | 77.385 | 87 | 460.590 | 94 | 102.954 | 77 | 10.203 | 17 | |
| | | Achnanthes | Achnanthesiaceae | <i>Achnanthes sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | |
| | | Fragilariales | Fragilariaceae | <i>Asterionella formosa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.400 | 2 |
| | | | | <i>Fragilaria spp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| <i>Fragilaria crotonensis</i> | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 30.050 | 50 | | |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Volvocales | Volvocaceae | <i>Eudorina sp</i> | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | |
| | | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis schroeteri</i> | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | |
| | | | Palmellopsidaceae | <i>Asterococcus sp</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Sphaeropleales | Scenedesmaceae | <i>Willea irregularis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Sphaeropleales | Selenastraceae | <i>Ankistrodesmus falkatus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 | |
| | | Chlamydomonadales | Volvocaceae | <i>Eudorina spp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | |
| | | Trebouxiophyceae ordo incertae sedis | Trebouxiophyceae incertae sedis | <i>Crucigenia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Chlorellaceae | <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | Oocystaceae | <i>Oocystis solitaria</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis schroeteri</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Ulvophyceae | Ulotrichales | Ulotrichaceae | <i>Ulothrix sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 800 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Ochrophyta | Chrysophyceae | Chromulinales | Dinobryaceae | <i>Dinobryon divergens</i> | 10.986 | 6 | 5.992 | 4 | 2.996 | 3 | 5.992 | 1 | 3.995 | 3 | 520 | 1 | |
| | | Synurales | Mallomonadaceae | <i>Mallomonas sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Charophyta | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | <i>Elakatotrix gelatinosa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 160 | 0 | 0 | 0 | 240 | 0 | |
| | | Zygnematales | Zygnemataceae | <i>Mougeotia sp</i> | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 160 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Desmidiiales | Desmidiaceae | <i>Cosmarium sp</i> | 999 | 1 | X | 0 | X | 0 | 40 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Staurastrum sp</i> | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Sphaeroszoma aubertianum</i> | 640 | 0 | 720 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Euglenophyta (=Phylum Euglenozoa) | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | <i>Lepocinclis sp</i> | 0 | 0 | 40 | 0 | 40 | 0 | 160 | 0 | 999 | 1 | 80 | 0 | |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas sp</i> | 1.997 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.997 | 0 | 2.996 | 2 | 0 | 0 | |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | <i>Ceratium hirundinella</i> | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Peridinium sp</i> | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 400 | 1 | | |
| Abundancia total | | | | | 176.570 | 100 | 155.241 | 100 | 88.858 | 100 | 492.122 | 100 | 134.165 | 100 | 56.167 | 93 | |
| Riqueza de taxa por estación | | | | | 10 | | 14 | | 15 | | 15 | | 11 | | 14 | | |



c) Zooplancton

La abundancia zooplanctónica en el lago Yelcho durante la primavera de 2018, estuvo principalmente dominada por el artrópodo calanoideo *Boeckella gracilipes*, seguido por el rotífero *Filinia longiseta*. Las abundancias zooplanctónicas durante este periodo oscilaron entre 1,91 y 4,29 Ind/L.

Las mayores abundancias se registraron en las estaciones más cercanas a la cabecera y la desembocadura del lago, las profundidades intermedias presentaron abundancias más bajas, cercanas a los 2 Ind/L. La riqueza de taxa en este lago osciló entre 5 y 6, además de nauplii. En otoño del 2019 se presentó una abundancia zooplanctónica alta con 3,52 Ind/L. La riqueza fue de 4 taxa más nauplii, de éstos el rotífero *Kellicottia* sp fue el más abundante (Tabla 56).

Tabla 56. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Yelcho.

| Lago | Yelcho | | | | | |
|---|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Estación de muestreo | C1 | C2 | C3 | 101522 | 101521 | C1 |
| Fecha | 09-12-2018 | 12-12-2018 | 10-12-2018 | 08-12-2018 | 08-12-2018 | |
| Taxa | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L |
| <i>Boeckella gracilipes</i> | 2,91 | 0,55 | 0,43 | 1,13 | 3,31 | 0,72 |
| hembra con huevos | 0,00 | 0,00 | 0,02 | 0,05 | 0,06 | 0 |
| <i>Mesocyclops araucanus</i> | 0,53 | 0,09 | 0,09 | 0,27 | 0,41 | 0,11 |
| hembra con huevos | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,02 | 0,01 | 0,01 |
| Nauplii | 0,03 | 0,00 | 0,18 | 0,18 | 0,10 | 0,23 |
| <i>Daphnia pulex</i> | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,00 | 0,00 | 0,18 |
| <i>Bosmina (Linderobosmina) chilensis</i> | 0,07 | 0,03 | 0,02 | 0,01 | 0,02 | 0 |
| <i>Keratella americana</i> | 0,01 | 0,01 | 0,00 | 0,04 | 0,01 | 0 |
| <i>Filinia longiseta</i> | 0,75 | 1,36 | 2,20 | 0,22 | 0,18 | 0 |
| <i>Kellicottia</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2,28 |
| Abundancia total (Ind/L) | 4,29 | 2,04 | 2,95 | 1,91 | 4,09 | 3,52 |
| Riqueza de Taxa | 6 | 6 | 5 | 5 | 5 | 4 |
| Profundidad lance (m) | 60 | 60 | 60 | 40 | 30 | 60 |



d) Sedimento

La composición textural del sedimento en ambas estaciones de estudio (101521 y 101522) están compuestas en su mayoría por fango (Figura 64).

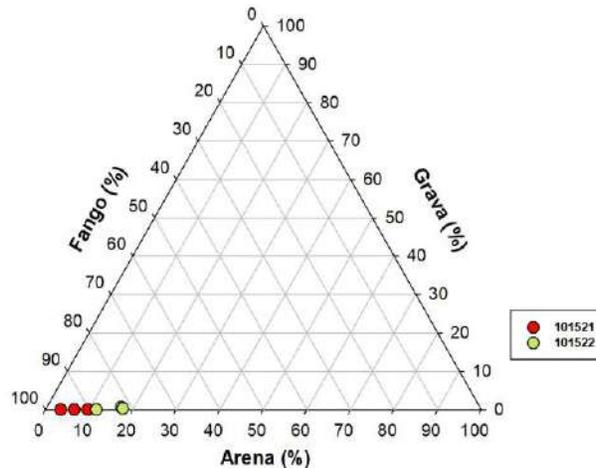


Figura 64. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E1 y E2 en el lago Yelcho.

4.2.12.4. Estado trófico

En época de primavera la transparencia fue reducida en el lago Yelcho, lo que estaría indicando una condición eutrófica (Anexo Figura 16), mientras que en época de otoño la transparencia estuvo relacionada a un estado mesotrófico (Anexo Figura 17). Mientras que la clorofila en ambos periodos no superó 1 µg/L, evidenciando una condición ultraoligotrófica asociada a esta variable. En tanto, las concentraciones de nutrientes indicaron un estado ultraoligotrófico, tanto para el nitrógeno total como fósforo total.

En el lago Yelcho, los valores de TSI fueron inferiores a 30 en todos los casos para época de otoño. Relacionándose con una condición oligotrófica (Tabla 2), lagos con aguas transparentes y con hipolimnion oxigenado (Carlson & Simpson 1996). Lo obtenido con TSI concuerda con los resultados de las cuatro variables de trofia.

4.2.13. Lago Riesco

4.2.13.1. Balance hidrológico y de nutrientes

En la Tabla 57 se detallan las entradas y salidas de agua del lago Riesco. El tiempo de renovación teórico calculado para el lago Riesco fue de ~1 año.



Tabla 57. Balance hidrológico del lago Riesco.

| | | km ³ /año |
|------------------|------------------|----------------------|
| Entradas | Ríos | 1,593 |
| | Precipitación | 0,038 |
| | Total | 1,630 |
| Salidas | Efluente lago | 0,795 |
| | Evaporación lago | 0,226 |
| | Total | 1,020 |
| Drenaje profundo | | 0,610 |

De acuerdo a la concentración del PT en la columna de agua (6,3 µg/L), se calcularon 5,2 ton de PT en el lago, ingresando y egresando 45 y 4 ton de PT, respectivamente (Tabla 58).

Tabla 58. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Riesco.

| P (ton) en el lago | P (ton) ingresado | P (ton) egresado | P (ton) sedimentado | Sedimentación (%) |
|--------------------|-------------------|------------------|---------------------|-------------------|
| 5,2 | 45 | 4 | 41 | 91 |

Durante el año 2018, los principales contribuyentes de PT al lago fueron el uso de suelo y cobertura vegetal (35,7 ton), y la actividad de acuicultura en balsas jaulas (9,1 ton) (Figura 65). Desglosando el aporte del uso de suelo y cobertura vegetal, visualizamos a la nieve, seguido por el suelo desnudo y bosque nativo como los mayores aportantes de PT al sistema lacustre (65,2 %; 15,3 %; 14 % respectivamente) (Figura 66).

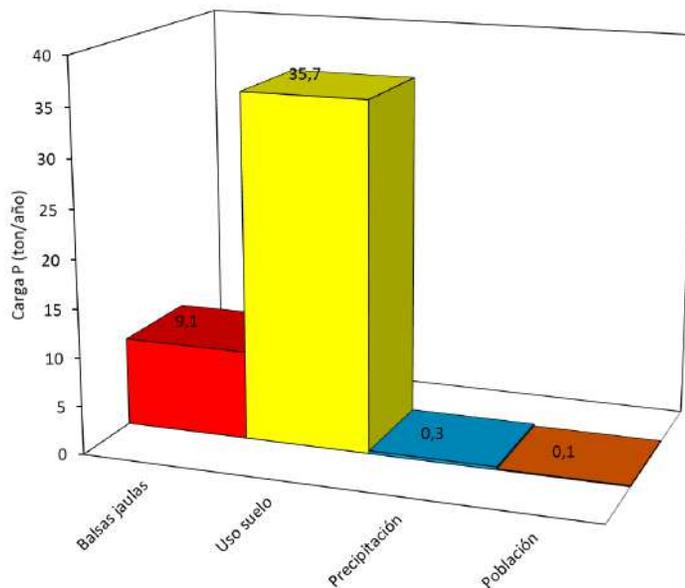


Figura 65. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Riesco.

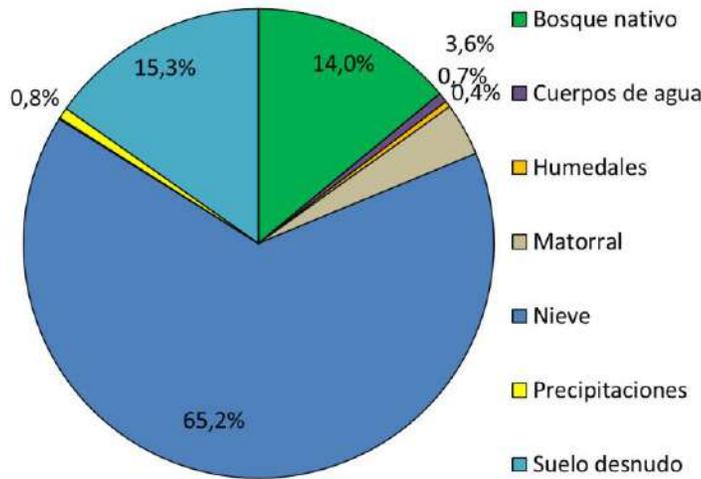


Figura 66. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Riesco.

4.2.13.2. Capacidad de carga

De acuerdo al modelo de capacidad de carga, con una concentración de 6,3 µg/L de PT en la columna de agua, el lago estaría recibiendo 14 ton de PT. Su carga crítica fue calculada en 22 ton (Tabla 59).

Tabla 59. Carga actual y crítica calculada para el lago Riesco.

| | PT (µg/L) | PT (ton/año) |
|----------------------|-----------|--------------|
| Carga actual | 6,3 | 14 |
| Carga crítica | 10 | 22 |

4.2.13.3. Caracterización de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoquímicas de la columna de agua

En la temporada de primavera, comenzó a evidenciarse los primeros indicios de estratificación térmica (Figura 67a), con temperaturas superficiales cercanas a los 13 °C, a excepción de la estación 110038 (~9,5 °C). En tanto en otoño se apreció estratificación térmica, pero sin formación de termoclina (Figura 67b). En ambos periodos de análisis, se registró una columna de agua bien oxigenada (Figura 67). Sin embargo, en las estaciones con mayor profundidad se observó un descenso en su concentración con el aumento de la profundidad.

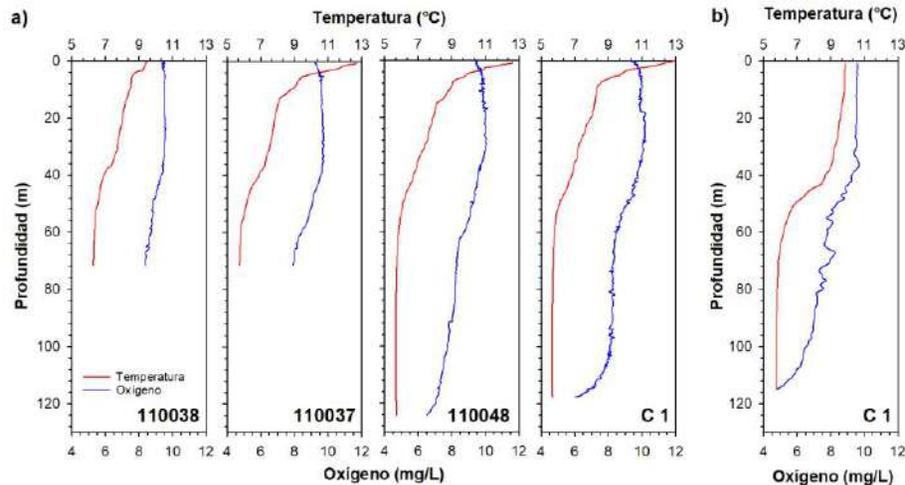


Figura 67. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en el lago Riesco, correspondientes a la época de a) primavera (noviembre 2018) y b) otoño (mayo 2019).

Las concentraciones de amonio y nitrito en el lago Riesco fueron bajas en toda la columna de agua (Anexo Figuras 15), en la mayoría de los casos registraron concentraciones inferiores al límite de detección (< 5 y < 2 , respectivamente). El nitrato presentó concentraciones que fueron de 8,1 a 57,8 $\mu\text{g/L}$, las menores concentraciones fueron registradas en superficie, para incrementar hacia el fondo. En tanto el nitrógeno total fue de 56 a 85,5 $\mu\text{g/L}$, el que se encontró conformado principalmente por su constituyente orgánico en la mayoría de las profundidades analizadas. En lo que respecta a los fosfatos, estuvieron en bajas concentraciones en toda la columna de agua, en la mayoría de las profundidades estuvieron bajo el límite de detección.

b) Fitoplancton

La riqueza de taxa en el periodo de primavera osciló entre 9 a 14 taxa, siendo las Bacillariophyta el phylum dominante en términos de riqueza y abundancia, específicamente la especie más abundante con alrededor del 50% de abundancia relativa por estación de muestreo fue *Tabellaria flocculosa*, así también *Fragillaria crotonensis* fue principalmente preponderante en 110048. Cabe destacar que la distribución de abundancias de las Bacillariophyta presentó 6 taxa con abundancias relativas sobre 5%. Así también el phylum de las Cyanobacterias estuvo presente en dos de las 4 estaciones de muestreo, en abundancias relativas sobre un 10 % con la especie *Pseudoanabaena catenata*. Por otro lado, en el otoño de 2019 las mayores abundancias y riqueza de taxa también estuvieron mayormente compuestas de Bacillariophyta, en menor medida por *Cryptomonas* y baja representatividad de Dinophyta (Tabla 60). En el periodo de otoño de 2019, se observó una mayor abundancia fitoplanctónica que en primavera de 2018.

En la tabla 20 del anexo tablas, muestra como en otoño de 2019 en el lago Riesco, que existen diferencias significativas en la distribución vertical de abundancias entre los 0 y 40 metros de profundidad. Se destaca que al observar las muestras discretas la especie dominante del fitoplancton es *Cryptomonas* sp, más al observar la muestra discreta las Baccillariophyta cobran mayor relevancia.



Tabla 60. Composición taxonómica, abundancia (cell⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Riesco

| Phylum | Clase | Orden | Familia | Género | C1 | | 110037 | | 110038 | | 110048 | | C1 | |
|------------------------------|---------------------|------------------|-------------------------------|---------------------------------|------------------------------|------------|---------------|------------|---------------|------------|---------------|------------|---------------|------------|
| | | | | | 28-11-18 | | 29-11-18 | | 30-11-18 | | 29-11-18 | | 6-5-19 | |
| | | | | | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.480 | 10 | 2.281 | 5 |
| | | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | <i>Discostella stelligera</i> | 1.997 | 14 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Cyclotella</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.997 | 5 |
| | | Rhizosoleniales | Rhizosoleniaceae | <i>Urosolenia eriensis</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Bacillariophyceae | Achnanthales | Achnanthidiaceae | <i>Achnanthyidium</i> sp | 666 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Cymbellales | Gomphonemataceae | <i>Gomphonema</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Naviculales | Naviculaceae | <i>Navicula</i> sp | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Bacillariales | Bacillariaceae | <i>Nitzschia</i> spp | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 160 | 0 |
| | | Eundtiales | Eundtiaceae | <i>Eunotia</i> sp | 0 | 0 | 666 | 5 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Diatoma</i> sp | 1.332 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | <i>Odontidium</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Fragilaria crotonensis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6.122 | 40 | 4.521 | 10 |
| | | | | <i>Fragilaria</i> spp | 666 | 5 | 840 | 7 | 1.430 | 8 | 40 | 0 | 7.990 | 18 |
| | | | | <i>Asterionella formosa</i> | 760 | 5 | 440 | 4 | 1.801 | 10 | X | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Hannaea arcus</i> | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ulnaria</i> sp | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | |
| <i>Distironella</i> sp | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Tabellariales | | | | Tabellariaceae | <i>Tabellaria flocculosa</i> | 6.522 | 46 | 8.483 | 68 | 9.883 | 55 | 6.362 | 41 | 15.125 |
| Ochrophyta | Chrysophyceae | Chromulinales | Dinobryaceae | <i>Dinobryon divergens</i> | 666 | 5 | 280 | 2 | 1.240 | 7 | 520 | 3 | 0 | 0 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis Schroeteri</i> | X | 0 | 1.681 | 14 | 1.000 | 6 | 200 | 1 | X | 0 |
| | | Volvocales | Volvocaceae | <i>Eudorina elegans</i> | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Chlorellaceae | <i>Dictyosporium</i> spp | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Oocystaceae | <i>Oocystis aff marssonii</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Charophyta | Conjugatophyceae | Zygnematales | Zygnemataceae | <i>Mougeotia</i> sp | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 240 | 1 |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 | 666 | 4 | 9.987 | 23 |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Oscillatoriales | Pseudanabaenaceae | <i>Pseudoanabaena catenata</i> | 1.601 | 11 | 0 | 0 | 2.601 | 14 | 0 | 0 | | |
| | | Nostocales | Nostocaceae | <i>Dolichospermum</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Dinophyta | Dinophyceae | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Peridinium</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 | X | 0 | | |
| | | | | <i>Parvodinium</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 999 |
| Abundancia total | | | | | 14.289 | 100 | 12.390 | 100 | 18.075 | 100 | 15.431 | 100 | 42.342 | 100 |
| Riqueza de taxa por estación | | | | | 14 | | 9 | | 11 | | 12 | | 11 | |



c) Zooplancton

La abundancia zooplanctónica durante primavera del 2018 osciló entre 1,269 y 4,469 Ind/L, encontrándose la mayor abundancia en la estación 110038. Las mayores abundancias en todas las estaciones de muestreo, estuvieron principalmente dominadas por el artrópodo anomopoda *Daphnia pulex*. La riqueza zooplanctónica osciló entre 2 y 4 taxa y estadios nauplii. En otoño del 2019 la abundancia zooplanctónica fue de 0,55 Ind/L. La riqueza fue de 5 taxa, más nauplii, siendo el rotífero *Kellicotia sp* el taxa más abundante.

Tabla 61. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Riesco.

| Lago | Riesco | | | | |
|------------------------------|------------|------------|------------|------------|----------|
| Estación de muestreo | 110048 | 110037 | 110038 | C1 | C1 |
| Fecha | 29-11-2018 | 29-11-2018 | 30-11-2018 | 28-11-2018 | Otoño 19 |
| Taxa | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L |
| <i>Boeckella gracilipes</i> | 0,743 | 0,736 | 0,764 | 0,386 | 0,06 |
| hembra con huevos | 0,007 | 0,02 | 0,014 | 0,024 | 0 |
| <i>Parabroteas sarsi</i> | 0,01 | 0,004 | 0 | 0,02 | 0,02 |
| <i>Mesocyclops araucanus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,03 |
| <i>Tropocyclops prasinus</i> | 0,003 | 0,004 | 0 | 0,004 | 0 |
| <i>Nauplius</i> | 0,01 | 0,02 | 0 | 0 | 0,01 |
| <i>Daphnia pulex</i> | 1,426 | 1,603 | 3,691 | 0,836 | 0,08 |
| <i>Kellicotia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,36 |
| Abundancia total (Ind/L) | 2,198 | 2,387 | 4,469 | 1,269 | 0,553 |
| Riqueza de Taxa | 4 | 4 | 2 | 4 | 6 |
| Profundidad lance (m) | 60 | 60 | 50 | 60 | 60 |

d) Sedimento

La composición textural del sedimento en las estaciones de estudio (110048 y 110037) están compuestas mayormente por fango (Figura 68).

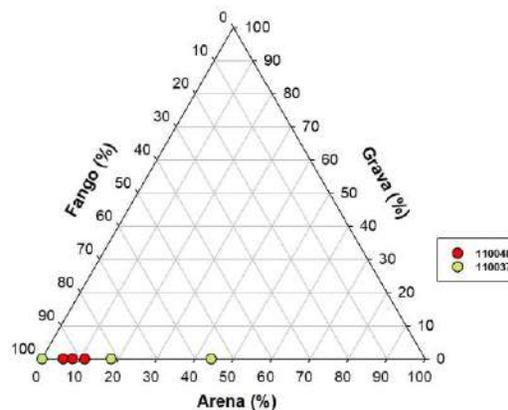


Figura 68. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 110048 y 110037 en el lago Riesco.



4.2.13.4. Estado trófico

En el lago Riesco, se evidenció una baja transparencia en época primavera (Anexo Figura 16), asociado a una condición mesotrófica. Mientras que para igual periodo la clorofila se encontró dentro de los rangos ultraoligotróficos. De igual forma que en época de primavera, en otoño la transparencia y clorofila reflejaron una condición mesotrófica y ultraoligotrófica (Anexo Figura 17), respectivamente. En relación a las concentraciones de nutrientes en el periodo de otoño, se encontraron mayoritariamente dentro de los rangos oligotróficos.

En relación a los índices calculados, el TSI para la transparencia fue superior a 30, encontrándose relacionado con una condición mesotrófica (Tabla 2). Sin embargo, para el fósforo total y clorofila los valores fueron inferiores a 30, relacionándose a una condición oligotrófica. Estos resultados concuerdan con los obtenidos a partir del análisis de las cuatro variables clásicas de trofia.

4.2.14. Lago Sofía

4.2.14.1. Balance hidrológico y de nutrientes

En la Tabla 62 se indican las entradas y salidas de agua calculadas para el año 2018 en el lago Sofía. El tiempo de renovación teórico calculado para el lago Sofía fueron 11 años. Cabe mencionar que, a raíz de que no existen 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 2018 presentó características de un año seco con un acumulado de 368 mm (año seco es aquel que recibe precipitaciones entre 338,1 y 397,3 mm), 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.

Tabla 62. Balance hidrológico del lago Sofía.

| | | km ³ /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 |

Con una concentración de 7,6 µg/L de PT en la columna de agua, se calcularon 1,43 ton de P en el lago, ingresando y egresando 0,77 y 0,21 ton, respectivamente (Tabla 63).



Tabla 63. Balance de nutriente (fósforo total) del lago Sofía.

| P (ton) en el lago | P (ton) ingresado | P (ton) egresado | P (ton) sedimentado | Sedimentación (%) |
|--------------------|-------------------|------------------|---------------------|-------------------|
| 1,43 | 0,77 | 0,21 | 0,56 | 73 |

En la Figura 69 se indica que el mayor aportante de PT al lago Sofía es el uso de suelo (0,71 ton PT/año), y de acuerdo a él, los principales contribuyentes son el suelo desnudo (41 %), matorral (17 %), estepa patagónica (14 %), bosque nativo (12 %) y praderas (11 %) (Figura 70).

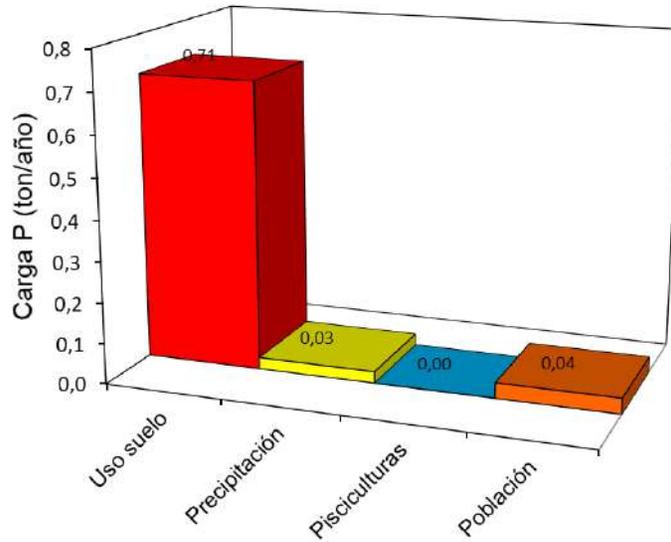


Figura 69. Carga de fósforo total (ton/año) de acuerdo a las fuentes aportantes en el lago Sofía.

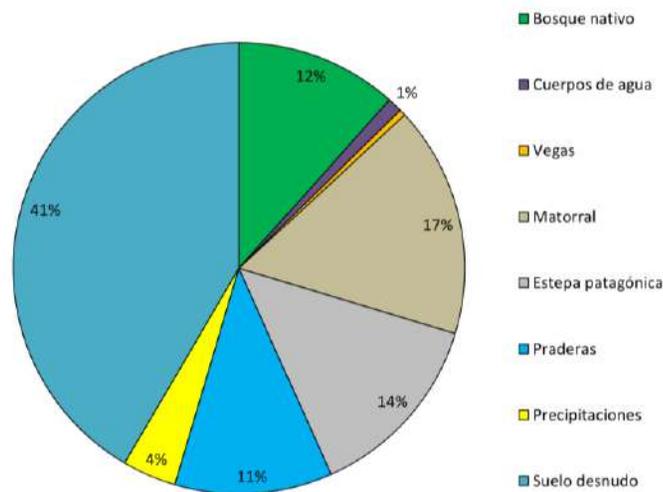


Figura 70. Aportes de fósforo total (%) de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Sofía.



4.2.14.2. Capacidad de carga

Con una concentración de 7,6 $\mu\text{g/L}$ de PT, se calculó una carga actual de 0,49 ton/año. En tanto, en caso que la concentración aumentare a 10 $\mu\text{g/L}$, el modelo de capacidad de carga indicó una carga crítica de 0,64 ton/año.

Tabla 64. Carga actual y carga crítica calculada para el lago Sofía.

| | PT ($\mu\text{g/L}$) | PT (ton/año) |
|----------------------|------------------------|--------------|
| Carga actual | 7,6 | 0,49 |
| Carga crítica | 10 | 0,64 |

4.2.14.3. Caracterización de columna de agua y sedimento

a) Variables fisicoquímicas de la columna de agua

En el lago Sofía, la temperatura en primavera fue de 7,9 a 9,3 $^{\circ}\text{C}$ (Figura 71a). Mientras que, en otoño la columna de agua presentó escasa variación térmica (de 9,6 a 9,7 $^{\circ}\text{C}$). En cuanto al oxígeno, en general la columna de agua estuvo bien oxigenada en ambos periodos. En la estación E1 en la época de primavera evidenció gran variabilidad en superficie.

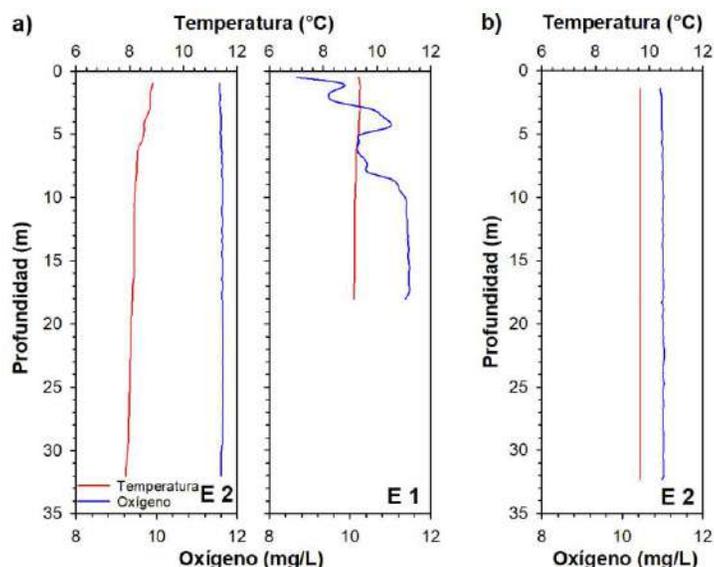


Figura 71. Perfiles de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y oxígeno (mg/L) en el lago Sofía, correspondientes a la época de a) primavera (noviembre 2018) y b) otoño (abril 2019).

En el lago Sofía el amonio fue el mayor constituyente inorgánico del nitrógeno, con concentraciones que fueron de 5,8 a 8,8 $\mu\text{g/L}$ (Anexo Figuras 15). Mientras que el nitrito y nitrato tuvieron bajas concentraciones en toda la columna de agua, en ninguna de las profundidades analizadas superaron el límite de detección ($< 2 \mu\text{g/L}$). El nitrógeno total se encontró conformado mayoritariamente por su constituyente orgánico, y sus concentraciones fueron de 200,7 a 227,8 $\mu\text{g/L}$. En lo que respecta al ortofosfato, se encontró bajo el límite de detección en toda la columna de agua, y el fósforo total fue de 6,7 a 8,9 $\mu\text{g/L}$.



Tabla 65. Composición taxonómica, abundancia (cell⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Sofia.

| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | E1 | | E2 | | E1 | |
|-------------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|---------------|------------|---------------|------------|---------------|------------|
| | | | | | 12-11-18 | | 12-11-18 | | 24-4-19 | |
| | | | | | Ce/L | % | Ce/L | % | Ce/L | % |
| Bacillariophyta | Coccinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | 440 | 1 | 160 | 0 | 240 | 0 |
| | | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | <i>Cyclotella ocellata</i> | 36.620 | 93 | 45.941 | 55 | 71.908 | 99 |
| | Bacillariophyceae | Achnanthes | Cocconeidaceae | <i>Cocconeis sp</i> | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 |
| | | Naviculales | Pleurosigmataceae | <i>Gyrosigma sp</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Diploneidaceae | <i>Diploneis sp</i> | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | <i>Fragilaria crotonensis</i> | 1.240 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Fragilaria tenera</i> | 0 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Asterionella formosa</i> | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Hannaea arcus</i> | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Licmophorales | <i>Ulnaria ulna</i> | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| | | Staurosiraceae | <i>Staurosira venter</i> | 0 | 0 | 36.620 | 44 | 0 | 0 | |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Tetrasporales | Palmellopsidaceae | <i>Asterococcus sp</i> | X | 0 | X | 0 | 0 | 0 |
| | | | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis schroeteri</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Trebouxiophyceae ordo incertae sedis | Trebouxiophyceae incertae sedis | | 0 | 0 | 0 | 0 | X | 0 |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Oocystaceae | <i>Oocystis marssonii</i> | X | 0 | X | 0 | X | 0 |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Zygnematales | Zygnemataceae | <i>Spirogya sp</i> | 0 | 0 | X | 0 | 0 | 0 |
| | | Desmidiales | Closteriaceae | <i>Closterium calosporum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| Euglenophyta (=Phylum Euglenozoa) | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | <i>Lepocinclis sp</i> | 40 | 0 | 80 | 0 | 120 | 0 |
| | | | Euglenaceae | <i>Euglena sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas sp</i> | 40 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Nostocales | Nostocaceae | <i>Dolichospermum sp</i> | 1.040 | 3 | 440 | 1 | 0 | 0 |
| Dinophyta | Dinophyceae | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Peridinium sp</i> | X | 0 | 0 | 0 | X | 0 |
| Abundancia total | | | | | 39.421 | 100 | 83.482 | 100 | 72.308 | 100 |
| Riqueza de taxa por estación | | | | | 11 | | 15 | | 7 | |

**b) Fitoplancton**

El fitoplancton del lago Sofía presentó durante el periodo de primavera presentó una riqueza de taxa que osciló entre 11 y 15 taxa. Dentro de este periodo de estudio la dominancia estuvo dada por la especie *Cyclotella ocellata* en ambas estaciones de muestreo entre 93 y 55% de la abundancia relativa de la estación, más en E2 se encontró una co-dominancia de *Staurosira venter* con un 44%, esta especie no había sido reportada anteriormente en este lago. En la época de muestreo de mayo de 2019 la riqueza de taxa fue menor a la registrada en primavera, más aún la especie dominante continuó siendo *C. ocellata* (Tabla 65). Por otro lado, el número de celular por litro se mantuvo relativamente homogéneo dentro de la columna de agua entre los 0 y los 10 metros de profundidad, tabla 21 Anexo. No hubo diferencias significativas en la abundancia fitoplanctónica entre el periodo de primavera y otoño.

c) Zooplancton

Durante primavera de 2018 en el lago Sofía, se registró una abundancia zooplanctónica que osciló entre 4,16 y 8,11 Ind/L, con igual riqueza de taxa entre ambas estaciones de muestreo, alcanzando los 5 taxa y nauplii. Los taxa más abundantes fueron *B. gracilipes* y *D. pulex*. La estación E1 de menor profundidad fue la que presentó la mayor densidad de organismos. En otoño, la abundancia zooplanctónica fue alta con 9,81 Ind/L, con una riqueza de 5 taxa siendo la especie más abundante artrópodo calanoideo *Boeckella gracilipes* (Tabla 66).

Tabla 66. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Sofía.

| Lago Sofía | | | |
|--------------------------------|----------------------|-------|------------------|
| Estación de muestreo | E1 | E2 | E2 |
| Fecha | Primavera (nov 2018) | | Otoño (abr 2019) |
| Taxa | Ind/L | Ind/L | Ind/L |
| <i>Boeckella gracilipes</i> | 3,913 | 2,686 | 6,96 |
| hembra con huevos | 0,159 | 0,259 | 0,09 |
| <i>Boeckella poppei</i> | 0,027 | 0,016 | 0,26 |
| <i>Acanthocyclops vernalis</i> | 0,172 | 0,024 | 0,63 |
| hembra con huevos | 0 | 0,012 | 0 |
| Nauplii | 0 | 0,003 | 0 |
| <i>Daphnia pulex</i> | 3,820 | 1,142 | 0 |
| <i>Ceriodaphnia dubia</i> | 0,027 | 0,028 | 1,76 |
| <i>Conochilus unicornis</i> | | | 0,11 |
| Abundancia total (Ind/L) | 8,117 | 4,169 | 9,81 |
| Riqueza de Taxa | 5 | 5 | 5 |
| Profundidad lance (m) | 15 | 32 | 32 |



d) Sedimento

La composición sedimentológica de ambas estaciones (E1 y E2) está compuesta principalmente de fango, salvo una muestra de la estación E2 con altos porcentajes de arena (Figura 72).

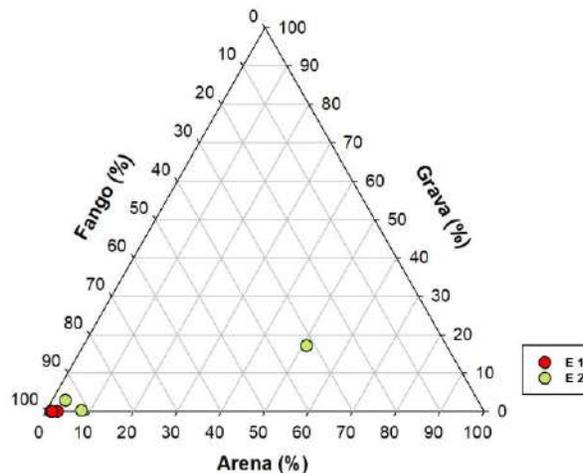


Figura 72. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 110048 y 110037 en el lago Sofía.

4.2.14.4. Estado trófico

En el lago Sofía la transparencia en ambos periodos (primavera y otoño) mostraron una condición mesotrófica (Anexo Figura 16, 17). En tanto las concentraciones de clorofila en época de primavera se encontraron dentro de los rangos ultraoligotrófico (<1 µg/L), mientras que en otoño estuvieron en el rango oligotrófico (entre 1 y 3 µg/L). Por otro lado, las concentraciones de nitrógeno total y fósforo total en el Sofía reflejaron una condición oligotrófica.

Los resultados de TSI para época de otoño oscilaron entre 31,5 y 36,8, relacionándose con una condición mesotrofia (Tabla 2), donde en época de verano el hipolimnion podría presentar anoxia en lagos someros (Carlson & Simpson 1996).

Concentración de nutrientes y variables físico-químicas histórica de los lagos Araucanos y Patagónicos en estudio

La temperatura de los lagos Araucanos (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo) y Patagónicos (Yelcho, Riesco y Sofía) varía entre 5,46°C verano 2015 en lago Riesco y 25,30°C en el verano 2015 del lago Llanquihue, con una media de $11,88 \pm 3,07^\circ\text{C}$ (

Tabla 67, Figura 73).

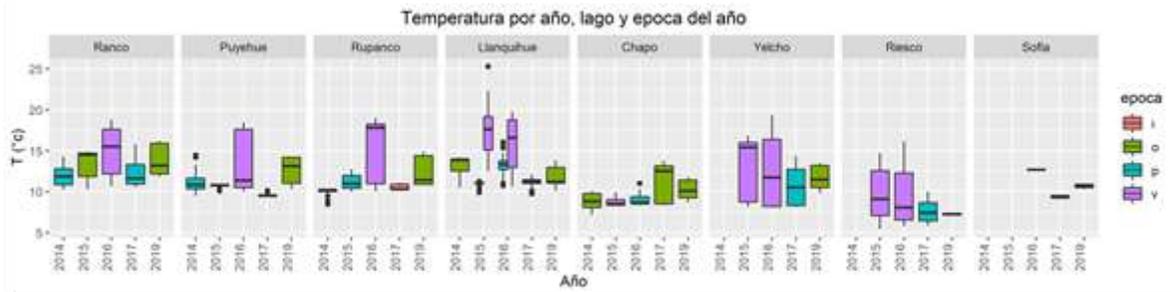


Figura 73. temperatura de 8 lagos por lago, año y época de muestreo.

El pH de los lagos en estudio varía entre 4,43 en primavera del 2014 en el lago Rupanco y 11,4 en otoño 2019 en el lago Riesco, con una media de $7,31 \pm 0,69$ (

Tabla 67, Figura 74).

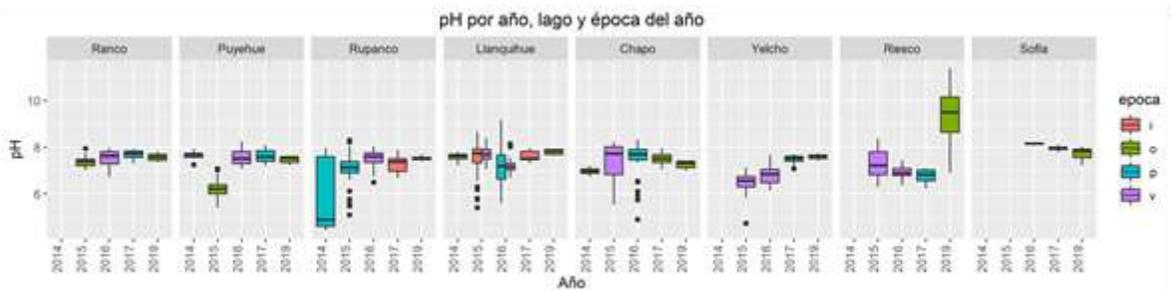


Figura 74. pH en 8 lagos por año época y lago.

La conductividad de la columna de agua se aprecia en la Figura 75 (

Tabla 67), donde el valor máximo ocurre en primavera del 2016 en el lago Llanquihue, mientras que el valor mínimo ocurre en primavera 2014 en el lago Rupanco, la media general es de $54,98 \pm 37,80 \mu\text{S cm}^{-1}$.

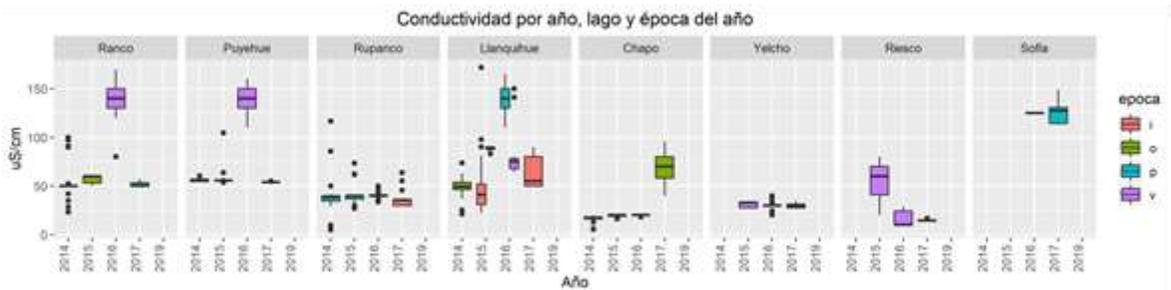


Figura 75. Conductividad de lagos Araucanos y Patagónicos 2014-2019, por año, época y lago.

La concentración de oxígeno de la columna de agua en los lagos en estudio tiene un máximo de $13,97 \text{ mg L}^{-1}$ en el verano 2016 en el lago Yelcho y una mínima concentración encontrada en verano



2015 en el lago Riesco con $1,38 \text{ mg L}^{-1}$, presentando en general una media de $9,91 \pm 1,39 \text{ mg L}^{-1}$.
Figura 76 (

Tabla 67).

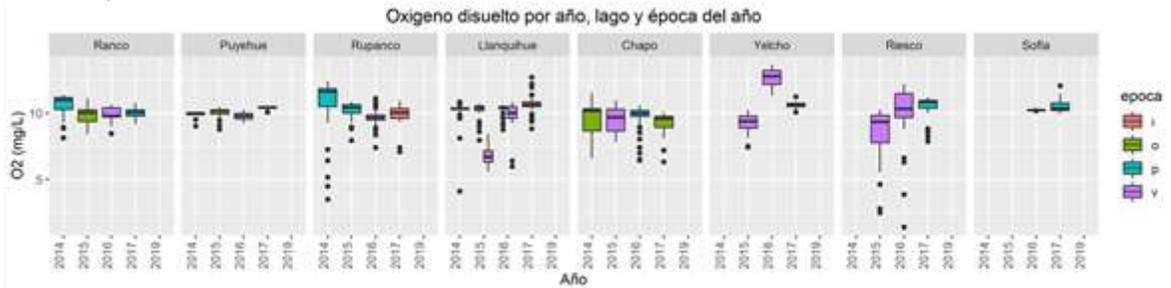


Figura 76. Concentración de oxígeno en la columna de agua de 8 lagos en estudio de acuerdo a cada lago, año y época de muestreo.

La concentración de fósforo total de la columna de agua varía entre los $1 \mu\text{g L}^{-1}$ (lago Rupanco-verano 2016, lago Riesco-verano 2015, lago Yelcho-verano 2015 y 2016, y lago Chapo-verano 2015) y los $12,77 \mu\text{g L}^{-1}$ y con una media general de $4,97 \pm 2,46 \mu\text{g L}^{-1}$ (Figura 77).

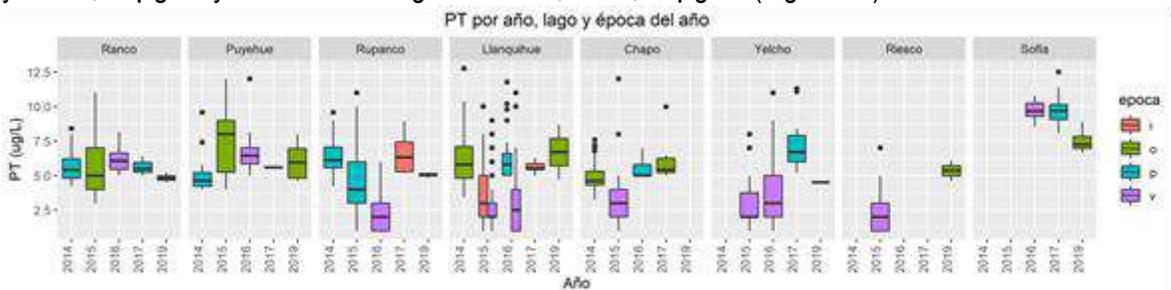


Figura 77. Concentración de fósforo total de la columna de agua de 8 lagos en estudio, por lago, época y año de muestreo.

El Nitrógeno Total de la columna de agua de los 8 lagos en estudio se visualiza en la Figura 78 (

Tabla 67) con un máximo de $119,19 \mu\text{g L}^{-1}$ en el verano 2016 del lago Llanquihue y una mínima de $10 \mu\text{g L}^{-1}$ en los lagos Llanquihue, Ranco y Riesco, todas en verano 2015, y una promedio en general de $52,89 \pm 22,42 \mu\text{g L}^{-1}$.

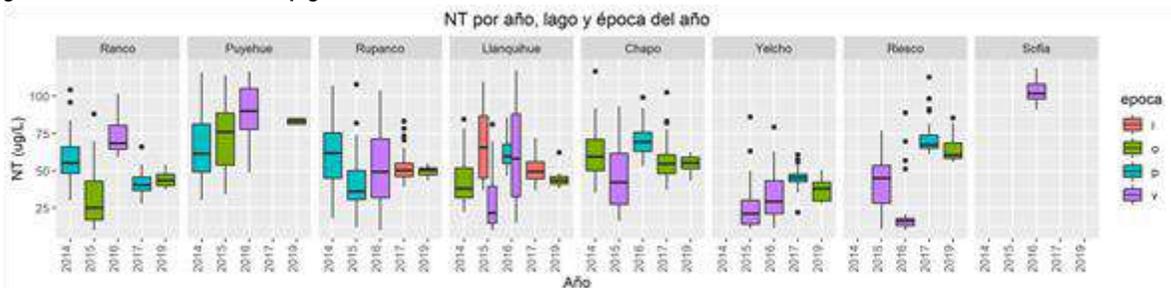




Figura 78. Concentración de nitrógeno total en la columna de agua por lago, año y época de muestreo.

La concentración de clorofila-a de la columna de agua (Figura 79) tiene un máximo de 1,9 $\mu\text{g L}^{-1}$ en verano 2015 del lago Chapo y un mínimo de 0,0 $\mu\text{g L}^{-1}$ (donde no fue detectado), con un promedio general de 0,6+0,4 $\mu\text{g L}^{-1}$.

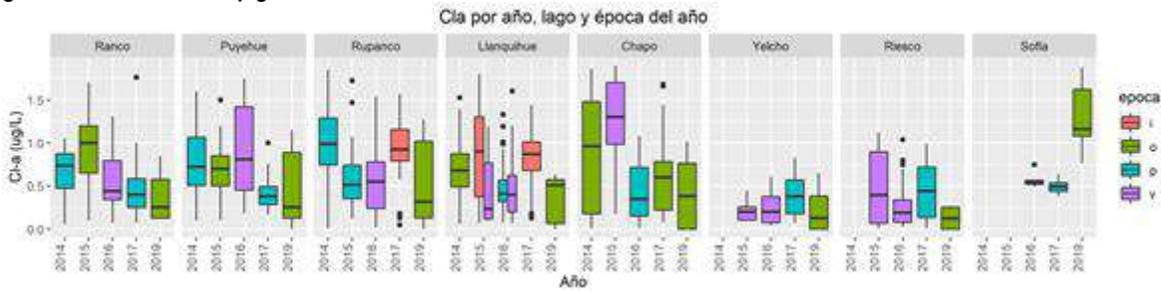


Figura 79. Concentración de clorofila-a en la columna de agua de 8 lagos en estudio de acuerdo al lago, año y época de muestreo

Tabla 67. Promedios, Desviación estándar, máximos y mínimos, por lago de las variables físico químicas y nutrientes medidos en 5 lagos Araucanos y 3 Patagónicos.

| lago | variable | Media | DE | Min | Max | lago | variable | Media | DE | Min | Max |
|------------|----------|-------|-------|-------|--------|---------|----------|-------|-------|-------|--------|
| Chapo | Cla | 0,72 | 0,55 | 0,00 | 1,90 | Riesco | Cla | 0,36 | 0,33 | 0,00 | 1,12 |
| | Cond | 31,50 | 23,32 | 5,40 | 96,00 | | Cond | 24,66 | 20,66 | 10,00 | 80,00 |
| | NO2 | 2,71 | 1,57 | 1,00 | 9,00 | | NO2 | 5,83 | 4,51 | 1,00 | 17,00 |
| | NT | 58,86 | 17,58 | 16,00 | 116,66 | | NT | 49,54 | 27,10 | 10,00 | 112,80 |
| | Oxígeno | 9,42 | 1,03 | 6,29 | 11,55 | | Oxígeno | 9,51 | 2,19 | 1,38 | 12,21 |
| | pH | 7,41 | 0,54 | 4,90 | 8,33 | | pH | 7,19 | 0,89 | 6,24 | 11,40 |
| | PO4 | 7,02 | 4,37 | 3,00 | 19,00 | | PO4 | 6,15 | 4,18 | 3,00 | 18,00 |
| | PT | 4,70 | 1,73 | 1,00 | 12,00 | | PT | 2,67 | 1,85 | 1,00 | 7,00 |
| T | 9,53 | 1,61 | 7,16 | 13,79 | T | 8,78 | 2,78 | 5,46 | 16,18 | | |
| Llanquihue | Cla | 0,61 | 0,39 | 0,00 | 1,80 | Rupanco | Cla | 0,76 | 0,43 | 0,00 | 1,85 |
| | Cond | 78,55 | 39,74 | 21,15 | 172,00 | | Cond | 37,91 | 11,26 | 4,80 | 116,45 |
| | NO2 | 5,21 | 9,27 | 1,00 | 51,00 | | NO2 | NA | NA | NA | NA |
| | NT | 52,08 | 21,54 | 10,00 | 117,40 | | NT | 50,77 | 18,44 | 10,00 | 108,00 |
| | Oxígeno | 9,66 | 1,51 | 4,09 | 12,71 | | Oxígeno | 10,07 | 1,31 | 3,47 | 12,42 |
| | pH | 7,46 | 0,51 | 5,40 | 9,16 | | pH | 7,00 | 1,02 | 4,43 | 8,30 |
| | PO4 | 18,99 | 31,61 | 3,00 | 276,00 | | PO4 | 11,55 | 7,02 | 3,00 | 28,00 |
| | PT | 4,57 | 2,50 | 1,00 | 12,77 | | PT | 4,67 | 2,49 | 1,00 | 11,00 |
| T | 13,53 | 2,93 | 9,75 | 25,30 | T | 11,88 | 2,85 | 8,47 | 19,01 | | |



Continuación Tabla 67. Promedios, Desviación estándar, máximos y mínimos, por lago de las variables físico químicas y nutrientes medidos en 5 lagos Araucanos y 3 Patagónicos.

| lago | variable | Media | DE | Min | Max | lago | variable | Media | DE | Min | Max |
|---------|----------|-------|-------|-------|--------|--------|----------|--------|-------|--------|--------|
| Puyehue | Cla | 0,67 | 0,40 | 0,00 | 1,75 | Sofía | Cla | 0,72 | 0,40 | 0,38 | 1,88 |
| | Cond | 77,32 | 37,26 | 53,65 | 160,00 | | Cond | 125,54 | 8,30 | 112,90 | 149,60 |
| | NO2 | 3,00 | 1,50 | 1,00 | 7,00 | | NO2 | NA | NA | NA | NA |
| | NT | 75,35 | 23,35 | 30,28 | 116,70 | | NT | 103,54 | 9,68 | 91,07 | 119,19 |
| | Oxígeno | 10,03 | 0,40 | 8,75 | 10,57 | | Oxígeno | 10,40 | 0,50 | 9,93 | 12,07 |
| | pH | 7,28 | 0,66 | 5,41 | 8,25 | | pH | 7,97 | 0,23 | 7,22 | 8,21 |
| | PO4 | 13,26 | 8,27 | 3,00 | 34,00 | | PO4 | NA | NA | NA | NA |
| | PT | 6,43 | 1,95 | 4,00 | 12,00 | | PT | 9,23 | 1,37 | 6,66 | 12,50 |
| T | 11,39 | 2,35 | 9,33 | 18,46 | T | 10,94 | 1,48 | 9,11 | 12,75 | | |
| Ranco | Cla | 0,62 | 0,37 | 0,06 | 1,76 | Yelcho | Cla | 0,28 | 0,20 | 0,00 | 0,83 |
| | Cond | 71,50 | 36,67 | 23,06 | 170,00 | | Cond | 30,29 | 3,44 | 20,00 | 40,00 |
| | NO2 | 2,00 | 1,10 | 1,00 | 5,00 | | NO2 | NA | NA | NA | NA |
| | NT | 50,64 | 21,04 | 10,00 | 104,16 | | NT | 36,21 | 14,59 | 11,00 | 86,00 |
| | Oxígeno | 10,09 | 0,67 | 8,11 | 11,36 | | Oxígeno | 10,99 | 1,50 | 7,40 | 13,67 |
| | pH | 7,54 | 0,26 | 6,71 | 7,97 | | pH | 7,00 | 0,54 | 4,74 | 7,73 |
| | PO4 | 9,44 | 6,22 | 3,00 | 32,00 | | PO4 | 6,38 | 3,78 | 3,00 | 18,00 |
| | PT | 5,65 | 1,28 | 3,00 | 11,00 | | PT | 3,94 | 2,60 | 1,00 | 11,30 |
| | T | 13,21 | 2,29 | 10,25 | 18,82 | | T | 11,88 | 3,22 | 8,10 | 19,34 |

Cabe destacar que los resultados históricos expuestos, incluyen los out liers de las diferentes variables, particularmente para el fósforo total y fosfato, en algunos casos se observan valores máximos que no se ven reflejados en los análisis de trofia ni capacidad de carga. Estos out liers podrían haberse producido cuando la botella de muestreo alcanza las profundidades cercanas al fondo y se colectan partículas del sedimento que están suspendidas en la columna de agua e incrementan los valores de nutrientes sustancialmente en dicho punto. En este caso de dejaron los out liers a modo de referencia.



Modelos para la descripci3n de la concentraci3n de clorofila a en la columna de agua de acuerdo a cada uno de los 8 lagos en estudio

Como una manera de evaluar la eutroficaci3n y la relaci3n que tienen los nutrientes y ciertas variables f3sico qu3micas medidas en los lagos Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue, Chapo, Yelcho Riesco y Sof3a entre los a3os 2014 y 2019, se realizaron regresiones lineales m3ltiples con la Clorofila-a como variable dependiente y con la T °, pH, conductividad, concentraci3n de ox3geno, nitr3geno y f3sforo total como variables independientes. Luego de comprobar que no existe autocorrelaci3n entre las variables utilizadas, se logr3 determinar que los modelos significativos ocurren en primavera para los lagos Araucanos y en verano para los lagos Patag3nicos.

Lago Ranco

El mejor ajuste del modelo para el lago Ranco se logr3 en primavera y utilizado como variables independientes a la temperatura, la conductividad, la concentraci3n de ox3geno de la columna de agua y la concentraci3n de f3sforo total. La probabilidad es de $3,92e^{-7}$ y con un R^2 de 0,65 (Figura 80).

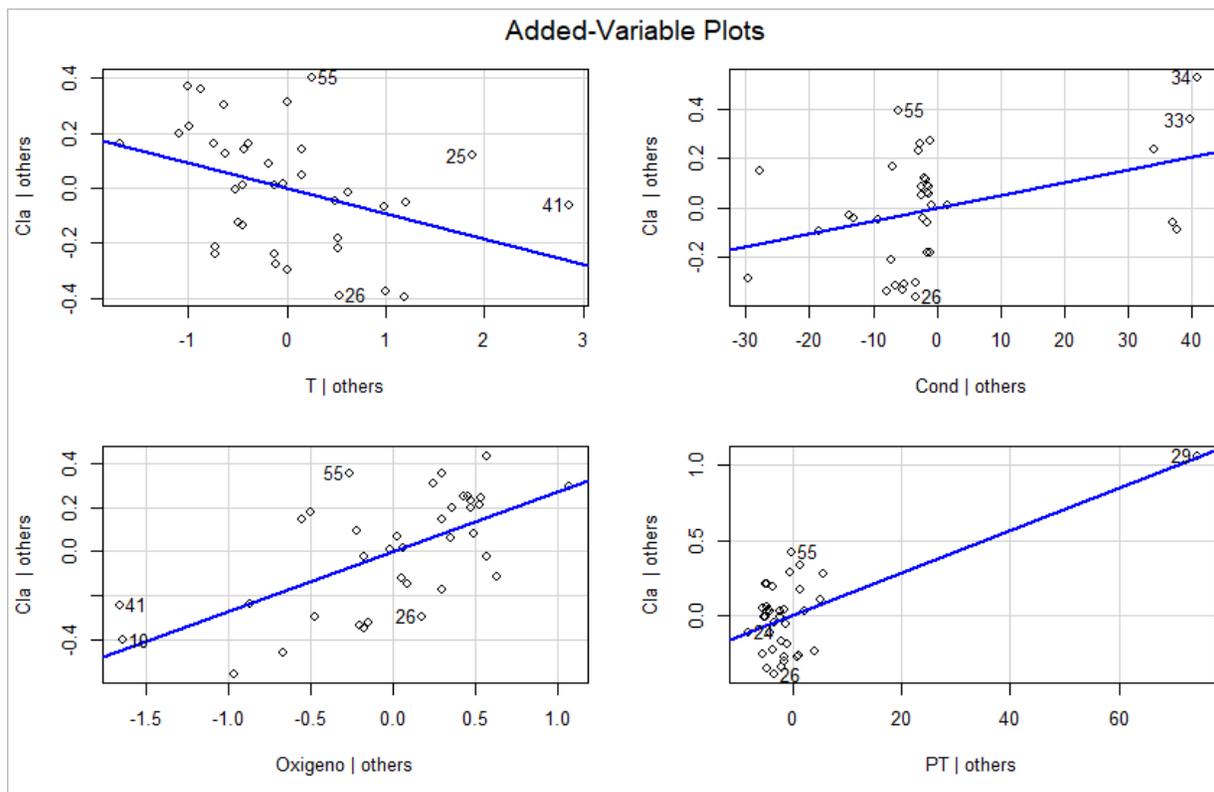


Figura 80. Gr3fico de los residuales de las variables independientes vs dependiente para lago Ranco.

El modelo resultante fue

$$Cl-a = -0.093134 * T + 0.005176 * Cond + 0.270595 * O_2 + 0.014149 * PT - 1.440016$$



Lago Puyehue

Este lago presenta el mejor modelo con 6 variables independientes (temperatura, pH, conductividad, concentración de oxígeno, nitrógeno y fósforo total. La probabilidad fue de 0,04 y el R2 fue de 0,87.

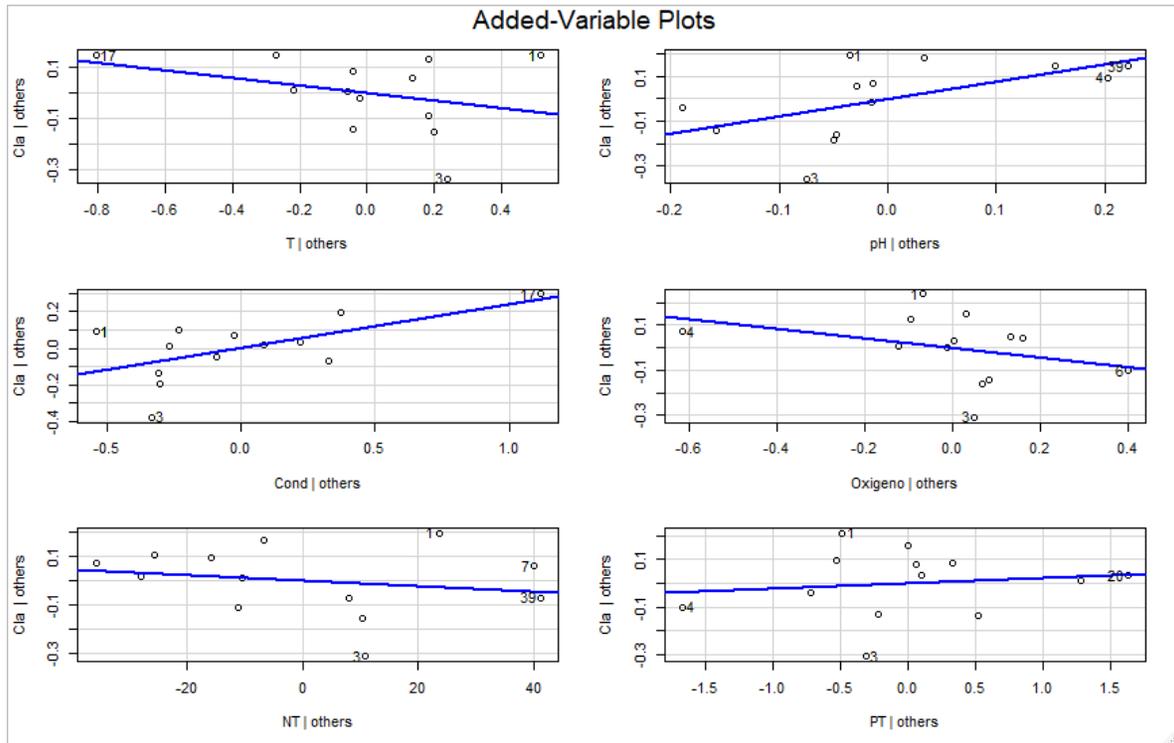


Figura 81. Gráficos de los residuales de las variables utilizadas en el modelo del lago Puyehue.

El modelo resultante fue:

$$Cl-a = -0.145630 * T + 0.767024 * pH + 0.237488 * Cond - 0.213343 * O^2 - 0.001151 NT + 0.022729 * PT - 14.831303$$



Lago Rupanco:

Aquí el mejor modelo se obtuvo con las 6 variables en estudio con una probabilidad de 0,001 y un R^2 de 0,32 (Figura 82).

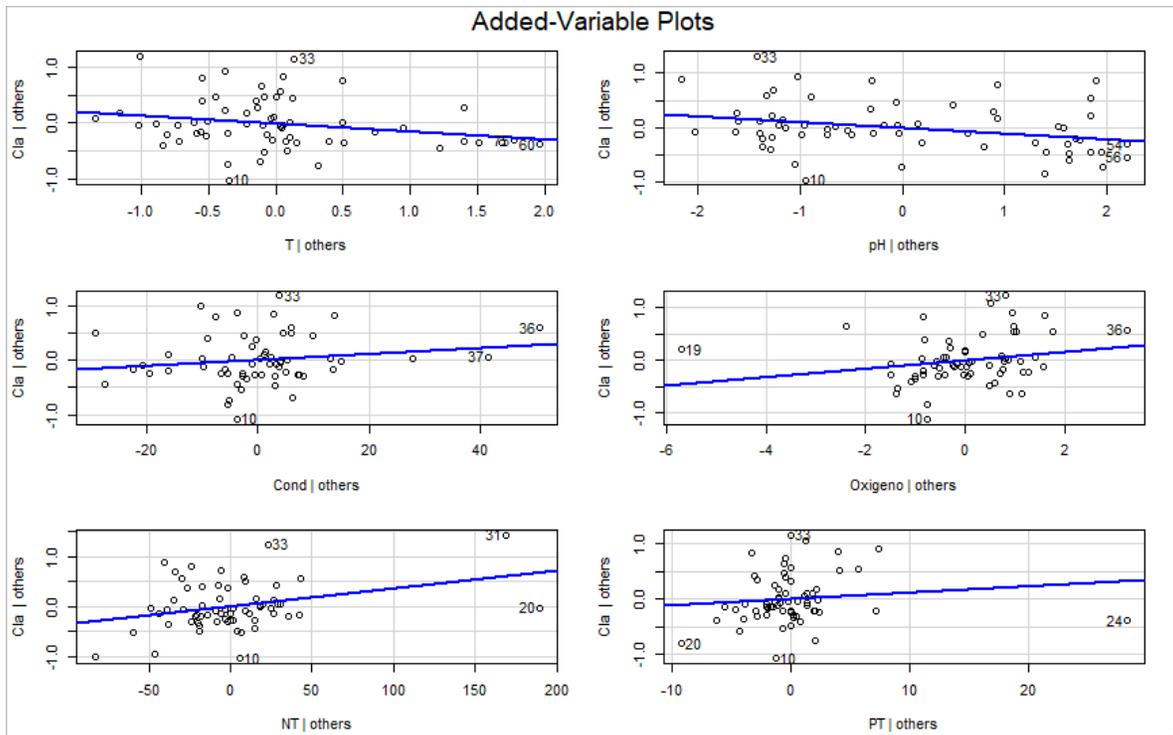


Figura 82. Gráfico de los residuales de las 6 variables utilizadas para confección del modelo del lago Rupanco.

El mejor modelo obtenido fue:

$$Cl-a = -0.138628 * T - 0.102393 * pH + 0.005539 * Cond + 0.078998 * O_2 + 0.003591 * NT + 0.011988 * PT + 1.655449$$



Lago Llanquihue

Aquí el mejor modelo obtenido fue con 2 variables independientes, la temperatura y el fósforo total, la probabilidad del modelo fue de $1,52e-13$ y el R^2 fue de 0,73 (Figura 83).

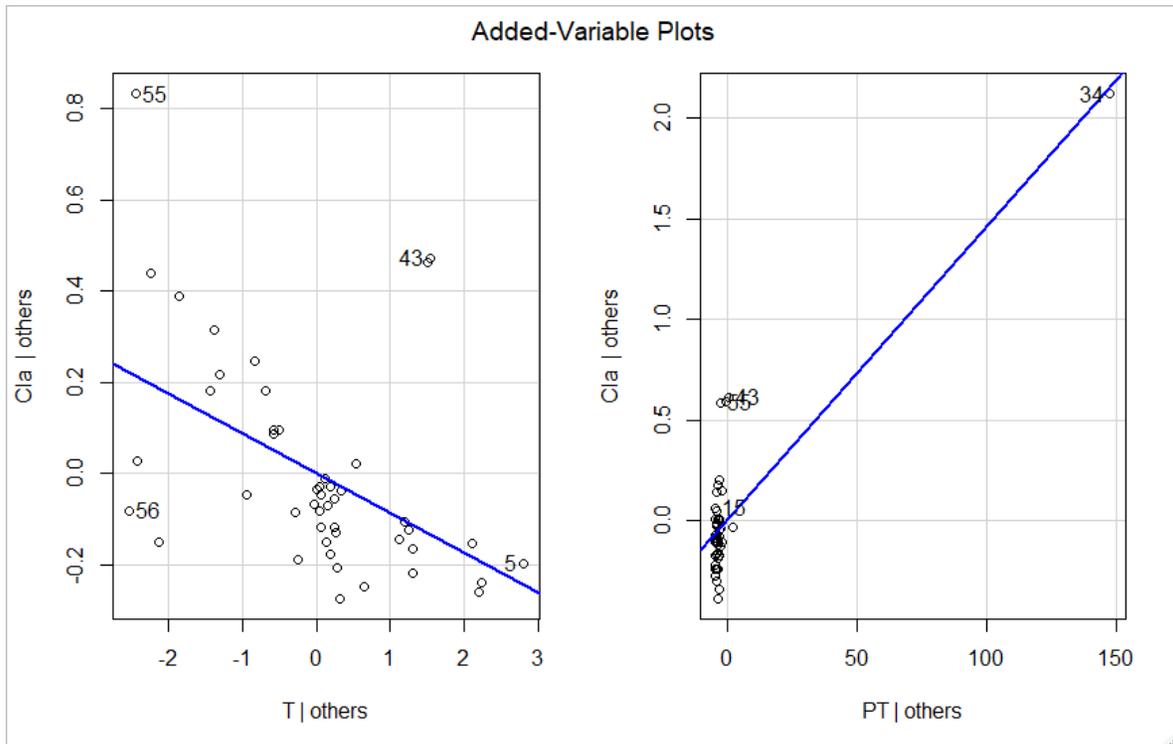


Figura 83. Gráfico de los residuales de las 2 variables utilizadas en el ajuste del mejor modelo para el lago Llanquihue.

El mejor modelo resultante fue:
 $CI-a = -0.08738 * T + 0.01457 * PT + 1.55384$



Lago Chapo

El mejor ajuste del modelo se logr3 con las 6 variables con una probabilidad de $9,17e-6$ y un R^2 de 0,67 (Figura 84).

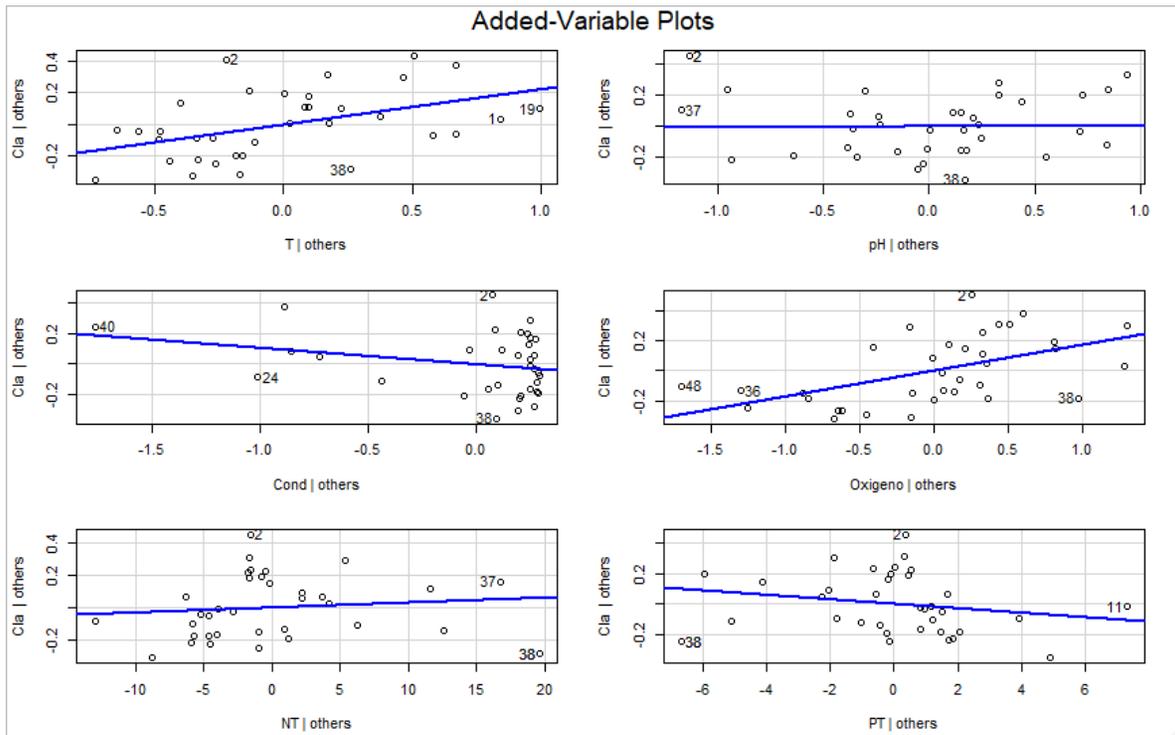


Figura 84. Gráfico de los residuales de la regresi3n m3ltiple para obtener el mejor modelo que describa la concentraci3n de clorofila a de la columna de agua del lago Chapo.

El modelo resultante para el lago Chapo fue:

$$Cl-a = 0.226456 * T + 0.007693 * pH - 0.109604 * Cond + 0.171334 * O_2 + 0.003173 * NT - 0.014600 * PT - 1.261473$$



Lago Yelcho

El mejor modelo obtenido fue tambi3n con las 6 variable utilizadas con un valor de probabilidad de 0,002, mientras que el R² fue de 0,46 (Figura 85).

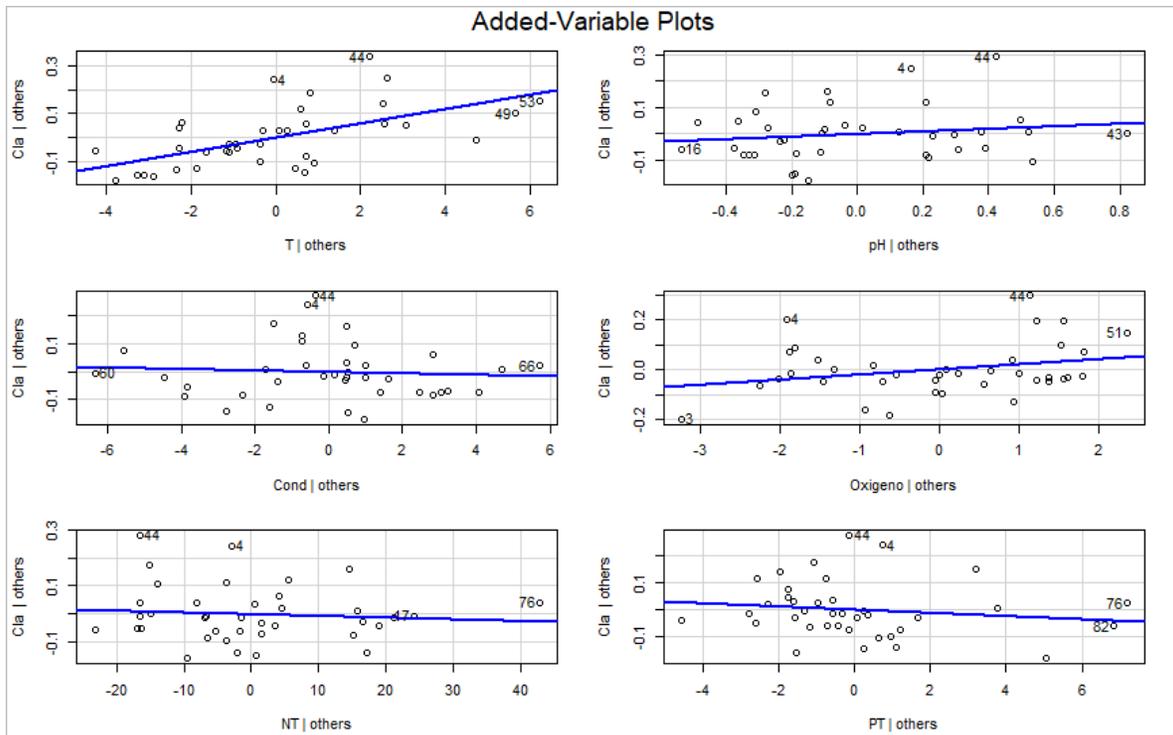


Figura 85. Gr3ficos de los residuales de la regresi3n m3ltiple para el lago Yelcho.

El mejor modelo fue el siguiente:

$$CI-a=0.0295821*T+0.0497205*pH-0.0025065*Cond+0.0206242*O^2-0.0006386*NT-0.0059879*PT-0.5978874$$



Lago Sofía

El mejor modelo para el lago Sofía fue determinado con 4 variables (temperatura, pH, conductividad y fósforo total), la probabilidad de que el modelo sea rechazado fue de 0,04 y con un R² de 0,76 (Figura 87).

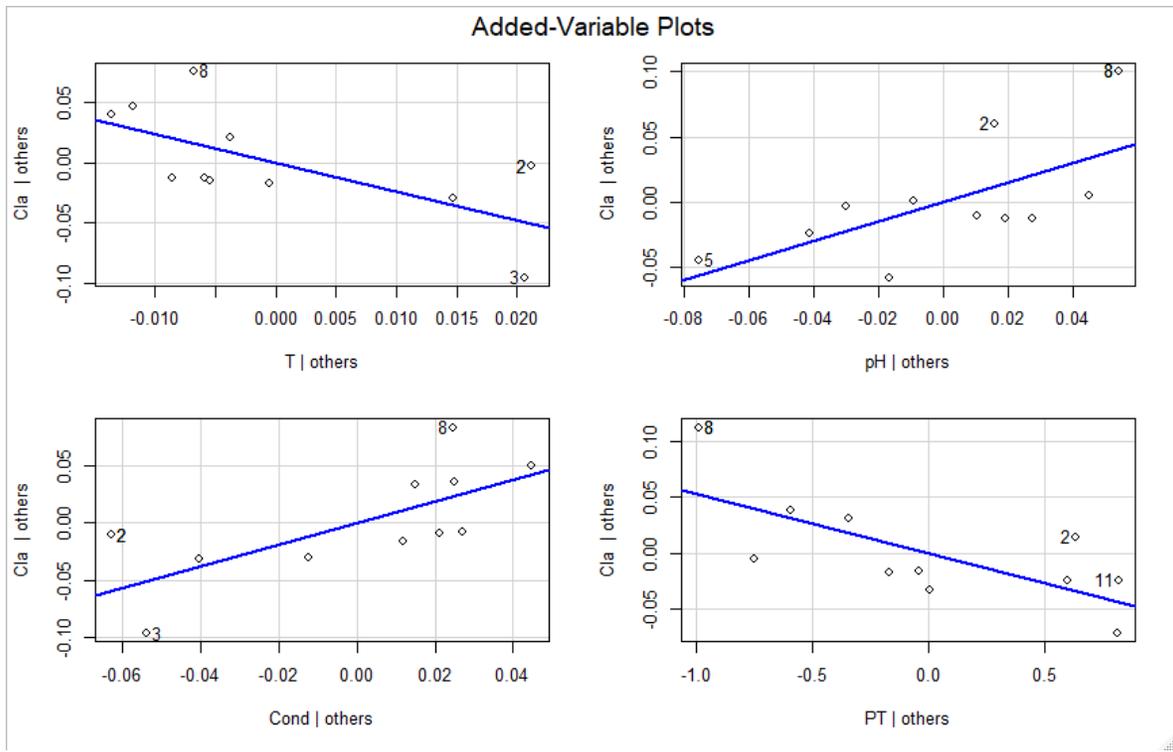


Figura 87. Gráfico de los residuales del mejor modelo para el lago Sofía.

El modelo resultante fue:

$$Cl-a = -2.41674 * T + 0.75213 * pH + 0.94202 * Cond - 0.05362 * PT - 92.11412$$



Fitoplancton

Complementariamente a los modelos de regresión múltiple se realizó un análisis de BioEnv que relaciona la abundancia de las especies de la comunidad fitoplanctónica con las variables medidas en los lagos, lográndose los ajustes que se muestran en la Tabla 68. Comprobándose de esta forma que la comunidad fitoplanctónica responde a las variables utilizadas en los modelos (T, pH, cond, oxígeno, NT y PT) de acuerdo a cada lago.

Tabla 68. Mejores variables incluidas, correlación y lago del análisis de BioEnv.

| Lago | Correlación | Variables incluidas |
|------------|-------------|---------------------|
| Ranco | 0.63083 | Cond+ Oxígeno +NT |
| Puyehue | 0.7593717 | T+ Oxígeno +NT +PT |
| Rupanco | 0.7507786 | T +Oxígeno +PT |
| Llanquihue | 0.4654404 | Oxígeno +NT |
| Chapo | 0.4450527 | NT |
| yelcho | 0.676551 | Oxígeno |
| Riesco | 0.6834273 | T +pH +Cond+ NT+ PT |
| Sofía | ND | ND |

La diversidad de Shannon-Wiener entre los años 2014 y 2019 se muestran en la Figura 88, donde se aprecia una diversidad máxima de 2,2 y un a mínima de 0, la media general promedio el 1,04.

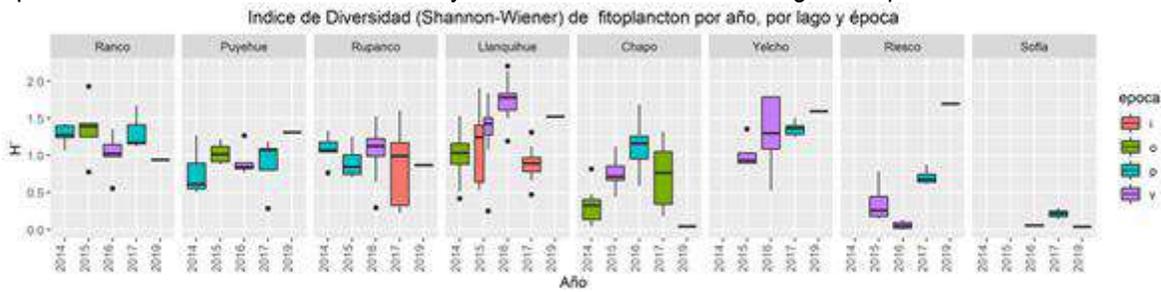


Figura 88. Índice de Diversidad de Shannon-Wiener entre 2014 y 2019 por lago, año y época de muestreo.

De los lagos Araucanos el lago que presentó la mayor diversidad fue el Llanquihue, y el Chapo fue el con menor diversidad, los restantes lagos Araucanos presentaron valores relativamente similares. De los lagos Patagónicos el lago Yelcho fue el que presentó generalmente una mayor diversidad, por otro lado, el lago Sofía fue el que menor diversidad presentó de los lagos Patagónicos.



La Equidad de Pielou mostró su máximo con 0,97 y un mínimo de 0,02, promediando 0,46 (Figura 89).

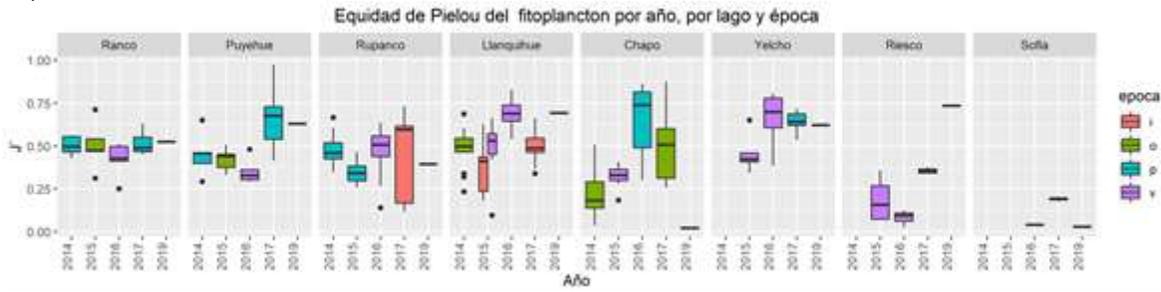


Figura 89. Equidad de Pielou para los 8 lagos Araucanos y Patagónicos, por año, lago y época de muestreo.

La abundancia de las especies por cada lago se muestra en la Tabla 69, y Figura 90 y Figura 91.

Tabla 69. Tres mayores abundancias de especies de fitoplancton por lago y por año de muestreo. En rojo especies potencialmente nocivas.

| lago | año | especie | abundancia cel/L | lago | año | especie | abundancia cel/L | lago | año | especie | abundancia cel/L | lago | año | especie | abundancia cel/L | | | |
|------------|--------------------------|-----------------------------|------------------|--------------------------|-------|---------------------------|------------------------|---------|------|---------------------------|------------------|--------|-----------------------|------------------------|------------------|------|------------------------|-------|
| Chapo | 2014 | Fragilaria crotonensis | 213815 | Puyehue | 2014 | Aulacoseira sp | 13811 | Riesco | 2015 | Tabellaria fenestrata | 8523 | Sofia | 2016 | Cyclotella ocellata | 97970 | | | |
| | | Tabellaria fenestrata | 165962 | | | Sphaerocystis sp | 10137 | | | Tabellaria flocculosa | 333 | | | Asterionella formosa | 680 | | | |
| | | Asterionella formosa | 63483 | | | Melosira varians | 4160 | | | Dolichospermum flos-aquae | 180 | | | Aulacoseira granulata | 400 | | | |
| | 2015 | Synedra spp | 189589 | | 2015 | Cyclotella sp | 18424 | | 2016 | Tabellaria flocculosa | 27219 | | 2017 | Cyclotella sp | 5659 | 2019 | Cyclotella ocellata | 71908 |
| | | Tabellaria fenestrata | 68717 | | | Aulacoseira sp | 4938 | | | Asterionella formosa | 640 | | | Aulacoseira granulata | 180 | | | |
| | | Fragilaria crotonensis | 46607 | | | Fragilaria crotonensis | 3841 | | | Elakatothrix gelatinosa | 333 | | | Fragilaria crotonensis | 40 | | | |
| | 2016 | Dinobryon cylindricum | 5622 | | 2016 | Cyclotella ocellata | 162134 | | 2017 | Tabellaria flocculosa | 60430 | | 2019 | Gomphonema sp | 40 | 2015 | Oocystis spp | 40 |
| | | Tribonema sp | 4001 | | | Cryptomonas sp | 16100 | | | Fragilaria sp | 12151 | | | Lepocincilis spp | 120 | | | |
| | | Sphaerocystis schroeteri | 3917 | | | Tabellaria flocculosa | 15289 | | | Asterionella formosa | 1871 | | | Synedra spp | 30320 | | | |
| | 2017 | Fragilariforma nitzschoides | 5716 | | 2017 | Fragilaria crotonensis | 4962 | | 2019 | Tabellaria flocculosa | 15125 | | 2016 | Aulacoseira granulata | 240 | 2014 | Dinobryon sp | 24968 |
| | | Fragilaria sp | 1332 | | | Aulacoseira granulata | 1545 | | | Cryptomonas sp | 9987 | | | Staurastrum sp | 14524 | | | |
| | | Cryptomonas sp | 666 | | | Cryptomonas sp | 999 | | | Fragilaria sp | 7990 | | | Tabellaria fenestrata | 3457 | | | |
| 2019 | Nitzschia spp | 666 | 2019 | Sphaerocystis schroeteri | 36772 | 2014 | Tabellaria fenestrata | 176352 | 2015 | Tabellaria fenestrata | 1520 | 2016 | Tabellaria fenestrata | 1520 | | | | |
| | Eucapsis aphanocapsoides | 420137 | | Fragilaria crotonensis | 9643 | | Aulacoseira sp | 56401 | | Asterionella formosa | 8259 | | | | | | | |
| | Aulacoseira granulata | 960 | | Cryptomonas sp | 6991 | | Fragilaria crotonensis | 33102 | | Tabellaria fenestrata | 1400 | | | | | | | |
| Llanquihue | 2014 | Cryptomonas sp | 680 | Ranco | 2014 | Cyclotella sp | 96996 | Rupanco | 2015 | Tabellaria fenestrata | 108861 | Yelcho | 2017 | Fragilaria crotonensis | 16333 | | | |
| | | Aphanocapsa sp | 44000 | | | Aulacoseira sp | 27994 | | | Dinobryon sp | 19473 | | | Fragilaria crotonensis | 1400 | | | |
| | | Fragilaria crotonensis | 29643 | | | Dinobryon sp | 15448 | | | Aulacoseira sp | 9479 | | | Tabellaria flocculosa | 46455 | | | |
| | 2015 | Eudorina sp | 10576 | | 2015 | Aulacoseira sp | 24168 | | 2016 | Cyclotella ocellata | 24127 | | 2019 | Fragilaria crotonensis | 30050 | 2017 | Fragilaria crotonensis | 16333 |
| | | Phormidium sp | 24993 | | | Cyclotella sp | 20784 | | | Fragilaria crotonensis | 16665 | | | Asterionella formosa | 8259 | | | |
| | | Cyclotella sp | 23931 | | | Dolichospermum flos-aquae | 4361 | | | Parvodinium Inconspicuum | 10680 | | | Fragilaria crotonensis | 30050 | | | |
| | 2016 | Aulacoseira sp | 13911 | | 2016 | Cyclotella ocellata | 35639 | | 2017 | Tabellaria fenestrata | 35127 | | 2019 | Tabellaria flocculosa | 10203 | 2014 | Tabellaria flocculosa | 10203 |
| | | Pseudanabaena sp | 9488 | | | Dinobryon cylindricum | 5227 | | | Aulacoseira granulata | 7282 | | | Aulacoseira granulata | 6562 | | | |
| | | Fragilaria crotonensis | 6571 | | | Fragilaria crotonensis | 2974 | | | Asterionella formosa | 3361 | | | | | | | |
| | 2017 | Aulacoseira granulata | 2693 | | 2017 | Fragilaria crotonensis | 68302 | | 2019 | Tabellaria flocculosa | 160492 | | | | | | | |
| | | Fragilaria crotonensis | 8016 | | | Tabellaria flocculosa | 29930 | | | Fragilaria crotonensis | 58419 | | | | | | | |
| | | Aulacoseira granulata | 6319 | | | Aulacoseira granulata | 22992 | | | Peridinium sp | 3961 | | | | | | | |
| 2019 | Asterionella formosa | 3827 | 2019 | Tabellaria flocculosa | 7602 | | | | | | | | | | | | | |
| | Aulacoseira granulata | 7843 | | Cyclotella ocellata | 999 | | | | | | | | | | | | | |
| | Asterionella formosa | 5682 | | Fragilaria sp | 999 | | | | | | | | | | | | | |
| | | Cyclotella sp | 3995 | | | | | | | | | | | | | | | |

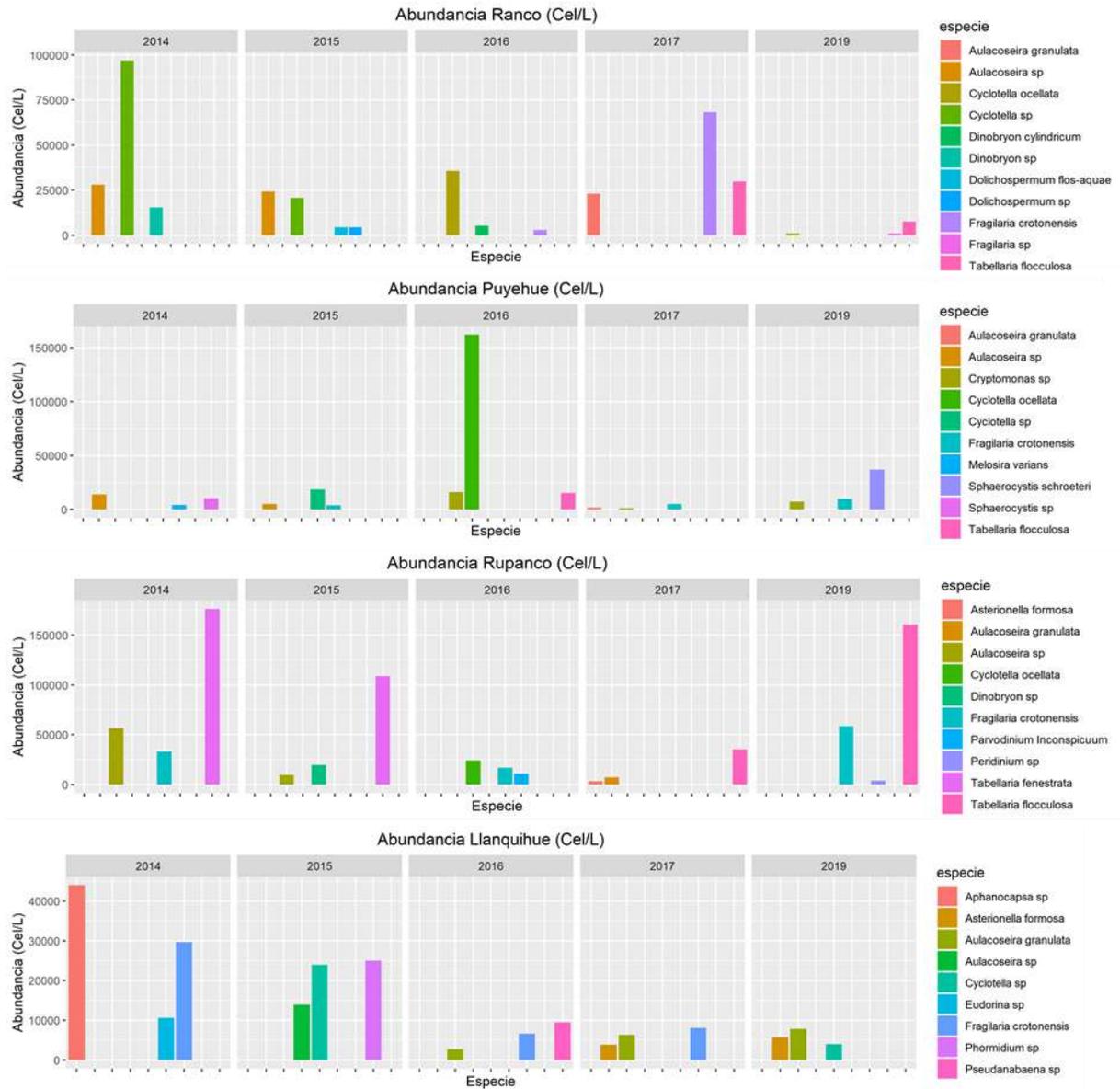


Figura 90. Abundancia y tipos de especies encontradas por lago entre los años 2014 y 2019 para los lagos Ranco, Puyehue, Rupanco y Llanquihue.

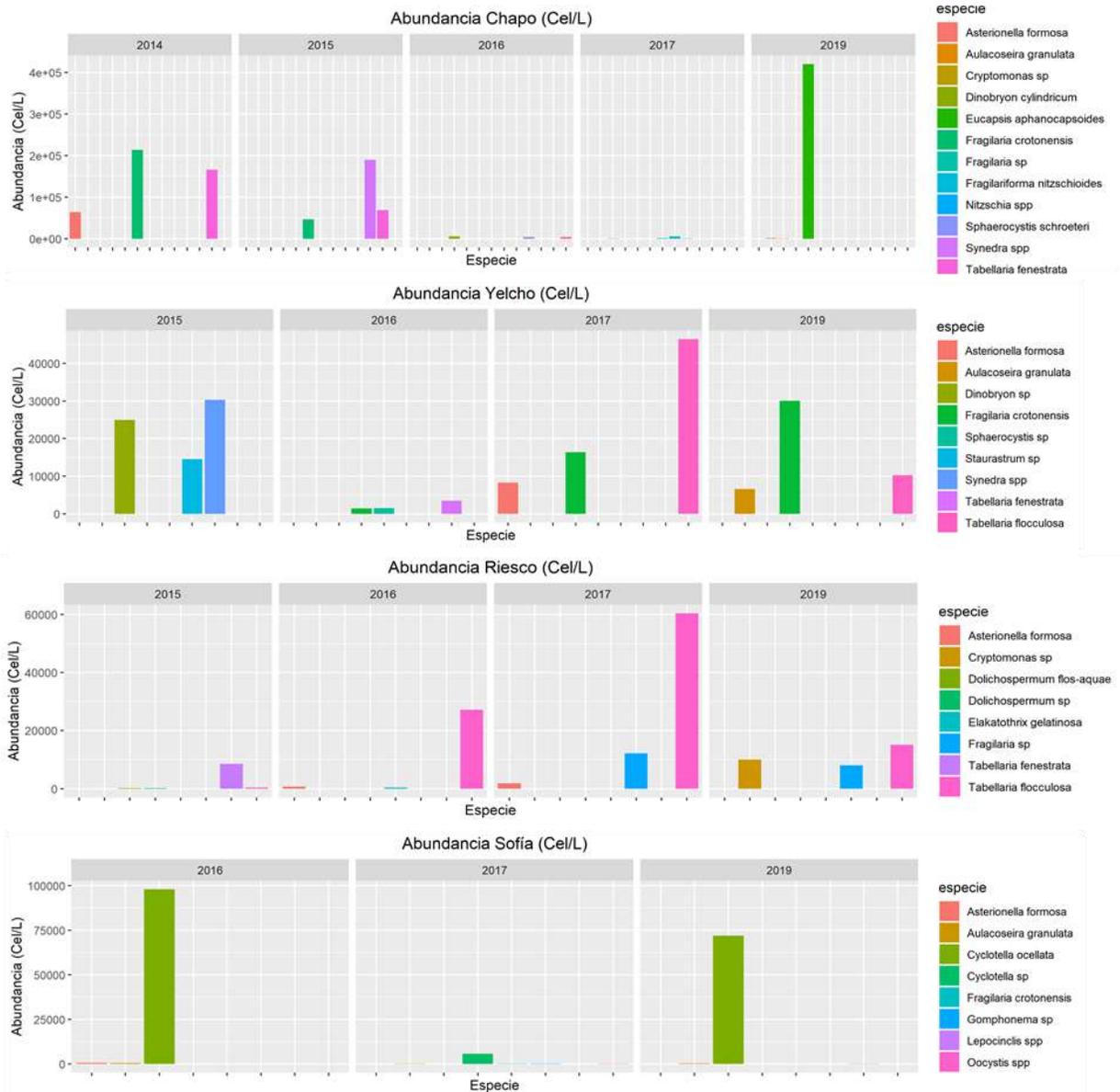


Figura 91. Abundancia y tipos de especies encontradas por lago entre los años 2014 y 2019 para los lagos Chapo, Yelcho, Riesco y Sofía.



Trofia

Para determinar el estado trófico de los lagos Araucanos y Patagónicos en estudio hemos utilizado el índice de Carlson-Simpson (1996), el cual relaciona la concentración de fósforo total (PT), profundidad de disco Secchi (DS) y la concentración de clorofila *a* de la columna del agua (Cla) determinadas en promedio anualmente.

El índice usa los siguientes parámetros

$$\text{TSI TP} = 14.42 \ln(\text{TP}) + 4.15$$

$$\text{TSI Cla} = 9.81 \ln(\text{Cla}) + 30.6$$

$$\text{TSI SD} = 60 - 14.41 \ln(\text{SD})$$

Determinándose su nivel de trofia de acuerdo a la siguiente escala (Valor de TSI):

Oligotrófico < 40

Mesotrófico 40-50

Eutrófico 50-70

Hipereutrófico > 70

Los valores del índice de Carlson-Simpson entre 2014 y 2019 para cada lago en estudio se aprecia en la Tabla 70. y en la Figura 92.

En general el índice presenta una media para la Cla de $26,48 \pm 6,12$ y varía entre 13,33 y 43,27, para el PT el índice presenta una media de $29,85 \pm 6,99$ y varía entre 10,67 y 41,57, mientras que para el disco Secchi (DS) la media fue de $29 \pm 5,63$ con un mínimo de 20,98 y un máximo de 44,87.

Tabla 70. Índice de Carlson-Simpson por lago y año entre el 2014 y el 2019, para los lagos Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue, Chapo, Yelcho, Riesco y Sofía. En rojo los valores que pasan a condición mesotrófica (>40).

| Lago | Año | TSI.SD | TSI.PT | TSI.Cla |
|------------|------|--------|--------|---------|
| Chapo | 2014 | 35,25 | 28,96 | 33,61 |
| Chapo | 2015 | 44,87 | 27,36 | 36,76 |
| Chapo | 2016 | 24,19 | 28,47 | 22,98 |
| Chapo | 2017 | 28,66 | 33,41 | 26,54 |
| Chapo | 2019 | 34,72 | NA | 27,96 |
| Llanquihue | 2014 | 21,32 | 31,19 | 28,24 |
| Llanquihue | 2015 | 25,45 | 32,21 | 32,00 |
| Llanquihue | 2016 | 23,48 | 36,73 | 21,28 |
| Llanquihue | 2017 | 23,08 | 27,33 | 28,75 |
| Llanquihue | 2019 | 23,04 | NA | 26,17 |



| Lago | Año | TSI.SD | TSI.PT | TSI.Cla |
|---------|------|--------|--------|---------|
| Puyehue | 2014 | NA | 26,22 | 30,94 |
| Puyehue | 2015 | 28,66 | 34,14 | 29,78 |
| Puyehue | 2016 | NA | 32,49 | 43,27 |
| Puyehue | 2017 | 33,43 | NA | 21,46 |
| Puyehue | 2019 | 31,96 | NA | 30,78 |
| Ranco | 2014 | 29,68 | 28,72 | 26,69 |
| Ranco | 2015 | 26,35 | 31,36 | 31,71 |
| Ranco | 2016 | 20,98 | 32,98 | 18,71 |
| Ranco | 2017 | 23,56 | NA | 25,29 |
| Ranco | 2019 | 25,45 | NA | 21,16 |
| Riesco | 2015 | 31,70 | 12,22 | 28,43 |
| Riesco | 2016 | 33,94 | NA | 21,85 |
| Riesco | 2017 | 34,92 | 41,57 | 29,09 |
| Riesco | 2019 | 34,18 | 26,21 | 17,18 |
| Rupanco | 2014 | 24,60 | 31,43 | 30,29 |
| Rupanco | 2015 | 26,82 | 26,94 | 21,78 |
| Rupanco | 2016 | 23,88 | 10,67 | 24,83 |
| Rupanco | 2017 | 23,86 | 36,44 | 29,06 |
| Rupanco | 2019 | 26,12 | NA | 27,96 |
| Sofía | 2016 | NA | 37,70 | 24,56 |
| Sofía | 2017 | 41,23 | 39,05 | 24,91 |
| Sofía | 2019 | 31,96 | 31,49 | 36,79 |
| Yelcho | 2015 | 30,97 | 22,62 | 13,33 |
| Yelcho | 2016 | 28,14 | 24,14 | 19,54 |
| Yelcho | 2017 | 32,29 | 33,95 | 22,59 |
| Yelcho | 2019 | 28,34 | NA | 17,18 |



Índice de Carlson 2014-2019

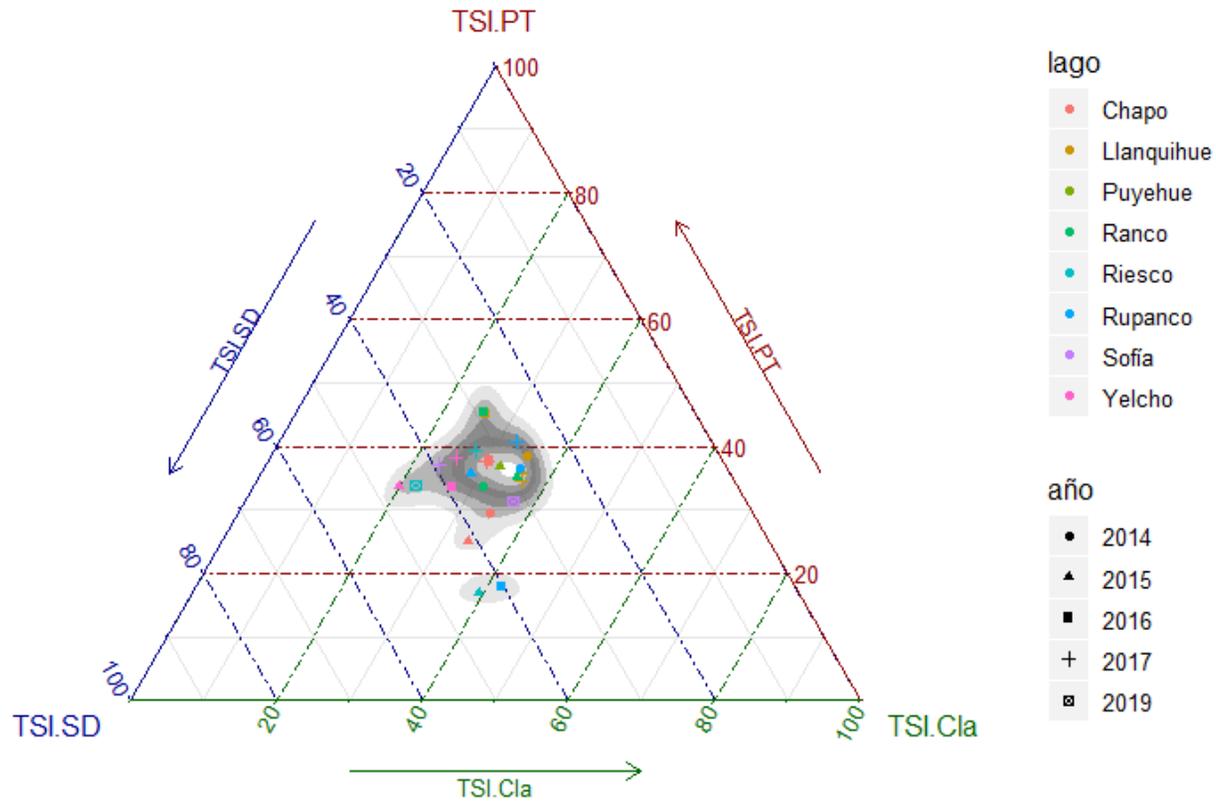


Figura 92. Gráfico ternario con los índices de Carlson-Simpson calculados por lago y por año.



Informaci3n ambiental de los tributarios del lago Llanquihue

En el lago Llanquihue se realizaron 3 muestreos en 6 r3os o esteros tributarios, cada uno con 2 estaciones (12 estaciones de muestreo en total), en donde se midi3 caudal instant3neo, temperatura, pH, carbono org3nico disuelto (COD), nitr3geno total, nitrato, nitrito, f3sforo total y fosfato. Los muestreos se realizaron en mayo y septiembre del 2018 y julio 2019. La ubicaci3n de las estaciones de muestreo de los 6 tributarios muestreados durante 2018- 2019 se muestra en la Figura 93.

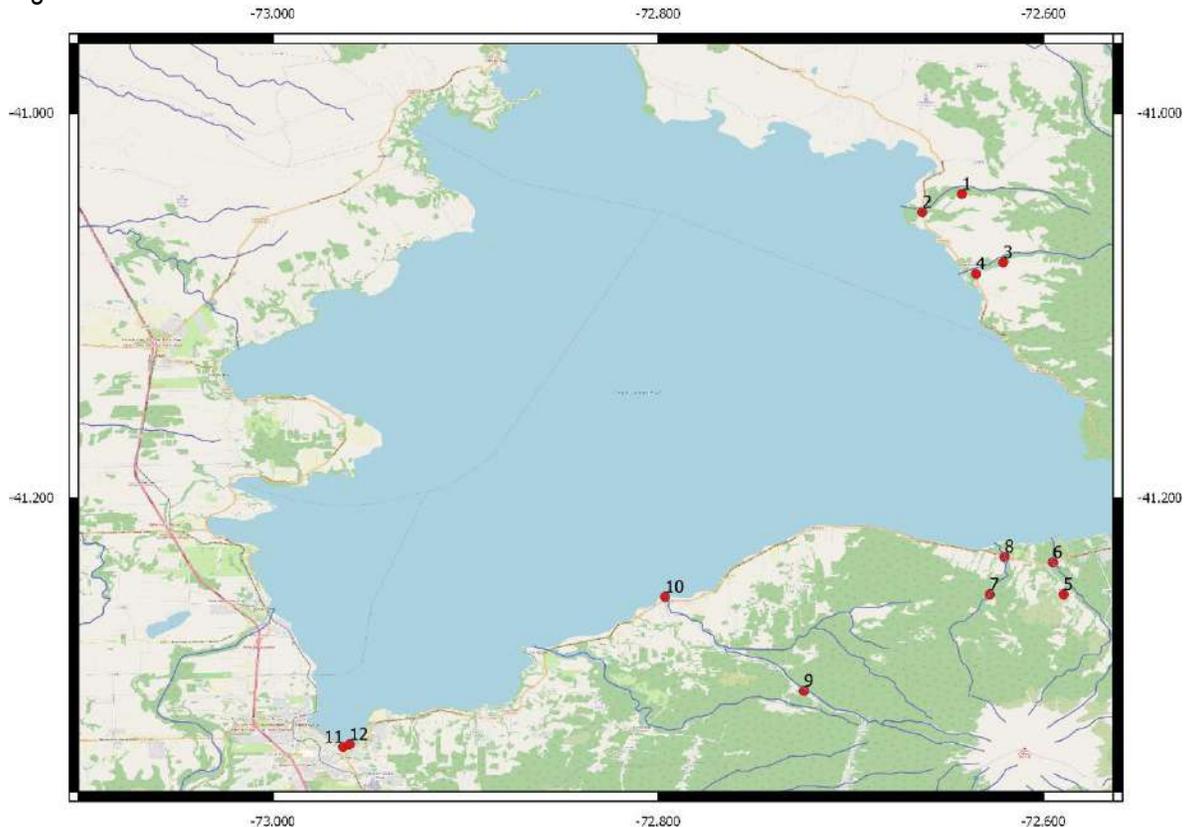


Figura 93. Ubicaci3n de las estaciones de muestreo de los 6 tributarios del lago Llanquihue muestreados durante 2018-2019.

Los resultados de los muestreos nos indican que el caudal es mayor en la estaci3n 10 (desembocadura r3o Pescado) con $\sim 15 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, y los menores caudales se encuentran en las dos estaciones en Quebrada Honda (Puerto Varas) con alrededor de $1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. La temperatura es homog3nea en todas las estaciones destacando la diferencia entre los muestreos, particularmente en el mes de julio 2019 se registr3 un promedio de $12 \text{ }^\circ\text{C}$ promedio, mientras que el muestreo de septiembre 2018 promedia los $7,5 \text{ }^\circ\text{C}$, y el de mayo fluct3a entre $7,5$ y $12,5 \text{ }^\circ\text{C}$. El pH por otra parte durante el muestreo de julio 2019 ronda los $6,7$ en todos los cauces. Durante septiembre del 2018 fluctu3 entre $7,5$ y $12 \text{ }^\circ\text{C}$, y finalmente el muestreo de mayo del 2018 el pH vari3 entre $6,7$ y $10,5$. Las concentraciones de DOC var3an tanto entre los muestreos como entre las estaciones de muestreo, pero los niveles tienden a ir increment3ndose a medida que las estaciones se acercan a



las zonas urbanas, registrándose en Quebrada Honda los valores máximos con alrededor de 2,8 mgL⁻¹ (Figura 94).

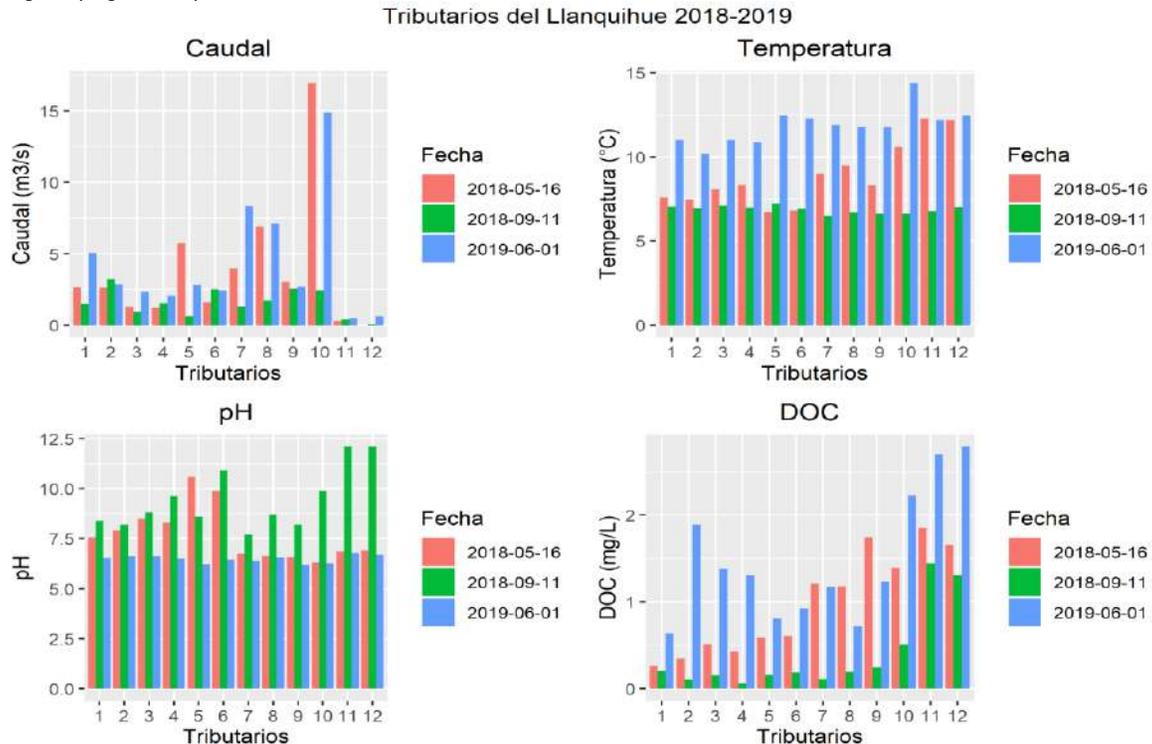


Figura 94. Valores de caudal instantáneo, temperatura, pH y DOC en las 12 estaciones de muestreo de los tributarios del Llanquihue durante los 3 muestreos realizados.

Por otra parte, las concentraciones de nitrógeno total y nitrato son claramente diferenciadoras durante el muestreo de 2019 (único con estas mediciones), donde las estaciones 11 y 12 (Quebrada Honda) alcanzan valores de 1,4 mgL⁻¹, mientras las restantes estaciones solo bordean los 0,1 mgL⁻¹. Algo similar ocurre con el nitrato donde los valores máximos en Quebrada Honda bordean los 0,8 mgL⁻¹, y en las estaciones 1 a 10 alcanza los 0,08 mgL⁻¹. Algo similar también sucede con las concentraciones de fósforo, donde las estaciones 11 y 12 bordean los 0,13 mgL⁻¹, mientras las demás estaciones solo alcanzan los 0,02 mgL⁻¹. Las concentraciones de fosfato son relativamente constantes entre los cauces medidos variando entre 0,005 y 0,025 mgL⁻¹ (Figura 95).

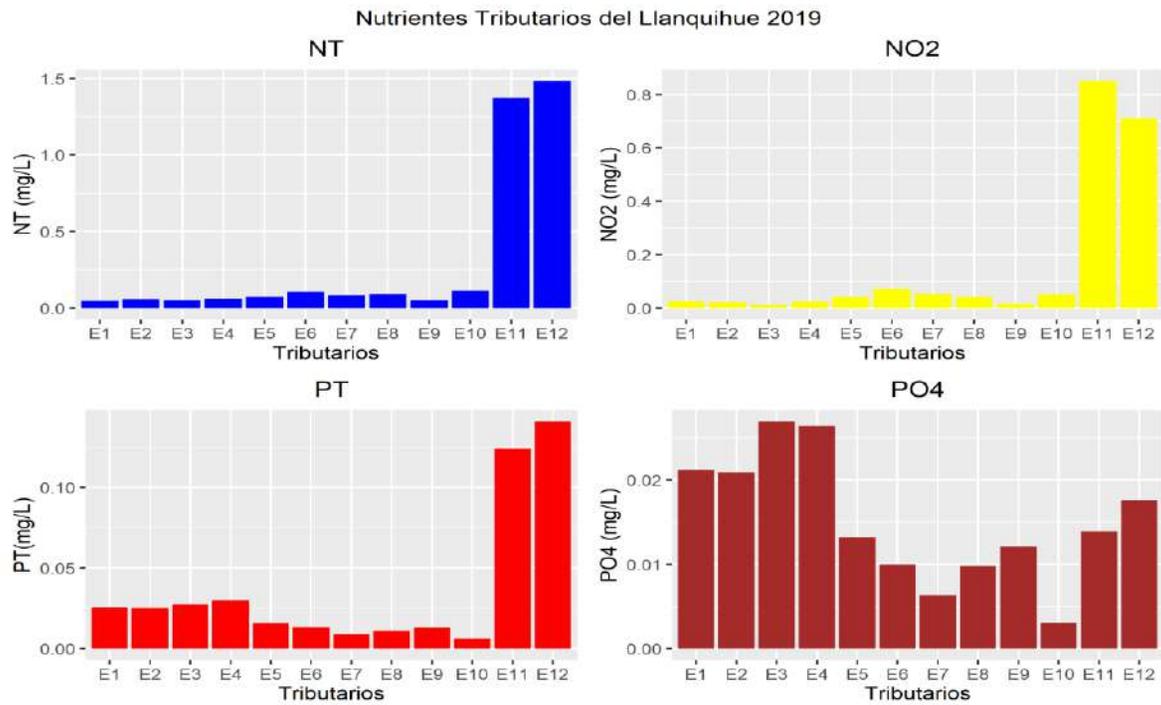


Figura 95. Concentraciones de nitrógeno total, nitrato, fósforo total, y fosfatos encontradas en las 12 estaciones de muestreo durante el muestreo de julio 2019.



4.3. Objetivo específico 3

Proponer un plan de monitoreo para el seguimiento ambiental de los lagos donde se realizan actividades de acuicultura.

Área de estudio

Para el desarrollo de este objetivo se considera el estudio de 15 lagos (Figura 1), en los cuales se haya realizado o continúa realizándose actividades de acuicultura. El estudio incluye 5 lagos Araucanos (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo), 7 lagos Chilotes (Popetán, Cucao, Huillinco, Tarahuín, Natri, Tepuhueico y San Antonio) y 3 lagos Patagónicos (Yelcho, Riesco y Sofía). Ver Figura 1, objetivo 2.

Diseño de muestreo

El programa de muestreo comprende dos tipos de muestreo: 1) Monitoreo intensivo y 2) Monitoreo regular.

1.- El monitoreo intensivo

Consistirá en realizar el muestreo mensual de 1 lago durante un año. Constará de tres sub - muestreos: 1) Columna de agua, 2) Ríos de la cuenca lacustre y 3) Sedimentos.

Para determinar cuándo será monitoreado de manera intensiva un lago en particular, de manera que se pueda priorizar el monitoreo para aquellos lagos que cuenten con una condición ambiental más vulnerable. Se usaron los siguientes criterios:

- 1) Se revisó la intensidad de usos antrópicos asociados a determinado lago, es decir, tiempo de uso y biomasa producida en actividades de acuicultura. Usos de suelo preferentes. N° de áreas urbanas y población asociada. Descargas de residuos líquidos industriales (RILES) al lago.
- 2) Se evaluó la calidad o estado ambiental histórico y actual.

Posteriormente para seleccionar que estaciones se evaluarían de manera mensual, se deberá priorizar las estaciones a monitorear usando los siguientes criterios:

- 1) Contar con una cobertura espacial suficiente, considerando estaciones de muestreo que representen la calidad ambiental general del lago, teniendo en cuenta su geomorfología, batimetría, principales tributarios, efluente y usos de suelo de la cuenca.

Muestreo de columna de agua

El muestreo de la columna de agua se realizará considerando estaciones de muestreo en: la máxima profundidad de la columna de agua, las concesiones de acuicultura vigentes dentro del lago, y la localización de las principales ciudades en la ribera lacustre. Las estaciones de muestreo no deberán sobrepasar las 5 estaciones de muestreo en los grandes lagos.



En cada estación de muestreo se realizará lo siguiente:

a) Mediciones *in situ*:

Transparencia con el disco de Secchi

Perfiles de CTDO

b) Toma de Muestras discretas:

Clorofila a

Nutrientes (PT, NT y disueltos inorgánicos)

COD y color en lagos Chilotes y sitios control otros lagos.

Fitoplancton cuantitativo integrado y discretas 0, 5, 10, 20, 40 y peak.

c) Toma de muestras con redes:

Fitoplancton

Zooplancton

*Se usarán las mismas metodologías de muestreo indicadas en la metodología del objetivo 2. Solo se incluirá la medición de biovolumen del fitoplancton en las muestras discretas, mediante los cálculos propuestos por: Hillebrand et al 1999, Sun, J., Liu, D., (2003), Olenina I., Hajdu S., Edler L., Andersson A., Wasmund N., Busch S., Göbel J., Gromisz S., Huseby S., Huttunen M., Jaanus A., Kokkonen P., Ledaine I., Niemkiewicz e, 2004.

d) Se instalarán sensores para la medición de variables limnológicas como temperatura y oxígeno disuelto.

Ríos de la cuenca lacustre

Se realizarán mediciones en los principales tributarios o afluentes del lago, es decir, los que aporten con el mayor volumen de agua al lago (al menos un 50% del total de agua ingresada). Se realizarán mediciones al efluente o desagüe del lago. El muestreo de los ríos se realizará cada dos meses, y en ellos se realizarán mediciones y se tomarán las siguientes muestras de agua:

a) Mediciones *in situ*:

Caudal, temperatura, PH, OD y turbidez.

b) Toma de muestras de agua:

Nutrientes (PT, NT y disueltos inorgánicos).

COD y color.

Clorofila a.

c) Instalación de caudalímetro en ríos selectos.



Muestreo de sedimentos

Se seleccionará una bahía en particular para el estudio de los sedimentos lacustres. Los criterios establecidos para esto son: Que sea un área de acumulación o bahía con acuicultura que tenga baja circulación o sedimentos con alta concentración de materia orgánica y fango.

Este muestreo se realizará dos veces al año, en época de circulación (invierno-primavera temprana) y en época de estratificación de la columna de agua (verano-otoño). Salvo la toma de muestra que se indica en el punto c, que serán tomadas una vez al año. En cada bahía se seleccionarán al menos tres puntos de muestreo.

Se realizarán las siguientes mediciones y toma de muestras:

- a) Mediciones *in situ*:
 - Georreferenciación
 - Profundidad
 - Redox
 - pH
 - Temperatura

- b) Toma de Muestras:
 - Materia orgánica
 - Granulometría
 - Macrofauna

- c) Registros paleolimnológicos:
 - Corer de diatomeas
 - Datación del sedimento.

Se prioriza el estudio a nivel de cuenca para contar con antecedentes robustos respecto de la variabilidad temporal y espacial. De modo que sea posible tender a alcanzar en un futuro cercano la modelación hidrodinámica y modelos biogeoquímicos.

2.- Diseño de muestreo regular:

Este muestreo se realizará en los 15 lagos de la red de monitoreo, una vez al año durante la primavera tardía-verano, en la estación Control de máxima profundidad. Se realizarán las mismas mediciones consideradas en columna de agua, para el muestreo intensivo.

4.4. Objetivo específico 4

Realizar monitoreos de determinadas variables ambientales en lagos selectos, tendientes al seguimiento de su condición ambiental.

Los muestreos correspondientes a este objetivo se realizaron en el mes de julio y diciembre del 2018. Para ello se dispusieron de trampas de sedimento, las que fueron localizadas en la bahía de Puerto Octay (**Figura 96**) durante julio de 2018 por 3 días y durante diciembre 2018 (3 días), como una forma de cuantificar el carbono, nitrógeno y fósforo que verdaderamente sedimenta en la bahía. Fueron ancladas a 80 metros de profundidad siendo las primeras 2 trampas (4 en total) ubicadas a los 15 metros de profundidad, mientras que las otras 2 fueron ubicadas a 75 metros de profundidad. Junto con las trampas se instalaron 2 sensores MINIDOT que miden temperatura y concentración de oxígeno de la columna de agua asociados a las 2 profundidades anteriores. Las muestras fueron analizadas mediante ICP-MS para carbono orgánico, carbono total, carbono inorgánico, fósforo total y nitrógeno total.



Figura 96. Localización e imagen de las trampas de sedimentos ancladas en bahía Puerto Octay junto con los sensores de temperatura y oxígeno puestos a las profundidades de las trampas (15 y 75 m de prof).

Las tasas de sedimentación obtenidas de las experiencias se muestran en la Tabla 71.



Tabla 71. Tasas de sedimentación de la bahía de Puerto Octay durante julio y diciembre de 2018.

| Tasas de Sedimentación (mg/m ² /d) | | | | | | | |
|---|--------------|-------------|--------|--------|---------|------|--------|
| Fecha Instalacion | Fecha Retiro | Profundidad | CT | C org | C Inorg | PT | NT |
| 10-07-2019 | 13-07-2019 | 15 | 122.56 | 92.68 | 29.88 | 1.08 | <0.04 |
| | | | 131.23 | 102.21 | 29.02 | 1.30 | <0.04 |
| | | 75 | 318.32 | 135.99 | 182.33 | 1.73 | <0.04 |
| | | | 205.07 | 126.24 | 78.82 | 1.52 | <0.04 |
| 18-12-2019 | 21-12-2019 | 15 | 178.22 | 147.90 | 30.32 | 0.43 | <0.04 |
| | | | 106.97 | 77.09 | 29.88 | 0.43 | <0.04 |
| | | 75 | 404.29 | 241.88 | 162.41 | 2.17 | <0.04 |
| | | | 293.63 | 217.84 | 75.79 | 1.95 | 118.45 |

Respecto de las tasas de sedimentación en la bahía de Puerto Octay, las mayores diferencias se observan en el carbono total (CT), carbono orgánico (CO) y nitrógeno total (NT) los cuales presentaron los valores más altos en primavera tardía de 2018. Así también CO y CT presentaron mayores más elevados generalmente en profundidad (Tabla 71).

Por otra parte, la temperatura y concentración de oxígeno de la columna de agua obtenidas mediante los sensores minidot se aprecian en la Figura 98 y Figura 99, donde existe una clara diferencia de temperatura entre las profundidades en verano (15°C a los ~ 15m y 11°C a los ~ 75), pero durante el invierno la columna de agua se encuentra mezclada con alrededor de 11°C aprox.





Figura 98. Temperatura de la columna de agua durante julio y diciembre 2018 en la bahía de Puerto Octay.

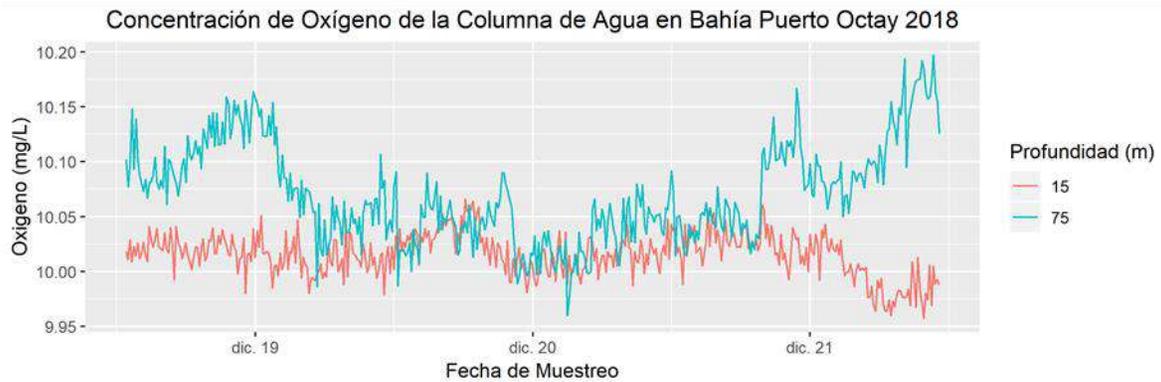
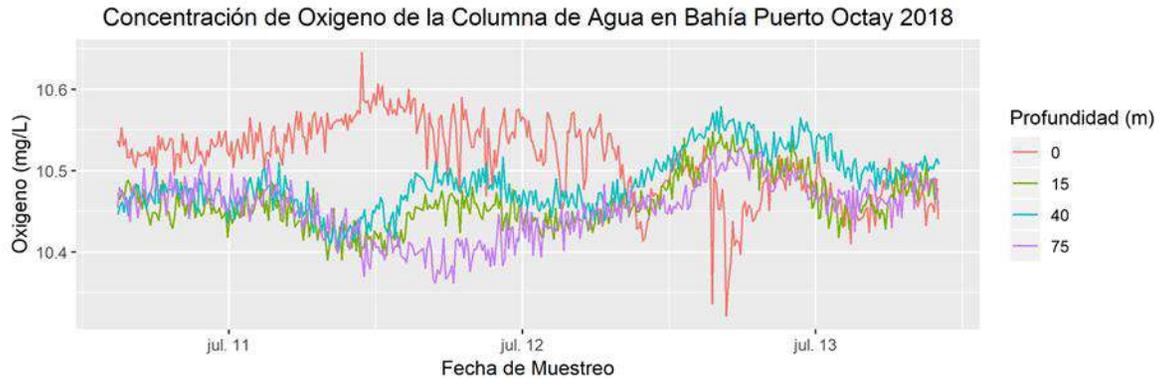


Figura 99. Concentración de oxígeno en la columna de agua en julio y diciembre de 2018 en la bahía de Puerto Octay.

Las concentraciones de oxígeno en cambio parecen ser homogéneas independientes de la profundidad, experimentando leves variaciones con la época del año del experimento, siendo en invierno alrededor de $10,5 \text{ mgL}^{-1}$ y en verano alrededor de los $10,05 \text{ mgL}^{-1}$.

Finalmente se observó en la columna de agua de lago Llanquihue la formación de dos capas de diferente temperatura en primavera tardía de 2018, la cual contó con buenas condiciones de oxigenación tanto en el epilimnion con el hipolimnion. Por otro lado, en invierno se observó una sola capa con temperaturas relativamente homogéneas, y con una buena provisión de oxígeno, y una concentración de oxígeno disuelto levemente mayor al periodo de estratificación.



5. DISCUSIÓN

5.1. Lago Ranco

De los lagos en estudio, el lago Ranco posee la cuenca hidrológica más grande en territorio chileno (el lago Yelcho posee mayor cuenca de drenaje, sin embargo, comparte su cuenca hidrológica con el territorio argentino). Aquello debe ser tomado en consideración, ya que los aportes de nutrientes provenientes de una gran cuenca surten efectos sobre la calidad de agua del lago.

Actualmente, con la explotación del ser humano sobre los recursos naturales y el incremento de la población humana, el rol de los cuerpos de agua se ha modificado desde ser una fuente primaria alimenticia a representar valores de importancia recreacional como natural. Por otro lado, hay que considerar los cambios que se pueden generar en el transcurso del tiempo, tales como aumento o disminución de frecuencia y abundancia de lluvia son claves en la dinámica de la escorrentía, y por tanto de sus aportes de nutrientes hacia el cuerpo de agua. El aumento de la precipitación y, posiblemente, también los fenómenos meteorológicos más extremos con precipitaciones excepcionalmente intensas conducirán a una mayor escorrentía de nutrientes de las cuencas y, con ello, a un aumento de la eutrofización (Jeppesen *et al.* 1992). La interdependencia entre la escorrentía de nutrientes y la precipitación queda claramente demostrada por los resultados de un monitoreo de lagos en Dinamarca, mostrando que las diferencias en la precipitación conducen a variaciones en la entrada de fósforo y nitrógeno a los lagos daneses (Jensen *et al.* 2004).

Ingresos excesivos de nutrientes y cambios climáticos son dos de los múltiples estresores que afectan a los lagos a nivel mundial. Los lagos que han presentado florecimientos de algas verde-azuladas tóxicas (cianobacterias), cambios climáticos futuros pueden exacerbar esta situación (MARS 2015).

Aquello indica lo importante que es considerar el cambio climático en el momento de modificar el uso de suelo y cobertura vegetal y/o tender a un plan de gestión territorial que incluya todas las aristas posibles para resguardar esta cuenca lacustre.

Se destaca, que en el presente proyecto la principal actividad o fuentes aportantes de P al sistema lacustre identificada es 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.* 2001, Bradshaw 2001, Johansson *et al.* 2005).

En la cuenca del lago Ranco se registran 16 pisciculturas (11 existentes y 5 aprobadas), de las cuales solo 8 estarían operando (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.

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. Sin embargo, Scheffer *et al.* (2001) sugirieron que el calentamiento climático puede contribuir a la recolonización de macrófitos sumergidos y, por lo tanto, al mantenimiento de un estado de aguas claras. En contraste, Jeppesen *et al.* (2003b) predijeron efectos negativos en la calidad del agua por los cambios climáticos debido a la mayor abundancia de especies de peces zooplanctívoros y bentívoros tolerantes al calor como la carpa (*Cyprinus carpio*). También 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.

Generalmente, la columna de agua del lago Ranco se encuentra hidrodinámicamente mezclada gran parte del año y estratificada durante verano (Campos *et al.* 1982; Woelfl, 2009). Empero, en nuestro estudio hemos visualizado una marcada termoclina en otoño, lo que puede estar asociada a las condiciones meteorológicas imperantes del año. Más, es necesario considerar el cambio climático, para mayor entendimiento sobre la variabilidad de ciertos componentes. Los lagos profundos y poco profundos pueden responder de manera diferente a conductores, tales como cambios de temperatura, la mezcla del viento y la radiación solar. En general, se espera que los lagos templados profundos experimenten períodos más largos de estratificación de verano en climas más cálidos (Wagner y Adrian 2009; Williamson *et al.* 2009; Foley *et al.* 2011). Los períodos más largos de estratificación pueden conducir al agotamiento hipolimético del oxígeno y al aumento de la liberación de P de los sedimentos (Soranno *et al.* 1997; Jankowski *et al.* 2006).

Si comparamos la abundancia del zooplancton entre los dos periodos estudiados (verano 2018 y otoño 2019), se apreció claramente mayor abundancia en otoño, lo que eventualmente estaría asociado a la estratificación térmica la columna de agua presente en dicho periodo. Al igual que en los estudios anteriores, las especies que contribuyeron al ensamble zooplanctónico fueron *Boeckella gracilipis*, *Tumodiaptomus diabolicus*, *Mesocyclops longisetus*, y cobró importancia en este estudio la especie *Filinia longiseta*. El otoño del 2018 se identificó a *Diaphanosoma chilensis*, asociada a ambientes con mayor productividad (Soto y Zúñiga 1991, Campos *et al.*, y de los Ríos 2011).

De los cuatro parámetros de trofia en estudio, sólo la transparencia fluctuó entre los sitios y estaciones evaluados, en tanto, el NT, PT y Cla a presentaron valores muy bajos, tendientes a la ultraoligotrofia. Se debe considerar que el estudio se realiza en un momento determinado, describiendo las condiciones ambientales en ese momento en particular, lo que no permite conocer la variabilidad de los factores en. 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*. Para incorporar estas fluctuaciones en el tiempo se considera necesario realizar un monitoreo en forma continua, como lo que se señala en la propuesta del programa de monitoreo del presente estudio.

5.2. Lago Puyehue

El principal aportante de PT al lago es el uso de suelo, seguido por las balsas jaulas y pisciculturas. Si sumamos los aportes de PT de las balsas jaulas y pisciculturas, obtenemos que la actividad acuícola está aportando de igual manera que el uso de suelo. El aporte de esta actividad es importante si consideramos que la cuenca lacustre presenta un gran tamaño (~7 veces más grande que el área del lago), teniendo una enorme incidencia sobre la calidad del cuerpo de agua del lago. 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.

Por otro lado, la cobertura vegetal “suelo desnudo” presenta un alto porcentaje en la cuenca hidrográfica del lago, por tanto, la escorrentía es altamente propensa a fluctuaciones provocados por cambios climáticos. Muchos modelos climáticos predicen un aumento en la intensidad de la tormenta en escenarios de calentamiento (Guilbert *et al.* 2015). Se espera que las tormentas de mayor energía conduzcan a un mayor transporte de nutrientes en partículas, mientras que los efectos sobre el transporte de nutrientes disueltos son menos claros (Sharpley *et al.* 2008). Por tanto, bajo un escenario de mayor intensidad de la tormenta, es decir en donde la precipitación está más concentrada en un corto periodo de tiempo, tiene directas incidencias sobre la escorrentía, sobre todo si el uso de suelo y cobertura vegetal es “suelo desnudo”.

De conocimiento es, que el cambio climático genera cambios en el régimen hidrológico y un aumento de la temperatura. Estas dos condicionantes provocan efectos directos sobre los cuerpos de agua, tales como cambios en: el volumen de agua, la estratificación, la saturación de oxígeno (por incremento de la temperatura), la productividad primaria, la relación CH₄/CO₂, la estructura trófica, las cargas de N y P, la estacionalidad de N y P, los ciclos de N y P, y la carga interna, entre otros (Jeppensen *et al.* 2009).

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 presenta 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.



Tanto en primavera como en otoño se mostró una tendencia a disminuir la temperatura en profundidad, con una clara termoclina en otoño. De acuerdo a todas las etapas de este estudio, el lago se encuentra bien oxigenado.

Si bien las abundancias de fitoplancton no mostraron grandes cambios entre primavera 2018 y otoño del 2019, sí se encontró un cambio en la composición del ensamble fitoplanctónico, además de variaciones en la morfología. En primavera, las especies fitoplanctónicas que dominaron presentaron formas alargadas o penadas, en tanto en otoño las formas predominantes fueron cilíndricas y esféricas mayoritariamente, y en parte de menor tamaño. Generalmente, en condiciones de mezcla, las diatomeas grandes se encuentran más representadas, ya que requieren de un mayor flujo hidrodinámico en forma vertical para poder sustentarse en la columna de agua. En tanto, especies de menor tamaño, como lo es *Sphaerocystis Schroeteri*, de forma redonda, estaría más presente en condiciones de estratificación térmica.

De igual manera, en el zooplancton presentó mayor abundancia en otoño del 2019 y un cambio de la composición del ensamble, registrándose mayor abundancia de rotíferos en dicha fecha (especialmente el rotífero *Kellicottia* sp). 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. Se considera necesario la inclusión de estudios en laboratorio para conocer la relación entre ciertas especies de zooplancton y fitoplancton. Se ha documentado una relación inversa entre algunas poblaciones de microalgas con un decrecimiento de especies de zooplancton, como por ejemplo la población de la microalga *Chlorella* que va acompañada de un decrecimiento de *Kellicottia*. Dumont (1977) se refiere a la relación de *Chlorella/Kellicottia* y sugiere la presencia de inhibidores específicos que son excretados por esta alga. También Gilbert (1988) menciona que *Kellicottia* en condiciones normales no puede competir con *Daphnia*, pero ante el decaimiento en las poblaciones de cladóceros, se promueve la sucesión en la que los rotíferos dominan el sistema.

Los parámetros de trofia, NT, PT y Cla *a* indicaron que el lago se encuentra en condiciones ultraoligotróficas a oligotróficas, siendo las concentraciones de Cla *a* muy bajas. No así la transparencia que presentó niveles mesotróficos. Se recalca que el muestreo realizado permite una descripción ambiental de un momento determinado, no identificando las fluctuaciones de estas variables en el tiempo. La transparencia normalmente fluctúa de acuerdo a las condiciones climáticas que tienen directa incidencia sobre la escorrentía proveniente de la cuenca lacustre. Por ello, se sugieren estudios que incluyan mayor frecuencia de muestreo.

5.3. Lago Rupanco

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 en lagos a nivel nacional. Los resultados indican que el principal contribuyente de PT al lago es la actividad de acuicultura, seguido por el uso de suelo y cobertura vegetal. Ante ello, se considera necesario



regularizar el aporte de PT de esta actividad, ya sea disminuyendo la producción de salmónidos, mejorando la eficiencia de conversión del alimento, o implementando técnicas de cultivo que permitan en mayor medida capturar el PT.

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. 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. 12 años.

En 1995, Campos *et al.* describe la capacidad de carga del lago Rupanco (FIP 93-27) donde contabiliza 58 afluentes en el lago Rupanco. Esta gran cantidad de afluentes puede influir en los valores obtenidos por el actual estudio, en donde se ha calculado un menor ingreso de aguas en comparación a sus salidas. Por tanto, se presume que este desajuste pudiera deberse a entradas de agua no identificadas, como también a un supuesto ingreso de aguas provenientes de napas subterráneas.

En cuanto a la temperatura de la columna de agua, al igual que el resto de los lagos Araucanos, se observa una columna homogénea en primavera, más, en otoño se visualiza una clara termoclina. El lago Rupanco se caracteriza por buenas condiciones de oxígeno, lo cual concuerda a lo reportado en todas las etapas anteriores de este estudio para las etapas de mezcla.

Entre primavera del 2018 y otoño del 2019, el fitoplancton varió mayormente en la abundancia más que cambios en su composición de especies. En tanto, el zooplancton registró un cambio en la composición zooplanctónica entre ambos periodos de estudio, con predominancia de *Kellicotia* sp. en otoño 2019. En general, en lagos Araucanos, en promedio, el aporte de la biomasa total del zooplancton se de 60% proveniente de microcrustáceos (coépodos 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 la especie más abundante con valores muy altos.

Como en el resto de los lagos Araucanos, los parámetros de trofia, Cla a, NT y PT registraron valores muy bajos, considerados ultraoligotróficos. En cambio, la transparencia presentó variaciones. Aquello pudiera relacionarse con las escorrentías provenientes la cuenca lacustre posterior a un evento climático, así como a turbiedad generada producto a forzantes climáticos, como el viento.

5.4. Lago Llanquihue

Cuando hay un enriquecimiento de nutrientes, una cierta porción de éste, bajo un estado de equilibrio, queda retenido (normalmente el flujo de salida de nutrientes es menor al flujo de ingreso). La retención relativa de fósforo y nitrógeno depende fuertemente del tiempo de renovación del lago. A mayor tiempo de retención, mayor es el porcentaje de pérdida del fósforo y nitrógeno. Aquello se debe tomar en cuenta en especial en este lago, ya que los tiempos de renovación teóricos calculados en el transcurso de este estudio para el lago Llanquihue están entre los 50 y 85 años, lo que le hace especialmente vulnerable ante los ingresos de nutrientes.



Por otro lado, dentro de los lagos Araucanos y Patagónicos en estudio, el lago Llanquihue es el que posee mayor actividad antrópica en su cuenca lacustre. Al modificar el uso de suelo y cobertura vegetal desde bosque nativo a urbano, es decir, con una tendencia a reemplazar lo natural por actividades antrópicas, se tiende lógicamente a acelerar los procesos de eutroficación, lo que en la actualidad ya se está visualizando para el caso del lago Llanquihue. En la etapa anterior del presente estudio, se realizó una evaluación de cómo se había modificado el uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca lacustre, evaluando sus cambios producidos en 16 años, al hacer las comparaciones entre los años 1997 y 2013. Los resultados indicaron que la agricultura perdió en parte importancia como principal actividad productiva, indicando que las actividades primarias están entrando en un paulatino estado de receso. Sin embargo, la pérdida de superficie de praderas en el tiempo no ha significado en una recuperación sustancial del bosque, sino que ha favorecido la apertura de matorrales. En tanto, el suelo urbano aumentó el doble producto del incremento poblacional de Puerto Varas, específicamente. De acuerdo al estudio de Campos (1984), el nutriente fósforo presentaba una concentración de aprox 3 $\mu\text{g/L}$, valor que se ha duplicado en la actualidad (en la actualidad la concentración está cercana a los 6 $\mu\text{g/L}$).

Las pérdidas de suelo agrícolas y la alteración de la escorrentía superficial, son manifestaciones concretas de las nuevas formas y patrones de urbanización. Es necesario disponer de herramientas y procedimientos que nos permitan manejar escenarios de un determinado fenómeno proyectado en el tiempo para orientar, en base a la salud ambiental decisiones y políticas que influyan en la sostenibilidad de los recursos hídricos.

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.

En cuanto al balance de fósforo, se identificó a la actividad de acuicultura, específicamente en balsas jaulas, como la principal aportante de PT, seguido por el uso de suelo. Si bien, a partir del año 2019 disminuyó drásticamente su producción en lagos, la producción debiera tender al mínimo o a su anulación en el año 2020. 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.

Si bien, de acuerdo al modelo de capacidad de carga, este lago aún tiene capacidad para recibir aportes de PT, se ha observado un aumento, duplicándose la concentración del PT en los últimos 30 años. Como se ha mencionado con anterioridad, se debe considerar no solamente los ingresos provenientes de forma natural como antrópica, sino también cómo los posibles eventos del cambio



climático pueden hacer sinergia con concentraciones de nutrientes altas. De acuerdo a la literatura, el cambio climático genera cambios en el régimen hidrológico y un aumento de la temperatura. Estos dos condicionantes provocan efectos directos sobre los cuerpos de agua, tales como cambios en: el volumen de agua, la estratificación, la saturación de oxígeno (por incremento de la temperatura), la productividad primaria, la relación CH_4/CO_2 , la estructura trófica, las cargas de N y P, la estacionalidad de N y P, los ciclos de N y P, y la carga interna, entre otros (Jeppensen *et al.* 2009).

Si bien este lago, de acuerdo a los parámetros de trofia aún se encuentra en un estado de oligotrofia, cuenta desde finales del año 2009 una Norma Secundaria de Calidad Ambiental dictada por el MISEGPRES (Ministerio Secretaría General de la Presidencia), mediante decreto N° 122, el cual establece 4 áreas de vigilancia. En dicho cuerpo legal, uno de los principales objetivos es evitar la eutrofización del lago. En la actualidad, esta norma se encuentra en proceso de revisión con el fin de asegurar la calidad que actualmente soporta los diversos usos que se hacen de este lago. Cabe mencionar, que la protección de la calidad de agua del lago Llanquihue no tan sólo garantiza la continuidad de los usos directos e indirectos de todos los usuarios de la cuenca del lago, sino que además a los usuarios del río Maullín, en la medida que las actividades económicas que descargan a este río no generen afectos adversos a la calidad de sus aguas.

Por último, el uso de modelos predictivos para la generación de escenarios futuros de cambios de trofia, ya sea en el contexto de la planificación territorial, en la evaluación de impacto ambiental, o en las posibles modificaciones ambientales producto del cambio climático, representa una importante oportunidad de anticipar, prevenir y mitigar dinámicas insostenibles de las actuales formas de crecimiento de las actividades antrópicas.

A diferencia del resto de los lagos Araucanos, en donde el ensamble fitoplanctónico está compuesto mayormente por grandes diatomeas, en el lago Llanquihue se muestra un ensamble fitoplanctónico compuesto por diatomeas grandes y chicas. De acuerdo a la clasificación de Reynolds, el ensamble fitoplanctónico estaría indicando aguas con buen provisionamiento de nutrientes. En el zooplancton, se observó un cambio de su composición en ambos periodos de estudio, predominando los rotíferos en otoño del 2019, específicamente de *Filinia longiseta*.

De los cuatro parámetros evaluados en la norma para caracterizar la trofia de un cuerpo lacustre, se registró que mayormente el PT osciló entre la oligotrofia y mesotrofia. Cabe mencionar que se registró una alta concentración de PT cercano al fondo (250 m de prof.). Estos valores pudieran corresponder a una incorporación de PT desde el sedimento, como también a que durante el proceso de muestreo la botella Niskin alcanzó el fondo. Por ello, se debe tomar con cautela este valor en profundidad.

5.5. Lago Chapo

El tiempo de renovación teórico calculado para este lago fueron 11 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. Así también, el balance de PT indica una sedimentación negativa, lo que estaría denotando que el cuerpo de agua se está renovando más rápido de lo que debiera ocurrir de manera natural. 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 escurrentía por medio de la metodología de la curva número.

De acuerdo a observaciones registradas en terreno (Carolina Oyarzo), se registra una enorme cantidad de material polipropileno de pequeño tamaño, que, dada su baja densidad, queda flotando en superficie y retenida en el mismo cuerpo de agua. Esta retención será posible en su cuerpo de agua hasta que otro material, tanto inerte como vivo se adhiera a esta partícula y aumente su densidad, con capacidad entonces de decantar. En dicho caso existieron dos presumibles alternativas, por un lado, que la partícula decante, y por otro, que si alcanza la profundidad y zona en donde se encuentra el tubo de extracción de agua de la represa, pudiera derivar hacia el mar (el tubo se encuentra a una profundidad de ~30 m).

El principal contribuyente de PT al cuerpo lacustre es el uso de suelo, el cual está compuesto principalmente por bosque nativo. En cuanto a la actividad de acuicultura en balsas jaulas, ésta dejó de operar posterior al año 2016, además de la caducidad de 3 concesiones en el año 2019 (información entregada por SUBPESCA, 2019).

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, dado a que 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.

Si hacemos una comparación del fitoplancton en las dos estaciones del año, registramos que, a diferencia del resto de los lagos Araucanos, se encontró gran abundancia de una cianobacteria, *Eucapsis aphanocapsoides* (cianobacteria pequeña con mayores abundancias en superficie), no antes registrada por nuestro estudio, como tampoco en Chile. En las etapas precedentes de este estudio no se habían presentado cianobacterias en tan elevadas concentraciones, sin embargo, el biovolumen calculado ($0,00976496465826927 \text{ mm}^3/\text{L}$), además de las concentraciones de Cla a $0,8 \mu\text{g}/\text{L}$), no implicarían riesgos para las actividades recreativas de acuerdo a UNESCO, 2009 (Bonilla *et al.* 2009). Para entrar en alerta 1, caracterizado por riesgo bajo-nulo, se considera $0,2 \text{ mm}^3/\text{L}$ de



biovolumen, y 1 $\mu\text{g/L}$ de Cla a. En cuanto al zooplancton, se registró un cambio en el ensamble dominante de especies entre periodos de muestreo, con dominancia del rotífero *Kellicotia* sp. en otoño del 2019. Se presumen una asociación entre la cianobacteria *E. aphanocapsoides* y este rotífero, sin embargo, estas relaciones deben ser evaluadas en experiencias realizadas en laboratorio, en donde las variables ambientales y fisiológicas puedan estar controladas.

En base a los resultados de los parámetros que evaluadores de trofia, específicamente el NT, PT y Cla a, el lago se encuentra en condiciones prístinas (ultra a oligotrófico). Más, la transparencia fluctúa en los periodos de estudio, lo que estaría eventualmente asociado a los ingresos provenientes de la escorrentía, que dependen de las condiciones climáticas y de los deshielos.

5.6. Lago Popetán

Con respecto al origen de los ingresos de fósforo, se encontraron principalmente asociados a la cobertura de la cuenca. Que está conformada mayoritariamente por praderas (38,2 %), bosque nativo (36,3 %) y matorral (21 %). Como era de esperar de las praderas se desprendieron los mayores aportes. No obstante, las diferencias en las contribuciones fueron elevadas, superando en un 51,1 y 43 % a las contribuciones calculadas para bosque nativo y matorral, respectivamente. De acuerdo a las estimaciones realizada, la mayoría de las contribuciones de fósforo sedimenta en el lago.

En relación a la columna de agua, al comparar los meses evaluados se reflejó la estacionalidad típica de un lago monomítico templado (Wetzel 2001). En el mes de enero el lago Popetán presentó una columna de agua estratificada, a diferencia de lo observado en junio donde se encontró completamente homogénea. De igual forma como ha sido descrito previamente para esos meses del año (Prado *et al.* 1999). La temperatura presentó comportamiento y rangos similares a lo reportado por Prado *et al.* (1999). Mientras que el oxígeno en enero se comportó diferente a lo previamente reportado, evidenciando una clara disminución en profundidad (hasta 4,5 mg/L), que podría estar asociado al consumo de oxígeno en el hipolimnion para la degradación de materia orgánica producida en el epilimnion (Wetzel 2001).

En lo que respecta a los nutrientes, el amonio reflejó elevadas concentraciones a pesar de encontrarse bien oxigenada la columna de agua. Este amonio podría estar originándose a partir de la degradación de la materia orgánica (Wetzel 2001). Por otro lado, el nitrógeno se encontró en elevadas concentraciones, situándose dentro de los rangos mesotróficos. Concentraciones de nitrógeno que fueron superiores a lo reportado en investigaciones previas realizadas por IFOP (Pesse *et al.* 2016a, 2017, 2018). En tanto el fósforo se encontró dentro de los rangos previamente reportados por IFOP (Pesse *et al.* 2016a, 2017, 2018). Para ambos casos, como era de esperar las concentraciones registradas fueron inferiores a lo reportado por Prado *et al.* (1999), para el periodo en que se encontraban funcionando los centros de cultivo.

Las concentraciones de carbono estuvieron dentro de los rangos previamente registrados (Pesse *et al.* 2016a, 2017, 2018), el que según el análisis de PARAFAC tendría un origen mayoritariamente alóctono. Lo que concuerda con el estado trófico registrado por el modelo conceptual nutriente color, que señaló una condición distrófica. Indicando una mayor producción alóctona, producto de las bajas concentraciones de fósforo total y elevado color en la columna de agua.



En relación al fitoplancton se distinguieron diferencias en la composición y abundancia entre los meses analizados, sin embargo, la clorofila no presentó importantes diferencias. Esto podría asociarse a una menor concentración de clorofila por parte de *Dinobryon* en relación a *Cryptomonas*. Con respecto a las *Cryptomonas*, estas presentaron una elevada abundancia en otoño. Se ha descrito que su presencia juega un rol fundamental en el metabolismo de los lagos durante periodos fríos del año (Wetzel, 2001), ya que estas microalgas se han adaptado a vivir en un amplio rango de habitats y a la baja cantidad de luz solar (Reynolds *et al.* 2002). Su presencia estaría indicando que el sistema tiene una elevada carga de materia orgánica, debido a que algunas *Cryptomonas* de agua dulce crecen en aguas ricas en materia orgánica y nitrogenados (Prescott, 1970). Cabe destacar la presencia de la cianobacteria *Oscillatoria sp.* en superficie, en la cual hay que poner especial atención, ya que a ejemplares de genero les han detectado la presencia de microcystina y anatoxina-a (Yunes 2019). Cabe destacar que este es el primer registro de que hemos tenido de cianobacteria en este lago. Esta cianobacteria fue detectada a través del muestreo discreto del fitoplancton, lo cual refleja la necesidad de incorporar este tipo de muestreo para esta componente.

Con respecto al zooplancton, las abundancias registradas en periodo de verano fueron las mayores obtenidas de los estudios realizados por el IFOP (Pesse *et al.* 2016a, 2017, 2018). Existió un cambio en la especie dominante que conformó el zooplancton, de cladóceros en verano a copépodo en otoño, lo que podría encontrarse asociado al cambio evidenciado en la composición fitoplanctónica. Según Ruiz y Bahamonde (2003), los cladóceros y copépodos son grupos que responden de forma diferente a las condiciones ambientales, teniendo los cladóceros mayor tolerancia a situaciones de estrés.

5.7. Sistema lacustre Huillinco-Cucao

Este sistema lacustre es el que posee una cuenca de mayor tamaño, que incluye a la cuenca de los lagos Tarahuín y Tepuhueico. Donde la principal cobertura de suelo está relacionada a bosque nativo, representando un 73,2 % (547,4 km²) de la cuenca hidrográfica. Sin embargo, dentro de la cuenca de este sistema existen numerosos proyectos inmobiliarios, que lógicamente influirán sobre las actuales coberturas de suelo.

A partir del análisis de ingreso de fósforo total al sistema, los mayores aportes fueron realizados por el uso de suelo, específicamente bosque nativo, y por balsas jaulas. A pesar que en la actualidad este sistema no presenta balsas jaulas, para el análisis se contempló su producción promedio entre los años 2007 y 2018. Esto debido a que según el funcionamiento de este sistema hace suponer que las contribuciones derivadas de las balsas jaulas aun estarían presentes. Inclusive podría existir una liberación PT desde el sedimento, sobre todo en el sector del Huillinco.

El sistema lacustre Huillinco-Cucao posee una fuerte estratificación de la columna de agua, evidenciada en ambos periodos en esta etapa, como en investigaciones previas (Campos *et al.* 1997; Pesse *et al.* 2016a, 2016b, 2017, 2018, Villalobos *et al.* 2003, Woelfl *et al.* 2013). Donde el estrato superior cambia estacionalmente, mientras que el estrato profundo mantiene sus características en los diferentes periodos analizados. Produciéndose termoclina en ambos meses, la que es invertida en el mes de mayo. El estrato profundo se destaca por ser anóxico y poseer elevados valores de conductividad. La escasez de oxígeno afecta la composición de nitrogenados, ya que frente a la ausencia de oxígeno el proceso de nitrificación se ve limitado (McCarthy *et al.*



2016, Wetzel 2001). Lo que hace suponer que el mayor constituyente del nitrógeno total en el estrato profundo es el amonio, lo cual ha sido difícil de comprobar ante la presencia de interferentes en el análisis. Además, las bajas concentraciones de oxígeno pueden conducir a una liberación de fósforo adsorbido en oxihidróxidos de hierro reducibles (Davison 1993; Hupfer & Lewandowski 2008; Smith *et al.* 2011)

Las concentraciones de nutrientes fueron muy elevadas en toda la columna de agua, pero la estratificación y escasa circulación de este sistema provoca que los nutrientes se concentren en el estrato profundo del sector del Huillinco. Estas elevadas concentraciones de nutrientes se encuentran dentro de los rangos establecidos para un sistema con características mesotróficas a eutróficas. Si consideramos el análisis realizado por medio del modelo conceptual de nutriente color posiciona a este sistema en una condición mixotrófica. Lo cual indica que existe una importante presencia de carbono asociado a una producción autóctona como alóctona, por los elevados valores de color como de fósforo. Sin embargo, en este caso las elevadas concentraciones de fósforo no reflejarían necesariamente una producción autóctona del sistema, ya se registran en estrato profundo que posee condiciones poco aptas para una producción autóctona. Lo que se puede evidenciar por medio del análisis PARAFAC es que el origen de la materia orgánica en este sistema se encuentra asociada a un origen mayoritariamente alóctono.

El sistema lacustre Huillinco- Cucao, particularmente en el sector del Huillinco, presentó escasa presencia fitoplanctónica, indicando que las condiciones son poco adecuadas para sustentar la vida de estos organismos. Así también, se registró la presencia de *Cyclotella meneghiniana*, la cual es indicadora de eutroficación de la columna de agua (Reynolds 2002). Por medio del muestreo discreto de la columna de agua se registraron cianobacterias en el sector del Cucao. Estuvieron presente *Doclichospermum flos-aquae*, *D. solitaria* y *Oscillatoria* sp., lo que estaría indicando que estas aguas son propicias para la mantención de cianobacterias en la temporada seca y de menor circulación de la columna de agua, especialmente en las zonas de remansos. La presencia de cianobacterias en la columna de agua del sector Cucao, se obtuvo del muestreo discreto, mientras que en el integrado no se evidenciaron. Por tanto, creemos que es necesario realizar un muestreo discreto del fitoplancton en investigaciones futuras.

5.8. Lago Tarahuín

De acuerdo al balance de fósforo, el lago Tarahuín es el que posee mayor fósforo en su columna de agua, exceptuando el sistema lacustre Huillinco - Cucao. Sin embargo, no se relaciona con los ingresos y salida de fósforo del lago, ya que por una parte los ingresos desde la cuenca son menores a los registrados en la columna de agua y si estuviera sucediendo una fuerte reincorporación desde los sedimentos se registraría un aumento en las concentraciones de fósforo hacia el fondo, situación que no se evidenció. Y por otro lado la salida de fósforo es elevada (~ 71 %), por tanto el balance estaría indicando que la mayor parte de lo que ingresa está saliendo. Por consiguiente, se podrían estar sub estimando las entradas o sobre estimando la salida de fósforo.

En la columna de agua se evidenció una estructura previamente registrada para igual época del año en diferentes estudios realizados en este lago (Campos *et al.* 1997; Pesse *et al.* 2017, Villalobos *et al.* 2003). Sin embargo, las concentraciones de oxígeno en el fondo en época de primavera fueron



mayores a las registradas por Campos *et al.* (1997) y Villalobos *et al.* (2003) en un periodo que los centros de cultivos aún estaban en funcionamiento.

Se registraron concentraciones de amonio que bordeaban los $\sim 8 \mu\text{g/L}$ en promedio. Posiblemente generado a partir de la mineralización de la materia orgánica, de la que se pueden desprender productos como el amonio (Wetzel 2001). Si comparamos las concentraciones de nitrógeno total con estudios previos en el mismo mes de estudio (junio) (Campos *et al.* 1997; Pesse *et al.* 2017, Villalobos *et al.* 2003), las actuales concentraciones son más elevadas que las anteriormente registradas, inclusive al comparar con la época en que estaban en funcionamiento los centros. De hecho, las concentraciones se encuentran cercanas a una condición mesotrófica para el nitrógeno. Mientras que, las concentraciones de fósforo se encuentran de los rangos antes descritos (Campos *et al.* 1997; Pesse *et al.* 2017), permaneciendo dentro de los rangos de mesotrofia.

En relación al fitoplancton se desarrolló un cambio en la composición entre las 2 épocas del año, en primavera dominaron *Dolichospermum sp.*, *Ceratium furcoides* y *Aulacoseira distans*, mientras que en época de otoño dominaron exclusivamente diatomeas formadoras de cadena, *A. distans* y *A. granulata*. La limitación lumínica, cambio de temperatura y mezcla de la columna de agua podrían estar propiciando este cambio. La floración y/o dominancia del fitoplancton por ejemplares como *Dolichospermum sp.* y *Ceratium furcoides* ha sido relacionado con ambientes en condiciones meso – eutrófica (Almanza *et al.* 2016a, Almanza *et al.* 2019, Bellinger & Sigee 2010). Especial atención se debiera tener sobre *Dolichospermum sp.*, ya que su presencia ha sido detectada en periodos previos de estudio (Pesse *et al.* 2016b, 2017) y han sido descritas como potencialmente tóxica (Huisman *et al.* 2018). Aunque en el lago Tarahuín *Dolichospermum sp.* no dominó el fitoplancton, si estuvo presente en concentraciones considerables. Cabe destacar que, en el muestro discreto de fitoplancton se registró *Dolichospermum flos-aquae* y *Pseudanabaena catenata*, cianobacterias que pueden ser potencialmente tóxicas, ya que a su género se les ha registrado la presencia de toxina (Huisman *et al.* 2018, Whitton & Potts 2000). Por tanto, creemos que se requiere incorporar este tipo de muestreo discreto en el monitoreo. Por otro lado, la composición del fitoplancton en el lago Tarahuín condice con la actual condición trófica, puede que una floración y/o dominancia no se halla registrado por la limitante lumínica.

Mientras que el zooplancton, como era esperable, al cambiar la composición fitoplanctónica de igual forma lo hizo el zooplancton. En época de primavera dominaron absolutamente los copépodos, mientras que en otoño domino el rotífero *Keratella americana*.

5.9. Lago Natri

En el lago Natri se evidenciaron de los mayores ingresos de fósforo de los lagos Chilotes, después del sistema lacustre Huillinco - Cucao. Las principales entradas de fósforo al lago se encuentran relacionada a las balsas jaulas (62,1 %) y uso de suelo (26,3 %). A pesar que, en el periodo del 2018 las balsas jaulas no estuvieron activas, si han registrado producción en los años previos, con excepción de los años 2015 y 2016. Por otro lado, el fósforo estimado en el efluente fue bajo en relación a sus ingresos, y por ende la sedimentación estimada fue elevada. Por lo tanto, para descartar un error en las estimaciones sería adecuado contar con mediciones continuas de caudal y caracterizar la sedimentación del lago.



La columna de agua del Natri evidenció el comportamiento descrito para lagos monomítico templados para los meses en estudio (Campos *et al.* 1997, Villalobos *et al.* 2003, Wetzel 2001). En general la columna de agua se encontró bien oxigenada en ambos periodos, exceptuando los últimos metros de profundidad en el mes de junio. Según lo descrito por Wetzel (2001), posterior a la estratificación térmica de verano el contenido de oxígeno en el hipolimnion se agota en lagos con elevado nutrientes y producción orgánica, principalmente asociado a la degradación bacteriana.

Se registró la presencia de amonio en la columna de agua del lago Natri, a pesar de encontrarse bien oxigenada. Explicándose por las elevadas contribuciones de carbono de origen alóctono, ya que al ser degradada la materia orgánica se generan diversos productos, entre los que se encuentra el amonio (Wetzel 2001). Por otra parte, los perfiles de nitrogenado y fosforados reflejan su consumo sobre los 20 m por parte de productores primarios (Wetzel 2001). Generando que en el estrato superficial las concentraciones se encuentren dentro de los rangos oligotróficos y hacia el fondo tiendan hacia los rangos mesotróficos. Según el análisis del paradigma nutriente color, el lago Natri posee una condición mayoritariamente distrófica, aunque algunas concentraciones tienden hacia la mesotrofia.

En el lago Natri las concentraciones de nutrientes no son limitantes y los valores de color, a pesar de ser elevados, es uno de los lagos Chilotes que menor color tiene. Por tanto, posee condiciones óptimas para productividad primaria, reflejándose en elevadas abundancias fitoplanctónicas y concentraciones de clorofila en ambos periodos, principalmente en época de verano. El fitoplancton en aquella época se encontró dominada por la Chlorophyita *Sphaerocystis sp.*, para después estar dominada por grandes diatomeas. Esta sucesión puede estar propiciado por los cambios en la estratificación de la columna de agua, en época de verano la columna de agua esta estratificada y la intensidad lumínica es mayor es favorable para el desarrollo de *Sphaerocystis*, para después cuando se rompe la estabilidad de la columna de agua la mezcla permite que grandes diatomeas permanezcan en superficie (Reynolds 2006, Whitton & Potts 2000). Las grandes diatomeas registradas en otoño en el lago Natri fueron *Aulacoseira granulata*, *A. distans* y *Tabellaria flocculosa*, quienes son indicadores de ambientes con buena provisión de nutrientes, especialmente de fósforo (Reynolds 2002). Por otro lado, la presencia de *Cryptomonas* en conjunto con dinoflagelados como *Peridinium sp* y *Ceratium hirundinella*, están denotando una columna de agua generalmente estratificada o con una mayor temperatura (Horne & Goldaman, 1994).

De igual forma como ha sucedido en la mayoría de los lagos Chilotes, por medio del muestreo discreto se registró la existencia de cianobacteria. En este caso corresponde al género *Limnococcus sp.*, género para que ha sido reportado toxinas (Almanza *et al.* 2016b). Por tanto, destacamos la importancia de incorporar un muestreo de fitoplancton discreto.

5.10. Lago Tepuhueico

La cuenca del lago Tepuhueico es la que posee mayor cobertura de bosque nativo (90%) de los lagos Chilotes. Por ende, de esta cobertura se desprenden las mayores contribuciones de fósforo total al cuerpo de agua. De acuerdo a las estimaciones del balance de fósforo, la mayoría de estos aportes (~ 93 %) sale del lago a través del efluente, sedimentando muy poco de lo ingresado. Por consiguiente, el lago Tepuhueico realiza importantes contribuciones de fósforo al sistema lacustre



Huillinco – Cucao. No obstante, creemos que se debería contar con mediciones continuas de caudal, para descartar posibles errores.

Los perfiles verticales del lago Tepuhueico mostraron un compartimento típico de un lago monomítico templado (Wetzel 2001), con estratificación térmica en verano y pérdida de la estratificación en otoño. Los rangos de temperatura y oxígeno de ambos periodos coinciden con estudios previos para igual época (Campos *et al.* 1997; Pesse *et al.* 2017, Villalobos *et al.* 2003). El perfil vertical de oxígeno en verano puede encontrarse relacionado con la degradación de materia orgánica en profundidad (Wetzel 2001).

A pesar de encontrarse bien oxigenada la columna de agua, se registraron elevados valores de amonio en toda la columna de agua, siendo superiores a las concentraciones registradas de nitrato. Según Wetzel (2001), la baja concentración de nitrato puede estar relacionada a bajos ingresos en relación a su demanda (utilización) y el bajo valor de la razón nitrato: amonio podría ocurrir cuando los ingresos de nitrato son bajos o existen ingresos antrópicos de amonio, por aguas residuales o fertilizantes. Sin embargo, para dilucidar el origen de esta situación, se requiere la obtención de mayor información.

Este lago posee concentraciones muy elevadas de nitrógeno total, encontrándose dentro de los rangos establecidos para la mesotrofia. El nitrato en todas las profundidades estuvo en concentraciones muy bajas, reflejando la considerable utilización por parte del abundante fitoplancton (Wetzel 2001).

El lago Tepuhueico reflejó un estado distrófico. Sin embargo, se encontró en el límite de pasar a una condición mixotrófica, atribuible a sistemas que poseen elevado ingreso de carbono alóctono, pero que existe una importante producción de carbono autóctono. En este lago se registraron las mayores concentraciones de DOC, de todos los lagos Chilotes. Dominado por el origen alóctono, posiblemente relacionado a importante presencia de bosque en su cuenca.

En relación al fitoplancton, ya sea en concentración de clorofila como en abundancia fitoplanctónica, fue mayor en época de otoño, dominado por *Urosolenia eriensis*. A pesar de ser descrita como indicadora de ambientes oligotróficos (Reynolds 2006), parece adaptarse bastante bien a sistemas distróficos. Debido a que ha sido la especie dominante en los últimos registros en diferentes épocas del año, dominado por sobre un 97 % en la mayoría de los casos (Pesse *et al.* 2016b, 2017), exceptuando la etapa pasada de estudio que una estación conformó solo un 47 % del total (Pesse *et al.* 2018). Además, al analizar su distribución vertical se aprecia mayores abundancias entre los 10 y 15 m de profundidad, lo que podría estar señalando que esta especie se encuentra bien adaptada a vivir en condiciones con baja luminosidad.

5.11. Lago San Antonio

De los lagos Chilotes, las cuencas del lago San Antonio y Tepuhueico, presentan mayor cobertura de bosque nativo, 85,9 y 90 % respectivamente. Por ende, las mayores contribuciones de fósforo se encuentran asociadas a esta cobertura. No obstante, el aporte realizado por los habitantes de la cuenca representa un 34 % del total de las contribuciones. Aunque es una de las cuencas con menos habitantes, en proporción con el tamaño de su cuenca es elevado el número de la población.



A pesar de lo anterior, es uno de los lagos Chilotes que posee menor concentración de fósforo en su columna de agua.

Aunque en estudios previos el lago San Antonio había presentado características correspondientes a un lago monomítico templado (Prado *et al.* 1999, Pesse *et al.* 2017, 2018), en la época de verano no se evidenció estratificación térmica de la columna de agua. En cuanto al oxígeno para igual época en el lago San Antonio, decreció en profundidad. Además, se registraron las menores concentraciones de oxígeno de los lagos Chilotes. Estas concentraciones fueron menores a las registradas para igual época del año por Prado *et al.* (1999), a pesar que en aquel periodo se encontraban en funcionamiento los centros de cultivos en el lago.

De igual forma como se ha identificado en el resto de los lagos chilotes, se registraron elevados valores de amonio, y su concentración fue muy similar a la obtenida para nitrato (~ 1:1). Según Wetzel (2001), esto puede ocurrir en lagos porque los ingresos de nitrato son muy bajos (1:1). Pero como este lago, al igual que los otros lagos Chilotes, posee elevada materia orgánica (DOC) de origen alóctono, que al degradarse entre los productos puede generar nutrientes. Por tanto, creemos que el nitrato generado y/o ingresado podría estarse siendo utilizado o la materia orgánica no se está degradando. No obstante, se requiere estudios más detallados para poder contar con información más concluyente.

En ambos periodos el mayor representante del fitoplancton correspondió a la diatomea *Aulacoseira distans*, dominando por sobre un ~ 90 % de la abundancia total. No obstante, en época de verano las abundancias fueron por sobre un orden de magnitud mayor. A pesar que por medio del muestro integrado de fitoplancton no se registraron cianobacterias, a través del muestreo discreto se evidenció a *Pseudanabaena catenata*. Aunque su abundancia fue baja, se debe poner atención en su presencia, ya que ha sido descrita como potencialmente tóxica (Whitton & Potts 2000). Por tanto, creemos que sería adecuado incorporar el muestro discreto de fitoplancton en futuros estudios.

5.12. Lago Yelcho

El lago Yelcho cuenta con la cuenca lacustre más grande de todos los lagos en estudio (~995.317 ha), siendo 76 veces más grande que el área del lago Las entradas de agua provenientes de ríos son cuantiosas (de acuerdo al estudio de Prado *et al.* 1997, se describen 15 afluentes para el lago Yelcho), así como también su efluente río Yelcho presenta un importantísimo caudal. La combinación de altas precipitaciones, acumulación de nieve en las zonas de mayor cota, y variación estacional de temperaturas en el área de drenaje de la cuenca, determinan un comportamiento hidrológico pluvio-nivel de la cuenca.

Es importante mencionar, que los datos de la precipitación están basados mayormente en datos históricos, ya que la estación meteorológica de la DGA sólo registró información entre los meses de enero a julio del 2018. Por otro lado, no se cuenta con información de caudal del efluente en el punto de descarga del lago, por tanto, se utilizó el método de transposición de cuencas. Sin embargo, la información proveniente de la estación fluviométrica igualmente fue escasa, debiéndose utilizar el caudal histórico para el método de transposición de cuencas. Aquel desfase o falta de información puede generar un desbalance en el cálculo de entradas y aguas del lago Yelcho.



El aporte de PT proviene netamente del uso de suelo y cobertura vegetal, específicamente del bosque nativo y del suelo desnudo. Aquel resultado es de suma importancia si se considera que el uso de suelo desnudo está ubicado principalmente en territorio argentino, y más aún que 2/3 de la cuenca hidrológica se encuentra en dicho país. Por tanto, ante gestiones para la planificación y manejo del territorio de esta cuenca, se hace indispensable el trabajo integrado entre ambas naciones. Por otro lado, esta cuenca presenta fuertes gradientes de alturas en las laderas que rodean al lago, lo que le hace vulnerable a procesos erosivos, tales como derrumbes (Prado *et al.* 1999), posterior turbidez de la columna de agua. Tal naturaleza de borde lacustre debe tenerse en cuenta ante cualquier modificación de uso de suelo y cobertura vegetal o alguna actividad antrópica que se genere en esta zona.

Las principales abundancias fitoplanctónicas en este lago se mantienen representadas por el phylum Bacillariophyta, especialmente de las familias *Tabellariales*, lo cual coincide con lo reportado en las etapas previas de este estudio. El ensamble fitoplanctónico está dominado por grandes diatomeas con adaptaciones a la flotabilidad, necesario para permanecer en la columna de agua, sobretodo en este tipo de cuerpo de agua, en donde el ingreso y flujo hidrodinámico de agua es muy alto.

Las concentraciones de PT indican que el lago se encontraría aún en estado oligotrófico y con capacidad de recibir nutrientes. Si bien, el tiempo de renovación de este lago es corto (~ 1 año), se debe tomar con cuidado esta condición oligotrófica, por cuanto, como gran parte de la cuenca se encuentra en Argentina, se dificulta el manejo y fiscalización de los xenobióticos que estarían ingresando de dicho país.

5.13. Lago Riesco

Los principales contribuyentes de PT al lago durante el año 2018 han sido el uso de suelo y cobertura vegetal, y la actividad de acuicultura en balsas jaulas. 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. Más aún, se debe tener en cuenta la morfología de la cuenca, junto con la batimetría del lago. Las laderas de la cuenca presentan fuertes grados de inclinación (lo que favorece la velocidad de escorrentía y posterior ingreso de nutrientes hacia el lago), además, el 36% del volumen de la curva hipsográfica está representado en las profundidades 100-135 m. Esto sumando al alto porcentaje de sedimentación calculado para este lago, el PT que estaría sedimentando, si no tiene la capacidad de estabilizarse en la columna de agua y posteriormente evacuarse por el efluente, estaría depositándose en el fondo.

Al igual que en todas las etapas de previas de estudio, se ha registrado en general a que el oxígeno tiende a disminuir en profundidad. El estudio FIP – IT/97-39 registró anoxia (0,24 mg/L) a 120 m de profundidad, asociando dicho valor a la baja energía hidrodinámica.

De acuerdo al fitoplancton, al comparar lo obtenido con estudios previos (Campo *et al.* 1999) en la misma época del año, la abundancia de fitoplancton fue menor a la actualmente reportada, así



también difirió respecto de la especie dominante. Anteriormente la especie dominante fue *Gymnodonium* sp., más en la actualidad las especies con mayor relevancia fueron Baccillariophyta y Cryptomonas. La riqueza de taxa fue menor a la reportado por Pesse *et al.* 2018 donde alcanzó valores de 22 taxa, hoy no superó los 14 taxa. El género mantuvo su dominancia en el fitoplancton del lago Riesco de acuerdo a lo reportado por Pesse *et al.* 2016b, 2017, y 2018.

En tanto, la abundancia del zooplancton fue mayor en primavera del 2018, en comparación a otoño del 2019, con un cambio del ensamble dominante de especies en el tiempo, dominando en primavera los microcrustáceos, y en otoño el rotífero *Kellicottia* sp. Igualmente, se menciona que las abundancias de rotíferos obtenidas son bajas. 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. Para hacer relaciones entre fitoplancton y zooplancton se requiere de mayor frecuencia de muestreo en el tiempo, además de estudios en laboratorio bajo condiciones controladas.

De acuerdo a los parámetros de trofia evaluados en la norma, tales como la Cla a, NT y PT indican condiciones de ultra-oligotrofia. La transparencia sí fluctúa, alcanzando condiciones mesotróficas, lo que estaría asociado mayormente al arrastre de material proveniente de la escorrentía de la cuenca lacustre.

5.14. Lago Sofía

Una de las falencias a nivel nacional es la escasa información que se cuenta sobre los caudales de afluentes como de efluentes de cuerpos lacustres, ya sea continua o de manera parcial. 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 2018 presentó características de un año seco con un acumulado de 368 mm (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 evalúa la factibilidad de incluir nuevas estaciones fluviométricas estratégicas que tiendan a dar respuestas hacia el manejo integrado de cuencas.

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*. En todas nuestras etapas de estudio hemos registrado que en el lago Sofía se registran siempre pequeñas diatomeas, encontrándose además en una época de estudio *S. venter*, una microalga epífita, que se fija sobre macrófitas, y específicamente en el lugar que se recolectó la muestra el fondo presenta gran cantidad de macrófitas. Nuestros resultados difieren de lo obtenido por el FIP 99-26 FIP, en donde la especie más dominante en termino de abundancia durante el periodo evaluado fue la



cianobacteria *Merismopedia* sp. En cambio, en los estudios de Pesse *et al.* 2017 y 2018, las mayores abundancias han estado dominadas por *Cyclotella ocellata*. Considerando que este lago, es una zona de baño para la población de Puerto Natales y sus alrededores se considera importante mantener el registro de fitoplancton, sobretodo de la aparición de cianobacterias, con posibilidad de generar toxinas.

En relación a la trofia del lago Sofía, la transparencia en ambos periodos mostró una condición mesotrófica, las concentraciones de clorofila *a* variaron entre la ultraoligotrofia a oligotrofia, y los nutrientes se presentaron oligotróficos con tendencia a la mesotrofia. Cabe señalar, que el sedimento de la cuenca lacustre es similar a la arcilla, y en condiciones fuertes precipitaciones, ésta escurre directo al lago, generando una columna de agua poco transparente. Si bien la precipitación en esta zona es baja (~ 300 mm/año), el tipo de suelo y cobertura vegetal (la cobertura vegetal es escasa en relación a las cuencas de más al norte, tales como la cuenca de los lagos Riesco y Yelcho), no es capaz de retener una gran cantidad de agua, conllevando una mayor escorrentía hacia el lago.

En general, la temperatura de los 8 lagos Araucanos y Patagónicos varía dentro de cada estación de muestreo, dentro de cada lago y entre las épocas de muestreo, pero las más cálidas corresponden a la superficie y las más frías a las profundas, influyendo en ésta también la época del año donde se tomó la muestra (más cálidas en verano que en invierno). El pH se mantiene estable alrededor de 7,3 y sus fluctuaciones no presentan un patrón definido. La conductividad se mantiene dentro de los niveles esperados para el agua dulce, pero en general varía entre los lagos y se mantiene dentro de cada lago variando de acuerdo a la época de muestreo (primavera y verano parecen ser las con mayor conductividad). La columna de agua de los 8 lagos presenta una buena oxigenación de alrededor de los 10 mgL⁻¹, siendo el lago Riesco el que muestra mayores variaciones entre las estaciones de muestreo y entre la profundidad. De acuerdo a las características oligotróficas de este tipo de lagos, las concentraciones de fósforo total se mantienen bajas (bajo 12 ugL⁻¹) y parecen ser consistentemente menores durante los muestreos de verano en la mayoría de los lagos muestreados. Las concentraciones de nitrógeno total muestra bajas concentraciones y varían entre las estaciones y entre las épocas de muestreo (menor a 120 ugL⁻¹). Las concentraciones de clorofila *a* son mayores en los lagos Llanquihue y Chapo y las más bajas en los lagos Yelcho y Riesco en todas las épocas de muestreo y parecen ser mayores en otoño que en primavera.

Los modelos generados para las concentraciones de clorofila *a* de la columna de agua para cada lago, nos indican las variables más importantes, dentro de las estudiadas, que pueden influir en la producción biológica (donde la concentración de clorofila *a* puede ser un reflejo de la producción de fitoplancton). En general los modelos se ajustan alrededor R²=0,7 y nos ayudan a entender cómo funcionan las tasas de crecimiento del fitoplancton a medida que las variables cambian en el tiempo. Algo similar ocurre al ajustar los modelos a las comunidades fitoplanctónicas presentes en la columna de agua de los diferentes lagos y las variables que influyen en su crecimiento y que finalmente son características para cada combinación de variables. Los menores ajuste se lograron en el lago Chapo y en el lago Llanquihue, porque más datos y mejores series de tiempo son necesarias.



El índice de diversidad de Shannon -Wiener del fitoplancton de los lagos en estudio, nos muestra comunidades con una diversidad media a baja (no supera los 2,5), al igual que la Equidad de Pielou caracterizando comunidades con pocas especies, con algunas de ellas dominantes dependiendo de la época de muestreo.

La trofia de los lagos según el índice de Carlson-Simpson entre 2014 y 2019 los clasifica como lagos oligotróficos, pero también nos muestra que en ciertas épocas uno de los 3 índices sobrepasa esta clasificación catalogándose dentro de la mesotrofia (índice >40).

Las tasas de sedimentación obtenidas de las trampas de sedimento en la Bahía de Puerto Octay nos muestran valores similares en ambos experimentos, obteniéndose valores mayores en las trampas ubicadas a más profundidad en todos los parámetros medidos (C, Corg, Cinog, NT y PT). La temperatura durante el invierno no muestra diferencias significativas entre las profundidades (15 y 75 m), pero en verano se caracteriza por una columna de agua estratificada con una diferencia de 4°C entre superficie y fondo. Esto se compara con las concentraciones de oxígeno de la columna de agua que no muestra variaciones ni en profundidad ni en cuanto a la época de muestreo variando alrededor de los 10 a 10,5 mg/L.

Los tributarios del lago Llanquihue aquí estudiados, nos indican que algunos de los mayores aportes de DOC y nutrientes corresponden a las estaciones de muestreo 11 y 12 que están ubicadas en Quebrada Onda en la ciudad de Puerto Varas y son las estaciones que presentan menor caudal comparativo a las otras 10 estaciones ($1\text{m}^3\text{s}^{-1}$ vs $12\text{m}^3\text{s}^{-1}$), lo que muestra la importancia sobre el estado ambiental del lago de ciertos cauces con alta intervención urbana, aun cuando su caudal sea bajo. Las presiones antrópicas sobre el curso de agua pueden influir sobre las concentraciones finales de fósforo, nitrógeno y DOC. Si bien, en términos de caudal y aporte en general de nutrientes al lago el más importante es el río Pescado, se debe considerar el fuerte efecto puntual de los pequeños afluentes de la ciudad de Puerto Varas, los cuales aportan una elevada concentración de nutrientes en un pequeño volumen de agua, influyendo en la calidad de agua de dicha bahía y por consiguiente al estado ambiental del lago Llanquihue.

La toma de muestras de fitoplancton cuantitativo desde la primera hasta la sexta etapa del proyecto, se han realizado de manera integrada, mediante la homogenización de sub-muestras de igual volumen, tomadas cada 5 metros entre los 0 y los 40 metros de profundidad. Sin embargo, hemos encontrado que existen algunas limitaciones a la hora de interpretar los resultados con este tipo de análisis. Al evaluar las bondades de muestrear la columna de agua de manera discreta e integrada, se encontró que ambas técnicas entregaron valiosa información respecto de la componente fitoplanctónica, y se observaron solo leves diferencias en términos de abundancia promedio por estación de muestreo y riqueza de taxa. No obstante, la muestra discreta tomada a diferentes profundidades en la columna de agua, entregó información adicional, respecto de la distribución vertical de las especies y sus abundancias en un punto determinado.

Considerando lo anterior, las muestras integradas tienen un alto valor analítico ya que entregan una visión general de la columna de agua en cada estación de muestreo, e implican menores costos y



tiempo de análisis para obtener conocimiento de determinada porción de la columna de agua, por ello las muestras integradas deben mantenerse en el tiempo. Sin embargo, se considera importante complementar los resultados de las muestras integradas, con el conocimiento de la distribución vertical del fitoplancton en la columna de agua, de modo que sea posible obtener una visión más detallada del funcionamiento y evolución en el tiempo del sistema lacustre. Especialmente tomando en cuenta aquellos lagos u o estaciones de muestreo donde históricamente se han observado especies indicadoras o potencialmente nocivas. Para ello, en etapas posteriores de este estudio, se considerará tomar tanto muestras integradas, como muestras discretas en 3 profundidades de la columna de agua. De acuerdo a las indicaciones de la Directiva Marco del Agua, 2005 que considera tomar un mínimo de 3 muestras discretas, hasta un máximo de 6 muestras discretas por punto de muestreo.



6. CONCLUSIÓN

Los lagos son parte integrante de toda la cuenca. Como se trata de sistemas mayormente cerrados, esta última influenciará aquellos y viceversa. Por lo tanto, resultará bastante difícil manejar al lago como un sistema, independientemente de la cuenca y su entorno. Esto recalca la necesidad de poder contar con modelos y aproximaciones sistémicas, ya que debe analizarse un ecosistema complejo y, más aún, una cuenca, en su totalidad. Por ello, una buena estrategia de gestión no implica que un problema sea analizado como un tema aislado, sino que siempre se requiere que los problemas ambientales sean relacionados con todo el lago y su entorno. Considerando todas las actividades antrópicas y particularidades naturales de la cuenca lacustre.

Para obtener mayor precisión en los ingresos asociados a los usos de suelo en el balance de nutrientes, se requiere una actualización de ellos en las cuencas en estudios. En especial donde se han registrado cambios evidentes en sus coberturas y en sistemas donde las cuencas poseen una gran influencia sobre los sistemas acuáticos, es decir, aquellos lagos que cuentan con una mayor razón área cuenca: área lago. Además, para los lagos de Chiloé se hace necesario contar con coeficientes de exportación que sean propios de sus cuencas.

Mientras que, para tener mayor certeza sobre las salidas de fósforo de los cuerpos de agua se necesita contar con mediciones continuas, fundamentalmente en efluentes con caudal reducido. Donde las estimaciones puedan conducir a un mayor error.

Por otra parte, para validar la sedimentación de fósforo en los lagos, sería adecuado instalar trampas de sedimento en los lagos en estudio y caracterizar su composición.

Los lagos Araucanos se encuentran mayormente en condiciones oligotróficas con tendencia a la mesotrofia, especialmente en aquellas bahías más someras y con mayores aportes antrópicos. Por otro lado, los lagos Chilotes oscilan entre un estado distrófico a mesotrófico tendiendo a un estado mixotrófico, esta variabilidad se relaciona con las particularidades que posee cada uno. Los lagos Patagónicos se encuentran en condiciones ultraoligotróficas a oligotróficas mayoritariamente.

Todos los sistemas lacustres actúan como reservorios de compuestos provenientes desde el exterior, lo que les hace vulnerables en el tiempo a presentar alteraciones en su trofia. Esto se ve primeramente reflejado, principalmente en lagos con bajo tiempo de renovación. Tal es el caso de los lagos Chilotes, que por sus características distróficas a mixotróficas presentan una elevada vulnerabilidad ambiental, por lo cual no es recomendable realizar actividades en las cuales se incorporen más nutrientes a la columna de agua, ya que poseen una baja capacidad de usar estos nutrientes sin pasar a un estado trófico superior. Por otro lado, los lagos Araucanos por su gran envergadura, y régimen hídrico tienen una mayor capacidad de asimilación de nutrientes, sin embargo, ya se observan los indicios de eutroficación en los lugares con mayor carga de nutrientes. Ya que están sometidos a una fuerte actividad antrópica, tanto de actividades productivas como de sustentar poblaciones humanas crecientes en sus cuencas, con lo cual aumenta fuertemente el uso de agua y desechos que se descargan a esta. Por lo cual, es recomendable limitar el ingreso de nutrientes. Más al sur los lagos Patagónicos presentan las condiciones más prístinas de los lagos estudiados, salvo el lago Sofía el cual presenta una condición generalmente mesotrófica. Sin



embargo, estos lagos, tienen una baja transparencia producto de los sedimentos glaciares en el agua, lo cual también en parte regula la baja productividad del sistema.

Para determinar áreas de mayor o menor vulnerabilidad a la eutroficación en determinadas áreas de cada lago, sería necesario escalar en un futuro a la inclusión de estudios de hidrodinámica.

Finalmente, los lagos estudiados, presentan diferente grado de vulnerabilidad ambiental. Con este estudio se ha obtenido información relevante respecto a la trofia, particularidades ambientales, capacidad de carga, junto con los usos antrópicos y los principales aportes de fósforo a los cuerpos de agua. Con lo anterior, es posible indicar que desde el inicio de este estudio la actividad de acuicultura dentro de los cuerpos de agua en balsas jaula ha disminuido. Se espera en un futuro cercano que otras actividades productivas sean reguladas, en vías de mantener los sistemas acuáticos con su actual condición ambiental.



7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almanza, V., C.E.M. Bicudo, O. Parra, R. Urrutia. 2016. Características morfológicas y limnológicas de las floraciones de *Ceratium furcoides* (Dinophyta) en un lago somero de Chile Central. *Limnética*. 35(1):253-268.
- Almanza, V., Parra, O., Bicudo, C.M., Sant'Anna, C.L., Figueroa, R., Urrutia, R., Lara, F., Beltran, J., Baeza, C., González, P., 2016b. Guía para el estudio de Cianobacterias en el sistema lacustre del Gran Concepción, first ed. Centro de Ciencias Ambientales, Universidad de Concepción, Chile.
- Almanza, V., Pedreros, P., Laughinghouse IV, H.D., Félez, J., Parra, O., Azócar, M., Urrutia, R., 2019. Association between trophic state, watershed use and blooms of cyanobacteria in south-central Chile. *Limnologica* 75, 30–41.
- Anderson, C., A. D. Rosemond. 2007. Ecosystem engineering by invasive exotic beavers reduces in-stream diversity and enhances ecosystem function in Cape Horn, Chile. *Oecologia*. 154 (1): 141–153.
- Antimán, M., C. Martínez. 2005. Grado de antropización, evaluación y modelación matemática del nivel trófico del lago Budi como base para determinar su comportamiento ambiental. Tesis licenciatura en recursos naturales y ciencias de la ingeniería. Facultad de ciencias de la Universidad Católica de Temuco. 186 pp.
- Araya, J.M., L. Zúñiga. 1985. Manual taxonómico del zooplancton lacustre de Chile. *Boletín Informativo Limnológico*, Chile 8:1-110.
- Arismendi, I., D. Soto. 2012. Are salmon-derived nutrients being incorporated in food webs of invaded streams? Evidence from southern Chile. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 405: 01.
- Arrow K., B. Bolin, R. Costanza, P. Dasgupta, C. Folke, C.S. Holling, B. Jansson, S. Levin, K. Mäler, C. Perrings, D. Pimentel. 1995. Economic growth, carrying capacity, and the environment. *Ecological Economics* 15: 91 - 95.
- Barton, J.R., A. Fløysand. 2010. The political ecology of Chilean salmon aquaculture, 1982–2010: a trajectory from economic development to global sustainability. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 20 (4): 739 – 752.
- Bellinger, G.E., D.C. Sigeo. 2010. *Freshwater algae: Identification and Use as Bioindicators*. John Wiley & Sons, Ltd. pp. 271.
- Beveridge, M. 1986. Piscicultura en jaulas y corrales. Modelos para calcular la capacidad de carga y las repercusiones en el ambiente. FAO documento técnico de pesca. Disponible desde Internet en: <http://www.fao.org/DOCREP/005/AD021S/AD021S00>. HTM (con acceso 11/06/10).
- Bjørndal, T. 2002. The competitiveness of the Chilean salmon aquaculture industry. *Aquacult. Econ. Manage.* 6: 97 – 116.



- Bottom, D.L. 1997. To till the water: a history of ideas in fisheries conservation. En: Stouder, D.J.; Bisson, P.A.; Naiman, R.J. eds. Pacific Salmon and Their Ecosystems: Status and Future Options. Ed. Chapman Hall (New York). p. 569 - 597.
- Boyer, E.W., R.W. Howarth, J. Galloway, F.J. Dentener, P.A. Green, C.A. Vorosmarty. 2006. Riverine nitrogen export from the continents to the coasts. *Global Biogeochemical Cycles* 20 (1): 1 - 91. <http://dx.doi.org/10.1029/2005GB002537>.
- Bustos-Gallardo, B. 2013. The ISA crisis in Los Lagos Chile: A failure of neoliberal environmental governance? *Geoforum* 48: 196 – 206.
- Buyukcapar, H.M., A. Alp. 2006. The carrying capacity and suitability of the menzelet reservoir (Kahramanmaras-Turkey) for trout culture in terms of water quality. *J. Appl. Sci.* 6: 2774 - 2778.
- 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.
- Campos, H. 1985. Distribution of the fishes in the andean rivers in the South of Chile. *Arch. Hydrobiol.* 104(2): 169-191.
- 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., Arenas, J., Steffen, W., Román, C., G. Agüero. 1982. Limnological study of Lake Ranco (Chile) Morphometry, physics, chemistry and plankton. *Arch. Hydrobiol.* 94(2): 137-171.
- Campos, H., A. Huber, O. Parra, C. Oyarzún, L. Villalobos, E. Jaque, C. Bertrán, A. Bravo, M. Grandjean, D. Avilés, G. Agüero, C. Campusano. 1997. Determinación de la capacidad de carga y balance de fósforo y nitrógeno del lago Natri, Cucao, Huillinco, Tepuhueico y Tarahuín. Fondo de Investigación Pesquera (FIP), FIP-IT/96-54. Universidad Austral de Chile (UACH).
- Campos, H., A. Huber, C. Parra, L. Villalobos, O. Jaque, E. Oyarzún, C. Bertran, A. Bravo, M. Grandjean, D. Aviles, G. Agüero, C. Campusano. 1997. Determinación de la capacidad de carga y balance de fósforo y nitrógeno del lago Riñihue. FIP IT/96-53. Universidad Austral de Chile.
- Campos, H., O. Parra, F. Godoy, A. Huber, C. Oyarzún, D. Soto, G. Agüero, A. Turner, R. Cárcamo. 1995. Determinación de la capacidad de carga en el lago Rupanco, X Región. FIP-IT/93-27. Universidad Austral de Chile.
- Campos, H., W. Steffen, G. Agüero, O. Parra, L. Zúñiga. 1988. Limnological study of lake Llanquihue (Chile), morphometry physics, chemistry, plankton and primary productivity. *Arch. Hydrobiol.* 81 (1): 37 – 67.
- Campos, H., W. Steffen, G. Agüero, O. Parra, L. Zúñiga. 1992. Limnological study of lake Rupanco (Chile) Morphometry, Physcs, chemistry, plankton and primary productivity. *Arch. Hydrobiol.* 90(1): 85-113.



- Campos, H., L. Villalobos, M. Grandjean, A. Huber, O. Parra, C. Oyarzún, E. Jaque, C. Bertrán, A. Bravo, D. Avilés, G. Agüero, A. Ávila. 1999. Determinación de la capacidad de carga y balance de fósforo y nitrógeno de los lagos Riesco, Los Palos y laguna Escondida en la XI Región. Fondo de Investigación Pesquera (FIP), FIP-IT/97-39. Universidad Austral de Chile (UACH).
- Carlson, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22: 361-369.
- Carlson, R., J. Simpson. 1996. A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods. North American Lake Management Society, Madison, WI.
- Cañete, J.I., M. Gorny, A. Kuntsman, O. Dollenz, F. Carrasco, 2001. Determinación de capacidad de carga del lago Sofía en la XII Región. Fondo de Investigación Pesquera (FIP), FIP-IT/99-26. Universidad de Magallanes.
- Carpenter, R.S., D. Ludwig, W.A. Brock. 1999. Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change. *Ecological Applications* 9: 751 – 771.
- Centro Nacional del Medio Ambiente (CENMA). 2007. Informe Final. Estudio para la implementación de medidas para el control de la contaminación hídrica: antecedentes de apoyo a la elaboración de la "Norma Secundaria de Calidad Ambiental para la Protección de las aguas del lago Llanquihue".
- 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.
- Correa, C., M. R. Gross. 2008. Chinook salmon invade southern South America. *Biol. Invasions*, 10: 615–639.
- Cuthbert, I., P. del Giorgio, 1992. Toward a standard method of measuring color in freshwater. *Limnol. Oceanogr.*, 37(6): 1319-1326.
- David, C.P.C., Y.Y. Sta Maria, F.P. Siringan, J.M. Reotita, P.B. Zamora, C.L. Villanoy, E.Z. Sombrito, R.V. Azanza. 2009. Coastal pollution due to increasing nutrient flux in aquaculture sites. *Environmental Geology* 58: 447 - 454.
- Davison. 1993. Iron and manganese in lakes. *Earth Sci. Rev.* 34: 119-163.
- Demirak, A., B. Ahmet, T. Mehmet. 2006. Environmental impact of the marine aquaculture in Güllük Bay, Turkey. *Environ. Monit. Assess.* 123 (1–3): 1 – 12.
- Dillon, P.J., F.H. Rigler. 1974. A test of simple budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. *J. Fish. Res. Board Can.* 31:1771 - 1778.



- Dillon, A., M. Sweeney, M. Maguire. 1993. A Survey of Usability Engineering within the European IT industry--Current Practice and Needs. In: J. Alty *et al* (Eds.) People and Computers VII, Proceedings of HCI 93, Cambridge: Cambridge University Press: 81-94.
- Directiva Marco Europea, 2005. Metodología para el establecimiento el estado ecológico según la directiva marco del agua, Protocolos de muestreo y análisis para fitoplancton. 43 pp.
- Environmental and Climate Change Canada and the Ontario Ministry of the environment and Climate Change, 2018. Canada-Ontario Lake Erie Action Plan Partnering on Achieving Phosphorus Loading Reductions to Lake Erie from Canadian Sources. 84 pp
- Environmental Protection Agency & Great Lakes National Programm office, 2018. U.S. action plan for lake Erie. 119 pp.
- Environmental Protection Agency, 2016. EPA 841-R-16-113. National Lakes Assessment 2012. A Collaborative Survey of Lakes in the United States. 40 pp.
- FAO. 2012. El estado mundial de la pesca y la acuicultura. Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO, Organización de las Naciones Unidad para la Alimentación y la Agricultura, Roma, Italia. 251 pp.
- Fierro, P., I. Arismendi, R. Hughes, C. Valdovinos, A. Jara-Flores. 2018. A benthic macroinvertebrate multimetric index for Chilean Mediterranean streams. *Ecological Indicators*. 91: 13-23.
- Folk, R.L. 1980. *Petrology of Sedimentary Rocks*; Hemphill Publishing Co., Austin, Texas, U.S.A, 182.
- Folk, R., P. Andrews, D. Lewis. 1970. Detrital sedimentary rock classification and nomenclature for use in New Zeland, *New Zeland Journal of Geology and Geophysics*.
- 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.
- Godoy, R., C. Oyarzún, V. Gerding. 2001. Precipitation chemistry in deciduous and evergreen *Nothofagus* forests of southern Chile under low-deposition climate. *Basic and Applied Ecology* 2: 65-72.
- Grant Agreement 603378, 2014. MARS recommendations on how to best assess and mitigate impacts of multiple stressors in aquatic ecosystems. MARS project funded by the European Union within the 7th Framework Programme, Duration: February 1st, 2014 – January 31th, 2018. www.mars-project.eu
- Guevara, G., R. Godoy, M. Francoc. 2018. Linking riparian forest harvest to benthic macroinvertebrate communities in Andean headwater streams in southern Chile. *Limnologica*. 68:105-114.
- Guo, L., Z. Li, P. Xie, L. Ni. 2009. Assessment effects of cage culture on nitrogen and phosphorus dynamics in relation to fallowing in a shallow lake in China. *Aquaculture International* 17: 29 - 241.



- Håkanson, L., V.V. Boulion. 2001. Regularities in primary production, secchi depth and fish yield and a new system to define trophic and humic state indices for lake ecosystems. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 86 (1): 23–62.
- Hecky, RE., P. Kilham. 1988. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: a review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnology and Oceanography* 33: 796 - 822.
- Hillebrand et al 1999, Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.* 35, 403–424.
- Holmer, M., M. Argyrou, T. Dalsgaard, R. Danovaro, E. Diaz-Almela, C.M. Duarte, M. Frederiksen, A. Grau, I. Karakassis, N. Marbà, S. Mirto, M. Pèrez, A. Pusceddu, M. Tsapakis. 2008. Effects of fish farm waste on *Posidonia oceanica* meadows: synthesis and pro-vision of monitoring and management tools. *Mar. Pollut. Bull.* 56: 1618 – 1629.
- Horne, A., C. Goldman. 1994. *Limnology*. McGraw-Hill. 2 nd. 574.
- Howarth. RW. 1988. Nutrient limitation of net primary production in marine ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 19: 898 - 910.
- Huisman J., G.A. Codd, H.W. Paerl, B.W. Ibelings, J.M.H. Verspagen, P.M. Visser. 2018. Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology* 16: 471–483.
- Hupfer M, Lewandowski J (2008) Oxygen controls the phosphorus release from lake sediments—a long-lasting paradigm in limnology. *Int Rev Hydrobiol* 93(4–5):415–432. doi:10.1002/iroh.200711054
- 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.
- Ivankovic, A., N. Cosic, Z. Knezovic, V. Vasilj. 2018. Trophic status of Blidinje lake (Bosnia and Herzegovina) based on the determination of the trophic state index (TSI). *Ekologija (Bratislava)*. 37 (1): 1–10.
- Kalff, J. 2002. *Limnology: inland water ecosystems*. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall.
- Kamjunke, N., J. Nimptsch, M. Harir, P. Herzsprung, P. Schmitt-Kopplin, T. Neu, D. Graeber, S. Osorio, J. Valenzuela, J.C. Reyes, E. Woelfl, N. Hertkorn. 2017. Land-based salmon aquacultures change the quality and bacterial degradation of riverine dissolved organic matter. *Scientific Reports* 7:43739. DOI: 10.1038/srep43739
- Kirk, J. 2011. *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems* 3rd ed. Cambridge University Press New York, NY, USA.
- Koroleff, J. 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.
- Kratzer, C.R., P.L. Brezonik. 1981. A Carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. Water resources bulletin, American water resources association. 17 (4): 713 – 715.
- Lampert, W., U. Sommer. 2007. Limnology: The ecology of lakes and streams: Oxford, Oxford University Press, 336 p.
- Ley Nº 18.892. 1989. Ley general de pesca y acuicultura y sus modificaciones. División Jurídica, Subsecretaría de Pesca, Gobierno de Chile. 189 pp.
- Little, C., A. Lara, J. McPhee, R. Urrutia. 2008a. Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. Journal of Hydrology 374: 162-170.
- Little, C., D. Soto, A. Lara, J.G. Cuevas. 2008b. Nitrogen exports at multiple-scales in a southern Chilean watershed (Patagonian Lakes district). Biogeochemistry, 87:297–309, DOI 10.1007/s10533-008-9185-8.
- Lozano, Z., C. Rivero, C. Bravo, R. Hernández. 2011. Fracciones de la materia orgánica de suelos bajo sistemas de siembra directa y cultivo de cobertura. Revista Facultad de Agronomía (LUZ). 28: 35-56.
- Margalef, R. 1983. Limnología. Ed Omega. Barcelona. 1010 pp.
- Mäler, K.G. 2000. Development, ecological resources and their management: a study of complex dynamic systems. European Economic Review 44: 645 – 655.
- Mischke, U., S. Thackeray, M. Dunbar, C. McDonald, L. Carvalho, C. de Hoyos, M. Jarvinen, C. Laplace-Treytore, G. Morabito, B. Skjelbred, A. Lyche Solheim, B. Brierley, B. Dudley, 2012. Deliverable D3.1-4: Guidance document on sampling, analysis and counting standards for phytoplankton in lakes. Collaborative Project (large-scale integrating project) Grant Agreement 226273 Theme 6: Environment (including Climate Change).
- Moreno Franco, D.P., J. Quintero Manzano, A. López Cuevas. 2010. Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. ContactoS 78: 25–33.
- Nimptsch, J., S. Woelfl, S. Osorio, J. Valenzuela, P. Ebersbach, W. Von Tuempling, R. Palma, F. Encina, D. Figueroa, N. Kamjunke, D. Graeber. 2015. Tracing dissolved organic matter (DOM) from land-based aquaculture systems in North Patagonian streams. Science of the Total Environment 537: 129–138.
- Nürnberg, G.K., M. Shaw. 1998. Productivity of clear and humic lakes: nutrients, phytoplankton, bacteria. Hydrobiologia 382: 97 - 112.



- Olenina I., Hajdu S., Edler L., Andersson A., Wasmund N., Busch S., Göbel J., Gromisz S., Huseby S., Huttunen M., Jaanus A., Kokkonen P., Ledaine I., Niemkiewicz e, 2004. Baltic Sea environment proceedings, XX Biovolumes and size-classes of phytoplankton in the Baltic Sea. – Helsinki
- Organization for economic co-operation and development (OCDE). 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, Assessment and Control. 156pp.
- Oyarzún, C.E., C. Aracena, P. Rutherford, R. Godoy, A. Deschrijver. 2007. Effect of land use conversion from native forests to exotic plantations on nitrogen and phosphorus retention in catchments of Southern Chile. *Water, Air and Soil pollution* 179: 341-350.
- Oyarzún, C.E., H. Campos, A. Huber. 1997. Exportación de nutrientes en microcuencas con distinto uso del suelo en el sur de Chile (lago Rupanco, X Región). *Rev. Chil. Hist. Nat.* 70: 507 - 519.
- Oyarzún, C.E., R. Godoy, A. De Schrijver, J. Staelens, N. Lust. 2004. Water chemistry and nutrient budget in an undisturbed evergreen rain forest of southern Chile. *Biogeochemistry*. 71: 107-123.
- Padisák, J. 2003. Phytoplankton. In O'Sullivan, P.E. & C.S. Reynolds (eds), *The Lakes Handbook 1. Limnology and Limnetic Ecology*. Blackwell Science Ltd., Oxford: 251 – 308.
- Park, R.E., E.W. Burgess. 1921. *Introduction to the science of sociology*. Chicago, Illinois: University of Chicago Press.
- 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.
- Parra O, Almanza V., Urrutia R. y Baeza C. 2013. Programa de monitoreo de la calidad del agua de las Lagunas urbanas de concepción, Chile: análisis de resultados y propuesta. PROYECTO INNOVA CHILE CORFO Código N°10CREC-8453. 111 pp.
- Prado-Fiedler, R., G. Leighton, I. 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.
- Prescott, G., 1970. *Algae of the Western Great Lakes Area*. Brown Company Publishers. 4th edition. 977.



- Programa de Observación del Ambiente Litoral (POAL) de la DGTM y MM. <https://www.directemar.cl/directemar/intereses-maritimos/p-o-a-l-programa-de-observacion-del-ambiente-litoral/programa-de-observacion-del-ambiente-litoral-p-o-a-l>
- Rabalais, N.N., R.E. Turner, R.J. Diaz, D. Justic. 2009. Global change and eutrophication of coastal waters. *ICES Journal of Marine Science* 66: 1528 - 1537.
- Reynolds, C.S. (2006) *The Ecology of Phytoplankton (Ecology, Biodiversity and Conservation)*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Riascos, J., D. Díaz, L. Beltrán, F. Gutiérrez. 2012. Modelo dinámico para estimar la capacidad de carga de cuerpos de agua con piscicultura. *Rev. U.D.C.A Act. & Div. Cient.* 15(1): 135 – 145.
- 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.
- Rojas-Carrillo, P.M., A. Aguilar-Ibarra. 2012. Estimación de la capacidad de carga en el cultivo de peces en jaulas en el lago de Pátzcuaro, México. *Ciencia Pesquera* 20(2): 23 - 34.
- Ruiz, R., N. Bahamonde. 2003. Distribución estacional de cladóceros y copépodos en el Lago Rapel, Chile Central. *Publicación ocasional. Museo Nacional de Historia Natural* 58: 5-58.
- Ryding, S., W. Rast (eds). 1993. *El control de la eutroficación en los lagos y pantanos*. Publicación UNESCO, Ediciones Pirámide, Madrid. 375 pp.
- 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.
- Smith, V.H. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: a global problem. *Environmental Science Pollution* 10: 126 - 139.
- Smith L, Watzin MC, Druschel G (2011) Relating sediment phosphorus mobility to seasonal and diel redox fluctuations at the sediment-water interface in a eutrophic freshwater lake. *Limnol Oceanogr* 56(6):2251–2264. doi:10.4319/lo.2011.56.6.2251
- Soil Conservation Service (SCS). 1972. *SCS National Engineering Handbook, Section 4. Hydrology*, Soil Conservation Service. US Department of Agriculture, Washington, DC.
- Soto, D., I. Arismendi, C. Di Prinzio, F. Jara. 2007. Establecimiento del salmón Chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) en cuencas del Pacífico sur de Sudamérica y sus potenciales implicancias ecosistémicas. *Revista Chilena de Historia Natural*. 80: 81-98.



- Soto, D., I. Arismendi, J. González, J. Sanzana, F., Jara, C. Jara, E. Guzmán, A. Lara. 2006. Sur de Chile, país de truchas y salmones: patrones de invasión y amenazas para las especies nativas. *Revista Chilena de Historia Natural* 79: 97-117.
- Standard Methods. 2012. Standard Methods for the examination of water and wastewater. Revision to NSF/ANSI 41-2005. Edition 22.
- Stickney, R.R. 2003. How did we get into this mess? Junk science vs. real science. *World Aquaculture*. 34:71.
- Strickland, J.D.H, T.R. Parson. 1972. A practical handbook of seawater analysis. Fisheries research board of Canada. Bull. 167, 2nd ed. 310 pp.
- Sun, J., Liu, D., (2003), Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *J. Plankton Res.*, 25: 1331-1346
- Tacon, A.G.J., M. Metian. 2009. Fishing for feed or fishing for food: increasing global competition for small pelagic forage fish. *Ambio* 38: 294 - 302.
- 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. 2009. Cianobacterias Planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión. Sylvia Bonilla (editora). Documento Técnico PHI-LAC, N° 16
- 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. 1989. Global problems of eutrophication and its control. In: Salanki, J. & Herodek, S. (eds), *Conservation and Management of Lakes*. Akademiai Kiado, Budapest, 19 – 41.
- 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.
- Wetzel, R. 2001. *Limnology. Lakes and river ecosystem*. ACADEMIC PRESS. New York. 1006 pp.
- Whitton, B.A., M. Potts. 2000. *Ecology of cyanobacteria: their diversity in time and space*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers



- Wicki, G.A., L. Luchini. 2002. Evaluación del potencial para acuicultura en la región del Comahue. (Provincias de Neuquén y Río Negro). Información Básica. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos (SAGPyA). República de Argentina. 52p.
- Williamson, C.E., D.P. Morris, M.L. Pace, O.G. Olson. 1999. Dissolved organic carbón 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.
- 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.
- Zhong-gen, W., L. Yu-zhou, Z. Ming-hua, X. Jun. 2014. Quantitative Evaluation of Sustainable Development and Eco-Environmental Carrying Capacity in Water-Deficient Regions: A Case Study in the Haihe River Basin, China *Journal of Integrative Agriculture* 13: 195 - 206.
- Zohary, T., J. Padizák, L. Naselli-Flores. 2010. Phytoplankton in the physical environment: beyond nutrients, at the end, there is some light. *Hidrobiología* 639: 261 - 269.



ANEXO: FIGURAS

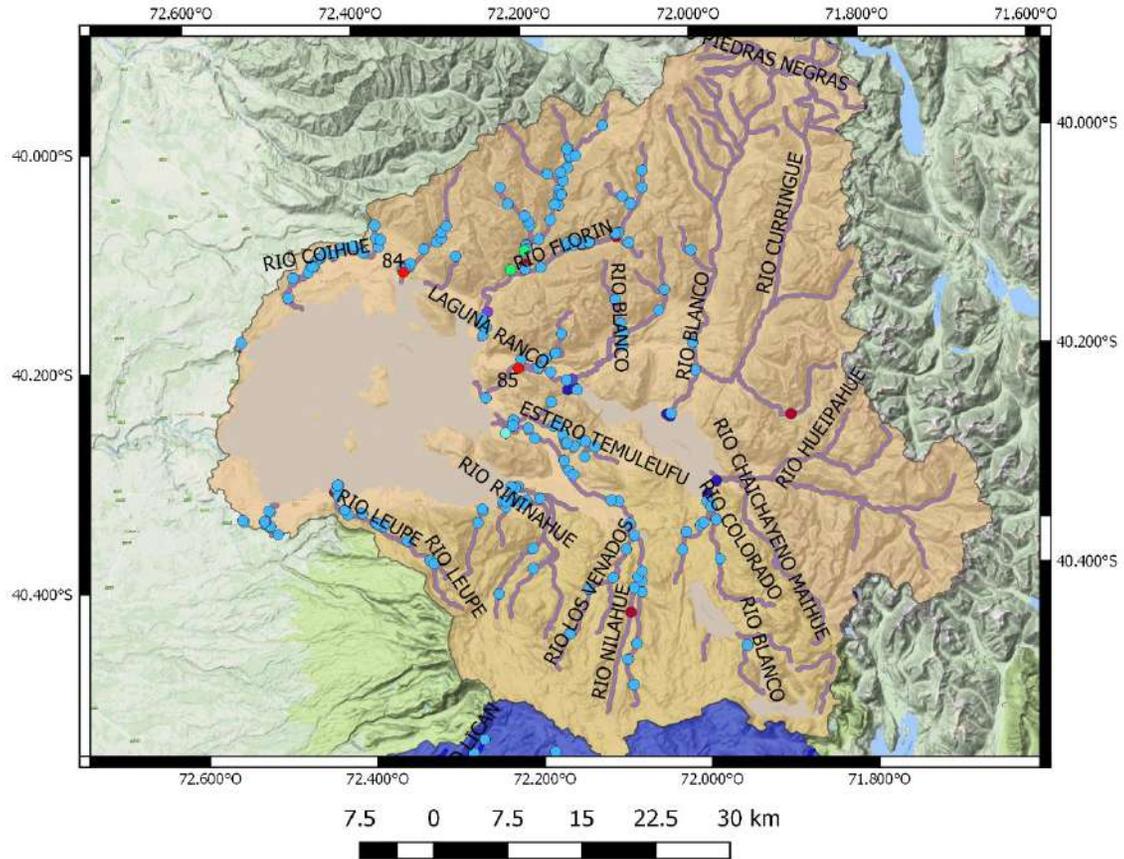


Figura 1. Cuenca del lago Ranco, incluyendo en puntos rojos estaciones de muestreo del Proyecto *Didymo* de IFOP, puntos rojos oscuros indican descarga de RILEs, puntos verdes concesiones activas de pisciculturas, puntos amarillos estaciones sedimentom3tricas DGA, en puntos azules estaciones de calidad de agua DGA, y en puntos celestes derechos de agua asociados a r3os. Los r3os de la cuenca se marcan en caf3 con su nombre asociado.

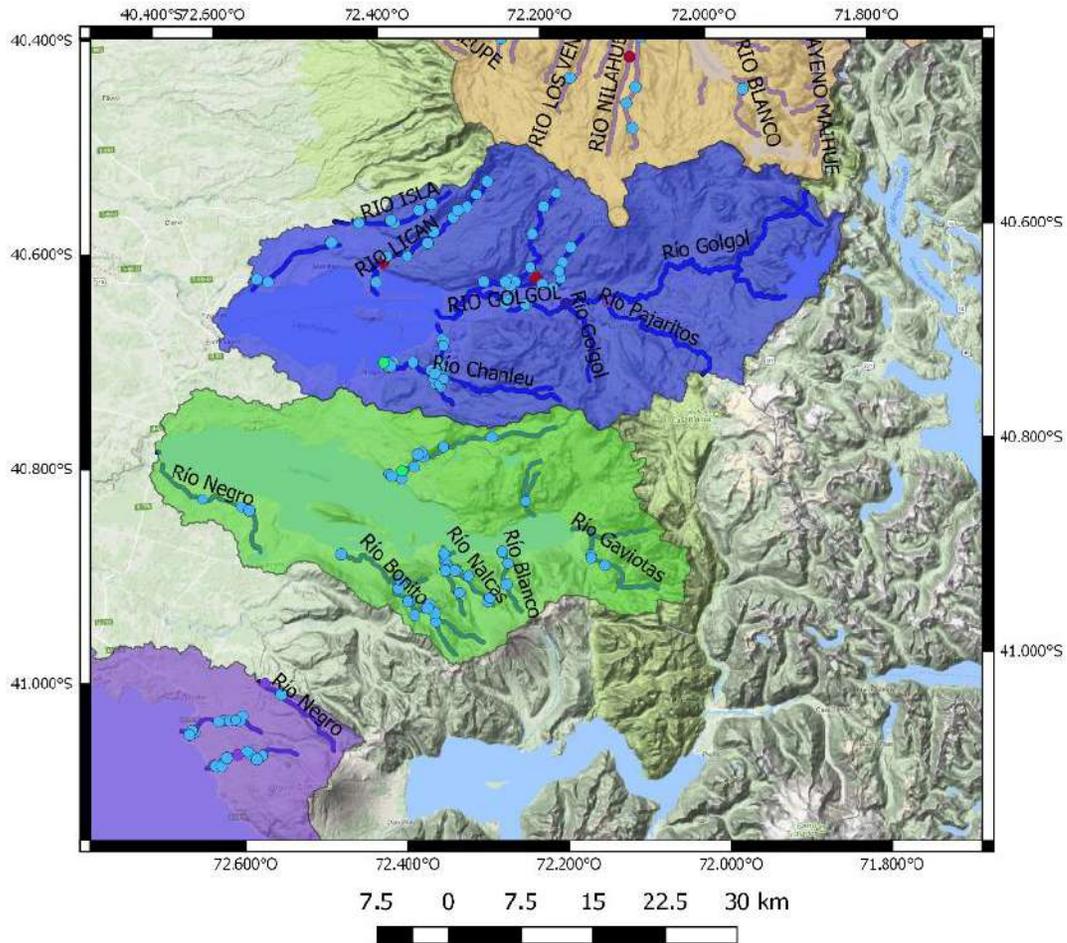


Figura 2. Cuenca del lago Puyehue en azul, y del lago Rupanco en verde, incluyendo puntos rojos oscuros asociados a descarga de RILEs, puntos verdes concesiones activas de pisciculturas y en puntos celestes derechos de agua asociados a ríos. Los ríos de la cuenca se marcan en café con su nombre asociado.

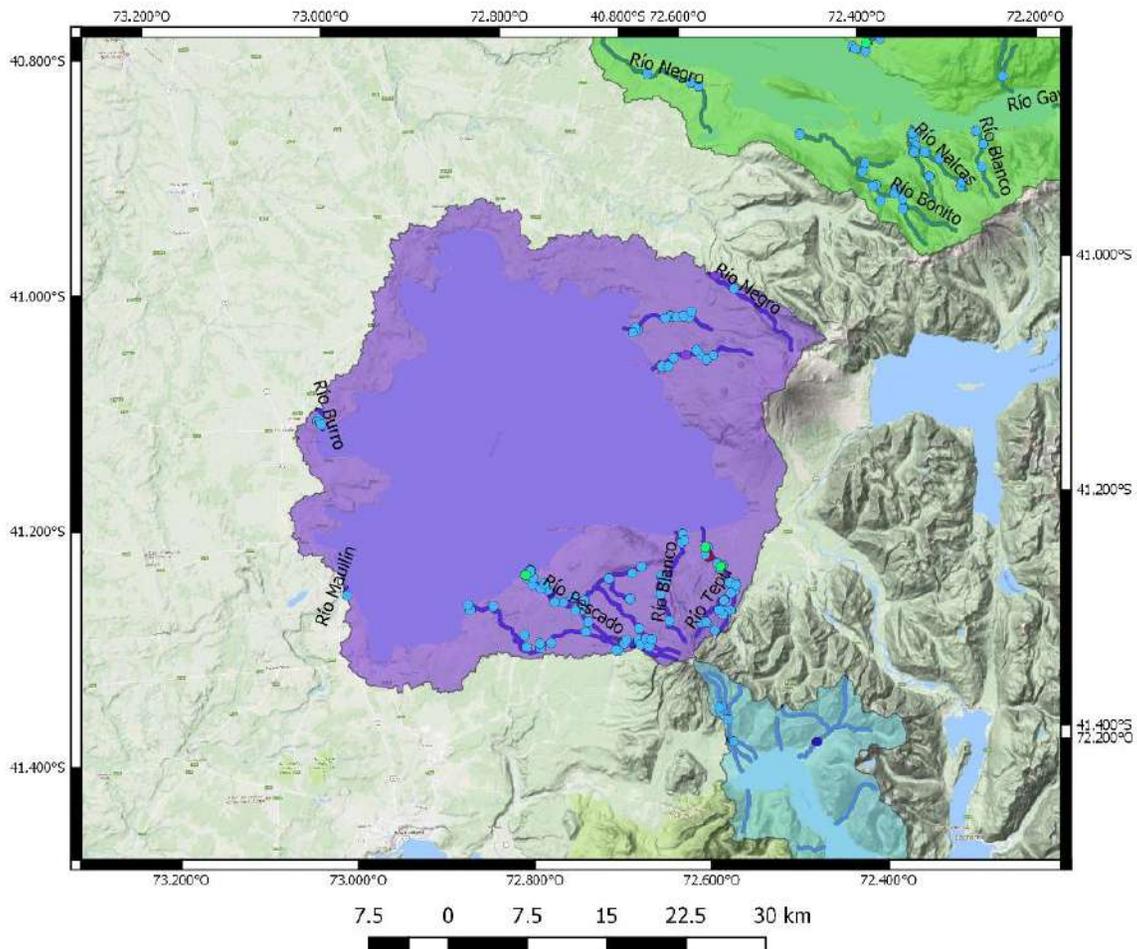


Figura 3. Cuenca del lago Llanquihue en morado, incluyendo en puntos rojos oscuros descarga de RILEs, puntos verdes concesiones activas de pisciculturas y en puntos celestes derechos de agua asociados a ríos. Los ríos de la cuenca se marcan en café con su nombre asociado.

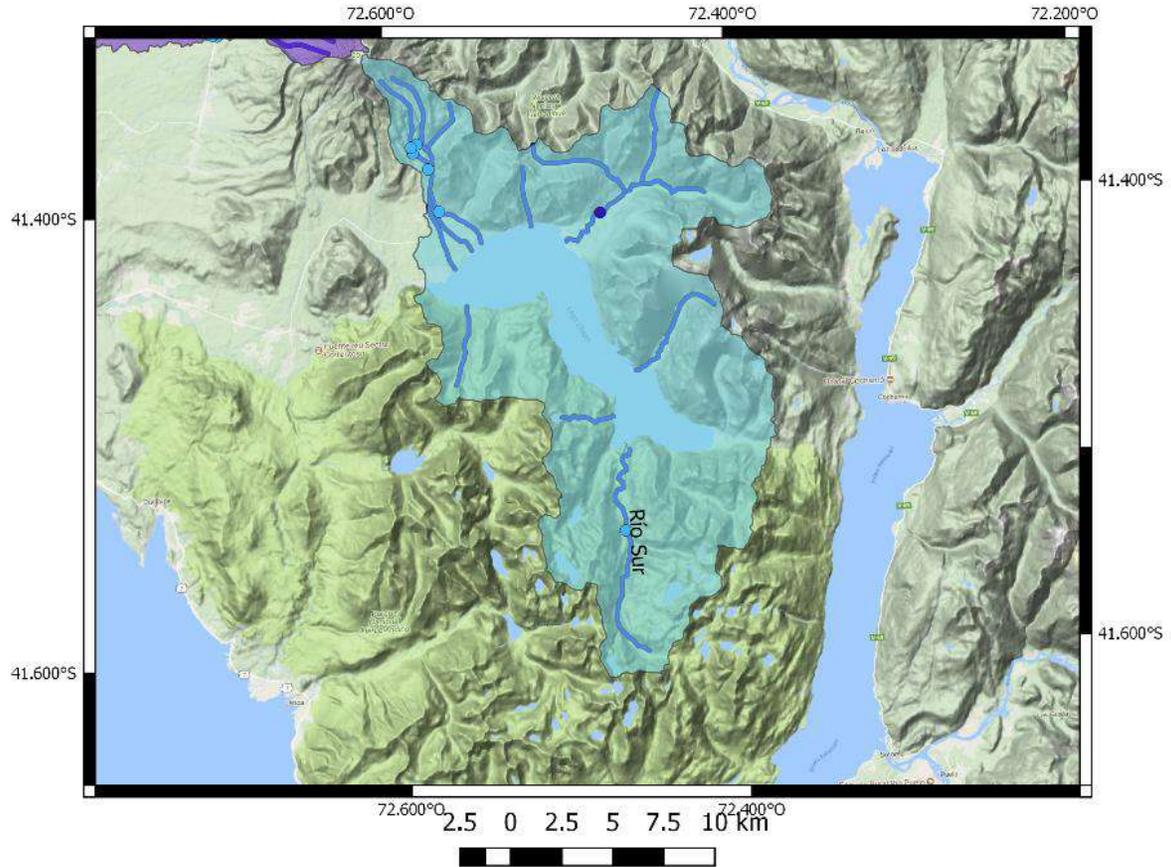


Figura 4. Cuenca del lago Chapo en verde claro, incluyendo en puntos azules calidad de agua DGA y en puntos celestes derechos de agua asociados a ríos. Los ríos de la cuenca se marcan en azul.

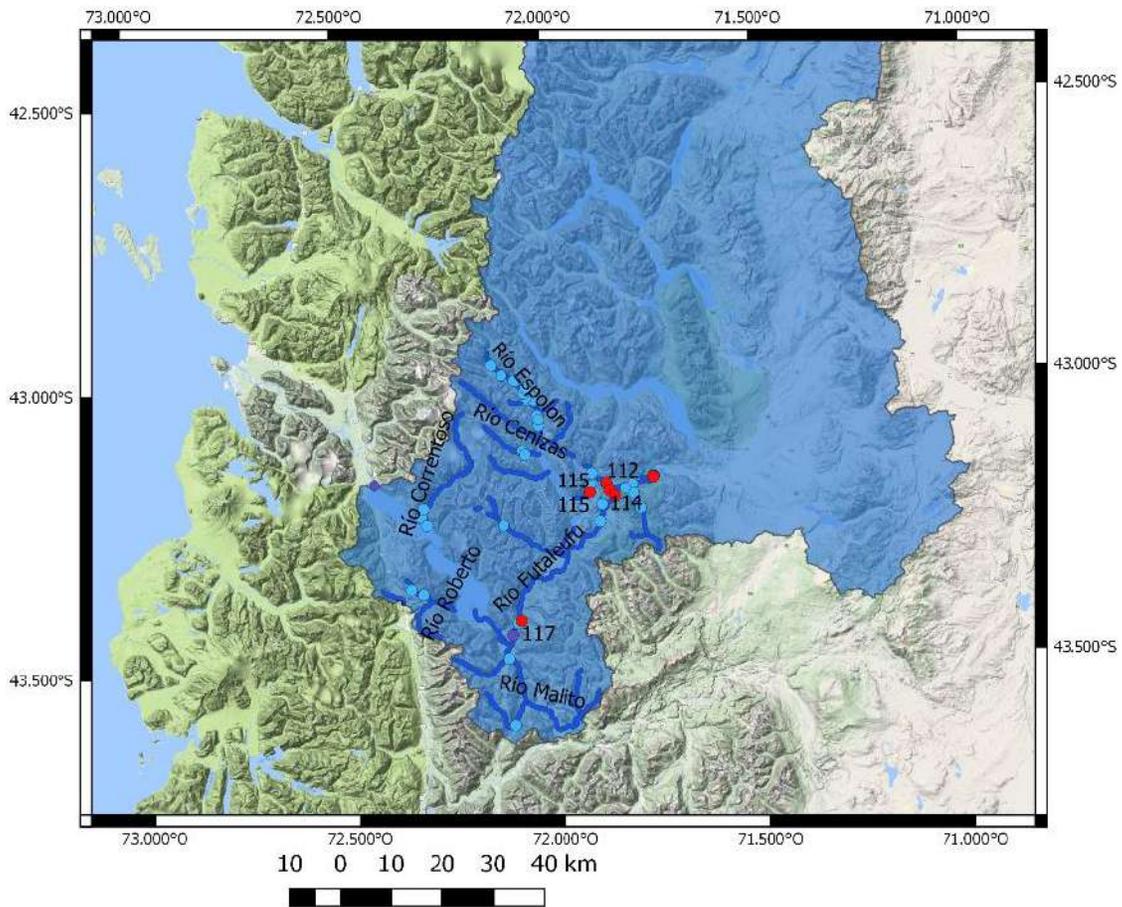


Figura 5. Cuenca del lago Yelcho en Azul, incluyendo en puntos rojos estaciones de muestreo del Proyecto *Didymo* de IFOP y en puntos celestes derechos de agua asociados a r3os. Los r3os de la cuenca se marcan en caf3 con su nombre asociado.

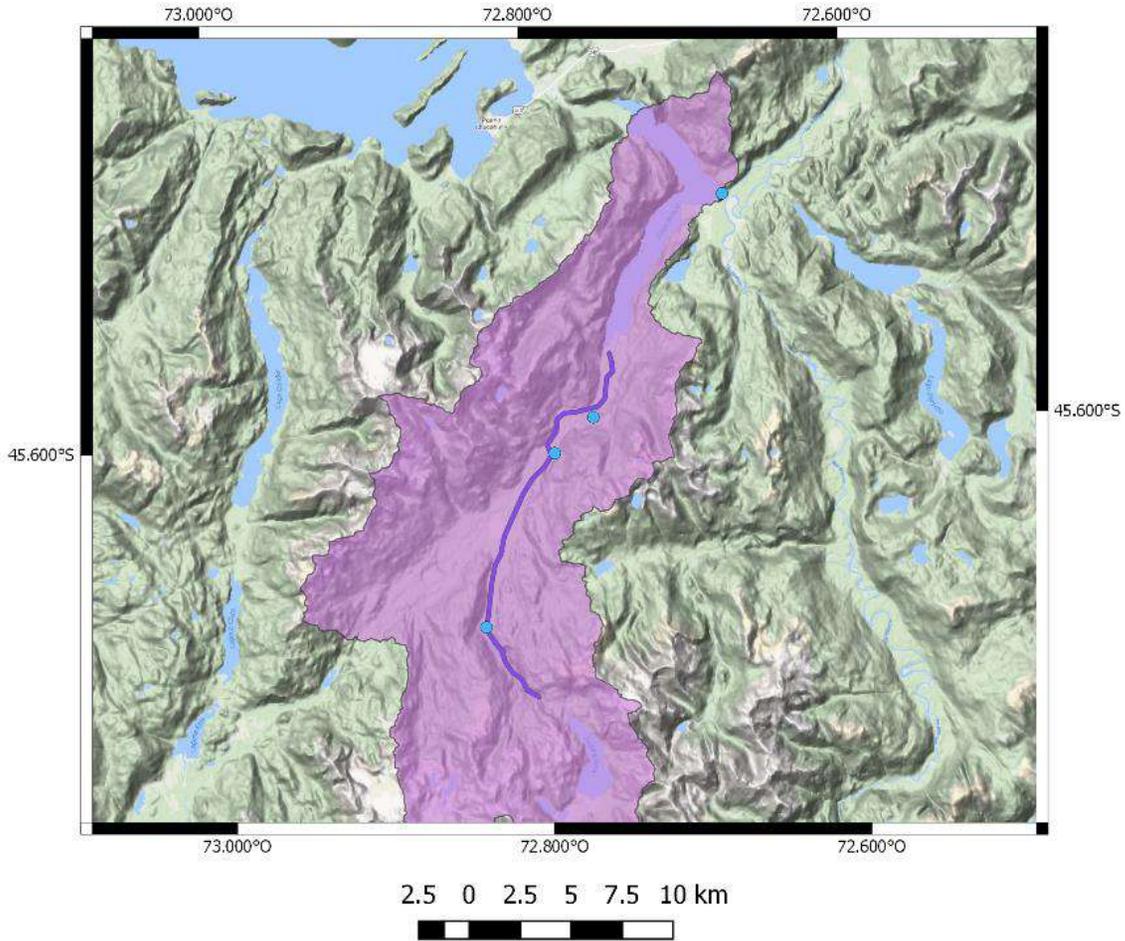


Figura 6. Cuenca del Riesco en magenta, incluyendo en puntos celestes derechos de agua asociados a r3os.

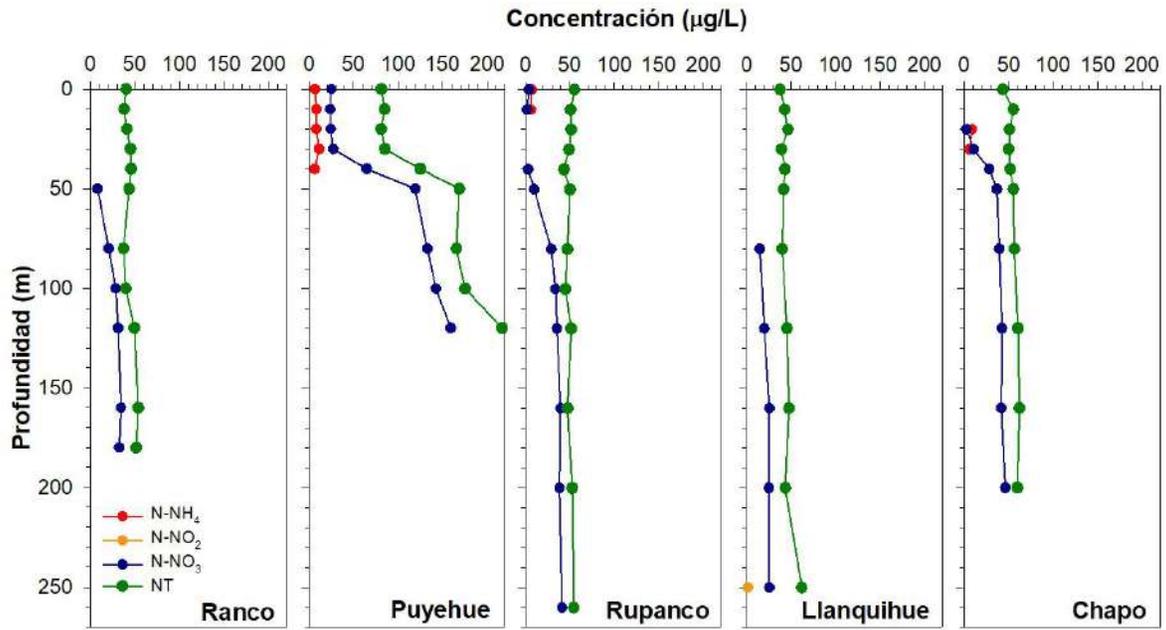


Figura 8. Concentraciones de amonio (N-NH₄), nitrito (N-NO₂), nitrato (N-NO₃) y nitr3geno total (NT) en la columna de agua de los lagos Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo.

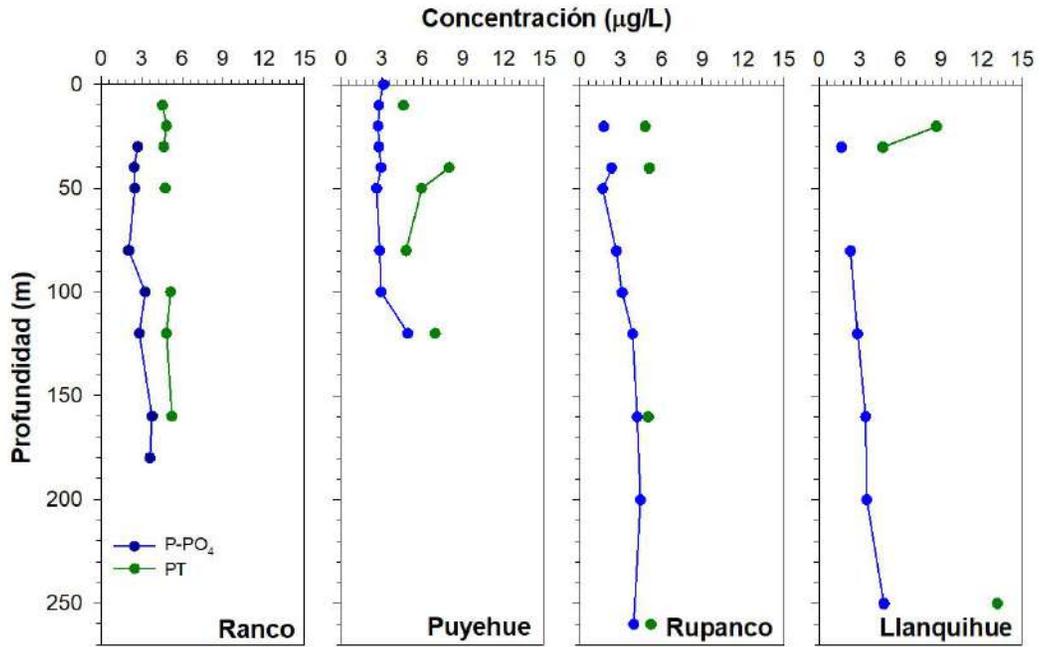


Figura 9. Concentraciones de ortofosfato (P- PO_4) y fósforo total (PT) en la columna de agua de los lagos Ranco, Puyehue, Rupanco y Llanquihue.

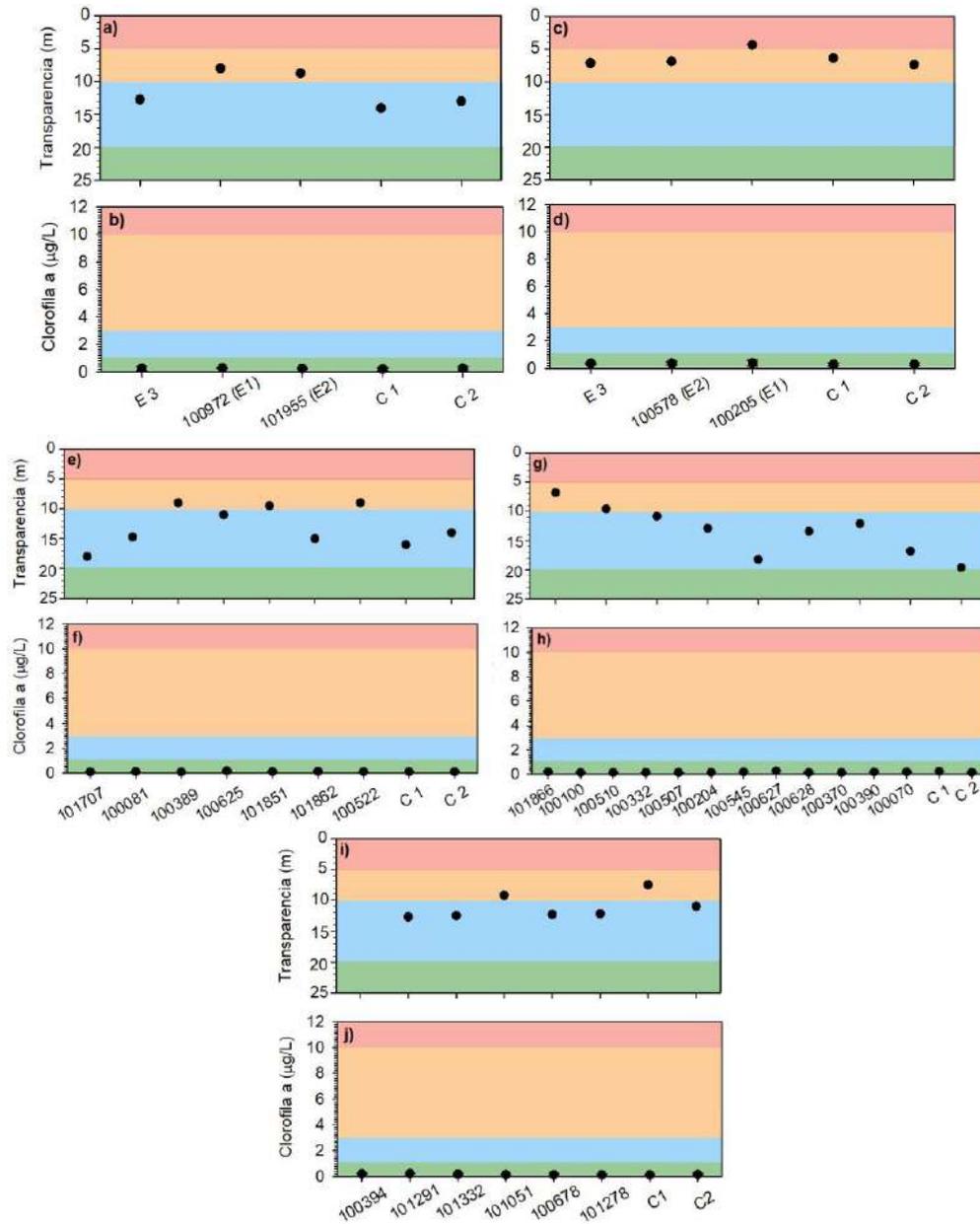


Figura 10. Transparencia (m) y concentraci3n de clorofila ($\mu\text{g/L}$) en los lagos a-b) Rancho, c-d) Puyehue, e-f) Rupanco, g-h) Llanquihue y i-j) Chapo en 3poca de primavera (octubre 2018). Los colores de las gr3ficas se encuentran asociados a el nivel tr3fico (rojo= eutr3fico, naranja= mesotr3fico, celeste= oligotr3fico, verde= ultraoligotr3fico).

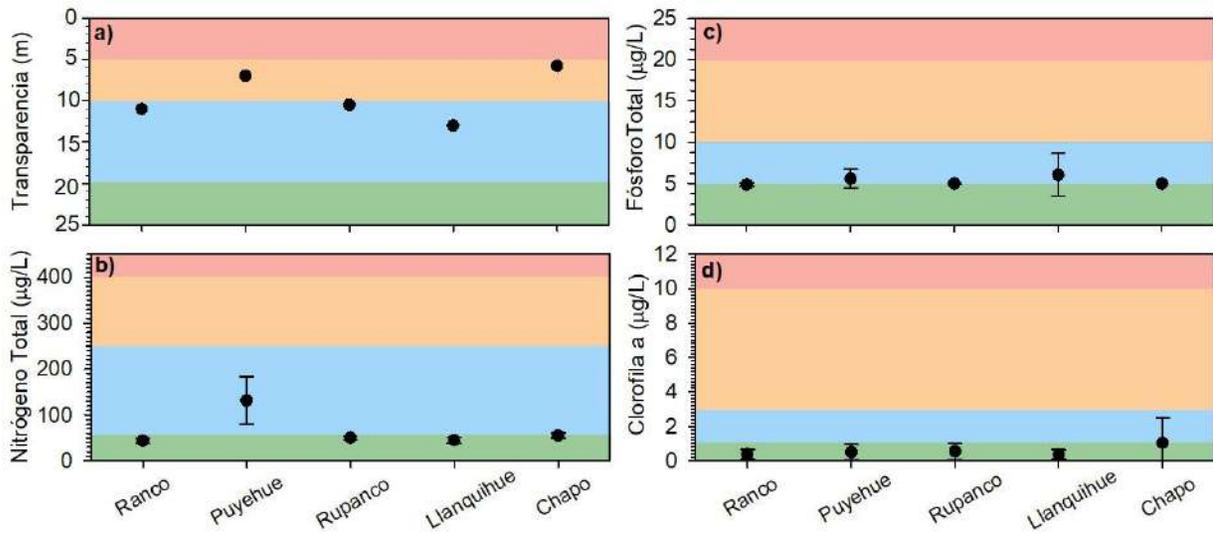


Figura 11. a) Transparencia (m) y concentración promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en lagos Araucanos (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo) en época de otoño (mayo 2019). Los colores de las gráficas se encuentran asociados a el nivel trófico (rojo= eutrófico, naranja= mesotrófico, celeste= oligotrófico, verde= ultraoligotrófico).

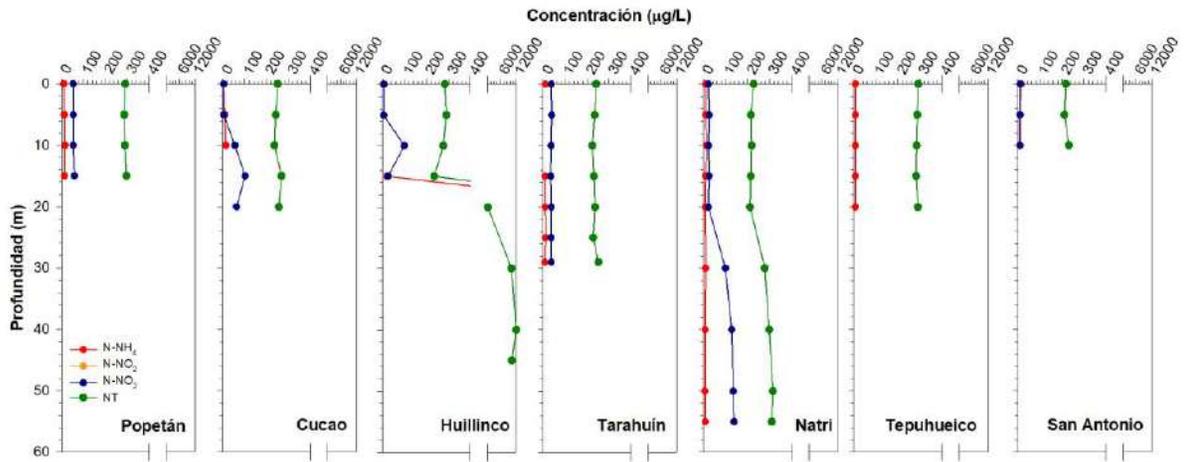


Figura 12. Concentraciones de amonio ($N-NH_4$), nitrito ($N-NO_2$), nitrato ($N-NO_3$) y nitr3geno total (NT) en la columna de agua de los lagos Popetán, Cucao, Huillinco, Tarahuín, Natri, Tepuhueico y San Antonio.

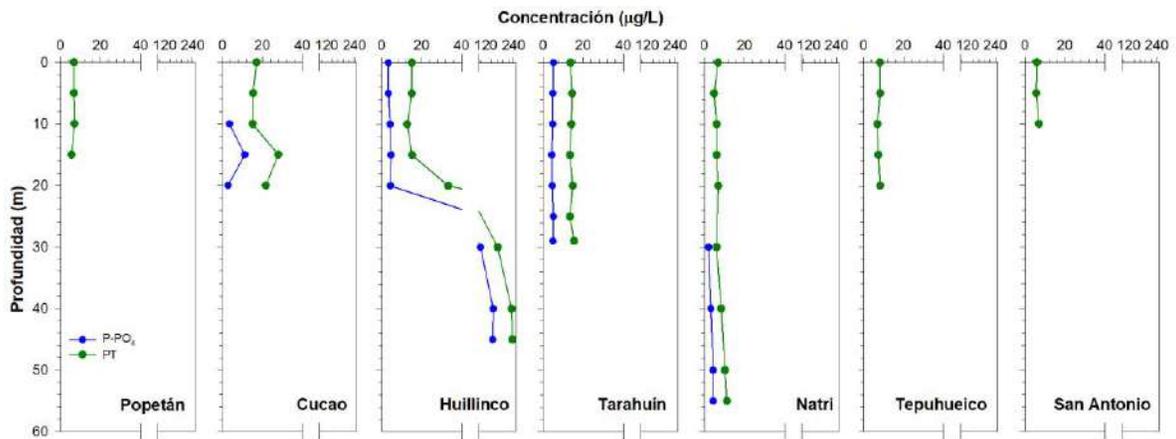


Figura 13. Concentraciones de ortofosfato (P-PO₄) y fósforo total (PT) en la columna de agua de los lagos Popetán, Cucao, Huillinco, Tarahuín, Natri, Tepuhueico y San Antonio.

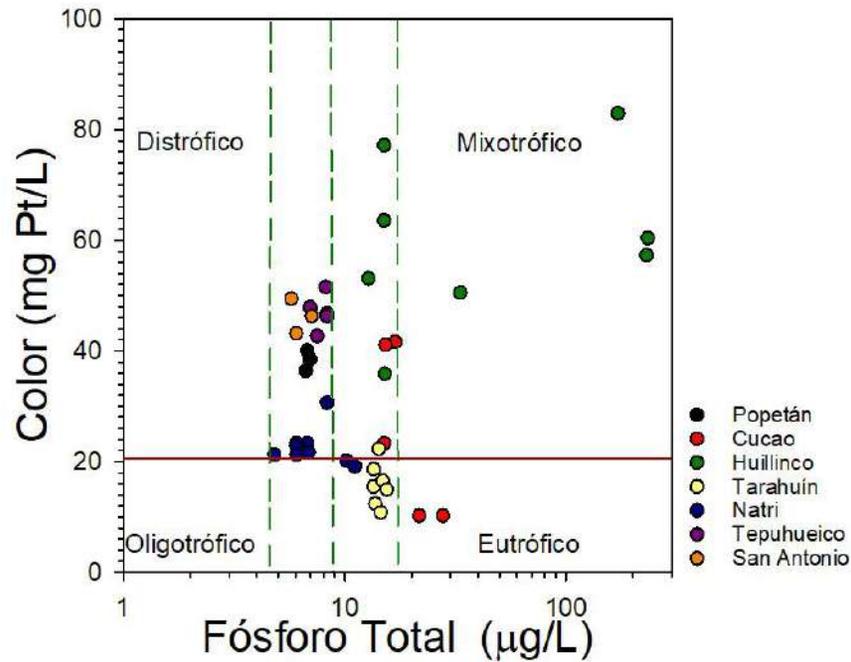


Figura 14. Modelo conceptual nutriente (fósforo total ($\mu\text{g/L}$)) color (mg Pt/L) en lagos Chilotes (Popetán, Cucao, Huillinco, Tarahuín, Natri, Tepuhueico y San Antonio) en época de otoño (mayo-junio 2019). Líneas verticales punteadas indican límite entre niveles tróficos para el fósforo: ultraoligotrófico, oligotrófica, mesotrófico, eutrófico. Línea horizontal continua indica límite entre bajo y elevado color.

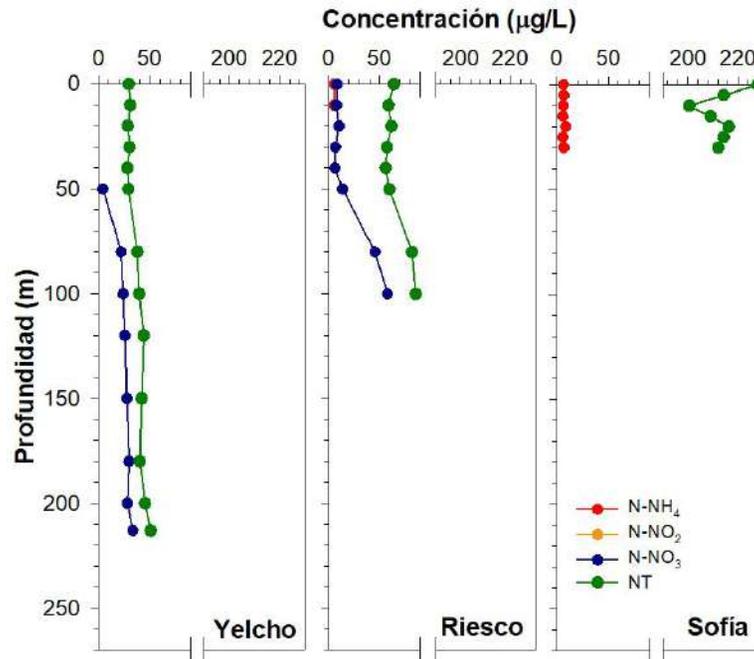


Figura 15. Concentraciones de amonio (N-NH_4), nitrito (N-NO_2), nitrato (N-NO_3) y nitrógeno total (NT) en la columna de agua de los lagos Yelcho, Riesco y Sofía.

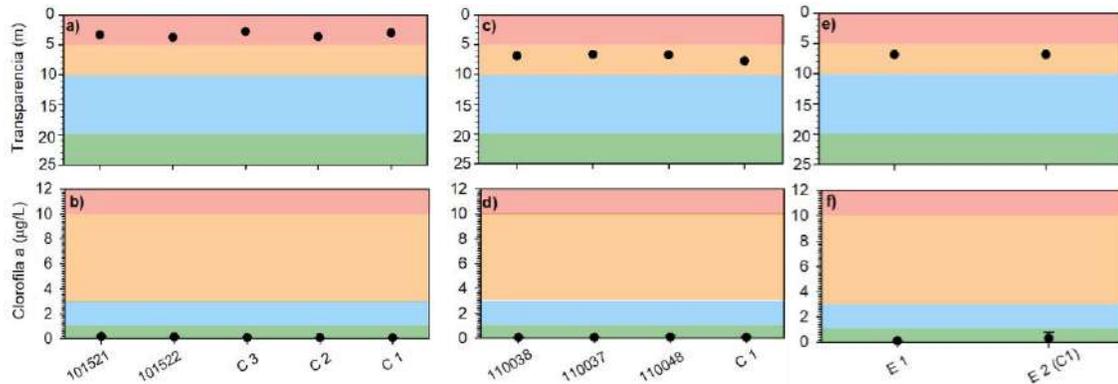


Figura 16. Transparencia (m) y concentración de clorofila ($\mu\text{g/L}$) en los lagos a-b) Yelcho, c-d) Riesco y e-f) Sofía en época de primavera (noviembre-diciembre 2018). Los colores de las gráficas se encuentran asociados a el nivel trófico (rojo= eutrófico, naranja= mesotrófico, celeste= oligotrófico, verde= ultraoligotrófico).

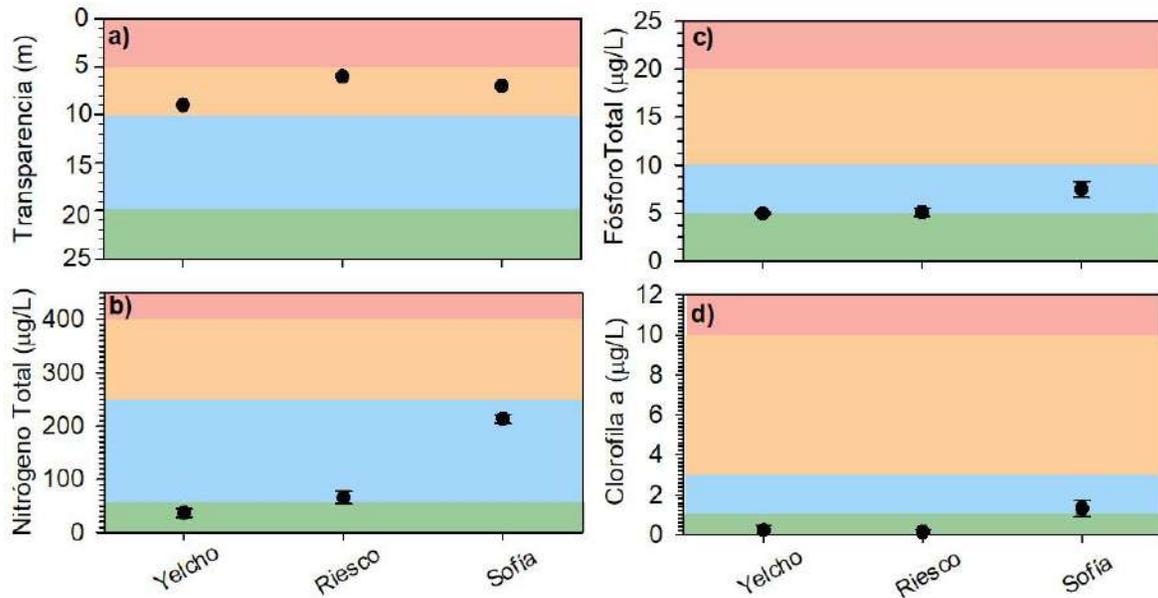


Figura 17. a) Transparencia (m) y concentración promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en lagos Patagónicos (Yelcho, Riesco y Sofía) en época de otoño (abril-mayo 2019). Los colores de las gráficas se encuentran asociados a el nivel trófico (rojo= eutrófico, naranja= mesotrófico, celeste= oligotrófico, verde= ultraoligotrófico).



ANEXO: TABLAS

**Tabla 1.** Fechas de muestreo de lagos Araucanos, Chilotes y Patagónicos.

| Lagos | Columna de agua | Sedimento | |
|--------------------|-----------------|----------------------------------|--------------------------|
| Araucanos | Ranco | 9 al 11 de octubre 2018 | 11 de octubre 2018 |
| | Puyehue | 29 al 30 de octubre 2018 | 31 de octubre 2018 |
| | Rupanco | 22 al 25 de octubre 2018 | 25 al 26 de octubre 2018 |
| | Llanquihue | 24 de sept. al 8 de octubre 2018 | 8 de octubre 2018 |
| | Chapo | 17 al 18 de octubre 2018 | 19 de octubre 2018 |
| Chilotes | Popetán | 15 de enero del 2018 | 15 de enero 2018 |
| | Cucao | 11 al 12 de enero del 2018 | 11 de enero 2018 |
| | Huillinco | 9 al 12 de enero del 2018 | 9 al 10 de enero 2018 |
| | Tarahuín | 23 de enero del 2018 | 23 de enero 2018 |
| | Natri | 24 de enero del 2018 | 24 de enero 2018 |
| | Tepuhueico | 26 de enero del 2018 | 26 de enero del 2018 |
| | San Antonio | 25 de enero del 2018 | 25 de enero 2018 |
| Patagónicos | Yelcho | 8 al 12 de diciembre 2018 | 11 de diciembre 2018 |
| | Riesco | 28 al 30 de noviembre 2018 | 30 de noviembre 2018 |
| | Sofía | 12 de noviembre 2018 | 13 de noviembre 2018 |



Tabla 2. Estaciones de muestreo de columna de agua en lagos Araucanos (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo).

| Lago | Centro | Coordenadas | | Profundidades (m) |
|------------|-------------|---------------|---------------|---|
| Ranco | 100972 (E1) | ° ' " S | ° ' " O | 0-10-20-30-40-50 |
| | 101955 (E2) | 40°17'50,9" S | 72°15'30,8" O | 0-10-20-30-40-50 |
| | E3 | 40°07'52,0" S | 72°20'37,0" O | 0-10-20-30-40 |
| | Control 1 | 40°11'17,2" S | 72°20'43,4" O | 0-10-20-30-40-50-80-100-120-150-180 |
| | Control 2 | 40°15'44,0" S | 72°29'15,0" O | 0-10-20-30-40-50-80-100 |
| Puyehue | 100205 (E1) | 40°39'00,5" S | 72°20'17,3" O | 0-10-20-30-40-50 |
| | 100578 (E2) | 40°37'59,9" S | 72°23'32,5" O | 0-10-20-30-40-50 |
| | E3 | 40°39'51,6" S | 72°34'56,0" O | 0-10-20 |
| | Control 1 | 40°39'24,8" S | 72°23'38,7" O | 0-10-20-30-40-50-80-100-119 |
| | Control 2 | 40°39'37,8" S | 72°32'46,3" 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 | 0-10-20 |
| | 100522 | 40°53'50,0" S | 72°19'13,8" 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°26'54,0" O | 0-10-20-30-60 |
| | Control 1 | 40°51'57,4" S | 72°29'22,9" O | 0-10-20-30-40-50-80-100 |
| | Control 2 | 40°49'34,7" S | 72°31'19,0" O | 0-10-20-30-40-50-80-100-120-160-200-260 |
| Llanquihue | 100510 | 41°11'38,5" S | 73°00'38,5" O | 0-10-30-60 |
| | 100332 | 41°11'47,6" S | 73°00'03,5" O | 0-10-30-50 |
| | 100628 | 41°01'05,4" S | 72°41'48,3" O | 0-10-20-30 |
| | 100370 | 41°08'25,1" S | 72°35'42,5" O | 0-10-20-50 |
| | 100204 | 41°00'33,4" S | 72°54'38,3" O | 0-10-30-60 |
| | 100390 | 41°11'24,1" S | 72°34'10,9" O | 0-10-30-70 |
| | 100627 | 41°00'30,6" S | 72°44'15,8" O | 0-10-20 |
| | 100100 | 41°12'44,7" S | 73°01'28,7" O | 0-10-20-40 |
| | 101866 | 41°13'07,7" S | 73°01'12,0" O | 0-10-20-40 |
| | 100507 | 41°05'43,0" S | 72°57'48,8" O | 0-10-20-50 |
| | 100545 | 40°57'57,6" S | 72°52'29,1" O | 0-10-20 |
| | 100070 | 41°16'53,3" S | 72°52'15,4" O | 0-5-10 |
| | Control 1 | 41°10'55,4" S | 72°41'09,6" O | 0-10-20-30-40-50-80-120-160-200-250-300 |
| | Control 2 | 41°14'00,6" S | 72°54'20,2" O | 0-10-20-30-40-50-80-120-160-200-250 |



Continuación Tabla 2. Estaciones de muestreo de columna de agua en lagos Araucanos (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo).

| Lago | Centro | Coordenadas | | Profundidades (m) |
|-------|-----------|---------------|---------------|-------------------------------------|
| Chapo | 101291 | 41°26'24,0" S | 72°33'59,0" O | 0-20-40-80 |
| | 100678 | 41°30'15,2" S | 72°25'26,8" O | 0-10-20-40-80-120-190 |
| | 101051 | 41°29'52,1" S | 72°27'37,1" O | 0-10-20-40-80-120-220 |
| | 101332 | 41°24'59,3" S | 72°32'14,5" O | 0-10-20-40-80 |
| | 101278 | 41°30'40,9" S | 72°26'25,2" O | 0-10-20-37 |
| | Control 1 | 41°25'56,2" S | 72°30'48,4" 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 |



Tabla 3. Estaciones de muestreo de columna de agua en lagos Chilotes (Popetán, Cucao, Huillinco, Tarahuín, Natri, Tepuhueico y San Antonio).

| Lago | Centro | Coordenadas | | Profundidades (m) |
|-------------|-------------|---------------|---------------|--------------------------|
| Popetán | E1 | 42°12'16,8" S | 73°28'00,3" O | 0-5-10-15 |
| | E2 | 42°12'25,6" S | 73°27'38,0" O | 0-5-10-15 |
| Cucao | 100618 (E1) | 42°39'44,7" S | 74°01'25,1" O | 0-5-10-15 |
| | E 2 | 42°39'09,2" S | 74°01'55,3" O | 0-5-10 |
| | E 3 | 42°37'23,4" S | 74°05'52,7" O | 0-5 |
| | Control 1 | 42°38'45,4" S | 74°02'28,9" O | 0-5-10-15-20 |
| | Control 2 | 42°38'39,9" S | 74°03'58,0" O | 0-5-10-15-20 |
| Huillinco | 100520 | 42°39'30,5" S | 73°58'07,3" O | 0-5-10-15-20-30-40 |
| | 100616 | 42°39'29,9" S | 73°55'26,9" O | 0-5 |
| | 100617 | 42°40'05,4" S | 73°59'13,1" O | 0-5-10-15-20-30 |
| | 100968 | 42°40'46,7" S | 73°55'28,6" O | 0-5 |
| | 101212 | 42°40'37,6" S | 73°56'21,6" O | 0-5-10-15-20 |
| | E 18 | 42°39'37,3" S | 73°57'12,8" O | 0-5-10-15-20-30-40 |
| | Control 1 | 42°40'10,0" S | 73°56'36,6" O | 0-5-10-15-20-30-40-45 |
| Tarahuín | 100521 | 42°42'30,4" S | 73°43'45,9" O | 0-5-10-15 |
| | 100436 | 42°43'10,3" S | 73°46'10,2" O | 0-5-10 |
| | Control 1 | 42°43'02,3" S | 73°43'51,1" O | 0-5-10-15-20-25 |
| Natri | 100437 | 42°47'31,6" S | 73°51'00,3" O | 0-5-10-15-20-30 |
| | 100427 | 42°48'26,4" S | 73°46'54,3" O | 0-5-10-15-20-25 |
| | 100600 | 42°48'08,6" S | 73°47'44,1" 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°47'12,7" S | 73°57'59,6" O | 0-5-10-15-20 |
| | E2 | 42°48'07,2" S | 73°57'04,2" O | 0-5-10-14 |
| San Antonio | E1 | 42°57'48,0" S | 73°44'25,5" O | 0-5-10 |
| | E2 | 42°57'26,2" S | 73°43'55,1" O | 0-5-10 |



Tabla 4. Estaciones de muestreo de columna de agua en lagos Patagónicos (Yelcho, Riesco y Sofía).

| Lago | Centro | Coordenadas | | Profundidades (m) |
|--------|-----------|---------------|---------------|---|
| Yelcho | 101521 | 43°11'57,7" S | 72°20'35,2" O | 0-10-20-30 |
| | 101522 | 43°16'21,4" S | 72°20'29,4" O | 0-10-20-30-40 |
| | Control 1 | 43°21'34,5" S | 72°13'03,2" O | 0-10-20-30-40-50-80-100-120-150-180-200-220 |
| | Control 2 | 43°19'24,4" S | 72°15'48,5" O | 0-10-20-30-40-50-80-100-120-150-180-200-220 |
| | Control 3 | 43°16'57,6" S | 72°17'27,3" O | 0-10-20-30-40-50-80-100-120-150-180-200 |
| Riesco | 110038 | 45°29'23,1" S | 72°42'07,4" O | 0-10-20-30-40-50 |
| | 110037 | 45°30'06,1" S | 72°42'27,3" O | 0-10-20-30-40-50 |
| | 110048 | 45°31'41,9" S | 72°43'52,6" O | 0-10-20-30-40-50-80-100 |
| | Control 1 | 45°32'26,7" S | 72°44'20,2" O | 0-10-20-30-40-50-80-100 |
| Sofía | E1 | 51°31'48,9" S | 72°37'24,0" O | 0-5-10-15 |
| | E2 | 51°31'43,8" S | 72°39'23,8" O | 0-5-10-15-20-25-30 |



Tabla 5. Estaciones de muestreo de sedimento en los lagos Araucanos (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo).

| Lago | Estación | | Coordenadas | | Profundidad (m) |
|------------|-------------|---|---------------|---------------|-----------------|
| Ranco | 101955 (E2) | 1 | 40°17'37,1" S | 72°15'30,1" O | 50 |
| | | 2 | 40°17'48,9" S | 72°15'27,6" O | 50 |
| | | 3 | 40°17'55,5" S | 72°15'09,6" O | 50 |
| | E3 | 1 | 40°07'37,0" S | 72°20'12,0" O | 60 |
| | | 2 | 40°07'34,4" S | 72°19'51,2" O | 60 |
| | | 3 | 40°07'52,1" S | 72°20'17,7" O | 60 |
| Puyehue | 100205 (E1) | 1 | 40°39'06,9" S | 72°20'17,2" O | 40,9 |
| | | 2 | 40°39'32,5" S | 72°20'45,5" O | 54,2 |
| | | 3 | 40°39'43,6" S | 72°20'49,7" O | 57,5 |
| | 100578(E2) | 1 | 40°37'50,1" S | 72°23'42,6" O | 59,9 |
| | | 2 | 40°38'05,7" S | 72°22'56,9" O | 57 |
| | | 3 | 40°38'18,2" S | 72°22'27,8" O | 52 |
| Rupanco | 101862 | 1 | 40°52'37,0" S | 72°27'21,7" O | 27,6 |
| | | 2 | 40°52'39,1" S | 72°26'35,2" O | 47 |
| | | 3 | 40°52'55,7" S | 72°27'20,8" O | 48 |
| | 100389 | 1 | 40°42'29,0" S | 72°28'31,0" O | 22 |
| | | 2 | 40°47'18,0" S | 72°28'20,0" O | 17 |
| | | 3 | 40°47'13,0" S | 72°27'84,0" O | 14 |
| Llanquihue | 100100 | 1 | 41°12'38,3" S | 73°01'21,8" O | 7,6 |
| | | 2 | 41°12'37,5" S | 73°01'32,7" O | 5 |
| | | 3 | 41°12'38,6" S | 73°01'17,7" O | 5,4 |
| | 100070 | 1 | 41°16'59,5" S | 72°52'10,0" O | 10,8 |
| | | 2 | 41°17'03,0" S | 73°51'59,6" O | 7 |
| | | 3 | 41°16'46,4" S | 72°52'12,2" O | 8,5 |
| Chapo | 101291 | 1 | 41°26'29,9" S | 72°34'05,2" O | 35,7 |
| | | 2 | 41°26'21,9" S | 72°34'15,5" O | 32,8 |
| | | 3 | 41°26'11,7" S | 72°34'32,8" O | 6,6 |
| | 100394 | 1 | 41°26'14,9" S | 72°34'34,5" O | 5,1 |
| | | 2 | 41°26'15,7" S | 72°34'28,7" O | 35,4 |
| | | 3 | Sin sedimento | | |



Tabla 6. Estaciones de muestreo de sedimento en lagos Chilotes (Popetán, Huillinco, Cucao, Tarahuín, Natri, Tepuhueico y San Antonio).

| Lago | Estación | | Coordenadas | | Profundidad (m) |
|------------|-------------|---|---------------|---------------|-----------------|
| Popetán | E1 | 1 | 42°12'10,5" S | 73°28'46,0" O | 10,1 |
| | | 2 | 42°12'16,2" S | 73°28'31,4" O | 17 |
| | | 3 | 42°12'02,2" S | 73°28'31,8" O | 12 |
| | E2 | 1 | 42°12'22,4" S | 73°28'04,9" O | 16 |
| | | 2 | 42°12'14,1" S | 73°27'51,4" O | 18 |
| | | 3 | 42°12'33,8" S | 73°27'26,6" O | 11 |
| Cucao | E 3 | 1 | 42°37'22,9" S | 74°05'58,0" O | 6,9 |
| | | 2 | 42°37'49,2" S | 74°05'22,1" O | 13 |
| | | 3 | 42°38'22,5" S | 74°04'34,4" O | 17,7 |
| | 100618 (E1) | 1 | 42°39'44,9" S | 74°01'29,3" O | 16,8 |
| | | 2 | 42°39'48,3" S | 74°01'27,3" O | 16,1 |
| | | 3 | 42°39'45,1" S | 74°01'17,8" O | 12,7 |
| Huillinco | 100617 | 1 | 42°39'59,1" S | 73°58'37,2" O | 33,7 |
| | | 2 | 42°40'06,5" S | 73°59'01,7" O | 35,6 |
| | | 3 | 42°40'00,1" S | 73°59'32,1" O | 24,3 |
| | 100520 | 1 | 42°39'21,8" S | 73°58'11,6" O | 19,6 |
| | | 2 | 42°39'21,9" S | 73°58'13,1" O | 23 |
| | | 3 | 42°39'27,3" S | 73°57'37,8" O | 31,5 |
| Natri | 100437 | 1 | 42°47'30,6" S | 73°51'15,4" O | 24,9 |
| | | 2 | 42°47'26,4" S | 73°50'56,9" O | 23 |
| | | 3 | 42°47'44,5" S | 73°51'13,6" O | 23,2 |
| | 100427 | 1 | 42°48'28,9" S | 73°46'54,3" O | 26,3 |
| | | 2 | 42°48'33,1" S | 73°46'56,9" O | 15,4 |
| | | 3 | 42°48'34,6" S | 73°46'52,5" O | 15,8 |
| Tarahuín | 100521 | 1 | 42°43'32,8" S | 73°44'17,9" O | 15,1 |
| | | 2 | 42°42'48,5" S | 73°44'35,6" O | 17,9 |
| | | 3 | 42°42'47,7" S | 73°44'35,7" O | 17,8 |
| | 100436 | 1 | 42°43'16,6" S | 73°46'16,5" O | 14,6 |
| | | 2 | 42°43'04,0" S | 73°46'16,7" O | 13,5 |
| | | 3 | 42°43'01,6" S | 73°46'31,5" O | 12 |
| Tepuhueico | E 1 | 1 | 42°46'21,9" S | 73°57'22,1" O | 9,9 |
| | | 2 | 42°47'03,6" S | 73°58'41,2" O | 12,1 |
| | | 3 | 42°47'20,5" S | 73°57'20,5" O | 18,8 |
| | E 2 | 1 | 42°48'03,8" S | 73°57'02,7" O | 16,8 |
| | | 2 | 42°47'58,0" S | 73°56'30,5" O | 22 |
| | | 3 | 42°48'35,6" S | 73°56'13,0" O | 13,5 |



Continuación Tabla 6. Estaciones de muestreo de sedimento en lagos Chilotes (Popetán, Huillinco, Cucao, Tarahuín, Natri, Tepuhueico y San Antonio).

| Lago | Estación | Coordenadas | | Profundidad (m) | |
|-------------|----------|-------------|---------------|-----------------|------|
| San Antonio | E 1 | 1 | 42°57'56,2" S | 73°44'28,1" O | 9,6 |
| | | 2 | 42°58'01,4" S | 73°44'39,7" O | 9 |
| | | 3 | 42°57'53,5" S | 73°45'02,5" O | 8 |
| | E 2 | 1 | 42°57'24,2" S | 73°43'54,3" O | 12,3 |
| | | 2 | 42°57'28,4" S | 73°43'10,8" O | 10,1 |
| | | 3 | 42°57'12,2" S | 73°43'24,1" O | 9,6 |



Tabla 7. Estaciones de muestreo de sedimento en lagos Patagónicos (Yelcho, Riesco y Sofía).

| Lago | Estación | | Coordenadas | | Profundidad (m) |
|--------|----------|---|---------------|---------------|-----------------|
| Yelcho | 101521 | 1 | 43°12'01,3" S | 72°27'13,3" O | 25 |
| | | 2 | 43°11'58,2" S | 72°27'08,4" O | 28 |
| | | 3 | 43°11'51,7" S | 72°26'32,6" O | 12 |
| | 101522 | 1 | 43°16'31,2" S | 72°20'28,1" O | 20 |
| | | 2 | 43°16'32,7" S | 72°20'16,2" O | 16 |
| | | 3 | 43°16'30,5" S | 72°20'02,5" O | 12 |
| Riesco | 110048 | 1 | 45°31'40,5" S | 72°44'11,2" O | 52 |
| | | 2 | 45°31'40,5" S | 72°44'11,2" O | 52 |
| | | 3 | 45°31'40,5" S | 72°44'11,2" O | 52 |
| | 110037 | 1 | 45°29'58,0" S | 72°42'28,4" O | 47 |
| | | 2 | 45°29'53,3" S | 72°42'08,8" O | 43 |
| | | 3 | 45°29'49,8" S | 72°42'05,0" O | 40 |
| Sofía | E1 | 1 | 51°31'49,7" S | 72°37'18,2" O | 10,7 |
| | | 2 | 51°31'50,3" S | 72°37'18,5" O | 13,7 |
| | | 3 | 51°31'50,3" S | 72°37'17,5" O | 13,1 |
| | E2 (C1) | 1 | 51°31'47,7" S | 72°40'39,2" O | 9,4 |
| | | 2 | 51°31'52,3" S | 72°40'37,6" O | 9,8 |
| | | 3 | 51°31'52,5" S | 72°40'37,5" O | 8,8 |



Tabla 8. Distribución vertical del fitoplancton del lago Ranco en otoño de 2019.

| Lago Ranco estación C1 - otoño 2019 | | | | Integrado | | 0m | | 5m | | 10m | | 15m | | 20m | | 25m | | 30m | | 35m | | 40m | | | | |
|-------------------------------------|---------------------|---------------------|----------------------------|-----------------------------------|--|-----|-------|-----|--------|-----|--------|-----|--------|-----|--------|-----|--------|-----|--------|-----|--------|-----|--------|-----|---|---|
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | | |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | 320 | 3 | 240 | 3 | 1.320 | 7 | 0 | 0 | 1.080 | 4 | 1.681 | 10 | 8.323 | 9 | 920 | 6 | 440 | 4 | 1.280 | 10 | | |
| | | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | <i>Cyclotella ocellata</i> | 999 | 10 | 999 | 13 | 2.996 | 16 | 999 | 6 | 14.981 | 51 | 5.327 | 31 | 2.996 | 3 | 2.996 | 18 | 3.995 | 32 | 999 | 7 | | |
| | Bacillariophyceae | Bacillariales | Bacillariaceae | | <i>Nitzschia</i> spp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | Rhopalodiales | Rhopalodiaceae | <i>Rhopalodia gibba</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Cymbellales | Gomphonemataceae | <i>Gomphonema</i> spp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 160 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Rhoicospheniaceae | <i>Rhoicosphenia abbreviata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | | <i>Asterionella formosa</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 240 | 2 | 0 | 0 | 0 | 5.410 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 240 | 2 | |
| | | | | | <i>Fragilaria</i> spp | 999 | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 999 | 3 | 0 | 0 | 499 | 1 | 999 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Fragilaria crotonensis</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.040 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Tabellariales | Tabellariaceae | <i>Tabellaria flocculosa</i> | 7.602 | 73 | 5.722 | 73 | 6.442 | 35 | 6.962 | 44 | 9.563 | 32 | 4.401 | 26 | 59.924 | 67 | 8.123 | 50 | 5.842 | 47 | 7.883 | 59 | | |
| Chromulinales | | Dinobryaceae | <i>Dinobryon divergens</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 200 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Chlorophyta | | Chrysophyceae | Synurales | Mallomonadaceae | <i>Mallomonas aff alpina</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Tribonematales | | | Tribonemataceae | <i>Tribonema</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 120 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Chlorophyceae | Chlamydomonadales | Volvocaceae | | <i>Eudorina</i> sp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | | <i>Sphaerocystis schroeteri</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | <i>Asterococcus</i> sp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Sphaeropleales | Scenedesmaeaceae | <i>Coelastrum</i> sp | 0 | 0 | 800 | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Oocystaceae | <i>Oocystis</i> sp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | Chlorellaceae | <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Charophyta | Conjugatophyceae | Desmidiiales | Closteriaceae | <i>Closterium acutum var variabile</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 | 40 | 0 | 160 | 1 | 40 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | |
| | | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakathotrichaceae | <i>Elakathotrix gelatinosa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 832 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Nostocales | Nostocaceae | <i>Dolichospermum flos-aquae</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 4.161 | 22 | 4.682 | 29 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 720 | 5 | | |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas</i> sp | 80 | 1 | 40 | 1 | 200 | 1 | 520 | 3 | 160 | 1 | 3.329 | 19 | 0 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | 240 | 2 | | |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | <i>Ceratium hirundinella</i> | X | 0 | 0 | 0 | 3.081 | 17 | 1.761 | 11 | 1.961 | 7 | 1.801 | 10 | 9.155 | 10 | 1.160 | 7 | 1.601 | 13 | 1.360 | 10 | | |
| | | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Peridinium</i> sp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 40 | 0 | | |
| Euglenophyta (=Phylum) | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | <i>Lepocinclis</i> sp | 360 | 3 | 0 | 0 | 200 | 1 | 760 | 5 | 440 | 1 | 640 | 4 | 2.081 | 2 | 600 | 4 | 400 | 3 | 640 | 5 | | |
| | | | Euglenaceae | <i>Euglena</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | |
| Abundancia total | | | | | 10.360 | 100 | 7.801 | 100 | 18.561 | 100 | 15.964 | 100 | 29.664 | 100 | 17.258 | 100 | 89.220 | 100 | 16.199 | 100 | 12.398 | 100 | 13.443 | 100 | | |
| Riqueza de taxa | | | | | 18 | | 5 | | 9 | | 8 | | 11 | | 8 | | 8 | | 10 | | 8 | | 10 | | | |



Tabla 9. Distribución vertical del fitoplancton del lago Puyehue en otoño de 2019.

| Lago Puyehue estación C1 - otoño 2019 | | | | | Integrado | | 0m | | 5m | | 10m | | 15m | | 20m | | 25m | | 30m | | 35m | | 40m | | |
|---------------------------------------|-------------------------------|-------------------|--------------------|---------------------------------|-----------------------|-----|--------|-----|--------|-----|---------|-----|---------|--------|---------|-----|---------|--------|---------|-------|---------|--------|--------|-----|---|
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | X | 0 | 0 | 0 | 480 | 1 | 1.080 | 1 | 400 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 720 | 1 | 1.961 | 1 | 1.400 | 3 | |
| | | Stephanodiscales | Stephanodiscaceae | <i>Cyclotella</i> sp | 4.994 | 8 | 4.280 | 6 | 0 | 0 | 8.989 | 8 | 160 | 0 | 120 | 0 | 2.996 | 2 | 1.248 | 1 | 1.997 | 1 | 2.854 | 6 | |
| | | Melosirales | Melosiraceae | <i>Melosira varians</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Bacillariophyceae | Rhopalodiales | Rhopalodiaceae | <i>Epithemia</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | <i>Fragilaria</i> spp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11.414 | 8 | 0 | 0 | 23.048 | 15 | 2.497 | 2 | 18.286 | 10 | 0 | 0 |
| | <i>Fragilaria crotonensis</i> | | | | 9.643 | 15 | 32.771 | 48 | 13.364 | 18 | 11.444 | 10 | 16.966 | 12 | 18.646 | 18 | 14.405 | 9 | 15.045 | 14 | 11.844 | 7 | 5.042 | 11 | |
| | <i>Hannaea arcus</i> | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Tabellaria flocculosa</i> | | | | 4.762 | 7 | 0 | 0 | 8.763 | 12 | 7.162 | 6 | 8.483 | 6 | 7.122 | 7 | 3.681 | 2 | 2.801 | 3 | 8.163 | 4 | 5.962 | 13 | |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Tabellariales | Tabellariaceae | <i>Tabellaria flocculosa</i> | 4.762 | 7 | 0 | 0 | 8.763 | 12 | 7.162 | 6 | 8.483 | 6 | 7.122 | 7 | 3.681 | 2 | 2.801 | 3 | 8.163 | 4 | 5.962 | 13 | |
| | | Volvocales | Volvocaceae | <i>Eudorina</i> sp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Trebouxiophyceae | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis Schroeteri</i> | 36.772 | 57 | 26.409 | 39 | 39.613 | 52 | 67.822 | 60 | 97.472 | 68 | 70.623 | 68 | 108.435 | 69 | 80.706 | 75 | 123.960 | 68 | 26.008 | 55 | |
| | | Sphaeropleales | Selenastraceae | <i>Quadrigula</i> sp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 640 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Chlorellales | Oocystaceae | <i>Oocystis marssonii</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 160 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Charophyta | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | <i>Elakatotrix gelatinosa</i> | X | 0 | 0 | 0 | 160 | 0 | 80 | 0 | 320 | 0 | 0 | 680 | 0 | 640 | 1 | 920 | 1 | 0 | 0 | | |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas</i> sp | 6.991 | 11 | 3.761 | 5 | 12.841 | 17 | 13.982 | 12 | 7.134 | 5 | 7.134 | 7 | 3.801 | 2 | 3.561 | 3 | 13.982 | 8 | 5.707 | 12 | |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | <i>Ceratium</i> sp | 280 | 0 | 400 | 1 | 280 | 0 | 480 | 0 | 280 | 0 | 240 | 0 | 560 | 0 | 400 | 0 | 280 | 0 | 40 | 0 | |
| | | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Peridinium</i> sp | 40 | 0 | 80 | 0 | 120 | 0 | 240 | 0 | 280 | 0 | 120 | 0 | 80 | 0 | 40 | 0 | 120 | 0 | 0 | 0 | |
| Euglenophyta (=Phylum) | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | <i>Lepocinclis</i> sp | 600 | 1 | 720 | 1 | 280 | 0 | 200 | 0 | 120 | 0 | 280 | 0 | 360 | 0 | 440 | 0 | 280 | 0 | 600 | 1 | |
| Ochrophyta | Synurophyceae | Synurales | Mallomonadaceae | <i>Mallomonas alpina</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Abundancia total | | | | | 64.082 | 100 | 68.421 | 100 | 75.941 | 100 | 112.120 | 100 | 143.028 | 100 | 104.325 | 100 | 158.047 | 100 | 108.259 | 100 | 181.794 | 100 | 47.613 | 100 | |
| Riqueza de taxa | | | | | 16 | | 7 | | 10 | | 11 | | 11 | | 9 | | 10 | | 12 | | 11 | | 8 | | |



Tabla 10. Distribución vertical del fitoplancton del lago Puyehue en otoño de 2019.

| Lago Rupanco estación C1 -otoño 2019 | | | | Integrado | | C1 0m | | 5 m | | 10m | | 15m | | 20m | | 25m | | 30m | | 35m | | 40m | | |
|--------------------------------------|---------------------|------------------|------------------------------|---------------------------------|---------------------|---------|---------|---------|---------|-----|--------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|--------|--------|---------|---------|-----|
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | 3.681 | 2 | 1.400 | 1 | 5.002 | 1 | 1.961 | 3 | 2.081 | 1 | 2.921 | 1 | 480 | 0 | 6.002 | 1 | 416 | 1 | 2.161 | 1 |
| | | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | <i>Cyclotella sp</i> | 2.663 | 1 | 0 | 0 | 666 | 0 | 4.994 | 7 | 1.332 | 0 | 160 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 2.663 | 6 | 666 | 0 |
| | | Melosirales | Melosiraceae | <i>Melosira varians</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.400 | 0 | 0 | 0 | 400 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Rhizosoleniales | Rhizosoleniaceae | <i>Urosolenia eriensis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11.404 | 15 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | <i>Asterionella formosa</i> | 400 | 0 | 1.080 | 1 | 1.480 | 0 | 2.361 | 3 | 2.161 | 1 | 0 | 0 | 1.841 | 1 | 2.201 | 0 | 49 | 0 | 520 | 0 |
| | | | | <i>Fragilaria spp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 666 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Fragilaria crotonensis</i> | 58.419 | 25 | 31.610 | 19 | 50.977 | 14 | 26.209 | 35 | 61.020 | 19 | 33.411 | 9 | 34.611 | 19 | 69.023 | 15 | 9.989 | 22 | 52.337 | 30 |
| | Tabellariales | Tabellariaceae | <i>Tabellaria flocculosa</i> | 160.492 | 69 | 119.319 | 72 | 288.134 | 79 | 0 | 0 | 232.506 | 74 | 339.311 | 88 | 145.808 | 79 | 384.966 | 83 | 31.550 | 70 | 114.637 | 66 | |
| | Ochrophyta | Chrysophyceae | Chromulinales | Dinobryaceae | <i>Dinobryon sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 640 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Chlorophyta | Chlorophyceae | Volvocales | Volvocaceae | <i>Eudorina sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16.805 | 23 | 3.601 | 1 | 600 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 270 | 1 | 0 |
| Tetrasporales | | | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis Schroeteri</i> | 2.801 | 1 | 0 | 0 | 600 | 0 | 1.601 | 2 | 1.200 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Charophyta | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | <i>Elakathotrix gelatinosa</i> | 80 | 0 | 280 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 160 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | <i>Ceratium sp</i> | 400 | 0 | 0 | 0 | 240 | 0 | 480 | 1 | 400 | 0 | 160 | 0 | 120 | 0 | 280 | 0 | 5 | 0 | 160 | 0 |
| | | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Peridinium sp</i> | 3.961 | 2 | 720 | 0 | 6.922 | 2 | 7.082 | 10 | 9.523 | 3 | 6.362 | 2 | 1.881 | 1 | 2.521 | 1 | 211 | 0 | 400 | 0 |
| | | | | <i>Parvodinium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 999 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Euglenophyta (=Phylum Euglenozoa) | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | <i>Lepocinclis sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 280 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Chroococcales | Chroococcaceae | <i>Eucapsis aphanocapsoides</i> | 0 | 0 | 10.804 | 7 | 10.003 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 840 | 0 | 680 | 0 | 0 | 0 | 3.001 | 2 |
| Abundancia total | | | | | 232.898 | 100 | 165.214 | 100 | 366.371 | 100 | 73.935 | 100 | 314.384 | 100 | 383.565 | 100 | 185.621 | 100 | 465.672 | 100 | 45.153 | 100 | 173.882 | 100 |
| Riqueza de taxa | | | | | 9 | | 7 | | 12 | | 11 | | 11 | | 8 | | 8 | | 7 | | 8 | | 8 | |



Tabla 11. Distribución vertical del fitoplancton del lago Llanquihue en otoño de 2019.

| Lago Llanquihue estación C2 - otoño 2019 | | | | | Integrado | | 0 m | | 5 m | | 10 m | | 15 m | | 20 m | | 25 m | | 30 m | | 35 m | | 40 m | | |
|--|---------------------|------------------|------------------------------|---------------------------------|-----------|-------|--------|-------|--------|-----|-------|-----|--------|-----|-------|-----|-------|-----|-------|-----|-------|-----|-------|-----|---|
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | 7.843 | 39 | 65.341 | 80 | 65.341 | 83 | 480 | 5 | 3.921 | 28 | 400 | 9 | 400 | 6 | 280 | 9 | 480 | 6 | 0 | 0 | |
| | | Stephanodiscales | Stephanodiscaeae | <i>Cyclotella</i> spp | 3.995 | 20 | 0 | 0 | 337 | 0 | 5.992 | 68 | 666 | 5 | 1.000 | 23 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Melosirales | Melosiraceae | <i>Melosira varians</i> | 160 | 1 | 3.705 | 5 | 2.358 | 3 | 0 | 0 | 280 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 480 | 6 | 0 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | <i>Fragilaria crotonensis</i> | 320 | 2 | 0 | 0 | 2.001 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 120 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 200 | 3 | 0 | 0 |
| | | | Indeterminada* | 0 | 0 | 6.736 | 8 | 6.736 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Tabellariales | Tabellariaceae | <i>Tabellaria flocculosa</i> | 160 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 400 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Ochrophyta | Chrysophyceae | Chromulinales | Dinobryaceae | <i>Dinobryon</i> sp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.601 | 11 | 320 | 7 | 999 | 15 | 0 | 0 | 280 | 4 | 0 | 0 | |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Tetrasporales | Sphaerocystidae | <i>Sphaerocystis Schroeteri</i> | 600 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Oocystaceae | <i>Oocystis</i> sp | X | 0 | 0 | 0 | 160 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | Chlorellaceae | <i>Dictyosphaerium</i> sp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.280 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Charophyta | Conjugatophyceae | Desmidiiales | Desmidiaceae | <i>Staurastrum</i> sp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Zygnematales | Zygnemataceae | <i>Mougeotia</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 160 | 2 |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | <i>Ceratium</i> sp | 280 | 1 | 360 | 0 | 200 | 0 | 280 | 3 | 600 | 4 | 680 | 15 | 480 | 7 | 400 | 13 | 440 | 6 | 440 | 6 | |
| Euglenophyta | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | <i>Lepocinclis</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 160 | 4 | 120 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Ochrophyta | Xanthophyceae | Tribonematales | Tribonemataceae | <i>Tribonema</i> sp | 1.280 | 6 | 5.242 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2.801 | 20 | 360 | 8 | 840 | 13 | 800 | 26 | 160 | 2 | 4.081 | 57 | |
| Abundancia total | | | | | 20.320 | 100 | 82.184 | 100 | 78.413 | 100 | 8.793 | 100 | 14.230 | 100 | 4.441 | 100 | 6.721 | 100 | 3.081 | 100 | 7.723 | 100 | 7.162 | 100 | |
| Riqueza de taxa | | | | | 13 | | 6 | | 8 | | 5 | | 9 | | 9 | | 6 | | 4 | | 7 | | 4 | | |
| 16 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |



Tabla 12. Distribución vertical del fitoplancton del lago Chapo en otoño de 2019.

| Lago Chapo estación C2 - otoño 2019 | | | | Integrado | | 0m | | 5m | | 10m | | 15m | | 20m | | 25m | | 30m | | 35m | | 40m | | | | |
|-------------------------------------|----------------------------|------------------------------|------------------------------|---------------------------------|----------------|------------|------------------|------------|----------------|------------|----------------|------------|----------------|------------|----------------|------------|----------------|------------|----------------|------------|----------------|------------|---------------|------------|---|---|
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | | |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | 960 | 0 | 0 | 0 | 1.561 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Aulacoseira distans</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 999 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Stephanodiscales | Stephanodiscaceae | <i>Cyclotella</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 999 | 3 | |
| | Bacillariophyceae | Bacillariales | Bacillariaceae | <i>Nitzschia</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | |
| | | Naviculales | Naviculaceae | <i>Navicula</i> spp | 333 | 0 | 6.063 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | <i>Asterionella formosa</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Fragilaria</i> spp | 80 | 0 | 40 | 0 | 80 | 0 | 120 | 0 | 80 | 0 | 120 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | 120 | 0 | 120 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Fragilaria crotonensis</i> | 0 | 0 | 6.063 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Distriella</i> sp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Hannaea arcus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Tabellariales | Tabellariaceae | <i>Tabellaria flocculosa</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 160 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| Ochrophyta | Chrysophyceae | Chromulinales | Dinobryaceae | <i>Dinobryon aff acuminatum</i> | 0 | 0 | 0 | 999 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | <i>Dinobryon divergens</i> | 200 | 0 | 1.010 | 0 | 0 | 600 | 0 | 480 | 0 | 160 | 0 | 360 | 0 | 240 | 0 | 0 | 0 | 0 | 999 | 3 | 0 | | | | |
| Chlorophyta | Synurophyceae | Synurales | Mallomonadaceae | <i>Mallomonas aff alpina</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| | | | | <i>Asterococcus</i> sp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | Chlorophyceae | Tetrasporales | Palmellopsidaceae | <i>Sphaerocystis</i> sp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Sphaerocystis</i> sp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | Volvocales | Volvocaceae | <i>Eudorina</i> sp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | Oedogoniales | Oedogoniaceae | <i>Oedogonium</i> sp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas</i> sp | 680 | 0 | 1.200 | 0 | 3.995 | 1 | 1.520 | 0 | 2.081 | 1 | 2.121 | 1 | 3.995 | 2 | 6.922 | 2 | 1.520 | 1 | 674 | 2 | | | |
| Trebouxiophyceae | Chlorellales | Oocystaceae | <i>Nephroclytium lunatum</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| <i>Oocystis solitaria</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 160 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | |
| Charophyta | Conjugatophyceae | Desmidiiales | Desmidiaceae | <i>Staurastrum gracile</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | <i>Elakathotrix gelatinosa</i> | X | 0 | 160 | 0 | 160 | 0 | 120 | 0 | 0 | 0 | 160 | 0 | 320 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | <i>Ceratium</i> sp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| | | | | <i>Peridinium</i> sp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | Dinophyceae | Peridiniiales | Peridiniaceae | <i>Parvodinium</i> sp | 120 | 0 | 120 | 0 | 360 | 0 | 440 | 0 | 560 | 0 | 920 | 0 | 160 | 0 | 120 | 0 | 80 | 0 | 40 | 0 | | |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Chroococcales | Chroococcaceae | <i>Eucapsis aphanocapsoides</i> | 420.137 | 99 | 1.283.247 | 99 | 754.792 | 99 | 417.645 | 99 | 202.086 | 98 | 270.491 | 99 | 218.927 | 98 | 437.853 | 98 | 269.448 | 99 | 28.009 | 91 | | |
| | | | | Abundancia total | 422.511 | 100 | 1.297.903 | 100 | 761.946 | 100 | 420.446 | 100 | 206.646 | 100 | 273.932 | 100 | 223.682 | 100 | 445.536 | 100 | 271.169 | 100 | 30.880 | 100 | | |
| | | | | Riqueza de taxa | 21 | | 8 | | 7 | | 6 | | 9 | | 7 | | 6 | | 6 | | 4 | | 7 | | | |



Tabla 13. Distribución vertical del fitoplancton del lago Popetán en otoño de 2019.

| Lago Popetán estación E1 - otoño 2019 | | | | | Integrado | | 0 m | | 5 m | | 10 m | | 15 m | |
|---------------------------------------|---------------------|-------------------|--------------------|---------------------------------|-------------------------|----|--------|-----|--------|-----|--------|-----|--------|-----|
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Stephanodiscales | Stephanodiscaceae | <i>Cyclotella</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Bacillariophyceae | Cymbellales | Gomphonemataceae | <i>Gomphonema</i> sp | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Eunotiales | Eunotiaceae | <i>Eunotia</i> sp | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | <i>Ulnaria ulna</i> | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Tabellariales | Tabellariaceae | <i>Tabellaria flocculosa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 200 | 1 | 200 | 1 | 80 | 1 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Chlamydomonadales | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis Schroeteri</i> | 1.961 | 18 | 8.483 | 37 | 6.402 | 34 | 11.604 | 49 | 4.602 | 36 |
| Charophyta | Conjugatophyceae | Zygnematales | Zygnemataceae | <i>Mougeotia</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 |
| | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | <i>Elakathotrix gelatinosa</i> | 160 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Oscillatoriales | Oscillatoriaceae | <i>Oscillatoria</i> sp | 0 | 0 | 1.400 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas</i> sp | 8.989 | 80 | 12.983 | 57 | 11.985 | 64 | 11.985 | 50 | 7.990 | 63 |
| | | | | | Abundancia total | | 11.189 | 100 | 22.907 | 100 | 18.627 | 100 | 23.869 | 100 |
| | | | | | Riqueza de taxa | | 5 | | 4 | | 4 | | 4 | |



Tabla 14. Distribución vertical del fitoplancton del sistema lacustre Huillinco - Cucao en otoño de 2019.

| Lago Huillinco estación C1 -otoño 2019 | | | | | Integrado 0-15 | | Integrado 15-40 | | 0 m | | 5 m | | 10 m | | 15 m | | 20 m | | 25 m | | 30 m | | 35 m | | 40 m | | | |
|--|---------------------|------------------|-------------------|---|------------------------|-----|-----------------|-----|---------|-----|--------|-----|-------|-----|-------|---|-------|---|-------|---|-------|---|-------|---|-------|----|-----|-----|
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | | |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 480 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | <i>Cyclotella</i> sp | 200 | 1 | 40 | 0 | 280 | 0 | 1.080 | 2 | 999 | 11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 100 |
| | | Rhizosoleniales | Rhizosoleniaceae | <i>Urosolenia eriensis</i> | 17.977 | 89 | 4.994 | 57 | 99.873 | 77 | 37.452 | 71 | 3.995 | 44 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Bacillariophyceae | Achnanthes | Achnanthes | Achnanthes | <i>Achnanthes</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Bacillariales | Bacillariaceae | <i>Nitzschia</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Naviculales | Naviculaceae | <i>Navicula</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 |
| | | Rhopalodiales | Rhopalodiaceae | <i>Rhopalodia musculus</i> <i>Epithemia</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Surirellales | Entomoneidaceae | <i>Entomoneis alata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Fragilariales | Fragilariaceae | Indeterminada* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.601 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Ulnaria ulna</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 |
| | | Tabellariales | Tabellariaceae | <i>Tabellaria flocculosa</i> | 0 | 0 | 1.721 | 20 | 80 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Rhodophyta | Florideophyceae | Acrochaetiales | Acrochaetiaceae | <i>Audouiniella</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 280 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Sphaeropleales | Scenedesmaceae | <i>Scenedesmus acutus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 160 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Charophyta | Conjugatophyceae | Desmidiiales | Closteriaceae | <i>Closterium acutum var variabile</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas</i> sp | 1.997 | 10 | 1.997 | 23 | 27.964 | 22 | 12.484 | 24 | 3.995 | 44 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Dinophyta | Dinophyceae | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Parvodinium</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Abundancia total | | | | | 20.255 | 100 | 8.752 | 100 | 129.077 | 100 | 52.857 | 100 | 9.149 | 100 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 100 | |
| Riqueza de taxa | | | | | 5 | | 4 | | 9 | | 8 | | 4 | | 0 | | 0 | | 0 | | 0 | | 0 | | 0 | 1 | | |



| Lago Cucao estación C1 - otoño 2019 | | | | | Integrado | | 0 m | | 5 m | | 10 m | | 15 m | | 20 m | | |
|-------------------------------------|---------------------|-------------------------------------|-------------------|-----------------------------------|--|-----|-------|-----|-------|-----|-------|-----|-------|-----|-------|-----|----|
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | 0 | 0 | 240 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Stephanodiscales | Stephanodiscaceae | <i>Cyclotella</i> sp | 160 | 57 | 999 | 18 | 640 | 3 | 200 | 14 | 40 | 0 | 80 | 29 | |
| | | Rhizosoleniales | Rhizosoleniaceae | <i>Urosolenia eriensis</i> | X | 0 | 0 | 0 | 4994 | 20 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Bacillariophyceae | Achnanthes | Cocconeidaceae | <i>Cocconeis</i> sp | 0 | 0 | 40 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Naviculales | Diploneidaceae | <i>Diploneis</i> sp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | Naviculaceae | <i>Navicula</i> spp | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Thalassiosiphales | Catenulaceae | <i>Amphora</i> sp | X | 0 | 40 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Eunotiales | Eunotiaceae | <i>Eunotia</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | <i>Distrionella</i> sp | 0 | 0 | 1240 | 23 | 880 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 200 | 71 |
| | | | | <i>Fragilaria</i> spp | 120 | 43 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Diatoma moniliformis</i> | X | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Ulnaria ulna</i> | 0 | 0 | 80 | 1 | 160 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Desmidiales | Closteriaceae | <i>Closterium acutum var variabile</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Chlorophyta | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Chlorellaceae | <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> | 0 | 0 | 840 | 15 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | Chlorophyceae | Sphaeropleales | Selenastraceae | <i>Monoraphidium contortum</i> | 0 | 0 | 999 | 18 | 4994 | 20 | 999 | 68 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | Neochloridaceae | <i>Golenkinia</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Oscillatoriales | Oscillatoriaceae | <i>Oscillatoria</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12004 | 99 | 0 | 0 | |
| | | Nostocales | Nostocaceae | <i>Dolichospermum flos-aquae</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 7082 | 29 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Dolichospermum solitaria</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 2801 | 11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Dinophyta | Dinophyceae | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Peridinium</i> sp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Gonyaulacales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas</i> sp | 0 | 0 | 999 | 18 | 2996 | 12 | 240 | 16 | 0 | 0 | 0 | | |
| Abundancia total | | | | | 280 | 100 | 5477 | 100 | 24827 | 100 | 1479 | 100 | 12084 | 100 | 280 | 100 | |
| Riqueza de taxa | | | | | 7 | | 9 | | 13 | | 4 | | 3 | | 2 | | |



Tabla 15. Distribución vertical del fitoplancton del lago Tarahuín en otoño de 2019.

| Lago Tarahuín - estación C1- otoño 2019 | | | | | Integrado | | 0 m | | 5 m | | 10 m | | 15 m | | 20 m | | 25 m | | 30 m | | | |
|---|-------------------------------------|-------------------|------------------------------|----------------------------------|--------------------------------|--|----------------|------------|---------------|------------|---------------|------------|---------------|------------|---------------|------------|---------------|------------|---------------|------------|------|---|
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Género | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | | |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | 39213 | 39 | 128662 | 47 | 20327 | 29 | 33171 | 37 | 39053 | 48 | 31130 | 38 | 35492 | 38 | 28729 | 50 | | |
| | | | | <i>Aulacoseira distans</i> | 49936 | 50 | 57913 | 21 | 25967 | 38 | 45941 | 51 | 35954 | 44 | 41946 | 51 | 51934 | 55 | 21972 | 38 | | |
| | Bacillariophyceae | Achnanthes | Achnanthidiaceae | <i>Achnanthidium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1997 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | Naviculales | Naviculaceae | <i>Navicula spp</i> | 0 | 0 | 337 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| | | | | Bacillariales | Bacillariaceae | <i>Nitzschia spp</i> | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Rhopalodiales | Rhopalodiaceae | <i>Rhopalodia gibba</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| | | | | <i>Asterionella formosa</i> | 1040 | 1 | 0 | 0 | 1040 | 2 | 1881 | 2 | 360 | 0 | 720 | 1 | 760 | 1 | 640 | 1 | | |
| | | | | <i>Distrionella germanica</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 680 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Fragilaria crotonensis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Tabellariales | Tabellariaceae | <i>Tabellaria flocculosa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Ulnaria ulna</i> | | | X | 0 | 337 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 40 | 0 | 40 | 0 | | |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Chlamydomonadales | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis Schroeteri</i> | 1200 | 1 | 0 | 0 | 800 | 1 | 1601 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | | Sphaeropleales | Scenedesmaceae | <i>Scenedesmus ecomi</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 160 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Volvocales | Volvocaceae | <i>Eudorina sp</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | | Desmiales | Closteriaceae | <i>Closterium acutum var variabile</i> | 6362 | 6 | 58605 | 21 | 0 | 0 | 5482 | 6 | 4041 | 5 | 5762 | 7 | 4521 | 5 | 3521 | 6 |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Oocystaceae | <i>Oocystis lacustris</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 160 | 0 | |
| | | | | Elakatotrichaceae | <i>Elakathotrix gelatinosa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 160 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Charophyta | Klebsormiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | <i>Dolichospermum flos-aquae</i> | 680 | 1 | 5389 | 2 | 15965 | 23 | 0 | 0 | 1000 | 1 | 480 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Pseudanabaena catenata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1000 | 1 | 0 | 0 | 1200 | 2 | | |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Nostocales | Nostocaceae | <i>Cryptomonas sp</i> | 160 | 0 | 5052 | 2 | 0 | 0 | 240 | 0 | 40 | 0 | 120 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Ceratum sp</i> | 1320 | 1 | 17177 | 6 | 2841 | 4 | 1320 | 1 | 1601 | 2 | 1080 | 1 | 960 | 1 | 560 | 1 | | |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Peridinium sp</i> | 80 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | | |
| | | | | <i>Lepocinclis sp</i> | 40 | 0 | 674 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 200 | 0 | 120 | 0 | 160 | 0 | | |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | <i>Peridinium sp</i> | 80 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | | |
| | | | | Peridiniaceae | <i>Lepocinclis sp</i> | 40 | 0 | 674 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 200 | 0 | 120 | 0 | 160 | 0 | |
| Euglenophyta (=Phylum Euglenozoa) | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | <i>Lepocinclis sp</i> | 40 | 0 | 674 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 200 | 0 | 120 | 0 | 160 | 0 | | |
| | | | | Abundancia total | 100.073 | 100 | 274.146 | 100 | 69.018 | 100 | 90.636 | 100 | 82.209 | 100 | 82.720 | 100 | 93.907 | 100 | 57.183 | 100 | | |
| Riqueza de taxa | | | | | 15 | | 10 | | 9 | | 11 | | 12 | | 15 | | 11 | | 15 | | | |



Tabla 16. Distribución vertical del fitoplancton del lago Natri en otoño de 2019.

| Lago Natri estación C1 Otoño 2019 | | | | | Integrado | | 0 m | | 5 m | | 10 m | | 15 m | | 20 m | | 25 m | | 30 m | | 35 m | | 40 m | | | |
|-----------------------------------|-------------------------------------|-----------------|------------------------------|-----------------------------------|---------------|------------|---------------|------------|---------------|------------|---------------|------------|---------------|------------|----------------|------------|----------------|------------|---------------|------------|---------------|------------|---------------|------------|-----|---|
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | | |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | 4.962 | 8 | 3.961 | 5 | 15.205 | 21 | 11.764 | 13 | 8.043 | 10 | 8.843 | 7 | 6.922 | 6 | 7.522 | 10 | 8.123 | 18 | 4.441 | 14 | | |
| | | | | <i>Aulacoseira distans</i> | 16.978 | 26 | 19.975 | 24 | 0 | 0 | 17.977 | 20 | 35.954 | 46 | 61.921 | 52 | 49.936 | 42 | 17.977 | 24 | 9.987 | 22 | 3.995 | 12 | | |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | <i>Asterionella formosa</i> | 0 | 0 | 1.961 | 2 | 2.001 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.280 | 1 | 0 | 0 | 440 | 1 | 80 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Fragilaria</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Fragilaria crotonensis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.601 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Asterionella formosa</i> | 1.440 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.681 | 2 | 800 | 1 | 0 | 0 | 1.080 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 240 | 1 |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Tabellariales | Tabellariaceae | <i>Tabellaria flocculosa</i> | 35.131 | 54 | 28.529 | 35 | 41.534 | 58 | 44.655 | 49 | 26.449 | 34 | 35.692 | 30 | 60.460 | 51 | 45.455 | 60 | 27.969 | 60 | 23.248 | 72 | | | |
| Chlorophyta | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Chlorellaceae | <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 3.201 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | Chlorophyceae | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis schroeteri</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Oocystaceae | <i>Oocytis lacustris</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Desmidiiales | Desmidiaceae | <i>Cosmarium</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Staurastrum gracile</i> | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Chroococcales | Chroococcaceae | <i>Limnococcus</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2.561 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas</i> sp | 4.994 | 8 | 19.975 | 24 | 5.707 | 8 | 7.990 | 9 | 1.761 | 2 | 7.990 | 7 | 320 | 0 | 3.995 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | <i>Ceratium hirundinella</i> | X | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 40 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Peridinium</i> sp | 1.681 | 3 | 7.202 | 9 | 4.121 | 6 | 5.042 | 6 | 4.281 | 6 | 1.761 | 1 | 0 | 0 | 80 | 0 | 160 | 0 | 160 | 0 | | |
| Abundancia total | | | | | 65.226 | 100 | 81.643 | 100 | 71.809 | 100 | 90.748 | 100 | 77.328 | 100 | 120.087 | 100 | 118.719 | 100 | 75.509 | 100 | 46.319 | 100 | 32.084 | 100 | | |
| Riqueza de taxa | | | | | 10 | | 7 | | 7 | | 8 | | 7 | | 8 | | 5 | | 7 | | 5 | | 5 | | | |

{



Tabla 17. Distribución vertical del fitoplancton del lago Tepuhueico en otoño de 2019.

| Lago Tepuhueico Otoño 2019 - Estación E1 | | | | Integrado | | 0 m | | 5 m | | 10 m | | 15 m | | 20 m | | |
|--|-------------------------------------|-------------------|--------------------|---------------------------------|------------------|------------|------------------|------------|------------------|------------|------------------|------------|------------------|------------|------------------|------------|
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Cél/L | % |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | 720 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Aulacoseira distans</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Rhizosoleniales | Rhizosoleniaceae | <i>Urosolenia eriensis</i> | 2.257.121 | 100 | 1.458.140 | 99 | 1.657.885 | 99 | 2.207.185 | 100 | 2.047.389 | 100 | 1.458.140 | 99 |
| | Bacillariophyceae | Achnanthales | Achnanthidiaceae | <i>Achnantheidium sp</i> | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Naviculales | Naviculaceae | <i>Navicula sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 |
| | | Bacillariales | Bacillariaceae | <i>Nitzschia spp</i> | 0 | 0 | 337 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Cymbellales | Gomphonemataceae | <i>Gomphonema spp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 280 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Surirellales | Surirellaceae | <i>Iconella sp</i> | X | 0 | 337 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Fragilaria crotonensis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Ulnaria ulna</i> | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Chlamydomonadales | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis schroeteri</i> | 10.003 | 0 | 7.923 | 1 | 9.643 | 1 | 9.723 | 0 | 7.002 | 0 | 10.603 | 1 |
| | | Sphaeropleales | Selenastraceae | <i>Monoraphidium contortum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Desmidiiales | Desmidiaceae | <i>Staurodesmus sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | <i>Ceratium sp</i> | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Parvodinium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas sp</i> | 40 | 0 | 1.347 | 0 | 520 | 0 | 320 | 0 | 120 | 0 | 280 | 0 |
| | | | | Abundancia total | 2.268.005 | 100 | 1.468.084 | 100 | 1.668.129 | 100 | 2.217.628 | 100 | 2.054.631 | 100 | 1.469.144 | 100 |
| | | | | Riqueza de taxa | 9 | | 5 | | 5 | | 6 | | 6 | | 5 | |



Tabla 18. Distribución vertical del fitoplancton del lago San Antonio en otoño de 2019.

| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Integrada | | 0 m | | 5 m | | 10 m | |
|-------------------------|---------------------|--------------------------------------|---------------------------------|----------------------------------|---------------|------------|--------------|------------|---------------|------------|---------------|------------|
| | | | | | Cél/L | | Cél/L | | Cél/L | | Cél/L | |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira distans</i> | 29.962 | 88 | 0 | 0 | 21.972 | 66 | 25.967 | 84 |
| | | Stephanodiscales | Stephanodiscaceae | <i>Cyclotella</i> sp | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Bacillariophyceae | Naviculales | Naviculaceae | <i>Navicula</i> spp | 0 | 0 | 40 | 1 | 0 | 0 | 80 | 0 |
| | | Bacillariales | Bacillariaceae | <i>Nitzschia</i> spp | 80 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Cymbellales | Cymbellaceae | <i>Cymbella</i> sp | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Encyonema</i> sp | 40 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| | Eunotiales | Eunotiaceae | <i>Eunotia</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 40 | 0 | |
| Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | <i>Fragilaria</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | |
| | Tabellariales | Tabellariaceae | <i>Tabellaria flocculosa</i> | 40 | 0 | 560 | 18 | 0 | 0 | 40 | 0 | |
| Charophyta | Conjugatophyceae | Zygnematales | Zygnemataceae | <i>Mougeotia</i> sp | 160 | 0 | 160 | 5 | 440 | 1 | 0 | 0 |
| | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | <i>Elakathotrix gelatinosa</i> | 560 | 2 | 480 | 15 | 1.480 | 4 | 2.681 | 9 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Chlamydomonadales | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis schroeteri</i> | 1.881 | 5 | 320 | 10 | 4.361 | 13 | 0 | 0 |
| | | Sphaeropleales | Hydrodictyceae | <i>Pseudopediastrum boryanum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 640 | 2 | 0 | 0 |
| | | | Neochloridaceae | <i>Golenkinia</i> sp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Oocystaceae | <i>Oocystis solitaria</i> | 0 | 0 | 160 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Chlorellaceae | <i>Micractinium pusillum</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Trebouxiophyceae ordo incertae sedis | Trebouxiophyceae incertae sedis | <i>Crucigenia</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 160 | 1 |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Oscillatoriales | Pseudanabaenaceae | <i>Pseudanabaena catenata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas</i> sp | 1.360 | 4 | 1.400 | 44 | 3.995 | 12 | 1.997 | 6 |
| Dinophyta | Dinophyceae | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Parvodinium umbonatum</i> | 40 | 0 | 40 | 1 | 120 | 0 | 0 | 0 |
| Abundancia total | | | | | 34.203 | 100 | 3.161 | 100 | 33.129 | 100 | 31.045 | 100 |
| Riqueza de taxa | | | | | 13 | | 8 | | 10 | | 8 | |



Tabla 19. Distribución vertical del fitoplancton del lago Yelcho en otoño de 2019.

| Lago Yelcho estación C1 otoño 2019 | | | | Integrado | | 0m | | 5m | | 10m | | 15m | | 20m | | 25m | | 30m | | 35m | | 40m | | | |
|------------------------------------|---------------------|-------------------|-------------------------------|---------------------------------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|--------|-----|---|
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | 6.562 | 11 | 6.122 | 34 | 4.241 | 14 | 6.122 | 14 | 6.202 | 10 | 3.481 | 6 | 4.642 | 9 | 8.803 | 12 | 4.882 | 13 | 6.962 | 19 | |
| | | Stephanodiscales | Stephanodisceaceae | <i>Cyclotella</i> sp | 4.994 | 8 | 2.996 | 16 | 999 | 3 | 2.996 | 7 | 999 | 2 | 499 | 1 | 999 | 2 | 0 | 0 | 40 | 0 | 2.996 | 8 | |
| | | Rhizosoleniales | Rhizosoleniaceae | <i>Urosolenia eriensis</i> | 1.997 | 3 | 999 | 5 | 0 | 0 | 2.996 | 7 | 3.995 | 6 | 1.997 | 3 | 0 | 0 | 1.997 | 3 | 999 | 3 | 999 | 3 | |
| | Bacillariophyceae | Achnanthes | Achnanthes | Achnanthes | X | 0 | 999 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Bacillariales | Bacillariaceae | <i>Nitzschia</i> spp | 0 | 0 | 40 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Cymbellales | Gomphonemataceae | <i>Gomphonema</i> spp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 160 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | <i>Asterionella formosa</i> | 1.400 | 2 | 160 | 1 | 360 | 1 | 240 | 1 | 320 | 1 | 1.000 | 2 | 800 | 2 | 3.321 | 5 | 2.441 | 7 | 360 | 1 | |
| | | | | <i>Distirionella</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 400 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Fragilaria</i> spp | 40 | 0 | 0 | 0 | 11.985 | 39 | 15.980 | 36 | 24.968 | 40 | 14.981 | 25 | 22.971 | 45 | 35.954 | 49 | 15.980 | 43 | 13.982 | 39 | |
| | | | <i>Fragilaria crotonensis</i> | 30.050 | 50 | 2.201 | 12 | 5.602 | 18 | 6.802 | 15 | 15.525 | 25 | 17.806 | 30 | 8.003 | 16 | 9.403 | 13 | 720 | 2 | 1.200 | 3 | | |
| | Tabellariales | Tabellariaceae | <i>Tabellaria flocculosa</i> | 10.203 | 17 | 4.281 | 23 | 2.361 | 8 | 7.162 | 16 | 7.923 | 13 | 18.406 | 31 | 11.164 | 22 | 13.124 | 18 | 11.444 | 31 | 8.963 | 25 | | |
| Ochrophyta | Chrysophyceae | Chromulinales | Dinobryaceae | <i>Dinobryon divergens</i> | 520 | 1 | 80 | 0 | 999 | 3 | 160 | 0 | 999 | 2 | 120 | 0 | 0 | 0 | 720 | 1 | 0 | 0 | 80 | 0 | |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Sphaeropleales | Selenastraceae | <i>Ankistrodesmus falkatus</i> | 80 | 0 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | | Chlamydomonadales | Volvocaceae | <i>Eudorina</i> spp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Oocystaceae | <i>Sphaerocystis schroeteri</i> | 4.001 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 400 | 1 | 0 | 0 | |
| | | | | <i>Nephrocystium lunatum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 120 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | <i>Oocystis solitaria</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 480 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Charophyta | Klebsormidiophyceae | Zygnematales | Zygnemataceae | <i>Mougeotia</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 160 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 120 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | | |
| | | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | <i>Elakathotrix gelatinosa</i> | 240 | 0 | 80 | 0 | 160 | 1 | 80 | 0 | 160 | 0 | 320 | 1 | 80 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas</i> sp | 400 | 1 | 280 | 2 | 3.995 | 13 | 1.320 | 3 | 840 | 1 | 160 | 0 | 0 | 0 | 280 | 0 | 240 | 1 | 320 | 1 | |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | <i>Ceratium</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 1.997 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Euglenophyta | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | <i>Lepocinclis</i> sp | 80 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | 120 | 0 | 120 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Abundancia total | | | | | 60.569 | 100 | 18.238 | 100 | 30.821 | 100 | 44.419 | 100 | 62.371 | 100 | 58.891 | 100 | 51.255 | 100 | 73.723 | 100 | 37.265 | 100 | 35.903 | 100 | |
| Riqueza de taxa | | | | | 17 | | 11 | | 11 | | 12 | | 14 | | 11 | | 10 | | 9 | | 11 | | 10 | | |



Tabla 20. Distribución vertical del fitoplancton del lago Riesco en otoño de 2019.

| Lago Riesco estación C1 - otoño 2019 | | | | Integrado | | 0 m | | 5 m | | 10 m | | 15 m | | 20 m | | 25 m | | 30 m | | 35 m | | 40 m | | | | | | |
|--------------------------------------|---------------------|------------------------------|--------------------|---------------------------------|-------|-----|-------|-----|--------|------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|-----|----|---|---|--|
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | | | | |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | 2.281 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | |
| | | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | <i>Cyclotella</i> sp | 1.997 | 5 | 0 | 0 | 999 | 4 | 40 | 0 | 40 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| | Bacillariophyceae | Achnanthes | Achnanthesiaceae | <i>Achnanthes</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 666 | 27 | 0 | 0 | | | |
| | | Bacillariales | Bacillariaceae | <i>Nitzschia</i> spp | 160 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 120 | 5 | 0 | 0 | | | |
| | | Cymbellales | Gomphonemataceae | <i>Gomphonema</i> spp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 120 | 5 | 0 | 0 | | | |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | <i>Asterionella formosa</i> | 0 | 0 | 4.842 | 39 | 0 | 0 | 0 | 0 | 640 | 17 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Fragilaria</i> spp | 7.990 | 18 | 999 | 8 | 999 | 4 | 999 | 10 | 0 | 0 | 120 | 3 | 0 | 0 | 40 | 4 | 160 | 6 | 40 | 2 | | | | |
| | | | | <i>Fragilaria crotonensis</i> | 4.521 | 10 | 440 | 4 | 560 | 2 | 360 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 240 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 240 | 10 | | | |
| | | | | <i>Distironella</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 2 | | |
| | | | | <i>Ulnaria</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 | |
| Tabellariales | Tabellariaceae | <i>Tabellaria flocculosa</i> | 15.125 | 35 | 0 | 0 | 1.721 | 7 | 560 | 6 | 0 | 0 | 360 | 10 | 1.360 | 45 | 0 | 0 | 640 | 26 | 760 | 30 | 0 | 0 | | | | |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Chlamydomonadales | Sphaerocystidaceae | <i>Sphaerocystis schroeteri</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 680 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 640 | 70 | 760 | 30 | 0 | 0 | 0 | | | | |
| Charophyta | Conjugatophyceae | Desmidiiales | Closteriaceae | <i>Closterium gracile</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | |
| | | Zygnematales | Zygnemataceae | <i>Mougeotia</i> sp | 240 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | |
| | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | <i>Elakathotrix gelatinosa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | <i>Cryptomonas</i> sp | 9.987 | 23 | 5.992 | 49 | 19.975 | 79 | 4.994 | 52 | 2.996 | 79 | 2.996 | 86 | 1.240 | 41 | 240 | 26 | 0 | 0 | 1.997 | 82 | | | | |
| Dinophyta | Dinophyceae | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Parvodinium</i> sp | 999 | 2 | 0 | 0 | 999 | 4 | 1.997 | 21 | 40 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | |
| Ochrophyta | Synurophyceae | Synurales | Mallomonadaceae | <i>Mallomonas aff alpina</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 120 | 4 | 0 | 0 | 40 | 2 | 0 | | | | | | |
| Abundancia total | | | | | 43341 | 100 | 12273 | 100 | 25251 | 100 | 9630 | 100 | 3796 | 100 | 3476 | 100 | 3001 | 100 | 920 | 100 | 2506 | 100 | 2438 | 100 | | | | |
| Riqueza de taxa | | | | | 11 | | 4 | | 6 | | 7 | | 6 | | 3 | | 5 | | 3 | | 7 | | 5 | | | | | |



Tabla 21. Distribución vertical del fitoplancton del lago Sofia en otoño de 2019.

| Lago Sofia estación E2 - otoño 2019 | | | | | Integrado | | 0m | | 5m | | 10m | | 15m | | 20m | |
|--------------------------------------|---------------------|---|------------------------------------|--------------------------------|-----------|-----|---------|-----|---------|-----|---------|-----|---------|-----|---------|-----|
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % | Cél/L | % |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | <i>Aulacoseira granulata</i> | 240 | 0,3 | 240,1 | 0,2 | 480,2 | 0,4 | 915,5 | 0,8 | 1.240,4 | 1,0 | 880,3 | 0,6 |
| | | Stephanodiscales | Stephanodiscaceae | <i>Cyclotella ocellata</i> | 71.908 | 99 | 129.834 | 100 | 127.338 | 99 | 112.357 | 99 | 122.344 | 98 | 139.822 | 99 |
| Chlorophyta | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Oocystaceae | <i>Oocystis marssonii</i> | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 125 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Trebouxiophyceae ordo incertae sedis | Trebouxiophyceae incertae sedis | <i>Crucigenia</i> sp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Charophyta | Conjugatophyceae | Desmidiales | Closteriaceae | <i>Closterium calosporum</i> | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 42 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | <i>Elakathotrix gelatinosa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 |
| Dinophyta | Dinophyceae | Peridinales | Peridiniaceae | <i>Peridinium</i> sp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Euglenophyta (=Phylum Euglenozoa) | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | <i>Lepocinclis</i> sp | 120 | 0,2 | 40 | 0 | 280 | 0 | 458 | 0 | 1.641 | 1 | 600 | 0 |
| | | | Euglenaceae | <i>Euglena</i> sp | X | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Abundancia total | | | | | 72308 | 100 | 130114 | 100 | 128098 | 100 | 113896 | 100 | 125265 | 100 | 141382 | 100 |
| Riqueza de taxa | | | | | 8 | | 3 | | 3 | | 5 | | 4 | | 4 | |





Anexo Taller de expertos

Acta del Taller de expertos en Limnología

En el marco de la revisión del programa de monitoreo del estudio:

“Evaluación del estado ambiental de los lagos con actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile”

1.- Participantes:

Expertos en Limnología: MSc Irma Vila de la Universidad de Chile, Dr. Oscar Parra y Dr. Roberto Urrutia de la Universidad de Concepción, Dr. Stefan Woelfl de la Universidad Austral.

Equipo a cargo del estudio: Instituto de Fomento Pesquero (IFOP): Mg. Nicole Pesse, Mg. Carolina Oyarzo, Dra. Claudia Pérez, y Dr. Rodrigo Vera.

Profesionales pertenecientes a entidades gubernamentales: Flor Uribe de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SUBPESCA) – contraparte técnica; Diego San Miguel de la Dirección General de Aguas (DGA) – a cargo de monitoreo de la red mínima de calidad de agua; y Nicole Gesell de la Seremi del Medio Ambiente región de Los Lagos.

Moderador: Dr. Leonardo Guzmán. IFOP.

2.- Agenda de trabajo:

Lugar: Hotel Presidente, Puerto Montt.

Fecha: 11 de abril de 2019.

09.05 Bienvenida, Introducción y metodologías del estudio. Mg. Cs. Nicole Pesse.

09.15 – 09.45 Antecedentes de lagos Araucanos y Patagónicos. Mg. Cs. Carolina Oyarzo.

09.50 - 10.10 Pausa, café.

10.15 – 10.45 Antecedentes de lagos Chilotes. Dra. Cs. Claudia Pérez.

10.50 – 11.20 Variabilidad espacial en los lagos estudiados. Dr. Cs. Rodrigo Vera.

11.25 – 13.00 Observaciones y discusión con los expertos.

13.00 – 14.00 Pausa, almuerzo.

14.15 – 15.55 Consultas a los expertos, discusión con la audiencia y compilado de sugerencias para el programa de monitoreo.

16:00 Café – Cierre del taller.



3.- Sugerencias y recomendaciones:

Diseño de Muestreo:

- Se discutió respecto de la necesidad de conocer las fluctuaciones temporales de las variables físicas, químicas y biológicas en la columna de agua de los lagos en estudio, ya que el actual diseño de muestreo contempla periodicidad anual. Por lo cual, los cinco expertos y el profesional de DGA recomendaron concentrar esfuerzos de muestreo, de modo que fuera posible pesquisar la variabilidad espacial y temporal propia de cada lago. Intensificando la periodicidad del muestreo, junto con incluir el muestreo de los principales tributarios y del efluente.

Lo anteriormente expuesto, concuerda en parte con lo propuesto por el grupo de Lagos en el TTR de la séptima etapa del estudio en actual desarrollo, donde se intensifica la periodicidad de muestreo de la columna de agua del lago Llanquihue.

Se discutió también, respecto de los criterios necesarios para priorizar el lago en el cual se realizará la intensificación del monitoreo. Para esto, sería necesario una redistribución de los recursos económicos del proyecto, ya que actualmente no es posible aumentar la periodicidad de muestreo en todos los lagos estudiados.

Para la priorización se evaluarán factores como: riesgos o presiones (estresores) antrópicas, condición ambiental histórica y actual. Las principales presiones antrópicas a considerar serán: aquellos lagos que cuenten con mayor intensidad de uso por parte de la acuicultura (tiempo de uso en cultivo de peces, producción acumulada), y aquellos lagos con actividades antrópicas en la cuenca que tengan mayor incidencia en un posible deterioro ambiental, y así también aquellos lagos con una calidad ambiental empobrecida (parámetros tróficos alterados, parámetros RAMA de sedimentos alterados).

- Se discutió como llegar a conocer en mayor medida las variables que determinan la productividad lacustre, y se consideró la posibilidad de tomar una muestra extra en la columna de agua de la estación control de cada lago, en la profundidad donde se registre la máxima fluorescencia fitoplanctónica. El punto de máxima fluorescencia será identificado en terreno perfilando la columna de agua con el CTDOF. En aquel punto de muestreo, se recolectarán muestras para análisis de fitoplancton, clorofila *a* y nutrientes. Dos de los cinco expertos mencionaron la importancia de evaluar el clima lumínico del lago, por sus efectos en la productividad del fitoplancton. Así también se mencionó que diversos estudios de fitoplancton en Chile, indican que el aumento de la radiación UV favorece el incremento de algunas especies de microorganismos fotosintéticos. Sobre esto último, se señala, por ejemplo, que el aumento de cianobacterias no se debería sólo a una mayor concentración de nutrientes, sino también al aumento de la radiación que actualmente se registra. Conjuntamente con el control de la



radiación UV, será de importancia controlar temperatura ante posibles efectos de cambio climático.

- Se discutió la necesidad de realizar estudios de corrientes. Los expertos, el equipo de IFOP y los profesionales de la DGA y SUBPESCA concordaron en que es adecuado evaluar la hidrodinámica del lago, de modo que sea posible sustentar en el futuro cercano un modelo dinámico. Se evaluarán los costos de incluir estudios de corrientes en el monitoreo de los lagos de manera paulatina y por etapas o lagos. Así también, se discutió la importancia de contar con registros continuos de variables limnológicas y/o meteorológicas, que influyan en la dinámica lacustre, como por ejemplo el viento.
- Se discutió respecto de incluir la evaluación costera de los lagos en áreas selectas. Sin embargo, se recomendó de manera unánime por parte de los expertos, concentrar los esfuerzos en la intensificación del monitoreo por lago o grupo de lagos, más que incluir nuevas áreas de muestreo costeras.
- Se discutió la posibilidad de incluir el monitoreo de peces, en lagos selectos. Uno de los expertos argumentó que los peces son muchas veces los depredadores tope en la cadena alimenticia lacustre y por ello son sensibles a los cambios ambientales, así también las especies de peces nativos podrían haber sido afectadas por la introducción de los salmónidos. Hace muchos años que no se realizan estudios de fauna íctica en los lagos con acuicultura, el último estudio se realizó durante los años 90's. Se indicó que actualmente no es posible incluir el muestreo de peces en el monitoreo de los lagos, sin embargo, se revisarán los antecedentes emanados de los proyectos ASIPA del Departamento de Salud Hidrobiológica de IFOP que monitorean peces silvestres, en vías de complementar la información ambiental futura, incluyendo la componente íctica, sin incurrir en nuevos costos asociados.
- Se discutió la pertinencia de hacer extensivo este monitoreo a cuencas lacustres que cuenten con acuicultura (pisciculturas) en la cuenca y que no sea exclusivamente en lagos con acuicultura *in situ* (balsas jaula). Los expertos sugirieron considerar dentro de este estudio el monitoreo de los lagos con pisciculturas, ya que IFOP cuenta con la experiencia para abordar este tipo de monitoreos. Se evaluará la posibilidad de incluir nuevas áreas de estudio en etapas futuras, de acuerdo a las necesidades ambientales que surjan en determinadas cuencas.
- Se propone disminuir el número de estaciones de muestreo y/o profundidades muestreadas en la columna de agua, cuando no existan diferencias significativas entre las estaciones de muestreo en lagos. Por ejemplo, para el lago Llanquihue se cuenta con suficiente información (DGA, Armada, y Subpesca), por lo que se sugiere tratar de aunar esfuerzos entre las instituciones.
- Se discutió la necesidad de evaluar coeficientes de exportación específicos para cuencas fuera del área de los lagos Araucanos tales como son las cuencas



lacustres de los lagos Chilotes y del lago Sofía, por cuanto en Chile los principales estudios sobre coeficientes de exportación se han realizado en una subcuenca del lago Rupanco. De manera unánime se sugirió que era importante abordar esta temática para mejorar las estimaciones de balance de nutrientes de los lagos Chilotes y Patagónicos en estudio. En relación con el balance de nutrientes, se sugiere mejorar la información en relación con los valores de los compuestos nitrogenados.

- Se discutió la posibilidad de incorporar al presente estudio otros xenobióticos emergentes, a lo que los expertos en forma unánime consideraron más convenientes centrarse en la eutroficación.
- Se discutió que, para mejorar los balances de nutrientes, especialmente de los lagos pequeños (Chilotes y Sofía) se considera pertinente la inclusión de mediciones del caudal del efluente. Los expertos sugirieron que se incluyera esta medición. Se evaluarán los costos de dichas mediciones de manera continua, y estacional.

Técnicas de Muestreo:

- Se ha observado en algunos lagos Chilotes la degradación del fijador lugol utilizado para la preservación de las muestras de fitoplancton cuantitativo. Esta degradación del lugol, podría deberse a las características químicas del agua de estos lagos. Por tanto, los expertos sugirieron colectar una muestra destinada para ser analizada viva, y una segunda muestra para ser preservada con formalina. Resguardando de esta forma la identificación y cuantificación de taxa fitoplanctónicas.

Análisis de la información:

- Se discutió respecto de la inclusión de la estimación de biomasa (biovolumen) fitoplanctónica en el estudio, además de la abundancia. Dos de los expertos indicaron que esta medición podría entregar respuestas ante posibles cambios de trofia.
- Se mencionó la necesidad de incorporar la valoración de los servicios ecosistémicos de cuencas lacustres. Se indicó que actualmente en la séptima etapa del estudio se está desarrollando un objetivo respecto a esta temática.
- Se recomienda asociar datos históricos del fitoplancton obtenidos desde el inicio del proyecto, que permitan ver cambios importantes en las comunidades fitoplanctónicas. Por ejemplo, llama la atención la baja presencia de microalgas como *Navicula* sp., y otras diatomeas siendo que estas especies son frecuentes en lagos oligotróficos.



- Se plantea, además, que el cambio climático podría ser un factor importante en las fluctuaciones que se puedan observar en los lagos, por lo cual se debería tener en cuenta.
- Se recomienda buscar interrelaciones físico-químicas y biológicas de cada lago, monitoreando los principales tributarios y sus caudales (idealmente con registro continuo), y determinar las áreas de influencia de la actividad de acuicultura en cada lago.
- Para el monitoreo de zooplancton, se recomienda en lo posible utilizar un sistema de caja, ya que éstos evitan las redes cónicas. Ahora bien, si se utiliza la red cónica, se recomienda realizar intervalos de arrastre.

Observaciones Generales:

- Se reconoció la necesidad de realizar análisis integrado de cuenca, donde participen todos los actores e instituciones involucrados. Sin embargo, se consensó que el Instituto no tiene la potestad para liderar este análisis, que debe emanar desde el estado.
- Además, se planteó la necesidad de interacción entre instituciones que realicen estudios con objetivos similares en los sistemas lacustres que abarcamos en este proyecto. Con lo cual, la DGA, SUBPESCA e IFOP están buscando las medidas que posibiliten la coordinación y ejecución de actividades en conjunto, relacionadas al estudio de los lagos.
- Se consensó que la información generada por este proyecto es de suma relevancia científica y estratégica, tanto por su cobertura espacial (desde la región de los Ríos hasta la región de Magallanes) como temporal (6 años de estudio), y su aporte para determinar el estado ambiental de los lagos. Frente a esto, se considera necesario mejorar la difusión, como la participación en congresos de difusión científica, y a la comunidad en general. Sería de la mayor importancia dados la importante información obtenida que esta se recopilase en un libro acerca de los lagos araucanos estudiados. La Subsecretaría debería financiar su edición como un importante logro de las instituciones del Estado involucradas. Además, se manifestó la importancia de interactuar con investigadores de la academia, para el desarrollo de prácticas profesionales y estudios de tesis, que permitan aportar a este estudio y la comunidad científica en formación.
- En esta acta se resumen las opiniones expuestas por los expertos y equipo IFOP en el taller realizado el 11 de abril, donde se les pidió que indicaran lo que consideraban prioritario para mejorar el conocimiento ambiental de los lagos con acuicultura. Luego, este ejecutor y el mandante tendrá que organizar las actividades / mejoras a realizar en el monitoreo de acuerdo a las prioridades y recursos disponibles para la séptima etapa del proyecto y en las etapas sucesivas.



Anexo taller de difusión



Taller difusión resultados estudio "Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile, VI etapa"

División de Investigación en Acuicultura

Auditorio Los Alceres, Asociación Chilena de Seguridad (ACHS) calle Ejército 360, Puerto Montt

Viernes 04 de octubre de 2019

| N° | NOMBRE | INSTITUCIÓN | EMAIL | FIRMA |
|----|-------------------------|-------------------------------|---------------------------------|-------|
| 1 | Paola Almon | IFOP | paola.almon@ifop.cl | |
| 2 | LORETO OVALLE | IFOP | loreto.ovalle@ifop.cl | |
| 3 | Margarita Jorjczyk | IFOP | margarita.jorjczyk@ifop.cl | |
| 4 | Pablo Riquelme Torre | IFOP | pablo.riquelme@ifop.cl | |
| 5 | Carla Patricia Samadell | Mincery | carla.samadell@mincery.cl | |
| 6 | Fernando V. R. | SUBPESCA | fernando.v.r.@subpesca.cl | |
| 7 | NICOLE GISELL AEDO | SECRETARÍA del Medio Ambiente | nicole.gisell@mma.gob.cl | |
| 8 | Roberto Triviño Vences | FM. Pto. Montt | roberto.trivino@fmptm.cl | |
| 9 | PAZ BARRERA RIVERA | FM. Pto. Varas | pbarrera@ptovar.cl | |
| 10 | Estelita Jorjczyk | FM Pto Montt | Estelita.jorjczyk@fmptm.cl | |
| 11 | Cristian Vargas | Personalidad Ercilla | cristian.vargas@personalidad.cl | |
| 12 | Gaspar Vidal S. | IFOP | gaspar.vidal@ifop.cl | |



Taller difusi3n resultados estudio "Evaluaci3n del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile, VI etapa"

Divisi3n de Investigaci3n en Acuicultura

Auditorio Los Alerces, Asociaci3n Chilena de Seguridad (ACHS) calle Ej3rcito 360, Puerto Montt

Viernes 04 de octubre de 2019

| | | | | |
|----|-----------------------------|-----------|--|--|
| 13 | David Ojeda | IFOP | | |
| 14 | Evangelina Cascaño Orellana | CREA-IFOP | | |
| 15 | Sandra Silva K | IFOP | | |
| 16 | | | | |
| 17 | | | | |
| 18 | | | | |
| 19 | | | | |
| 20 | | | | |
| 21 | | | | |
| 22 | | | | |
| 23 | | | | |
| 24 | | | | |
| 25 | | | | |



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

Sección Ediciones y Producción

Almte. Manuel Blanco Encalada 839

Fono 56-32-2151500

Valparaíso, Chile

www.ifop.cl