



Universidad de la República
Facultad de Ciencias
Programa de Posgrado en Ciencias
Ambientales



**Evaluación de una experiencia de aireación artificial como estrategia de
rehabilitación de un lago eutrófico urbano**

Virginia Fleitas

(vfleitas@fcien.edu.uy)

Orientador:

Guillermo Goyenola

(goyenola@gmail.com)

Tribunal:

Lorena Rodríguez

Mariana Meerhoff

Luis Aubriot

2025

Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales

Resumen

La eutrofización de lagos urbanos constituye un desafío ambiental creciente en Uruguay, afectando su calidad de agua y los servicios ecosistémicos que ofrecen. Para su rehabilitación se pueden emplear técnicas *in situ* como la geingeniería química y la aireación artificial. La primera inmoviliza directamente el fósforo en los sedimentos, mientras que la segunda busca mantener condiciones oxidantes en el hipolimnion para mantenerlo retenido. Sin embargo, puede fallar en su objetivo de rehabilitación si la oxigenación es insuficiente o si moviliza nutrientes hacia la superficie.

En esa línea, esta tesis evaluó la eficacia de la primera experiencia de aireación artificial del país, implementada en diciembre de 2020 en el lago Javier (departamento de Canelones), un sistema profundo y eutrófico de origen antrópico. Se aplicó un diseño experimental BACI (*Before-After Control-Impact*) con monitoreo del lago intervenido junto a un lago de referencia durante cuatro años.

Se analizó estructura térmica, oxígeno disuelto, macronutrientes (fósforo y nitrógeno), transparencia y biomasa fitoplanctónica (clorofila *a*). La aireación modificó parcialmente la estabilidad térmica, pero no logró una oxigenación profunda sostenida. Se redujo el fósforo total a una tasa de 18 $\mu\text{g/L}$ por año (de 100 $\mu\text{g P/L}$ en setiembre de 2020 a 54 $\mu\text{g P/L}$ en setiembre de 2024), mientras que el nitrógeno total aumentó parcialmente (mediana de 1357 $\mu\text{g N/L}$ antes de la aireación y 1634 $\mu\text{g N/L}$ después), intensificando la limitación relativa por fósforo. En respuesta, la comunidad fitoplanctónica, dominada por cianobacterias, aumentó exponencialmente en términos de clorofila *a* entre julio de 2022 y abril de 2023 (alcanzando 261 $\mu\text{g/L}$), sufriendo un colapso a 11 $\mu\text{g/L}$ en agosto de 2023 y finalmente una recuperación a niveles iniciales de 105 $\mu\text{g/L}$. Esta dinámica reflejó la resiliencia del estado eutrófico bajo reducción del fósforo.

El análisis operativo reveló limitaciones técnicas, obstrucciones frecuentes y alto costo energético (U\$S 8.000 anuales). Este hecho junto a los resultados limnológicos destacan la complejidad de la rehabilitación en sistemas profundos subtropicales y demuestran que la aireación por sí sola resultó insuficiente para revertir el estado eutrófico, evidenciando la necesidad de enfoques integrales para la gestión de lagos urbanos.

Palabras clave:

eutrofización; gestión ambiental; restauración de ecosistemas acuáticos; nutrientes; estratificación térmica; cianobacterias; iniciativa ciudadana

Índice

1	Introducción	13
1.1	Sistemas lénticos urbanos: eutrofización y sus impactos	13
1.2	Estratificación térmica y su influencia en el funcionamiento ecosistémico ..	14
1.3	Ciclo interno de nutrientes en lagos eutróficos	16
1.4	Rehabilitación de lagos eutróficos	18
1.5	Aireación artificial como estrategia de rehabilitación	19
1.6	Experiencia uruguaya en rehabilitación de lagos urbanos eutróficos	23
2	Estrategia de investigación	25
3	Objetivos	28
3.1	Objetivo general	28
3.2	Objetivos específicos	28
4	Metodología	30
4.1	Área de estudio.....	30
4.2	Comparación entre los lagos antes de la intervención	34
4.3	Seguimiento del lago Javier intervenido	36
4.3.1	Monitoreo y evaluación de efectos a corto y mediano plazo	36
4.3.2	Monitoreo y evaluación de efectos a largo plazo	37
4.4	Seguimiento del lago Jardín de referencia	41
4.5	Comparación entre los lagos durante la intervención	42
4.6	Funcionamiento del aireador y costos asociados	45
5	Resultados	46
5.1	Comparación entre los lagos antes de la intervención	46
5.1.1	Temperatura y oxígeno	46
5.1.2	Macronutrientes y estado trófico	47
5.2	Evolución del lago Javier intervenido	50
5.2.1	Corto a mediano plazo	50
5.2.2	Largo plazo.....	58
5.3	Variabilidad natural en el lago Jardín de referencia.....	70
5.3.1	Temperatura y oxígeno	70
5.3.2	Macronutrientes y estado trófico	71
5.4	Comparación entre los lagos durante la intervención	76

5.4.1	Temperatura y oxígeno	76
5.4.2	Macronutrientes y estado trófico	79
5.5	Funcionamiento del aireador y costos asociados	83
6	Discusión	86
6.1	Comparabilidad de los lagos antes de la intervención.....	86
6.2	Efectos de la aireación en el lago Javier intervenido	87
6.2.1	Corto a mediano plazo	87
6.2.2	Largo plazo.....	90
6.3	Variabilidad natural en el lago Jardín de referencia.....	94
6.4	Evolución de ambos lagos durante la intervención	95
6.5	Funcionamiento operativo y viabilidad de la estrategia	100
6.6	Consideraciones para avanzar en la rehabilitación del lago Javier	102
7	Conclusiones.....	106
8	Aprendizajes y desafíos futuros	108
9	Agradecimientos	111
10	Financiación	112
Anexos	113
I.	Evaluación de opciones disponibles como lago de referencia.....	113
II.	Ajuste del modelo lineal mixto de PT en superficie del lago Javier	115
III.	Ajuste del modelo lineal mixto de clorofila a en superficie del lago Javier	116
IV.	Ajuste del modelo logarítmico de clorofila a y transparencia en el lago Javier 117	
11	Bibliografía.....	118

Índice de figuras

Figura 1. Diagrama conceptual de la liberación de fósforo del sedimento mediada por hierro en sistemas eutróficos.	16
Figura 2. Resumen gráfico de la estrategia de investigación, de acuerdo al diseño BACI (Before-After Control-Impact). OE: Objetivo Específico; H ₀ : Hipótesis nula correspondiente a cada objetivo específico.....	27
Figura 3. Arriba: ubicación de los lagos bajo estudio; de izquierda a derecha: Uruguay, departamento de Canelones (marrón); Municipios de Paso Carrasco (rojo) y de Ciudad de la Costa (verde); lago Javier (rojo) y lago Jardín (verde). Abajo: Imágenes satelitales de junio 2025 obtenidas desde Google Earth; izquierda: lago Javier, derecha: lago Jardín.	31
Figura 4. Batimetrías del lago Javier (arriba) y del lago Jardín (abajo). Observar en los ejes que las escalas de profundidad y distancia son diferentes. Se incluye ubicación de las boyas de monitoreo automático.	32
Figura 5. Disposición de los difusores del sistema de aireación desde su instalación en diciembre de 2020 hasta mayo de 2021 (izquierda), y a posteriori (derecha).	34
Figura 6. Sitios de perfiles verticales de temperatura y oxígeno disuelto (realizados entre setiembre de 2020 y mayo de 2021) y ubicación del muestreador automático de agua (instalado entre noviembre de 2020 y febrero de 2022).	36
Figura 7. Ubicación de sitios de toma de muestras en superficie y fondo desde setiembre de 2020. También se realizaron perfiles verticales de temperatura y oxígeno disuelto en el punto Agua 1, que coincide con la ubicación de la boya de monitoreo automático.	39
Figura 8. Fósforo total y nitrógeno total en superficie de los lagos Jardín y Javier para el período previo a la intervención en el lago Javier (junio de 2016 a noviembre de 2020).	48
Figura 9. Índice de estado trófico de Carlson según fósforo total y clorofila a de los lagos Jardín y Javier para el período previo a la intervención en el lago Javier (junio de 2016 a noviembre de 2020). Las franjas de colores indican la clasificación trófica, desde oligotrófico en azul hasta hipereutrófico en rojo.....	49
Figura 10. Eficiencia en el uso de recursos (RUE) del fitoplancton, estimada como clorofila a por unidad de fósforo total (PT, arriba) o nitrógeno total (NT, abajo), en los	

lagos Jardín y Javier durante el período previo a la intervención (junio de 2016 - noviembre de 2020).	50
Figura 11. Ubicación en el lago Javier de los 15 puntos donde se realizaron perfiles verticales de temperatura y oxígeno entre setiembre de 2020 y mayo de 2021. La escala de color indica la profundidad máxima de cada uno.	51
Figura 12. Temperatura del agua en profundidad en 15 puntos distribuidos en el lago Javier, entre setiembre de 2020 y mayo de 2021.	52
Figura 13. Temperatura del agua del lago Javier en superficie y fondo según datos automáticos de alta frecuencia, desde setiembre de 2020 a mayo de 2021. Los períodos de datos faltantes de fondo, que se indican con línea discontinua, se deben a mal funcionamiento del sensor. Las líneas verticales discontinuas indican instancias de muestreo con 15 perfiles verticales. Las flechas negras indican momentos de mezcla térmica de la columna de agua.	53
Figura 14. Oxígeno disuelto en profundidad en 15 puntos distribuidos en el lago Javier, entre setiembre de 2020 y mayo de 2021. Se incluye una línea punteada roja en los 5 mg/L que se considera umbral para el bienestar de peces.....	54
Figura 15. Oxígeno disuelto en superficie y fondo del lago Javier según datos automáticos de alta frecuencia, desde setiembre de 2020 a mayo de 2021. Los períodos de datos faltantes de fondo que se indican con línea discontinua se deben a mal funcionamiento del sensor. Las líneas verticales discontinuas indican instancias de muestreo con 15 perfiles verticales. Las flechas negras indican momentos de mezcla térmica de la columna de agua, que repercuten en el oxígeno disuelto.....	55
Figura 16. Variabilidad en lago Javier entre noviembre de 2020 y febrero de 2022 de: (a) temperatura del agua en superficie y fondo, (b) fósforo total, (c) nitrógeno total (suavizados por media móvil de 21 días; línea ocre), y (d) funcionamiento del aireador (0 = apagado, 0.5-1.5 = parcial/en ajustes, 2 = óptimo). (a-c): las líneas discontinuas indican faltantes de datos por mal funcionamiento de los equipos. (a): las flechas negras marcan eventos de mezcla.....	56
Figura 17. Concentración en superficie de fósforo total, nitrógeno total e índice de estado trófico (IET) según fósforo total en el lago Javier, entre el período previo a la aireación (setiembre de 2016 a noviembre de 2020) y los primeros meses de aireación	

(diciembre de 2020 a febrero de 2022). Las franjas de colores en IET indican la clasificación trófica, desde mesotrófico en verde hasta hipereutrófico en rojo. 57

Figura 18. Variabilidad en el lago Javier entre setiembre de 2020 y mayo de 2024 de: (a) temperatura ambiente horaria (gris) y suavizada por LOESS (rojo), (b) temperatura del agua y (c) oxígeno disuelto en profundidad, y (d) funcionamiento del aireador (0 = apagado, 0.5-1.5 = parcial/en ajustes, 2 = óptimo). Las áreas marrones en (b) y (c) indican profundidades sin datos disponibles..... 58

Figura 19. Fósforo total en superficie del lago Javier, entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024. Las cajas y bigotes representan la distribución de las tres réplicas por fecha de muestreo; la línea roja representa el efecto fijo del modelo lineal mixto ajustado (intercepto: $98,5 \pm 4,7 \mu\text{g P/L}$; pendiente: $-0,048 \pm 0,006 \mu\text{g P/L/día}$; $R^2 = 0,549$; $p < 0,001$). Se muestran también los intervalos del 95% de confianza (verde) y predicción (azul). 59

Figura 20. Fósforo total en superficie y fondo del lago Javier, en períodos de estratificación y mezcla térmica vertical, entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024. 60

Figura 21. Fósforo total en fondo del lago Javier, entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024. En la parte superior se representan los períodos de estratificación térmica (gris oscuro) y mezcla (gris claro); los espacios en blanco corresponden a fechas sin datos.60

Figura 22. Fósforo reactivo soluble en el lago Javier (escala logarítmica), en superficie (azul) y fondo (naranja), entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024. Los puntos representan la mediana por fecha, las bandas sombreadas el rango intercuartílico y la línea horizontal discontinua el límite de detección. En la parte superior se representan los períodos de estratificación térmica (gris oscuro) y mezcla (gris claro); los espacios en blanco corresponden a fechas sin datos. 61

Figura 23. Nitrógeno total en superficie del lago Javier, entre setiembre 2020 y setiembre 2024. En la parte superior se representan los períodos de estratificación térmica (gris oscuro) y mezcla (gris claro); los espacios en blanco corresponden a fechas sin datos..... 62

Figura 24. Nitrógeno total en el lago Javier, entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024. Arriba: superficie y fondo, en períodos de estratificación y mezcla térmica vertical. Abajo: variación temporal en fondo; en la parte superior se representan los períodos de

estratificación térmica (gris oscuro) y mezcla (gris claro); los espacios en blanco corresponden a fechas sin datos.....	63
Figura 25. Nitrógeno inorgánico disuelto ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) en el lago Javier (escala logarítmica), en superficie (azul) y fondo (naranja), entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024. Los puntos representan la mediana por fecha, las bandas sombreadas el rango intercuartílico y la línea horizontal discontinua el límite de detección, estimado mediante propagación de incertidumbres a partir de los límites individuales de NO_3^- (100 $\mu\text{g N/L}$) y NH_4^+ (10 $\mu\text{g N/L}$). En la parte superior se representan los períodos de estratificación térmica (gris oscuro) y mezcla (gris claro); los espacios en blanco corresponden a fechas sin datos.....	64
Figura 26. Clorofila a en superficie del lago Javier; setiembre 2020 a setiembre 2024. Las cajas y bigotes representan la distribución de las tres réplicas por fecha de muestreo; las líneas rojas representan el efecto fijo del modelo lineal mixto (intercepto: $92,6 \pm 9,4 \mu\text{g/L/día}$; $R^2 = 0,649$). Se incluyen pendientes de cada segmento (separados por líneas verticales discontinuas) con error estándar y p-valor, intervalos del 95% de confianza (verde) y predicción (azul).....	65
Figura 27. Visibilidad del disco de Secchi en el lago Javier entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024, los puntos representan el promedio y la banda se extiende hasta los valores mínimos y máximos por fecha. Se incluyen las líneas verticales discontinuas según los segmentos definidos para el modelo de clorofila a.	66
Figura 28. Arriba: composición relativa del fitoplancton según clorofila a por fluorescencia diferencial (barras apiladas) y eficiencia fotosintética (% Genty, indicado sobre las barras), en superficie del lago Javier, entre junio de 2021 y abril de 2024. Abajo: relación ficocianina:clorofila a in vivo por fluorescencia, en superficie del lago Javier, entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024.....	67
Figura 29. Índice de estado trófico según fósforo total y clorofila a en el lago Javier. Arriba: evolución entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024. Abajo: comparación entre el período previo a la aireación (setiembre de 2016 a noviembre de 2020) y luego de más de tres años de aireación (diciembre de 2020 a setiembre de 2024). Las franjas de colores indican la clasificación trófica, desde oligotrófico en azul hasta hipereutrófico en rojo.....	69

Figura 30. Eficiencia en el uso de fósforo del fitoplancton (RUE_{PT}) en el lago Javier antes y después de la aireación artificial, con comparación de períodos y evolución temporal (setiembre de 2016 - setiembre de 2024).....	70
Figura 31. Variabilidad en el lago Jardín, entre julio de 2021 y julio de 2023, de: (a) temperatura ambiente horaria en gris y suavizada por LOESS en rojo, (b) temperatura del agua en profundidad, y (c) oxígeno disuelto en profundidad. Las áreas marrones en (b) y (c) indican profundidades sin datos disponibles.	71
Figura 32. Fósforo total en superficie en el lago Jardín. Izquierda: observaciones individuales entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024. Derecha: comparación entre el período previo y posterior a comenzar la aireación en el lago Javier en diciembre de 2020.	72
Figura 33. Nitrógeno total en superficie en el lago Jardín. Izquierda: observaciones individuales entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024. Derecha: comparación entre el período previo y posterior a comenzar la aireación en el lago Javier en diciembre de 2020.	73
Figura 34. Clorofila a en superficie del lago Jardín, entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024.	73
Figura 35. Arriba: composición relativa del fitoplancton según clorofila a por fluorescencia diferencial, en superficie del lago Jardín, entre junio de 2021 y abril de 2024. Abajo: relación ficocianina:clorofila a, medidas in vivo por fluorescencia, en superficie del lago Jardín, entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024.....	74
Figura 36. IET según fósforo total y clorofila a del lago Jardín para el período previo a la intervención en el lago Javier (junio de 2016 a octubre de 2020) y el período posterior al comienzo de la aireación (junio de 2021 a setiembre de 2024). Las franjas de colores indican la clasificación trófica, desde oligotrófico en azul hasta hipereutrófico en rojo.	75
Figura 37. Temperatura superficial, temperatura de fondo y ΔT ($T_{sup} - T_{fdo}$) promediadas diariamente a partir de registros subdiarios de boyas automáticas en los lagos Javier (intervenido) y Jardín (referencia), entre marzo de 2021 y marzo de 2022 (línea discontinua: $\Delta T = 1\text{ }^{\circ}\text{C}$; área sombreada: $\Delta T > 1\text{ }^{\circ}\text{C}$).	77
Figura 38. Variabilidad entre el 15 de noviembre y el 15 de diciembre de 2021 de: (a) intensidad y rachas de viento, (b) temperatura del agua (T) en superficie y fondo del lago	

Javier intervenido, (c) oxígeno disuelto (OD) en superficie y fondo del lago Javier intervenido, (d) y (e) análogos de (b) y (c) pero para el lago Jardín de referencia.	78
Figura 39. Fósforo total y nitrógeno total en superficie de los lagos Jardín y Javier para el período posterior al comienzo de la intervención en el lago Javier (diciembre de 2020 a setiembre de 2024).	79
Figura 40. IET según fósforo total y clorofila a de los lagos Jardín y Javier para el período diciembre de 2020 a setiembre de 2024. Las franjas de colores indican la clasificación trófica, desde oligotrófico en azul hasta hipereutrófico en rojo.	80
Figura 41. Eficiencia en el uso de recursos (RUE) del fitoplancton, estimada como clorofila a por unidad de fósforo total (PT, arriba) o nitrógeno total (NT, abajo), en los lagos Jardín y Javier durante el período diciembre de 2020 - setiembre de 2024.	81
Figura 42. Arriba: funcionamiento del aireador entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024, según comunicaciones de vecinos de los lagos Javier y Fiscal (0 = apagado, 0.5-1.5 = parcial/en ajustes, 2 = óptimo). Abajo: consumo energético facturado a la Intendencia de Canelones para el mismo período, correspondiente al compresor de aire que alimenta la aireación de ambos lagos.	84
Figura 43. Izquierda: fotografía de agosto de 2021, donde se pueden observar las líneas de burbujas uniformemente distribuidas, según la disposición de los difusores de aire. Derecha: fotografía de octubre de 2024, donde se observa una liberación puntual de gran caudal de aire.	84
Figura 44. Resumen gráfico de resultados principales, de acuerdo al diseño BACI.	85
Figura 45. Distribución de variables limnológicas por lago. PT: Fósforo total, NT: Nitrógeno total, N:P: relación molar NT:PT, Clo: clorofila a; muestras de superficie entre junio de 2016 y noviembre de 2020 inclusive.	113
Figura 46. (I) Evaluación de bondad de ajuste de las distribuciones normal y log-normal a los datos de fósforo total en superficie; función de distribución acumulativa (izquierda) y gráfico cuantil-cuantil (derecha). (II) Análisis de residuos; (a) y (b) muestran la relación entre los residuos y los valores ajustados y la variable explicativa tiempo respectivamente; (d) y (e) las distancias de Cook desde cada punto de datos y para todos los datos de cada fecha, respectivamente; (c) y (f) gráficos cuantiles-cuantiles (y la banda de confianza del 95%) para los residuos y las estimaciones de los interceptos aleatorios, respectivamente.	115

Figura 47. (I) Evaluación de bondad de ajuste de las distribuciones normal y log-normal a los datos de clorofila a en superficie; función de distribución acumulativa (izquierda) y gráfico cuantil-cuantil (derecha). (II) Análisis de residuos; (a) y (b) muestran la relación entre los residuos y los valores ajustados y la variable explicativa tiempo respectivamente; (d) y (e) las distancias de Cook desde cada punto de datos y para todos los datos de cada fecha, respectivamente; (c) y (f) gráficos cuantiles-cuantiles (y la banda de confianza del 95%) para los residuos y las estimaciones de los interceptos aleatorios, respectivamente..... 116

Figura 48. Relación entre la concentración de clorofila a en superficie (en $\mu\text{g/L}$) y la visibilidad del disco de Secchi (en cm) en el lago Javier. Cada punto representa una observación, mientras que la curva roja indica el ajuste del modelo logarítmico (que se muestra arriba a la derecha junto al R^2) y el área verde el intervalo de confianza del 95%. 117

Índice de tablas

Tabla 1. Efectos reportados de la aireación artificial en diferentes cuerpos de agua lénticos.....	22
Tabla 2. Coordenadas y características morfométricas de los lagos Javier y Jardín. $Z_{\text{máx}}$: profundidad máxima; Z_{med} : profundidad media; IDC: Índice de desarrollo de costa (relación entre el perímetro real del lago y el de un círculo de igual área, que indica el grado de irregularidad de la costa).	31
Tabla 3. Resumen de variables, métodos analíticos y análisis estadísticos aplicados en el monitoreo de los lagos Javier (intervenido) y Jardín (referencia), según cada etapa del estudio.	44
Tabla 4. Resultados de nutrientes e índices por lago y período. Se indica mediana (mínimo - máximo), valores de U, tamaños muestrales y p-valor. Última columna: comparaciones temporales (antes vs después) dentro de cada lago. Tercera fila por variable: comparaciones entre lagos por período. ¹ NID:PRS se estimó asignando $\frac{1}{2}$ LD (límite de detección) a concentraciones <LD.	82
Tabla 5. Características de los lagos urbanos del suroeste de Canelones. Á: Área (ha), Per: Perímetro (m), IDC: Índice de desarrollo de costa, L máx: Largo máximo (m), An máx: Ancho máximo (m), PT: fósforo total ($\mu\text{gP/L}$), NT: nitrógeno total ($\mu\text{gN/L}$), N:P: relación molar NT:PT, Clo: clorofila a ($\mu\text{g/L}$), todos valores medianos de muestras de superficie entre junio de 2016 y noviembre de 2020 inclusive.	114

1 Introducción

1.1 Sistemas lénticos urbanos: eutrofización y sus impactos

Los lagos urbanos representan espacios clave dentro del paisaje de las ciudades, con funciones ecológicas, recreativas y paisajísticas (Naselli-Flores, 2008). Sin embargo, estos ecosistemas enfrentan una creciente amenaza debido a la intensa actividad antropogénica que los rodea (Schueler y Simpson, 2001). A medida que la urbanización se intensifica, se alteran profundamente los ciclos biogeoquímicos, convirtiendo estos cuerpos de agua en acumuladores de sedimentos, residuos y nutrientes, especialmente los macronutrientes fósforo y nitrógeno (Zheng *et al.*, 2021). Este fenómeno, conocido como “eutrofización cultural”, compromete la calidad del agua y el estado ecológico de estos sistemas (Carpenter *et al.*, 1998; Lambert y Roux, 2014). Debido a los servicios ecosistémicos que estos ambientes ofrecen, desde oportunidades recreativas y valor paisajístico, hasta su rol como hábitats para preservar la biodiversidad local, resulta urgente abordar esta problemática (MEA, 2005; Schallenberg *et al.*, 2013).

Los lagos que se eutrofizan sufren cambios en su estructura y funcionamiento, el crecimiento de productores primarios como macrófitas y fitoplancton se hace más intenso y aumenta la probabilidad de aparición de cianobacterias, que son potenciales productoras de toxinas (Heisler *et al.*, 2008; Smith *et al.*, 1999). Adicionalmente, ocurre fuerte variación del pH y la concentración de oxígeno disuelto suele fluctuar entre la sobresaturación y la anoxia. La estructura biológica se simplifica por la pérdida de condiciones para la vida de las especies sensibles, mientras aumenta la abundancia de las tolerantes, pudiendo incluso producirse mortandades masivas de peces (Paerl y Otten, 2013; Smith, 2003). Esta serie de hechos, además de limitar los usos antrópicos, genera riesgos sanitarios y provoca importantes interferencias con el entorno, repercutiendo sobre aspectos sociales y económicos (Smith *et al.*, 1999; WHO, 2003).

Nuestro país no escapa a esta realidad, existiendo extensa evidencia de la afectación de actividades de pesca, recreación y suministro de agua potable (Alonso *et al.*, 2019). Más aún, en el escenario actual de cambio climático, es esperable un incremento significativo de las problemáticas asociadas (Ho *et al.*, 2019; Meerhoff *et al.*, 2022; Moss *et al.*, 2011; Paerl y Huisman, 2008).

1.2 Estratificación térmica y su influencia en el funcionamiento ecosistémico

Los lagos poco profundos suelen exhibir problemas de eutrofización con gran intensidad (Jeppesen *et al.*, 2007b). Este hecho deriva de que los nutrientes son fácilmente accesibles para la fotosíntesis, ya que los procesos de producción y reciclaje/descomposición se encuentran fuertemente acoplados. Por otra parte, para cargas internas comparables los lagos profundos suelen ser menos productivos (Meerhoff y Jeppesen, 2009; Søndergaard *et al.*, 2003).

Un aspecto funcional que gana relevancia a medida que se consideran lagos de mayor profundidad es el de la estratificación vertical de origen térmico (Moss *et al.*, 1997). Esta ocurre cuando la radiación solar no es capaz de penetrar toda la columna de agua, por lo que la mayor parte es absorbida en la masa de agua superficial, provocando un aumento de la temperatura y descenso de su densidad (Kalff, 2002; MacIntyre y Hamilton, 2024). Como consecuencia, la capa profunda del lago permanece oscura, más fría y densa. En consecuencia, se produce una estratificación térmica en la que la capa superior más cálida y liviana (epilimnion) flota sobre la capa más fría y densa (hipolimnion). La estabilidad de este fenómeno depende del volumen de cada capa de agua, de la diferencia de temperatura entre ambas y de la interacción con el viento sobre la superficie del lago, ya que la intensidad y persistencia del viento pueden favorecer la mezcla vertical y modificar la profundidad de las capas, especialmente en lagos con mayor exposición superficial (*fetch*) o menor protección costera (Imberger y Patterson, 1989). La estabilidad resultante suele ser suficiente para ser el factor determinante de la distribución vertical de sustancias (como nutrientes) y partículas, incluyendo microorganismos y fitoplancton (MacIntyre y Melack, 1995).

Mientras perdura la estratificación, la fotosíntesis ocurre fundamentalmente en el epilimnion, y el transporte vertical de materia es básicamente descendente condicionado por la gravedad. Como consecuencia, en el hipolimnion no se produce oxígeno por fotosíntesis y a medida que la estratificación transcurre, la materia orgánica se acumula y el oxígeno disponible es consumido por bacterias y otros organismos bentónicos en los procesos de respiración y de descomposición (Brönmark y Hansson, 2005).

En particular, el intercambio de fósforo entre los sedimentos y el agua se encuentra estrechamente vinculado a las condiciones de óxido-reducción del hipolimnion (Mortimer, 1941). Cuando la concentración de oxígeno es suficiente (condiciones oxidantes), el fósforo en forma de ortofosfato se une a óxidos/hidróxidos de hierro y otros metales en el sedimento (queda inmovilizado), mientras que cuando el oxígeno disuelto disminuye y el potencial redox alcanza condiciones reductoras, el hierro férrico se reduce a ferroso, los óxidos/hidróxidos se disuelven y el ortofosfato se libera nuevamente al agua (Dillon y Molot, 2024). Es así como es esperable que el hipolimnion anóxico de un lago profundo estratificado presente elevada concentración de fósforo.

Además del fósforo, el nitrógeno participa también en procesos complejos de transformación y retroalimentación dentro del ecosistema acuático (Wetzel, 2023). Su disponibilidad y su papel en la estructura del ecosistema dependen de factores como el oxígeno disuelto, el pH, la cantidad y calidad de materia orgánica, y la composición y actividad de las comunidades microbianas (Burford y Lu, 2024). En particular, la acumulación de amonio bajo condiciones anóxicas puede coincidir con la liberación de ortofosfato desde los sedimentos, y el nitrato puede contribuir a mantener condiciones oxidantes que favorecen la retención de fósforo en forma particulada (Burford y Lu, 2024; Mortimer, 1941).

Los eventos de mezcla ocasionados cuando la diferencia vertical de temperatura y densidad disminuye, determinan la homogenización vertical de la columna de agua (desestratificación), pudiendo hacer disponible nuevamente en la capa superficial a los nutrientes como el fósforo. La mezcla vertical genera otros cambios abruptos de la calidad del agua y puede asociarse a fenómenos de anoxia en toda la columna de agua (Moss *et al.*, 1997; Wagner *et al.*, 2023).

La frecuencia de ocurrencia de este ciclo de estratificación y mezcla depende de la ubicación geográfica (tanto latitud como altitud), el clima y el tiempo meteorológico. Localmente es relevante la transparencia del agua, la forma de la cubeta y su interacción con los vientos (Holgerson *et al.*, 2022; Hutchinson y Löffler, 1956; Lewis Jr., 1983). Los lagos se clasifican según sus patrones de mezcla como: monomícticos (presentan un período de mezcla al año), dimícticos (dos períodos de mezcla anuales, típicamente en primavera y otoño), polimícticos (múltiples eventos de mezcla durante el año) o

américos (permanentemente estratificados; Lewis Jr., 1983). Esto cobra relevancia al considerar que el régimen de estratificación y mezcla influye sobre la magnitud y temporalidad de la expresión de la problemática eutrófica y repercute sobre la selección de las técnicas de rehabilitación a aplicar.

1.3 Ciclo interno de nutrientes en lagos eutróficos

El fósforo en lagos eutróficos presenta una dinámica interna con diversas vías de liberación y retención. Especialmente los sedimentos actúan como sumidero y fuente de este nutriente, dependiendo de las condiciones. El intercambio de fósforo entre el agua y los sedimentos puede ocurrir a través de varios procesos, incluyendo la sorción/desorción del ortofosfato unido a partículas, la precipitación/disolución de minerales que contienen fósforo, la fijación biológica y la mineralización de la materia orgánica, además de procesos de intercambio iónico (Giles *et al.*, 2016; Søndergaard *et al.*, 2003).

Como se mencionó antes, el hierro en particular juega un papel crucial. En condiciones oxidantes, el ortofosfato se une a los óxidos e hidróxidos de hierro (III), formando compuestos insolubles que precipitan en el sedimento. Sin embargo, cuando se alcanzan condiciones anóxicas en la interfaz sedimento-agua, el hierro (III) se reduce a hierro (II), resultando en la disolución de estos compuestos y la liberación del ortofosfato al agua (Mortimer, 1941; Figura 1).

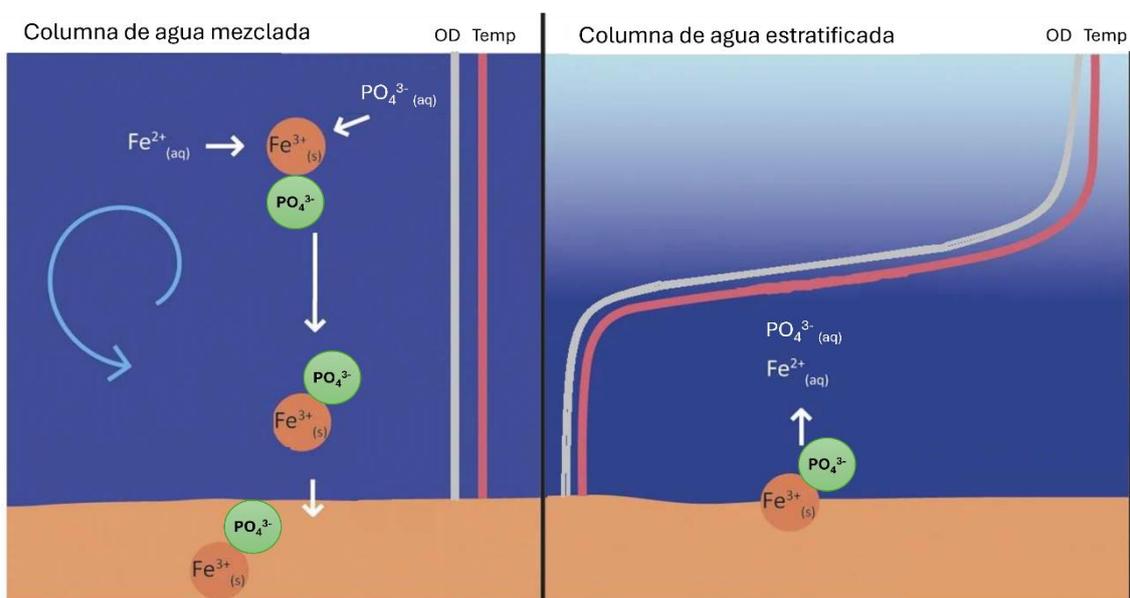


Figura 1. Diagrama conceptual de la liberación de fósforo del sedimento mediada por hierro en sistemas eutróficos.

Conjuntamente, otros factores también pueden influir en el ciclado interno del fósforo. El elevado pH puede causar la liberación de fosfato a través del intercambio de iones hidroxilo, un efecto que se observa principalmente en lagos de aguas duras (Orihel *et al.*, 2017). Por otra parte, la fijación por productores primarios es luz-dependiente, mientras la remineralización de la materia orgánica es un proceso que se intensifica con el aumento de la temperatura (Zhao *et al.*, 2024). El nitrato puede tener efectos contrastantes, por un lado, disminuyendo la liberación de fósforo al mantener el hierro en estado oxidado, pero también estimulando la actividad microbiana que puede aumentar la liberación de fósforo (Jensen y Andersen, 1992). El sulfato, por otro lado, puede competir con el fosfato por los sitios de adsorción en las superficies de minerales y, en alta concentración, puede llevar a la formación de sulfuro de hierro, reduciendo la capacidad del sedimento para retener el fósforo (Caraco *et al.*, 1993).

El nitrógeno también es objeto de transformaciones internas en lagos eutróficos. Su acumulación en el hipolimnion bajo condiciones anóxicas en forma de amonio es común, generado por la descomposición bacteriana de la materia orgánica (Burford y Lu, 2024). En condiciones oxigenadas, el amonio puede ser transformado en nitrato mediante nitrificación, mientras que en ambientes anóxicos el nitrógeno puede ser eliminado en forma gaseosa por desnitrificación (Seitzinger *et al.*, 2006; Vitousek *et al.*, 2002) o mediante oxidación anaeróbica del amonio (*anammox*; Crowe *et al.*, 2017). Otra vía relevante en ciertos lagos es la fijación biológica de nitrógeno atmosférico por parte de cianobacterias con heterocistos, proceso que cobra mayor relevancia cuando el nitrógeno disuelto es escaso (González-Madina *et al.*, 2019; Howarth *et al.*, 1988; Willis *et al.*, 2016).

El ciclo interno de nutrientes representa un componente central en la persistencia del estado eutrófico en sistemas lénticos, al sostener la disponibilidad de fósforo y nitrógeno para los productores primarios incluso cuando se reduce la carga externa (Wu *et al.*, 2017). Comprender estos procesos resulta clave para orientar las intervenciones de rehabilitación, especialmente aquellas que buscan modificar las dinámicas internas del sistema.

1.4 Rehabilitación de lagos eutróficos

El concepto de rehabilitación en el contexto de la gestión de lagos eutróficos refiere a llevar el sistema a un estado que sea más aceptable que el actual, lo cual no necesariamente implica su restauración al estado original, sino que requiere un enfoque pragmático, orientado a la adopción de aquellas medidas que sean factibles y maximicen los beneficios al menor costo posible (O'Sullivan y Reynolds, 2005).

Los primeros intentos de rehabilitación de lagos eutróficos se concentraron en eliminar las causas, disminuyendo la llegada de nutrientes (Schindler *et al.*, 2016). Sin embargo, aun logrando éxito, en el caso de los sistemas con alto tiempo de residencia el estado eutrófico frecuentemente perdura, particularmente derivado de la acumulación de fósforo en la columna de agua y los sedimentos (Søndergaard *et al.*, 2003). Por tanto, el control de la carga interna de este nutriente se ha convertido en un foco de investigación y gestión del control de la eutrofización (Kyriakopoulos *et al.*, 2022).

Entre las estrategias más empleadas destacan la aireación/oxigenación y la aplicación de productos que inmovilizan el fósforo, como bentonitas modificadas con lantano o compuestos de aluminio y de hierro (Jilbert *et al.*, 2020). En particular, las intervenciones químicas basadas en aluminio han demostrado alta efectividad para reducir la disponibilidad de fósforo y prevenir floraciones de cianobacterias, siempre que se ajusten las dosis a las condiciones particulares del sistema (Pinotti *et al.*, 2025), destacándose además por su costo sensiblemente menor a las bentonitas modificadas con lantano, y su eficacia bajo condiciones anóxicas, a diferencia de los compuestos de hierro, cuya efectividad depende de la presencia de oxígeno.

Otros métodos también reportados son el dragado de sedimentos, la extracción del hipolimnion y técnicas de biomanipulación (Jilbert *et al.*, 2020; Tammeorg *et al.*, 2023). El primero es costoso y puede tener impactos ecológicos significativos; mientras que el segundo puede implementarse de forma más económica, pero implica una traslocación del problema, generalmente aguas abajo (Tammeorg *et al.*, 2023). Por su parte, la capacidad de la biomanipulación para revertir de manera duradera y permanente los procesos de eutrofización suele ser limitada, especialmente si no se acompaña de medidas complementarias (Kibuye *et al.*, 2021).

La selección de técnicas para la rehabilitación de lagos eutróficos debe considerar, además de la eficacia ecológica y económica, las características limnológicas y socioeconómicas de cada sistema, así como los posibles efectos ecológicos no deseados de cada metodología. La incorporación de estos criterios en un marco de toma de decisiones estructurado, basado en el diagnóstico exhaustivo y la participación de los actores locales, es clave para priorizar intervenciones adaptadas y aumentar la probabilidad de éxito (Tullos *et al.*, 2025).

En ese marco, resulta fundamental implementar un monitoreo adaptativo, que permita evaluar los efectos de las acciones y realizar ajustes en función de los resultados obtenidos y de las condiciones cambiantes del ecosistema (Birgé *et al.*, 2016).

En muchos casos, puede resultar necesario integrar diferentes métodos de forma combinada y escalonada en el tiempo, por ejemplo, comenzando con técnicas que restauren primero las condiciones de base que aseguren un ambiente con suficiente oxígeno y una vez establecidas estas condiciones necesarias para la vida acuática, aplicar métodos complementarios, como la biomanipulación (Jeppesen *et al.*, 2007a; Moss *et al.*, 1996). La selección y secuencia de estas intervenciones dependerán de las características específicas de cada lago, la disponibilidad de recursos y los objetivos concretos de cada proyecto.

1.5 Aireación artificial como estrategia de rehabilitación

La instalación de aireadores es una de las técnicas de rehabilitación más frecuentes en cuerpos de agua lénticos eutróficos para mitigar los efectos negativos de la estratificación térmica (Hasan *et al.*, 2013). Ya desde la década del 50 ha sido ampliamente utilizada y reportada como estrategia que persigue el mejoramiento de la calidad del agua en lagos (Bormans *et al.*, 2015; Mercier y Gay, 1954).

Existen diferentes configuraciones para la instalación de un sistema de aireación artificial, siendo una de las más comunes la introducción de aire comprimido a través de difusores en el fondo del lago (Singleton y Little, 2006). También se utiliza oxígeno puro para mejorar la eficiencia, pero a expensas de aumentar el costo de la intervención (Preece *et al.*, 2019). Además, cuando la aireación por sí sola no es suficiente para

alcanzar los objetivos de rehabilitación, puede acompañarse de métodos adicionales para precipitar y fijar el fósforo en los sedimentos (Grochowska y Gawrońska, 2004).

El objetivo principal de la aireación artificial es evitar la anoxia hipolimnética para impedir la liberación de fósforo desde los sedimentos dependiente de las condiciones reductoras (Kibuye *et al.*, 2021). Esto puede lograrse aumentando la concentración de oxígeno disuelto en profundidad, pero sin perder la estratificación térmica (Soltero *et al.*, 1994), o debilitando la estratificación para mantener la mezcla vertical de forma permanente y evitar la generación de un hipolimnion anóxico (Beduhn, 1994). Sin embargo, en este segundo caso puede ocurrir el transporte de nutrientes desde el hipolimnion enriquecido hacia la zona fótica, desencadenando floraciones de fitoplancton no deseadas (Fernandez *et al.*, 2012). Las consecuencias van a depender de la estabilidad de la estratificación y del caudal de aire inyectado (Singleton y Little, 2006).

Los casos de aireación artificial documentados en la literatura internacional son variados en cuanto a tecnologías implementadas y resultados obtenidos. Los estudios presentados a continuación fueron seleccionados específicamente por utilizar tecnología similar a la implementada en el caso de estudio de esta tesis: difusores de aire atmosférico ubicados en el fondo del cuerpo de agua. Si bien existen numerosos estudios sobre aireación artificial en lagos eutróficos que emplean tecnologías diferentes como inyección de oxígeno puro, sistemas de aireación de mayor intensidad energética, o combinaciones con otras medidas de remediación como la aplicación de compuestos quelantes de fósforo, la selección de casos con tecnología comparable y suficiente detalle de resultados permite una mejor evaluación de la efectividad esperada de la técnica específica implementada en el presente estudio.

Los resultados reportados de este tipo de experiencias son variados (Tabla 1). En algunos sitios, se reportó que la aireación logró la desestratificación, manteniendo condiciones oxigenadas en toda la columna de agua (Balangoda, 2015, 2016; Visser *et al.*, 1996). A pesar de no haber afectado los niveles de nutrientes, trajo otros beneficios como la eliminación de floraciones de cianobacterias, el aumento de hábitats aeróbicos para los peces y una mayor transparencia (Balangoda, 2015, 2016; Visser *et al.*, 1996).

En contraste, en otros sistemas la aireación solo logró debilitar la estratificación térmica sin eliminarla por completo (Ashby y Kennedy, 1993; Osgood y Stiegler, 1990), o transformó el régimen de dimíctico a polimíctico (Kirol, 2023; Kirol *et al.*, 2024). No siempre se observó aumento del oxígeno en profundidad ni disminución de la liberación de fósforo desde los sedimentos. Incluso donde aumentó el oxígeno hipolimnético, las floraciones persistieron y el lago permaneció turbio (Ashby y Kennedy, 1993).

Según Bormans *et al.* (2015), el éxito de este tipo de intervenciones puede verse comprometido si la aireación es insuficiente para la demanda de oxígeno del sistema o se provoca un transporte excesivo de fósforo desde el fondo hacia la zona fótica. También es clave operar el sistema el tiempo necesario y que exista un nivel de hierro suficiente para fijar el fósforo (Bormans *et al.*, 2015). Por otro lado, los mejores resultados se suelen encontrar cuando se logra una mezcla vertical completa, mientras que en lagos poco profundos o con una distribución inadecuada de los aireadores los resultados suelen ser insatisfactorios (Visser *et al.*, 2016).

Los costos de instalación, operación y mantenimiento de un sistema de aireación son relativamente altos, principalmente asociados a la operación continua, aunque también dependen del tipo de sistema y de las tarifas de electricidad (Bormans *et al.*, 2015). Los análisis de costos son escasos y en general se encuentran solo en informes técnicos. Una recopilación del Consejo Interestatal de Tecnología y Regulación de Estados Unidos encontró que el costo capital (es decir, la inversión inicial necesaria para instalar el sistema) de proyectos de aireación podía variar entre U\$S 95.135 y U\$S 3.210.390 por km², mientras que el costo de operación y mantenimiento podía ir desde U\$S 22.486 a U\$S 539.184 por km² por año (ITRC, 2021).

Tabla 1. Efectos reportados de la aireación artificial en diferentes cuerpos de agua lénticos.

Sitio	Características	Duración de la aireación	Efecto en estratificación	Efecto en nutrientes	Efecto en fitoplancton	Otros efectos	Referencias
Lago Crystal Minnesota, Estados Unidos	Hipereutrófico ($\approx 100 \mu\text{g P/L}$) Dimíctico $Z_{\text{máx}} = 10,4 \text{ m}$ $Z_{\text{med}} = 3,0 \text{ m}$ $\dot{A} = 0,309 \text{ km}^2$	1987-1989	Se mantuvo estratificación (aunque débil) e hipoxia hipolimnética.	Aumentó de 2-3 veces el fósforo total y nitrógeno Kjeldahl.	Aumentó de 2-3 veces la clorofila y continuó dominancia de cianobacterias.	Disminuyó la transparencia. Ocurrió mortandad de peces por evento de mezcla y anoxia.	Osgood y Stiegler (1990)
Lago East Sidney Nueva York, Estados Unidos	Hipereutrófico ($\approx 160 \mu\text{g P/L}$) Dimíctico $Z_{\text{máx}} = 15,7 \text{ m}$ $Z_{\text{med}} = 4,9 \text{ m}$ $\dot{A} = 0,85 \text{ km}^2$	1989-1992	Se debilitó la estratificación y aumentó el oxígeno hipolimnético.	Disminuyó el fósforo total.	Continuaron ocurriendo floraciones en verano.	Baja transparencia debido a floraciones.	Ashby y Kennedy (1993)
Lago Nieuwe Meer Ámsterdam, Países Bajos	Hipereutrófico ($\approx 400 \mu\text{g P/L}$) Monomíctico $Z_{\text{máx}} = 30 \text{ m}$ $Z_{\text{med}} = 18 \text{ m}$ $\dot{A} = 1,32 \text{ km}^2$	1993 -1994	Se logró desestratificación y condiciones oxigenadas en toda la columna de agua.	No se observaron cambios significativos en fósforo total ni en nitrógeno total.	Se evitaban floraciones de <i>Microcystis</i> , pero aumentó la concentración de clorofila.	Disminuyó el pH. No hubo cambios en la transparencia del agua.	Visser <i>et al.</i> (1996)
Embalse Heinrich-Martin Dakota del Norte, Estados Unidos	Eutrófico ($\approx 90 \mu\text{g P/L}$) Polimíctico $Z_{\text{máx}} = 10 \text{ m}$ $Z_{\text{med}} = 4,3 \text{ m}$ $\dot{A} = 0,08 \text{ km}^2$	2006-2008 2010-2012 (5-6 meses/año en verano)	Se logró desestratificación y condiciones oxigenadas en toda la columna de agua.	No hubo cambios significativos en fósforo total ni reactivo soluble, ni en nitrógeno total.	Disminuyó concentración de clorofila.	Más hábitats aeróbicos para los peces. Aumento de transparencia.	Balangoda (2015, 2016)
Lago Carmi Vermont, Estados Unidos	Eutrófico ($\approx 34 \mu\text{g P/L}$) Dimíctico $Z_{\text{máx}} = 10 \text{ m}$ $Z_{\text{med}} = 4 \text{ m}$ $\dot{A} = 5,7 \text{ km}^2$	2019-2022 durante veranos y otoños	Cambió régimen de mezcla de dimíctico a polimíctico. Aumentó la temperatura del hipolimnion. No evitó períodos de anoxia hipolimnética.	No evitó liberación de fósforo desde los sedimentos por anoxia. Aumentó fósforo total en superficie.	Aumentó la concentración de clorofila. Continuaron ocurriendo floraciones de cianobacterias.	Disminuyeron concentraciones de hierro y manganeso en fondo.	Kirol (2023); Kirol <i>et al.</i> (2024)

1.6 Experiencia uruguaya en rehabilitación de lagos urbanos eutróficos

Los primeros casos reportados en Uruguay de aplicación de medidas de rehabilitación en lagos urbanos datan de fines del siglo XX y se concentraron en el lago Rodó de Montevideo (Rodríguez-Gallego, 2002; Scasso *et al.*, 2001). Las intervenciones implementadas incluyeron: vaciado y remoción de sedimentos (primavera 1996), rellenado con agua subterránea (enero 1997-enero 1998), sistema de recirculación con humedales artificiales con plantas flotantes y cosecha mecánica (julio 1998-junio 1999), y biomanipulación mediante manejo de peces (1997-1999) (Rodríguez-Gallego, 2002; Scasso *et al.*, 2001). Más recientemente, la Intendencia de Montevideo instaló equipos con tecnología de ultrasonido (2018) y equipos de bombeo y recirculación de agua (2019) (Sienra *et al.*, 2020).

Los resultados de estas intervenciones variaron según la técnica y el período evaluado. Durante el reabastecimiento con agua subterránea en 1997, aunque la transparencia del agua disminuyó, el sistema mostró una oxigenación completa y una fuerte reducción del fósforo total. Sin embargo, hacia 1998 el lago revirtió a condiciones similares a las previas debido a las altas concentraciones de nutrientes del agua subterránea (Rodríguez-Gallego, 2002; Scasso *et al.*, 2001). El sistema de recirculación con humedales (1998-1999) fue el más eficiente, generando fases temporales de agua clara en primavera, mientras que la biomanipulación implementada durante el mismo período resultó inefectiva (Rodríguez-Gallego, 2002). El monitoreo realizado por la Intendencia de Montevideo durante 2017-2020 evidenció ausencia de fases estables de agua clara, permanencia del estado hipereutrófico, y efectos mínimos y no sostenidos de los equipos sonicadores (Sienra *et al.*, 2020).

Estas experiencias revelan las limitaciones inherentes a la rehabilitación de lagos urbanos. Además, el lago Rodó se caracteriza por ser somero (profundidad < 3 m), condicionando su dinámica y estrategias de rehabilitación. La experiencia demostró que el manejo exitoso requiere intervención humana continua y costos significativos de mantenimiento (Rodríguez-Gallego, 2002; Sienra *et al.*, 2020).

Más adelante, los esfuerzos coordinados entre gestores públicos, la comunidad organizada y la Universidad de la República, hicieron posible generar conocimiento

acerca del funcionamiento ecosistémico de lagos artificiales de origen minero del departamento de Canelones (Goyenola *et al.*, 2017). Estos sistemas, ubicados en zonas de más reciente y acelerada urbanización, presentan una mayor profundidad (> 5 m), lo que plantea desafíos y oportunidades diferentes respecto a los lagos urbanos más someros de Montevideo.

A partir de este conocimiento se desarrolló una experiencia de restauración en el lago Shangrilá, donde se implementaron intervenciones de cosecha mecánica de plantas flotantes (2011 y 2018) (Goyenola *et al.*, 2018). Luego, como estrategia complementaria y pionera en Uruguay, se implementó en 2019 la aplicación de una arcilla modificada con lantano (Phoslock®) para inmovilizar el fósforo (Goyenola *et al.*, 2024). La intervención combinada logró inicialmente prevenir la recolonización por plantas flotantes y generar períodos de alta transparencia del agua durante 2020, aunque después de 15 meses se reestableció el dominio de microalgas y cianobacterias, evidenciando el éxito temporal de las intervenciones.

Otro caso reciente y relevante es el del lago Javier (denominado así en Fabre *et al.*, 2010), ubicado al suroeste del departamento de Canelones. En diciembre de 2020 se instaló allí un sistema de aireación artificial por iniciativa de la comunidad local y contando con apoyo del gobierno departamental, lo que marcó la primera experiencia de este tipo en Uruguay.

La experiencia tiene especial valor tanto desde una perspectiva científica como de gestión, al permitir evaluar la efectividad de una técnica de rehabilitación activa en un contexto real y con participación ciudadana. Este trabajo de tesis se enmarca en dicha evaluación.

2 Estrategia de investigación

El análisis óptimo para evaluar los efectos de una intervención de rehabilitación debe basarse en datos obtenidos previa y posteriormente al comienzo de la intervención, siendo además fundamental contar con un sistema de referencia comparable (control), que no haya sido intervenido (Green, 1979). Este diseño se conoce como BACI por sus siglas en inglés (*Before-After Control-Impact*) y fue el marco conceptual que se aplicó en esta tesis (Figura 2).

Este enfoque es el más riguroso y requiere que el impacto no haya ocurrido antes de iniciar el estudio, que se conozca cuándo y dónde ocurrirá la intervención o perturbación, y que exista un área de control comparable (Bowman y Somers, 2005). En casos donde alguna de estas condiciones no se cumple, pueden utilizarse diseños subóptimos, por ejemplo, si no se dispone de un sitio control, los efectos deben evaluarse solo a partir de los cambios temporales; o si el impacto ya ocurrió, pueden aplicarse comparaciones espaciales (Bowman y Somers, 2005).

La expectativa fundamental del enfoque BACI aplicado a la evaluación de un tratamiento de rehabilitación es que los sitios de estudio no presenten diferencias relevantes antes de la intervención, mientras que el sistema tratado muestre mejoras significativas en sus condiciones ecosistémicas a partir de la intervención, respecto al sistema control. Dada la complejidad de los ecosistemas lacustres, este estudio se apoyó en hipótesis nulas para distinguir entre efectos genuinos de la intervención y variabilidad natural.

Las hipótesis nulas son puntos de referencia contra los cuales se deben contrastar las hipótesis alternativas, contemplando la posibilidad de que no haya ocurrido nada, que un proceso no se haya producido, o que un cambio no haya sido generado por una causa de interés (Strong, 1982). En el contexto de la rehabilitación de lagos urbanos eutróficos, las hipótesis nulas resultan especialmente relevantes debido a la complejidad inherente de estos ecosistemas. Los lagos urbanos como el Javier presentan múltiples procesos biogeoquímicos simultáneos (ciclos de nutrientes, estratificación térmica, dinámicas del fitoplancton) que fluctúan naturalmente en respuesta a factores climáticos, estacionales y de cuenca. Esta complejidad hace difícil distinguir entre cambios genuinamente atribuibles a la aireación artificial y aquellos que forman parte de la variabilidad natural

del sistema. Las hipótesis nulas proporcionan un marco de referencia riguroso para realizar esta diferenciación (Strong, 1982).

En ese sentido, para cada una de las etapas de evaluación (es decir, la comparación previa de los sistemas, el seguimiento individual y la comparación posterior) se formularon hipótesis nulas específicas que fueron contrastadas con los datos recopilados y generados durante el estudio.

A modo complementario, se incorporó el análisis del funcionamiento operativo del sistema de aireación, para aportar insumos relevantes para la gestión, brindando elementos técnicos que permitan valorar la viabilidad de esta estrategia en contextos similares y orientar futuras intervenciones de rehabilitación en lagos urbanos.

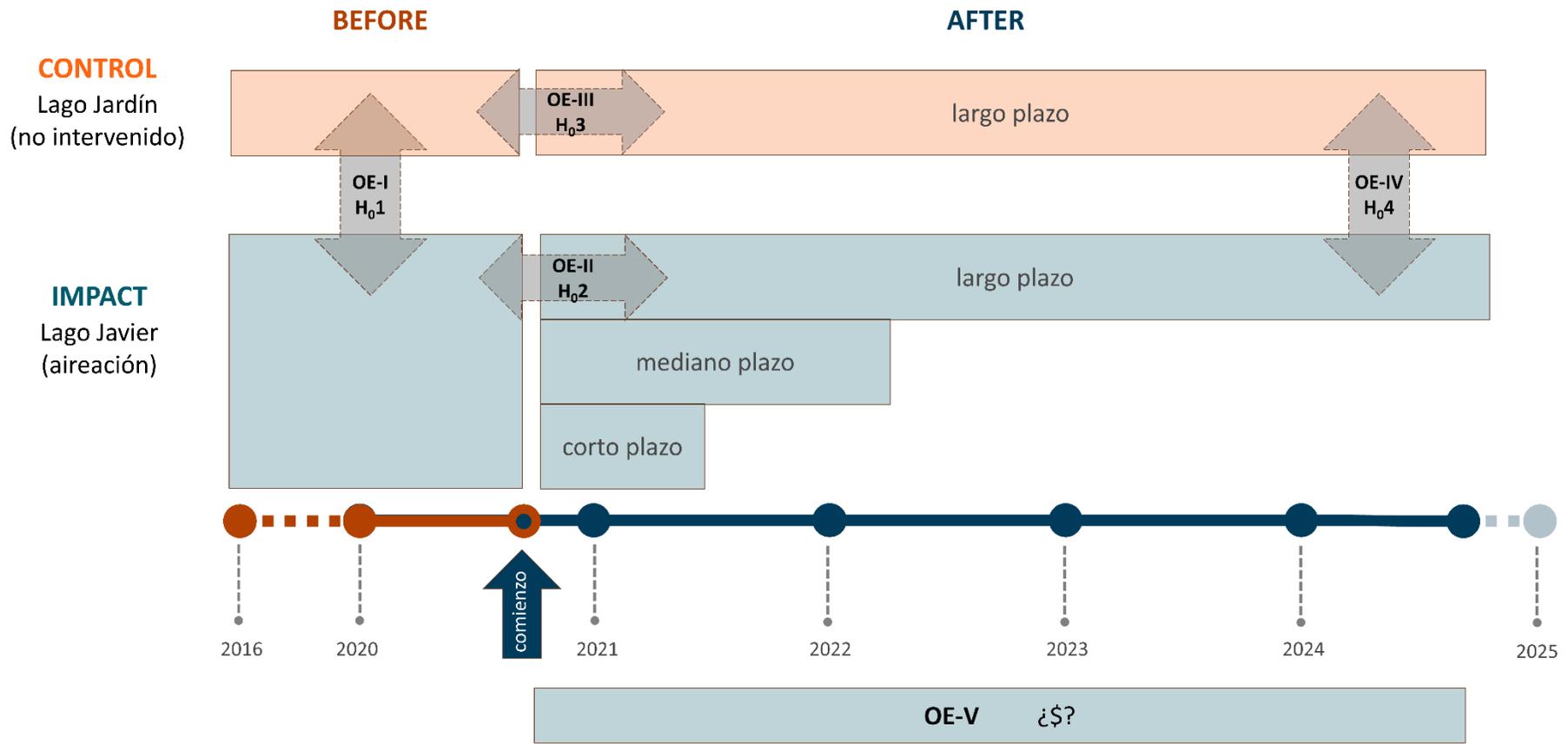


Figura 2. Resumen gráfico de la estrategia de investigación, de acuerdo al diseño BACI (Before-After Control-Impact).
 OE: Objetivo Específico; H₀: Hipótesis nula correspondiente a cada objetivo específico.

3 Objetivos

3.1 Objetivo general

Evaluar la primera experiencia en Uruguay de aireación artificial como estrategia de rehabilitación de un lago urbano, eutrófico y profundo.

3.2 Objetivos específicos

OE-I Comparar el lago intervenido y el lago de referencia antes de la implementación del sistema de aireación.

H₀₁ *No existen diferencias significativas entre el lago intervenido y el lago de referencia antes de la implementación del sistema de aireación, en términos de régimen de mezcla, concentraciones de fósforo y nitrógeno e índices de estado trófico.*

OE-II Evaluar los efectos de la aireación artificial sobre las condiciones limnológicas del lago intervenido en el corto, mediano y largo plazo.

H₀₂ *La implementación del sistema de aireación artificial en el lago Javier no produce cambios significativos en las condiciones limnológicas del sistema (temperatura, oxígeno disuelto, macronutrientes y estado trófico), ni a corto plazo (primeros seis meses de funcionamiento), ni a mediano plazo (primer año y medio), ni a largo plazo (al cabo de cuatro años desde su puesta en marcha).*

OE-III Describir la evolución limnológica del lago de referencia a lo largo del mismo período evaluado para el sistema intervenido, con el fin de determinar la variación temporal independiente de la intervención.

H₀₃ *Las condiciones limnológicas del lago de referencia no presentan tendencias significativas de cambio a lo largo del período de estudio, en cuanto a temperatura, oxígeno disuelto, fósforo, nitrógeno y estado trófico.*

OE-IV Comparar la evolución limnológica del lago intervenido respecto al lago de referencia tras la implementación del sistema de aireación artificial.

H₀₄ *No existen diferencias significativas entre el lago intervenido y el lago de referencia durante el período posterior a la implementación del sistema de aireación, en cuanto a régimen térmico, niveles de oxígeno disuelto, concentraciones de macronutrientes e índices de estado trófico.*

OE-V Analizar el funcionamiento operativo del sistema de aireación artificial y sus implicancias para la gestión del ecosistema intervenido, evaluando su desempeño a lo largo del tiempo y los costos energéticos asociados.

4 Metodología

4.1 Área de estudio

En el sector suroeste del departamento de Canelones, Uruguay, existen diecinueve lagos urbanos que comparten un origen común como pozos de extracción de arena creados antes de los años 70 (Goyenola *et al.*, 2011; Spoturno *et al.*, 2004). Estos ecosistemas lacustres han promovido el desarrollo inmobiliario debido a su valor paisajístico y recreativo.

Durante las décadas de 1980 y 1990, la zona experimentó una rápida urbanización con destino residencial, en un contexto de escasa planificación territorial, lo que derivó en una estructura urbana con importantes deficiencias en servicios básicos (Artigas Muñoz, 2007). La considerable conectividad con el sistema de aguas subterráneas, en conjunto con la ausencia de redes de saneamiento y la práctica de perforación de los pozos sépticos, contribuyó significativamente al ingreso de nutrientes a los lagos (Goyenola *et al.*, 2017). De hecho, los efectos de la eutrofización en lagos de esta región se documentan ya desde la década de 1980 (Pintos *et al.*, 1986).

Este estudio se llevó a cabo en el lago llamado Javier (intervenido), que se ubica en el barrio de Parque Miramar, municipio de Paso Carrasco, y el lago Jardín (referencia), ubicado en la localidad de Lagomar del municipio de Ciudad de la Costa (Figura 3). Estos cuerpos de agua están a una distancia de aproximadamente 5 km y son relativamente profundos (profundidades máximas > 5 m), con áreas superficiales menores a 0,3 km² (Figura 4, Tabla 2).

La selección del lago Jardín como sistema de referencia involucró un análisis detallado (ver Anexo I), con particular énfasis en la morfometría (por ejemplo, pendientes pronunciadas e igual índice de desarrollo de costa; Tabla 2), conectividad hidráulica (ausencia de tributarios superficiales), estado trófico, y cobertura reducida de macrófitas. Varios sistemas de referencia *a priori* mejores fueron descartados porque estaban sujetos a otros tipos de intervenciones antropogénicas a gran escala (particularmente rellenos costeros), diferían significativamente en la presencia de macrófitas, o estaban sujetos a la descarga sostenida de aguas residuales. Otro de los principales argumentos a favor de la elección fue la disponibilidad de datos para la

comparación previa y la instalación de boyas de monitoreo automatizadas idénticas durante el estudio (Figura 4).

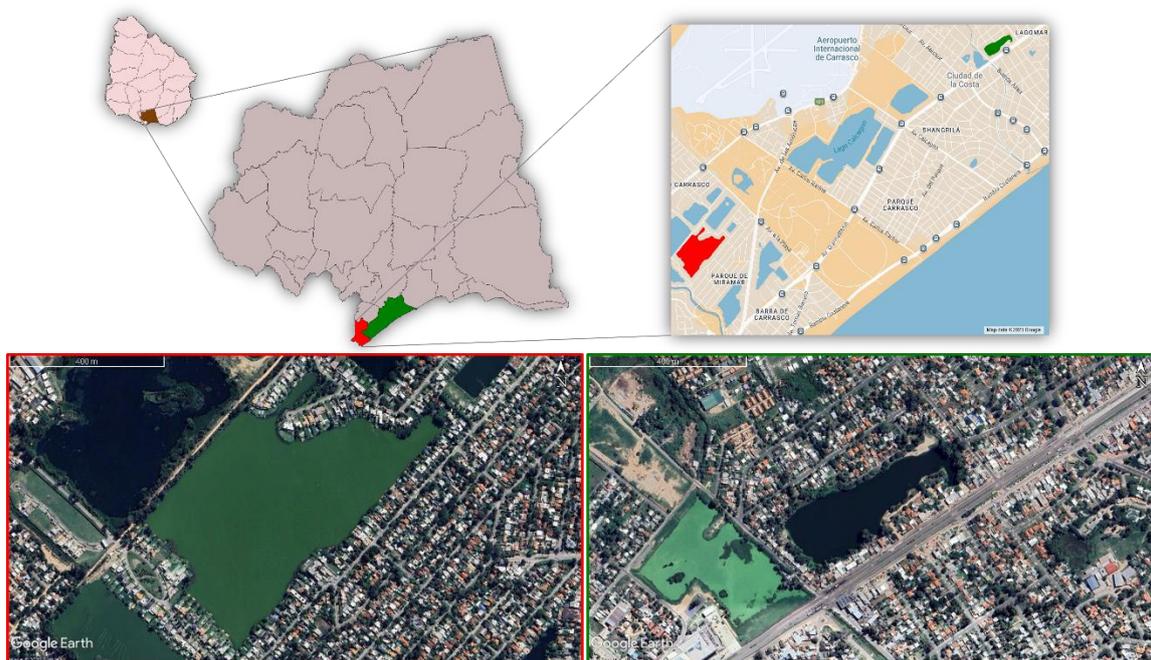


Figura 3. Arriba: ubicación de los lagos bajo estudio; de izquierda a derecha: Uruguay, departamento de Canelones (marrón); Municipios de Paso Carrasco (rojo) y de Ciudad de la Costa (verde); lago Javier (rojo) y lago Jardín (verde). Abajo: Imágenes satelitales de junio 2025 obtenidas desde Google Earth; izquierda: lago Javier, derecha: lago Jardín.

Tabla 2. Coordenadas y características morfométricas de los lagos Javier y Jardín. $Z_{m\acute{a}x}$: profundidad máxima; Z_{med} : profundidad media; IDC: Índice de desarrollo de costa (relación entre el perímetro real del lago y el de un círculo de igual área, que indica el grado de irregularidad de la costa).

Característica	Lago Javier (intervenido)	Lago Jardín (referencia)
Ubicación	34°51'43" S, 56°02'27" O	34°50'13" S, 55°59'21" O
$Z_{m\acute{a}x}$	10,6 m	6,2 m
Z_{med}	4,9 m	3,1 m
IDC	1,57	1,57
$Z_{med} / Z_{m\acute{a}x}$	0,46	0,50
Área	0,23 km ²	0,05 km ²
Volumen	1300 x 10 ⁶ L	200 x 10 ⁶ L

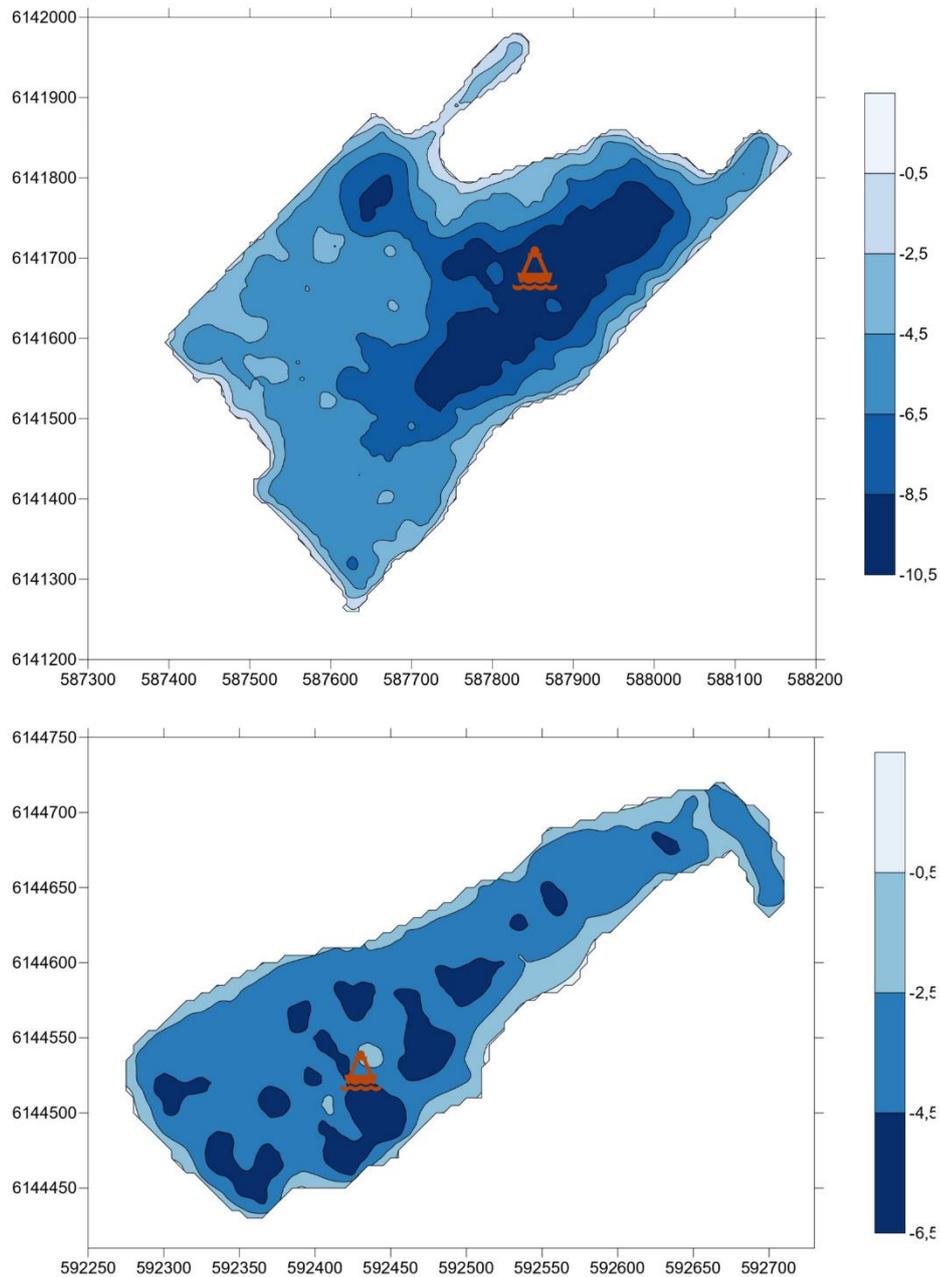


Figura 4. Batimetrías del lago Javier (arriba) y del lago Jardín (abajo). Observar en los ejes que las escalas de profundidad y distancia son diferentes. Se incluye ubicación de las boyas de monitoreo automático.

La región presenta un clima templado cálido, sin estación seca y con veranos calurosos, clasificado como Cfa según Köppen-Geiger (Kottek *et al.*, 2006; Peel *et al.*, 2007). Durante el período de estudio (setiembre de 2020 a mayo de 2024), los datos de la estación meteorológica del Aeropuerto de Carrasco (ubicada a 4 km del lago Javier) indicaron una temperatura media del aire de 17,1 °C, con valores extremos entre -0,5 °C y 40,4 °C, y una humedad relativa promedio del 75 %. Cabe mencionar que entre enero de 2020 y diciembre de 2023, Uruguay atravesó condiciones de sequía durante el 62 %

de los meses, con un período continuo de 17 meses consecutivos desde abril de 2022 hasta setiembre de 2023 (INUMET, 2023).

La eutrofización en el lago Javier ha deteriorado su valor recreativo y estético, generando una creciente preocupación entre los residentes locales. Estudios previos documentaron la presencia de la cianobacteria potencialmente tóxica *Raphidiopsis raciborskii* (anteriormente *Cylindrospermopsis raciborskii*), incluso durante los meses de invierno, indicando una comunidad persistente y resiliente formadora de floraciones (Bonilla *et al.*, 2012; Fabre *et al.*, 2010; Somma, 2014). Estas condiciones, junto con la anoxia hipolimnética recurrente, motivaron la implementación de una estrategia de rehabilitación *in situ* por parte de los residentes.

A fines de 2020, se instaló un sistema de aireación artificial en el lago Javier para abordar la eutrofización y sus efectos. El sistema de aireación fue diseñado por una empresa regional de ingeniería y se compone de un compresor industrial Busch (modelo Mink MM 1202 AP), con capacidad de suministrar 175 m³/h de aire a una presión manométrica de 1,4 kg/cm² y una potencia de 15 kW, lo que representa un consumo de 15 kWh por hora de funcionamiento. El aire es distribuido mediante 10 unidades de difusión (“peines”), cada una conformada por cinco caños perforados de 50 m de longitud, lastrados con arena (Figura 5; Rumbos Ingeniería y Servicios, 2020). Siete de estas unidades se instalaron en el lago Javier y las tres restantes en un lago contiguo más pequeño, llamado lago Fiscal.

Luego de un período de pruebas, el sistema comenzó a operar en diciembre de 2020, siendo objeto de ajustes durante algunos meses (Figura 5 izquierda). En mayo de 2021 se modificó la disposición de los siete difusores instalados en el lago Javier, con el objetivo de mejorar su desempeño (Figura 5 derecha). Sin alterar el número de peines, se reubicaron tres de ellos a lo largo de la costa suroeste, manteniéndose los cuatro restantes en la costa noroeste.



Figura 5. Disposición de los difusores del sistema de aireación desde su instalación en diciembre de 2020 hasta mayo de 2021 (izquierda), y a posteriori (derecha).

4.2 Comparación entre los lagos antes de la intervención

Se realizó una caracterización limnológica comparativa entre el lago intervenido (lago Javier) y el lago de referencia sin intervención (lago Jardín), con el objetivo de establecer las condiciones de base previas a la implementación del sistema de aireación (OE-I).

Aunque ambos sistemas fueron equipados con boyas de monitoreo automático durante 2020, su instalación ocurrió en fechas cercanas al inicio de la intervención (julio en el lago Jardín y diciembre en el lago Javier), por lo que no se contaba con registros automáticos representativos en ambos lagos para el período previo. Por tal motivo, se realizó una revisión de antecedentes técnicos y académicos sobre ambos sistemas, con énfasis en su régimen de mezcla.

Además, se utilizaron datos de muestreos generados en el marco del Convenio entre el Centro Universitario Regional Este de la Universidad de la República y la Intendencia de Canelones, correspondientes al período comprendido entre junio de 2016 y noviembre de 2020. Los datos disponibles correspondían a muestras superficiales recolectadas mediante muestreos costeros y embarcados. Los muestreos embarcados incluyeron hasta tres réplicas por fecha, mientras que los costeros consistieron en una muestra por evento. La frecuencia de muestreo fue variable a lo largo del período analizado, con un promedio de 2-3 eventos anuales por lago.

A partir de estos datos se analizaron comparativamente las concentraciones de fósforo total (PT), nitrógeno total (NT), la relación molar entre ambos (NT:PT) y entre sus

fracciones disueltas NID:PRS, y los índices de estado trófico (IET). Las determinaciones analíticas habían sido realizadas siguiendo metodologías estandarizadas que se resumen en la Tabla 3, consistentes con las técnicas empleadas durante el monitoreo posterior de la intervención.

Para contrastar la hipótesis nula H_01 , que plantea la ausencia de diferencias significativas entre los sistemas antes de la intervención, se aplicaron pruebas no paramétricas U de Mann-Whitney, dado que las distribuciones no cumplían con los supuestos requeridos para pruebas paramétricas.

Los índices de estado trófico se calcularon en base a las concentraciones de fósforo total y de clorofila a , según las ecuaciones propuestas por Carlson (1977):

$$IET_{Clo a} = 10 \left(6 - \frac{2,04 - 0,68 \ln Clo a}{\ln 2} \right) \quad (1)$$

$$IET_{PT} = 10 \left(6 - \frac{\ln \frac{48}{PT}}{\ln 2} \right) \quad (2)$$

donde $Clo a$ representa la concentración de clorofila a en $\mu\text{g/L}$ y PT la concentración de fósforo total en $\mu\text{g P/L}$. También se consideró la clasificación trófica asociada a los valores de IET (Carlson, 2007) y se analizó la relación entre ambos índices dentro de cada lago mediante pruebas de Wilcoxon para muestras pareadas.

Además, a partir de las concentraciones de clorofila a , fósforo total y nitrógeno total se estimó la eficiencia en el uso de recursos (RUE, por sus siglas en inglés; Ptacnik *et al.*, 2008) del fitoplancton, definida como la biomasa fitoplanctónica (clorofila a) por unidad de macronutriente (PT o NT), según:

$$RUE_{PT} = \frac{Clo a}{PT} \quad (3)$$

$$RUE_{NT} = \frac{Clo a}{NT} \quad (4)$$

expresadas en $\mu\text{g clorofila } a/\mu\text{mol P}$ y $\mu\text{g clorofila } a/\mu\text{mol N}$, respectivamente. Las comparaciones entre lagos para cada métrica se evaluaron mediante pruebas U de Mann-Whitney.

4.3 Seguimiento del lago Javier intervenido

Durante el desarrollo de esta tesis se implementó un monitoreo más exhaustivo en el lago Javier que en el lago Jardín, tanto en frecuencia de muestreo como en número de réplicas, ya que se priorizó el seguimiento más detallado del sistema intervenido para detectar los efectos de la aireación artificial. Esta diferencia en la intensidad del seguimiento llevó a realizar el análisis por separado de cada lago en lugar de un análisis conjunto de los patrones temporales de ambos sistemas.

4.3.1 Monitoreo y evaluación de efectos a corto y mediano plazo

Con el objetivo de evaluar posibles diferencias espaciales y cambios en las condiciones fisicoquímicas iniciales del lago Javier asociados a la implementación del sistema de aireación (**OE-II**), se realizó un monitoreo sistemático mensual entre setiembre de 2020 (tres meses antes del inicio del funcionamiento del compresor) y mayo de 2021, cuando el lago presentó condiciones térmicamente homogéneas en la columna de agua debido al enfriamiento otoñal.

Este monitoreo incluyó la medición de perfiles verticales de temperatura y oxígeno disuelto, utilizando un oxímetro portátil Handy Polaris (OxyGuard, Dinamarca), en 15 puntos distribuidos uniformemente por todo el cuerpo de agua, organizados en tres transectas paralelas y equidistantes entre sí (Figura 6). Este diseño permitió evaluar el posible efecto de la operación de los difusores sobre los gradientes fisicoquímicos del sistema.



Figura 6. Sitios de perfiles verticales de temperatura y oxígeno disuelto (realizados entre setiembre de 2020 y mayo de 2021) y ubicación del muestreador automático de agua (instalado entre noviembre de 2020 y febrero de 2022).

Adicionalmente, se compararon los datos obtenidos en campo con los registros automáticos de alta frecuencia de temperatura y oxígeno disuelto, tanto en superficie como en fondo, generados en el punto C4 (Figura 6). Inicialmente se instalaron sondas multiparamétricas YSI 6600, cada una equipada con sensores ópticos modelo 6150 ROX (YSI Inc., Estados Unidos). En diciembre de 2020, estos equipos fueron reemplazados por la boya, empleando sensores también ópticos modelo OPTOD (Aqualabo, Francia).

Entre noviembre de 2020 y febrero de 2022 se utilizó un equipo de muestreo automático de agua modelo Avalanche (Teledyne ISCO, Estados Unidos), programado para tomar una muestra cada 3 días a 1 m de profundidad y a 30 m de la costa (Figura 6). El equipo cuenta con un sistema de refrigeración (que mantiene las muestras a 3 ± 1 °C) y capacidad para 14 botellas de 900 mL, lo que permite un tiempo máximo de almacenamiento de 42 días por muestra. Posterior a la recolección, las muestras fueron homogeneizadas y se tomó una alícuota de 100 mL que fue congelada hasta su análisis en laboratorio para determinar fósforo total y nitrógeno total, siguiendo métodos estándar (Tabla 3).

Para contextualizar los resultados, se elaboró una bitácora del funcionamiento del sistema de aireación, a partir de reportes proporcionados por integrantes del grupo de vecinos. Se registró el estado operativo del sistema a lo largo del tiempo, asignando valores de 0 para sistema apagado, entre 0,5 y 1,5 para funcionamiento parcial o en etapa de ajustes y 2 para funcionamiento óptimo.

Finalmente, para contrastar parte de la hipótesis nula **H₀₂**, que plantea en primera instancia la ausencia de cambios significativos en las condiciones limnológicas del lago Javier durante el período inicial de operación del aireador, se compararon las concentraciones de fósforo total, nitrógeno total y el índice de estado trófico calculado a partir de fósforo, entre el período previo a la intervención (junio de 2016 a noviembre de 2020) y el período inicial intervenido (diciembre de 2020 a febrero de 2022), mediante pruebas U de Mann-Whitney.

4.3.2 Monitoreo y evaluación de efectos a largo plazo

Entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024 se llevó a cabo un seguimiento limnológico continuo del lago Javier con el objetivo de evaluar posibles cambios en las condiciones

fisicoquímicas y el estado trófico a lo largo del tiempo, como resultado de la implementación del sistema de aireación (**OE-II**). Esta etapa también permitió contrastar la hipótesis **H_{o2}**, que plantea en segunda instancia la ausencia de cambios significativos en el régimen térmico, los niveles de oxígeno disuelto, la concentración de macronutrientes y el estado trófico del sistema intervenido a lo largo de todo el período monitoreado posterior al inicio de la intervención.

El seguimiento incluyó la realización de perfiles verticales de temperatura y oxígeno disuelto en 32 fechas distribuidas a lo largo de cuatro años, con intervalos de muestreo variables, en general cercanos a un mes. Se utilizó un oxímetro portátil (Handy Polaris, OxyGuard, Dinamarca) en un punto del lago cercano a la boya de monitoreo automático (Figura 7). Para analizar los patrones estacionales, se generaron gráficos de contorno, que se contextualizaron con datos de temperatura del aire provenientes de la estación meteorológica del Aeropuerto de Carrasco (INUMET), obtenidos mediante solicitud de acceso a la información pública, y con los registros del funcionamiento del aireador según la bitácora de reportes de vecinos.

Además de temperatura y oxígeno, se midió la transparencia del agua mediante disco de Secchi, y se recolectaron muestras en tres puntos (Figura 7), tanto en superficie (50 cm de profundidad), como en fondo (50 cm por encima del sedimento).

Las muestras fueron analizadas para fósforo total (PT), fósforo reactivo soluble (PRS), nitrógeno total (NT), nitrato (NO_3^-) y amonio (NH_4^+), según se indica en la Tabla 3.

También se determinó la concentración de clorofila *a* por extracción en etanol, y la relación ficocianina:clorofila *a* a partir de mediciones *in vivo* con un fluorómetro portátil modelo AquaFluor (Turner Designs, Estados Unidos), con el fin de estimar la biomasa fitoplanctónica total y la abundancia relativa de cianobacterias.

Algunas muestras superficiales fueron analizadas mediante un AlgaeOnlineAnalyser II (bbe Moldaenke, Alemania), en colaboración con Fundación Latitud. El equipo permite estimar fluorescencia diferencial de clorofila *a* y eficiencia fotosintética (índice de Genty; Genty *et al.*, 1989).

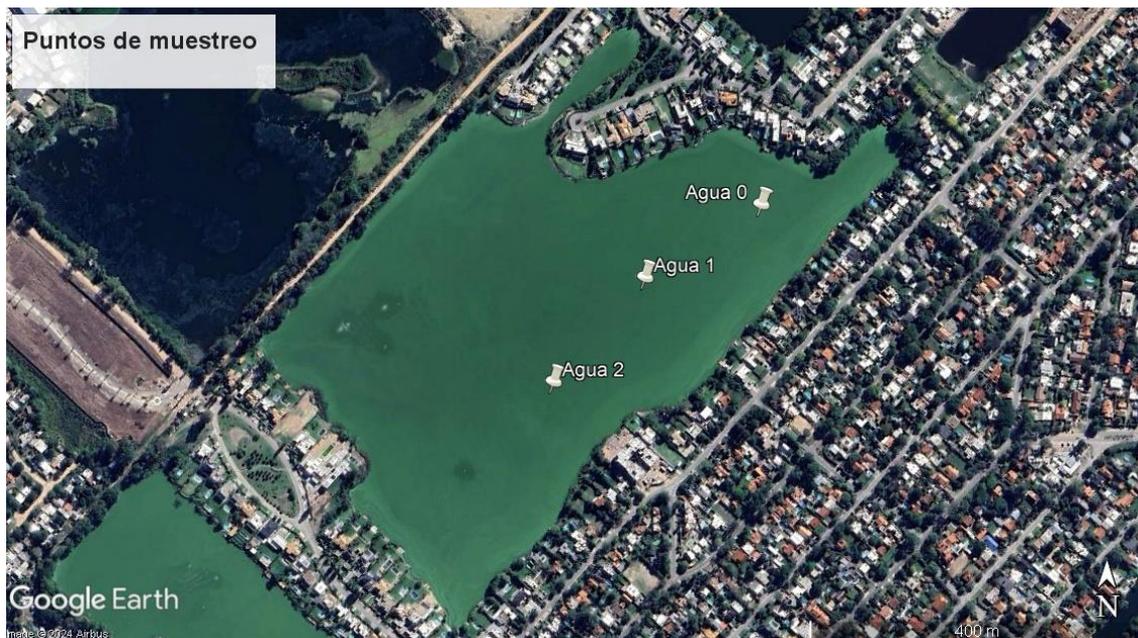


Figura 7. Ubicación de sitios de toma de muestras en superficie y fondo desde setiembre de 2020. También se realizaron perfiles verticales de temperatura y oxígeno disuelto en el punto Agua 1, que coincide con la ubicación de la boya de monitoreo automático.

Para evaluar tendencias temporales, se aplicaron modelos lineales mixtos con el tiempo (en días) como efecto fijo y la fecha de muestreo como efecto aleatorio, considerando las tres réplicas por fecha. Los modelos se ajustaron utilizando el método de máxima verosimilitud restringida (REML) con el paquete *lme4* (Bates *et al.*, 2015). Como ejemplo, el modelo ajustado para el fósforo total en superficie en el lago Javier siguió la fórmula:

$$PT_{sup} = \beta_0 + \beta_1Tiempo + (1 | Fecha) + \varepsilon \quad (5)$$

donde β_0 es el intercepto, β_1 el coeficiente estimado para el tiempo, $(1 | Fecha)$ es el efecto aleatorio y ε el error residual.

Antes del ajuste de los modelos, se verificó la distribución de los datos con el paquete *fitdistrplus* (Delignette-Muller y Dutang, 2015), comparando la distribución empírica contra distribuciones teóricas (normal y log-normal), utilizando gráficos de probabilidad acumulada y gráficos cuantil-cuantil (QQ-plots). Además, se analizaron los residuos de cada modelo para confirmar el adecuado ajuste a los datos.

En el caso de la variable clorofila α , se ajustó un modelo lineal mixto segmentado, dividiendo la serie temporal en tramos definidos por puntos de quiebre identificados mediante: (i) inspección visual de la serie temporal para identificar cambios evidentes

en la tendencia, (ii) confirmación estadística mediante regresión segmentada (*segmented*; Muggeo, 2008) que identifica automáticamente puntos de quiebre significativos, y (iii) detección de quiebres estructurales (*strucchange*; Zeileis *et al.*, 2002) que evalúa la estabilidad de los parámetros del modelo a lo largo del tiempo.

Los segmentos definidos fueron:

- Segmento 1: desde el 18/09/2020 al 20/07/2022;
- Segmento 2: entre el 21/07/2022 y el 12/04/2023;
- Segmento 3: entre el 13/04/2023 y el 14/08/2023;
- Segmento 4: desde el 15/08/2023 hasta el 06/09/2024;

siguiendo la siguiente fórmula:

$$Cloa_{sup} = \beta_0 + \beta_1 Segmento1 + \beta_2 Segmento2 + \beta_3 Segmento3 + \beta_4 Segmento4 + (1 | Fecha) + \varepsilon \quad (6)$$

donde β_0 es el intercepto, $\beta_1, \beta_2, \beta_3, \beta_4$ son los coeficientes estimados para cada segmento, $(1 | Fecha)$ es el efecto aleatorio y ε es el error residual.

Además, se realizaron comparaciones no paramétricas de los niveles de nutrientes entre superficie y fondo, diferenciando entre períodos de estratificación y mezcla térmica, mediante pruebas de Wilcoxon para muestras pareadas. Asimismo, se aplicaron pruebas U de Mann-Whitney para evaluar diferencias en los niveles de fósforo, nitrógeno y en los índices de estado trófico entre el período previo a la aireación (setiembre de 2016 - noviembre de 2020) y el período posterior (diciembre de 2020 - setiembre de 2024).

También se calcularon las relaciones molares entre nitrógeno y fósforo (NT:PT y NID:PRS) en las muestras de superficie, como indicadores del nutriente potencialmente limitante para el crecimiento fitoplanctónico. Se utilizó como umbral de referencia la proporción N:P = 16:1 (Redfield, 1958), usada comúnmente para determinar condiciones de limitación relativa por fósforo o nitrógeno.

Finalmente, se evaluó la correspondencia entre los índices de estado trófico calculados a partir de fósforo total y de clorofila a , mediante comparaciones pareadas con pruebas de Wilcoxon, con el propósito de analizar la coherencia entre la disponibilidad de nutrientes y la respuesta fitoplanctónica. A modo complementario, se estimó la

eficiencia en el uso de recursos (RUE) del fitoplancton, calculada como la biomasa fitoplanctónica por unidad de fósforo total (RUE_{PT}) o nitrógeno total (RUE_{NT}), a partir de las concentraciones de clorofila a , PT y NT (Ptacnik *et al.*, 2008).

4.4 Seguimiento del lago Jardín de referencia

Con el objetivo de evaluar la variabilidad natural del lago de referencia durante el mismo período en que se monitoreó el lago intervenido (**OE-III**), se llevó a cabo un seguimiento del lago Jardín que permitió contrastar la hipótesis **H_{o3}**, que plantea que las condiciones limnológicas del sistema control no presentan tendencias de cambio significativas a lo largo del tiempo. Cabe mencionar nuevamente que la densidad de información disponible para el lago Jardín es considerablemente menor que la del lago Javier, en términos de frecuencia de muestreo y réplicas, lo cual limita en parte el nivel de detalle alcanzado en su caracterización.

Se realizaron perfiles verticales de temperatura y oxígeno disuelto con oxímetro portátil (Handy Polaris, OxyGuard, Dinamarca) en un punto central del lago. Las mediciones se efectuaron en 12 fechas distribuidas entre julio de 2021 y julio de 2023, y se utilizaron para construir gráficos de contorno, con el fin de analizar los patrones estacionales. También se contextualizaron con datos de temperatura del aire provenientes de la estación meteorológica del Aeropuerto de Carrasco (INUMET).

Asimismo, entre octubre de 2020 y setiembre de 2024 se recolectaron muestras en superficie en 32 ocasiones para análisis de nutrientes totales (Tabla 3), así como clorofila a por extracción en etanol, ficocianina y clorofila a *in vivo* por fluorimetría (AquaFluor, Turner Designs, Estados Unidos), y composición relativa del fitoplancton por fluorescencia diferencial de clorofila a (AlgaeOnlineAnalyser II, bbe Moldaenke, Alemania). También se midió la transparencia del agua mediante disco de Secchi. Las fechas de muestreo no coincidieron exactamente con las del lago Javier, aunque ambos fueron seguidos con una frecuencia similar.

Para evaluar tendencias temporales en las condiciones del lago Jardín, se aplicaron los mismos análisis utilizados para los datos de largo plazo del lago Javier, incluyendo modelos lineales mixtos y pruebas U de Mann-Whitney. Asimismo, se calculó la relación

molar entre nitrógeno y fósforo (NT:PT y NID:PRS), los índices de estado trófico y la eficiencia en el uso de recursos ya mencionados (Tabla 3).

4.5 Comparación entre los lagos durante la intervención

Con el objetivo de evaluar si el sistema intervenido (lago Javier) presentó cambios diferenciados respecto al lago de referencia (lago Jardín) durante el período posterior a la implementación del sistema de aireación (**OE-IV**), se realizó una comparación entre ambos lagos. Esta comparación permitió contrastar la hipótesis **H₀₄**, que plantea la ausencia de diferencias significativas en el régimen térmico, los niveles de oxígeno disuelto, las concentraciones de macronutrientes y el estado trófico entre los sistemas durante el período intervenido (diciembre de 2020 a setiembre de 2024).

Para ello, se analizaron los registros continuos de temperatura y oxígeno disuelto en superficie y fondo obtenidos mediante sensores automáticos (OPTOD, Aqualabo Francia) instalados en las boyas multiparamétricas en ambos lagos. Dado que la irregularidad de las cubetas lacustres ocasionó que en algunos períodos los sensores de fondo quedaran ubicados por encima de la termoclina, limitando su representatividad de las condiciones hipolimnéticas, el análisis comparativo se enfocó en los períodos donde se verificó la ubicación adecuada de los sensores por debajo de la termoclina en ambos sistemas.

Se realizó un análisis cuantitativo de los patrones térmicos registrados entre marzo de 2021 y marzo de 2022, calculando coeficientes de correlación de Pearson entre las series temporales de ambos lagos y estadísticos descriptivos (medianas) para las temperaturas de superficie y fondo. Se construyeron series temporales para comparar la sincronía y magnitud de las temperaturas, así como para evaluar la estabilidad vertical de la columna de agua en cada sistema.

Como indicador de estabilidad térmica se utilizó la diferencia diaria entre las temperaturas de superficie y fondo ($\Delta T = T_{sup} - T_{fdo}$), calculándose la proporción de registros con $\Delta T > 1$ °C como medida de la frecuencia de estratificación térmica en cada lago.

Adicionalmente, se analizó en detalle un evento de enfriamiento superficial acompañado de fuertes vientos ocurrido a fines de noviembre de 2021, evaluando las respuestas diferenciales de temperatura del agua y oxígeno disuelto en ambos lagos durante este período de perturbación meteorológica.

Por otro lado, se compararon las concentraciones superficiales de fósforo total y nitrógeno total entre ambos lagos durante el período posterior a la implementación de la aireación (diciembre de 2020 a setiembre de 2024), mediante pruebas U de Mann-Whitney (Tabla 3). A partir de estas variables, se calcularon los índices de estado trófico (IET) basados en fósforo total y en clorofila *a*, evaluando tanto las diferencias absolutas entre lagos como la coherencia interna de cada índice dentro de cada sistema mediante pruebas de Wilcoxon para datos pareados. Finalmente, se compararon los valores de eficiencia en el uso de recursos (RUE_{PT} y RUE_{NT}) entre lagos mediante pruebas U de Mann-Whitney.

Tabla 3. Resumen de variables, métodos analíticos y análisis estadísticos aplicados en el monitoreo de los lagos Javier (intervenido) y Jardín (referencia), según cada etapa del estudio.

Fase del estudio		Período	Variables primarias	Fuente	Variables derivadas	Análisis
Comparación entre los lagos antes de la intervención		Jun./2016- Nov./2020	T, OD	Antecedentes técnicos y académicos	-	Descripción del régimen de mezcla
			PT, PRS, NT, NID, Clo a	Muestras de superficie (base de datos Convenio CURE-IC)	NT:PT, NID:PRS, IET, RUE	Pruebas U de Mann-Whitney, pruebas pareadas de Wilcoxon
Seguimiento del lago Javier intervenido	Corto y mediano plazo	Set./2020- May./2021	T, OD	15 perfiles verticales en 3 transectas	-	Análisis espacial, comparación con registros automáticos
			PT, NT	Muestreador automático	IET	Pruebas U de Mann-Whitney
	Largo plazo	Set./2020- Set./2024	T, OD	Perfiles verticales	-	Gráficos de contorno
			PT, PRS, NT, NID, Clo a , Transparencia, Fico y Clo a <i>in vivo</i> , Composición fitoplanctónica	Muestras de superficie y fondo	NT:PT, NID:PRS, Fico:Clo a , IET, RUE	Modelos lineales mixtos, modelo segmentado Clo a , pruebas U de Mann-Whitney, pruebas pareadas de Wilcoxon
Seguimiento del lago Jardín de referencia		Set./2020- Set./2024	T, OD	Perfiles verticales	-	Gráficos de contorno
			PT, PRS, NT, NID, Clo a , Transparencia, Fico y Clo a <i>in vivo</i> , Composición fitoplanctónica	Muestras de superficie	NT:PT, NID:PRS, Fico:Clo a , IET, RUE	Modelos lineales mixtos, pruebas U de Mann-Whitney, pruebas pareadas de Wilcoxon
Comparación entre los lagos durante la intervención		Dic./2020- Set./2024	T, OD	Registros continuos de boyas	-	Series temporales
			PT, PRS, NT, NID, Clo a	Muestras de superficie	NT:PT, NID:PRS, IET, RUE	Pruebas U de Mann-Whitney, pruebas pareadas de Wilcoxon

Metodologías: Nutrientes: PT y NT según Valderrama (1981), PRS según Murphy y Riley (1962), NID como la suma de NO_3^- (nitrato; Müller y Wiedemann, 1955) y NH_4^+ (amonio; Koroleff, 1970). Se consideraron los límites de detección reportados en Arocena (2016).

Biomasa: Clorofila a por extracción en etanol.

Temperatura y oxígeno disuelto: Perfiles con oxímetro portátil Handy Polaris (OxyGuard); Registros continuos de boyas con sensores OPTOD (Aqualabo).

Transparencia: Disco de Secchi.

Pigmentos in vivo: Fluorómetro AquaFluor (Turner Designs); Relación Fico:Clo a como indicador de abundancia relativa de cianobacterias.

Composición fitoplanctónica: AlgaeOnlineAnalyser II (bbe Moldaenke); eficiencia fotosintética según Genty *et al.* (1989).

Relaciones molares: NT:PT, NID:PRS (umbral 16:1, Redfield, 1958).

Índices de estado trófico: IET según Carlson (1977).

Eficiencia fitoplanctónica en el uso de recursos: RUE según Ptacnik *et al.* (2008).

Software: Gráficos de contorno con SigmaPlot v15; Análisis estadísticos en entorno R (R Core Team, 2024): prueba U según Mann y Whitney (1947), prueba para muestras pareadas según Wilcoxon (1945), ajuste de modelos con paquetes *fitdistrplus* (Delignette-Muller y Dutang, 2015), *lme4* (Bates *et al.*, 2015), *segmented* (Muggeo, 2008), *strucchange* (Zeileis *et al.*, 2002).

Abreviaciones: T: Temperatura, OD: Oxígeno disuelto, PT: Fósforo total, PRS: Fósforo reactivo soluble, NT: Nitrógeno total, NID: Nitrógeno inorgánico disuelto, Clo a : Clorofila a , Fico: Ficocianina.

4.6 Funcionamiento del aireador y costos asociados

Con el objetivo de evaluar el funcionamiento operativo del sistema de aireación instalado en el lago Javier y su desempeño a lo largo del tiempo, así como los costos energéticos asociados (**OE-V**), se utilizaron dos fuentes principales de información: una bitácora generada a partir de registros aportados por actores locales (ya descrita en la sección 4.3.1) y datos oficiales de consumo energético.

Como el consumo eléctrico del sistema fue subsidiado por la Intendencia de Canelones, se realizó un pedido de acceso a la información pública para obtener el detalle del consumo mensual del compresor de aire que alimenta los peines de los lagos Javier y Fiscal. Esta información permitió estimar el consumo energético acumulado durante el período de estudio, su promedio anual y el costo económico asociado, utilizando como referencia la cotización mensual promedio del dólar reportada por el Banco Central del Uruguay.

Se consideró la distribución espacial de los difusores del sistema, descrita en la sección 4.1, a fin de estimar la proporción del consumo energético atribuible específicamente al lago Javier. También se consideraron observaciones cualitativas, como interrupciones en el servicio, modificaciones en la configuración de los difusores, y señales de funcionamiento deficiente (por ejemplo, burbujeo irregular o concentrado).

5 Resultados

5.1 Comparación entre los lagos antes de la intervención

Como se describió en la sección de área de estudio (sección 4.1), ambos lagos comparten un origen antrópico como canteras de arena y actualmente son sistemas lacustres urbanos. Están ubicados en el suroeste del departamento de Canelones, a una distancia de aproximadamente 5 km entre sí, por lo que es esperable que estén expuestos a condiciones climáticas similares.

En cuanto a las características morfométricas, el lago Javier presenta una profundidad media de 4,9 m y máxima de 10,6 m, mientras que el lago Jardín registra 3,1 m y 6,2 m, respectivamente. Ambos son sistemas relativamente profundos (superan los 5 m de profundidad máxima), tienen una similar relación entre profundidad media y máxima (0,46 para el lago Javier y 0,50 para el lago Jardín) y un idéntico índice de desarrollo de costa (1,57).

5.1.1 Temperatura y oxígeno

La información disponible sobre el comportamiento térmico y oxigénico de estos sistemas antes de la intervención proviene principalmente de tesis e informes técnicos; los trabajos publicados en revistas arbitradas son escasos. Algunos estudios han clasificado estos sistemas lénticos como someros y polimícticos (Fabre *et al.*, 2010; Haakonsson *et al.*, 2017; Vidal y Kruk, 2008), mientras que otros reportaron evidencias de un comportamiento monomíctico (Goyenola *et al.*, 2017; Somma, 2014), más característico de sistemas profundos en climas como el de estas latitudes.

Un estudio realizado entre 2012 y 2013 en el lago Javier reportó que, durante primavera y verano, el lago presentaba estratificación térmica (cálido y bien oxigenado en la superficie, pero más frío y pobre en oxígeno en profundidad), mientras que en otoño se producía la mezcla, que se mantenía durante el invierno, con temperatura y oxígeno más uniformes verticalmente en la columna de agua (Somma, 2014).

En el caso del lago Jardín, una investigación realizada entre 2016 y 2017 mostró un régimen similar (Goyenola *et al.*, 2017), con un período de estratificación térmica

asociado a anoxia hipolimnética, seguido por una mezcla al año entre marzo y abril, durante la cual incluso se registraron bajos niveles de oxígeno disuelto en superficie.

5.1.2 Macronutrientes y estado trófico

Durante el período previo a la intervención (junio de 2016 a noviembre de 2020), el lago Jardín de referencia presentó una concentración significativamente mayor de fósforo total en superficie en comparación con el lago Javier ($U = 406,5$, $p < 0,001$; Figura 8; Tabla 4). En Jardín, la mediana fue de $226 \mu\text{g P/L}$, con valores entre 133 y $447 \mu\text{g P/L}$. En Javier, la mediana fue de $93 \mu\text{g P/L}$, con un rango de 23 a $307 \mu\text{g P/L}$.

En contraste, no se detectaron diferencias estadísticamente significativas en los niveles de nitrógeno total en superficie entre ambos lagos durante el mismo período ($U = 194$, $p = 0,569$; Figura 8; Tabla 4). La mediana en Jardín fue de $1147 \mu\text{g N/L}$ y en Javier de $1357 \mu\text{g N/L}$. Los valores registrados oscilaron entre 529 y $2973 \mu\text{g N/L}$ en Jardín, y entre 304 y $2212 \mu\text{g N/L}$ en Javier.

Como resultado, la relación molar entre nitrógeno total y fósforo total en superficie fue significativamente mayor en el lago Javier que en el lago Jardín ($U = 54$, $p < 0,001$; Tabla 4), con medianas de 32 y 12, respectivamente. Un patrón similar se observó en las fracciones disueltas (NID:PRS), con medianas de 42 en Javier y 11 en Jardín ($U = 64$, $p = 0,001$; Tabla 4). Estas relaciones se explican por concentraciones medianas de NID de 105 y $294 \mu\text{g N/L}$ y de PRS inferiores al límite de detección ($10 \mu\text{g P/L}$) y de $46 \mu\text{g P/L}$, respectivamente, lo que evidencia la marcada escasez de fósforo disuelto en Javier en comparación con Jardín.

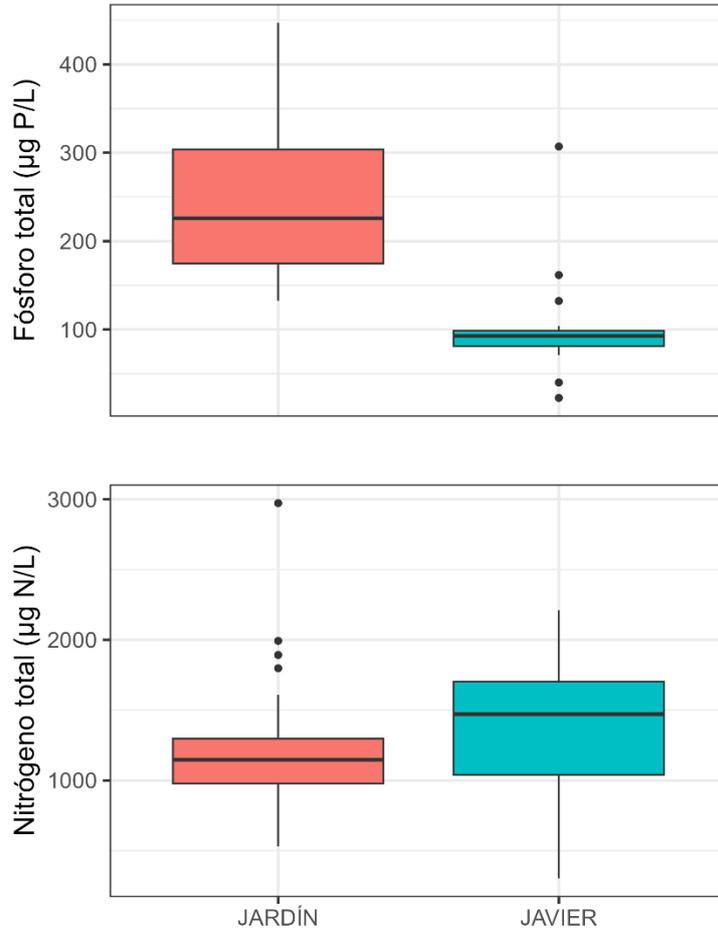


Figura 8. Fósforo total y nitrógeno total en superficie de los lagos Jardín y Javier para el período previo a la intervención en el lago Javier (junio de 2016 a noviembre de 2020).

En cuanto al índice de estado trófico (IET) calculado a partir del fósforo total, también se detectó una diferencia significativa entre los lagos ($U = 406,5$, $p < 0,001$; Tabla 4), coherente con las diferencias en las concentraciones de fósforo. Según este índice, el lago Jardín se encontraba en un estado hipereutrófico (valores entre 75 y 92), mientras que el lago Javier se ubicaba en el límite con la eutrofia, con una mediana de 70 (Figura 9).

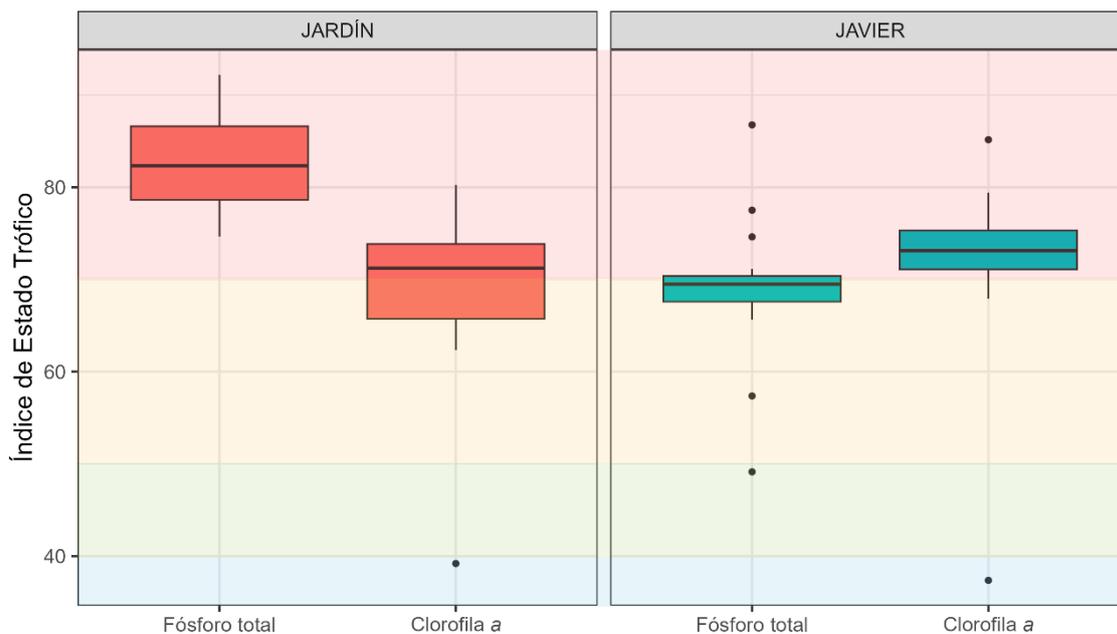


Figura 9. Índice de estado trófico de Carlson según fósforo total y clorofila a de los lagos Jardín y Javier para el período previo a la intervención en el lago Javier (junio de 2016 a noviembre de 2020). Las franjas de colores indican la clasificación trófica, desde oligotrófico en azul hasta hipereutrófico en rojo.

Por otra parte, el IET calculado a partir de clorofila a no mostró diferencias significativas entre los lagos ($U = 134$, $p = 0,139$; Tabla 4), con medianas de 71 para Jardín y 73 para Javier, ambos dentro del rango hipereutrófico (Figura 9).

Al analizar los distintos índices para cada lago, se observó en el lago Jardín una diferencia significativa entre el IET calculado a partir de fósforo total y el estimado a partir de clorofila a , siendo el primero significativamente más alto ($W = 325$, $p < 0,001$). En cambio, en el lago Javier no se encontraron diferencias significativas entre ambos índices ($W = 34$, $p = 0,151$).

En este mismo período, la eficiencia en el uso de recursos por parte del fitoplancton (RUE), estimada como clorofila a por unidad de fósforo total (RUE_{PT}), fue significativamente mayor en el lago Javier que en el lago Jardín ($U = 49$, $p < 0,001$; Figura 10; Tabla 4). En cambio, la RUE calculada en función del nitrógeno total (RUE_{NT}) no mostró diferencias significativas entre los lagos ($U = 159$, $p = 0,434$; Figura 10; Tabla 4). Estos resultados indican que, antes de la intervención, el fitoplancton del lago Javier presentaba una mayor capacidad de generar biomasa por unidad de fósforo disponible, mientras que la eficiencia por unidad de nitrógeno era comparable entre ambos sistemas.

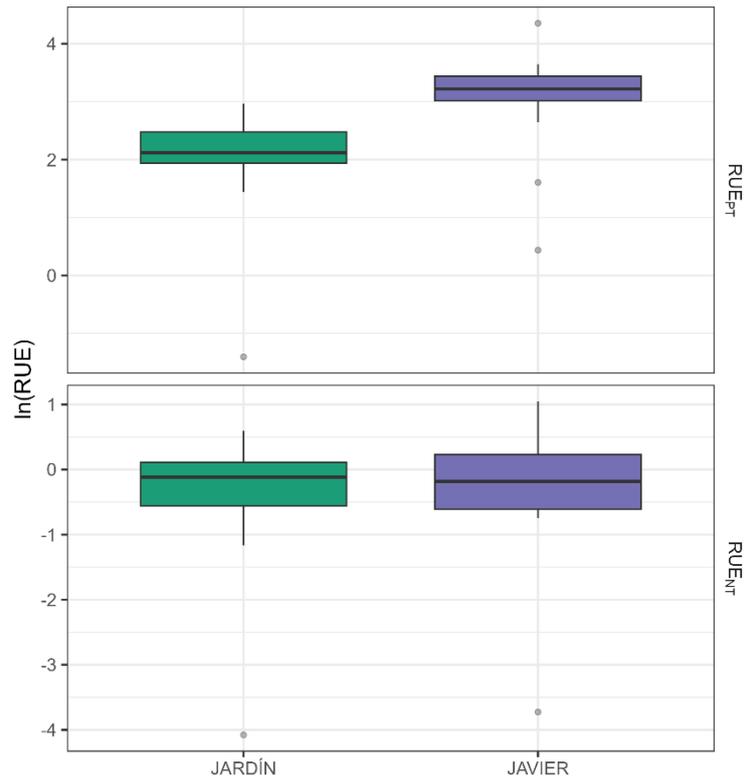


Figura 10. Eficiencia en el uso de recursos (RUE) del fitoplancton, estimada como clorofila *a* por unidad de fósforo total (PT, arriba) o nitrógeno total (NT, abajo), en los lagos Jardín y Javier durante el período previo a la intervención (junio de 2016 - noviembre de 2020).

5.2 Evolución del lago Javier intervenido

5.2.1 Corto a mediano plazo

El sistema de aireación se puso en funcionamiento en diciembre de 2020. Esta sección presenta los resultados del monitoreo realizado entre setiembre de 2020 y mayo de 2021, abarcando tanto el período inmediatamente anterior como los primeros meses de operación del sistema.

5.2.1.1 Temperatura y oxígeno

Es importante mencionar para el contexto de los resultados presentados a continuación que durante el período evaluado en esta sección los peines del sistema de aireación estaban ubicados a lo largo de la línea de puntos A1-A4, con profundidades máximas entre 4,9 m y 8,7 m (Figura 11).

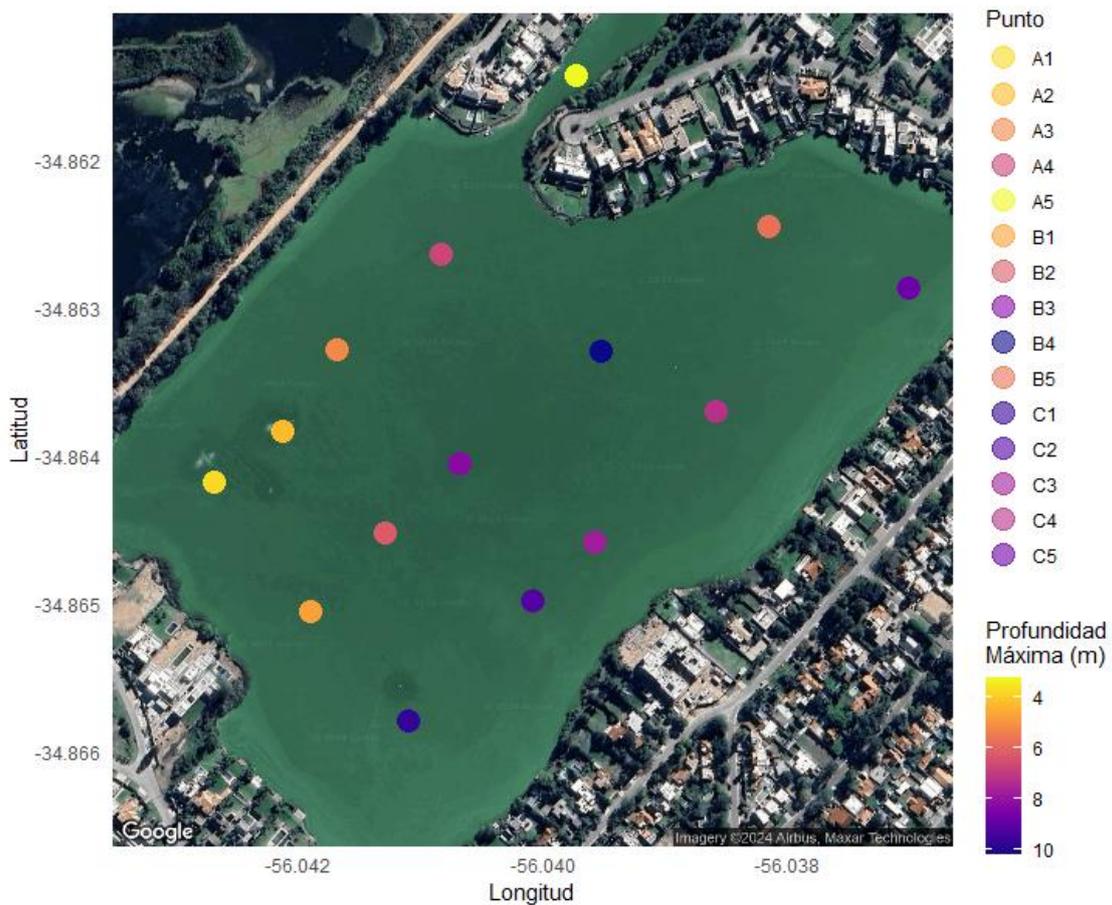


Figura 11. Ubicación en el lago Javier de los 15 puntos donde se realizaron perfiles verticales de temperatura y oxígeno entre setiembre de 2020 y mayo de 2021. La escala de color indica la profundidad máxima de cada uno.

En setiembre de 2020, los perfiles indicaron temperaturas superficiales promedio cercanas a 16 °C, que descendían hasta aproximadamente 12 °C a partir de los 6 m de profundidad (Figura 12a). La diferencia de densidad entre la capa superficial (más cálida) y profunda (más fría) comenzaba a establecerse, generando una termoclina con su máximo gradiente térmico alrededor de los 2 m.

Avanzada la primavera, durante octubre y noviembre de 2020, las temperaturas superficiales superaron los 20 °C, mientras que en profundidad se mantuvieron por debajo de 15 °C. Esto definió una división más marcada entre el epilimnion (capa superficial cálida) y el hipolimnion (capa profunda fría), con una termoclina que alcanzó una profundidad de 3 m (Figura 12b-c).

La estratificación se intensificó durante los meses de verano (diciembre, enero y febrero), con temperaturas superficiales promedio que alcanzaron los 26 °C, mientras que en la capa más profunda se mantuvieron en torno a 16 °C. Esto generó un gradiente térmico vertical bien definido (Figura 12d-g). La termoclina se profundizó

progresivamente desde los 5 m a comienzos de diciembre de 2020, hasta alcanzar los 7 m a fines de febrero de 2021. El comienzo de la aireación a fines de diciembre de 2020 no logró provocar la desestratificación del sistema.

Durante este mismo período estival se detectó además una estratificación secundaria en torno al primer metro de profundidad, aunque menos pronunciada (Figura 12e-g).

En abril de 2021, la temperatura superficial disminuyó hacia los 22 °C y la termoclina se profundizó hasta los 8 m (Figura 12h). La estratificación entonces se debilitó significativamente debido a la reducción del gradiente de densidad entre capas, iniciando así un proceso de mezcla vertical parcial.

Finalmente, hacia mediados de mayo de 2021, los perfiles indicaron una mezcla total, con temperaturas prácticamente homogéneas desde la superficie hasta el fondo (promedio de 16 °C; Figura 12i). La baja variabilidad térmica vertical (desviación estándar de 0,3 °C) reflejó condiciones térmicas uniformes en toda la columna de agua.

La ausencia de diferencias horizontales significativas se mantuvo durante todo el período (coeficiente de variación < 5 %), siendo especialmente notoria en las capas intermedias y profundas del lago (Figura 12).

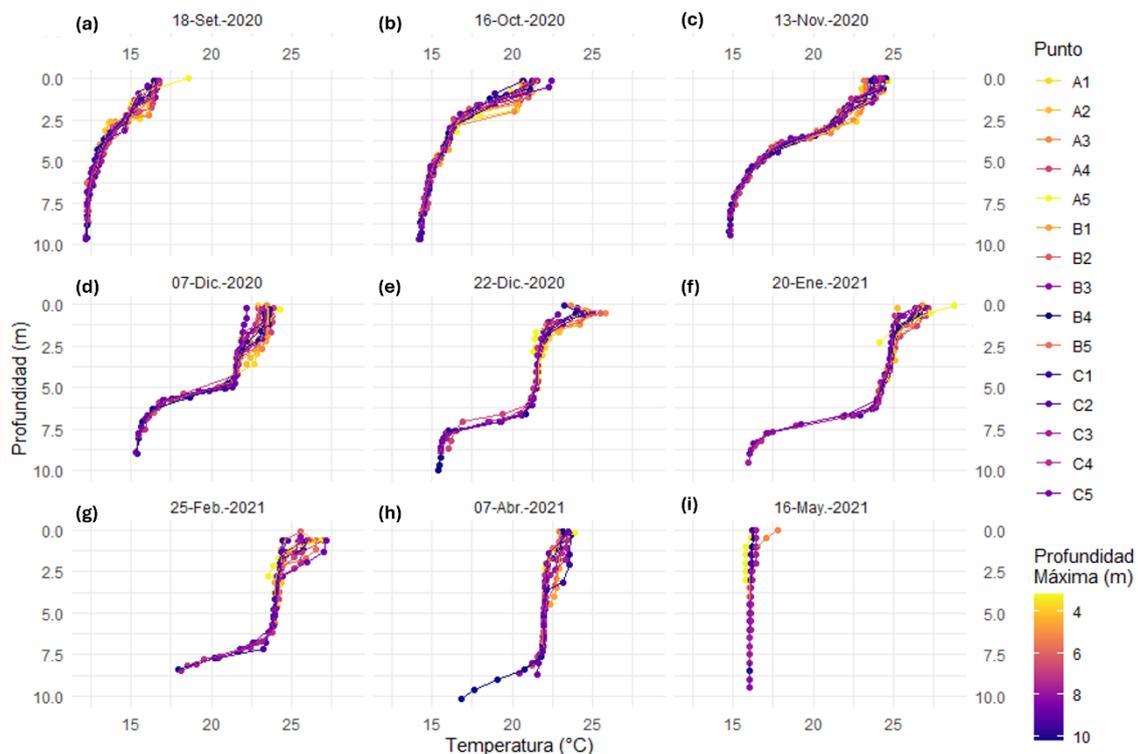


Figura 12. Temperatura del agua en profundidad en 15 puntos distribuidos en el lago Javier, entre setiembre de 2020 y mayo de 2021.

Los datos obtenidos mediante monitoreo automático de alta frecuencia (ubicado en el punto C4) confirmaron en líneas generales el patrón descrito mediante los perfiles verticales (Figura 13). Además, se identificaron dos eventos de mezcla vertical térmica entre muestreos: uno durante primavera (6 de octubre de 2020), cuando las temperaturas en superficie y fondo eran aún similares, y otro al final del verano (26 de marzo de 2021), cuando la termoclina ya se había profundizado y el enfriamiento otoñal desestabilizaba la estratificación.

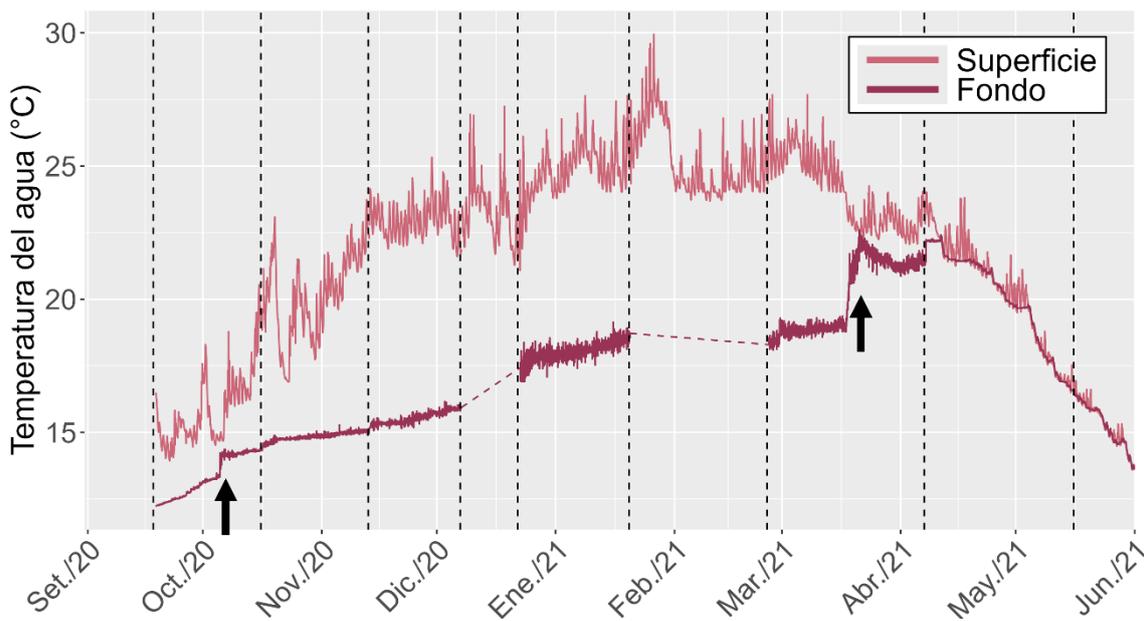


Figura 13. Temperatura del agua del lago Javier en superficie y fondo según datos automáticos de alta frecuencia, desde setiembre de 2020 a mayo de 2021. Los períodos de datos faltantes de fondo, que se indican con línea discontinua, se deben a mal funcionamiento del sensor. Las líneas verticales discontinuas indican instancias de muestreo con 15 perfiles verticales. Las flechas negras indican momentos de mezcla térmica de la columna de agua.

En cuanto al oxígeno disuelto, en setiembre de 2020 presentó un gradiente pronunciado, disminuyendo rápidamente con la profundidad desde niveles superficiales promedio de 16 mg/L (162 % de saturación) hasta valores por debajo de 5 mg/L (menos de 45 % de saturación) a partir de los 5 m (Figura 14a).

A partir de octubre de 2020, el hipolimnion ya presentaba condiciones anóxicas, que se mantuvieron hasta la mezcla vertical de mayo de 2021 (Figura 14b-i). El inicio de la aireación en diciembre de 2020 no fue suficiente para evitar la anoxia hipolimnética.

En general, la capa superficial del lago presentó sobresaturación de oxígeno durante todo el período, con máximos ocurriendo entre 1 y 2 m de profundidad. En febrero de 2021 se alcanzaron valores extremos de hasta 186 % de saturación (15 mg/L; Figura 14g).

Finalmente, a partir de la mezcla térmica de otoño de 2021, toda la columna de agua alcanzó un promedio de 120 % de saturación (12 mg/L, desviación estándar de 0,8 mg/L; Figura 14i).

El coeficiente de variación (CV) horizontal del oxígeno fue en la mayoría de los muestreos inferior al 30 %. En octubre y noviembre de 2020, la mayor variabilidad se registró en torno a la profundidad de la termoclina (Figura 14b-c), mientras que en abril de 2021, momento cercano a la mezcla vertical, se observaron diferencias marcadas en la concentración de oxígeno entre distintos puntos por encima de los 5 m (Figura 14h).

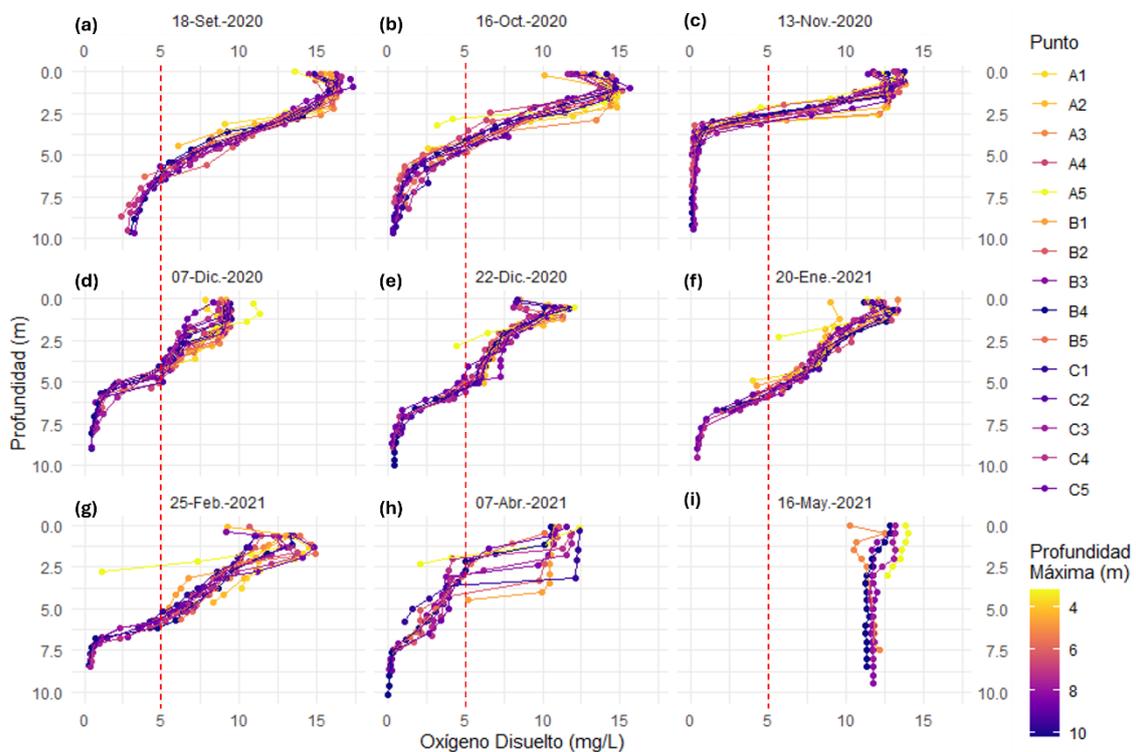


Figura 14. Oxígeno disuelto en profundidad en 15 puntos distribuidos en el lago Javier, entre setiembre de 2020 y mayo de 2021. Se incluye una línea punteada roja en los 5 mg/L que se considera umbral para el bienestar de peces.

Al igual que en el caso de la temperatura, los datos de alta frecuencia de oxígeno disuelto en superficie y fondo confirmaron el patrón general identificado a partir de los 15 perfiles verticales (Figura 15).

Además, permitieron identificar que la mezcla térmica de octubre de 2020 generó una oxigenación del fondo, mientras que el evento de finales de marzo de 2021 provocó una desoxigenación de toda la columna de agua (Figura 15). Este último episodio se presentó sincronizado en varios lagos de la región y fue asociado a una mortandad de peces en un lago cercano (El Observador, 2021). Según lo reportado por la comunidad de vecinos,

los peces del lago Javier exhibieron comportamiento asociado a estrés respiratorio, pero no se registró mortandad.

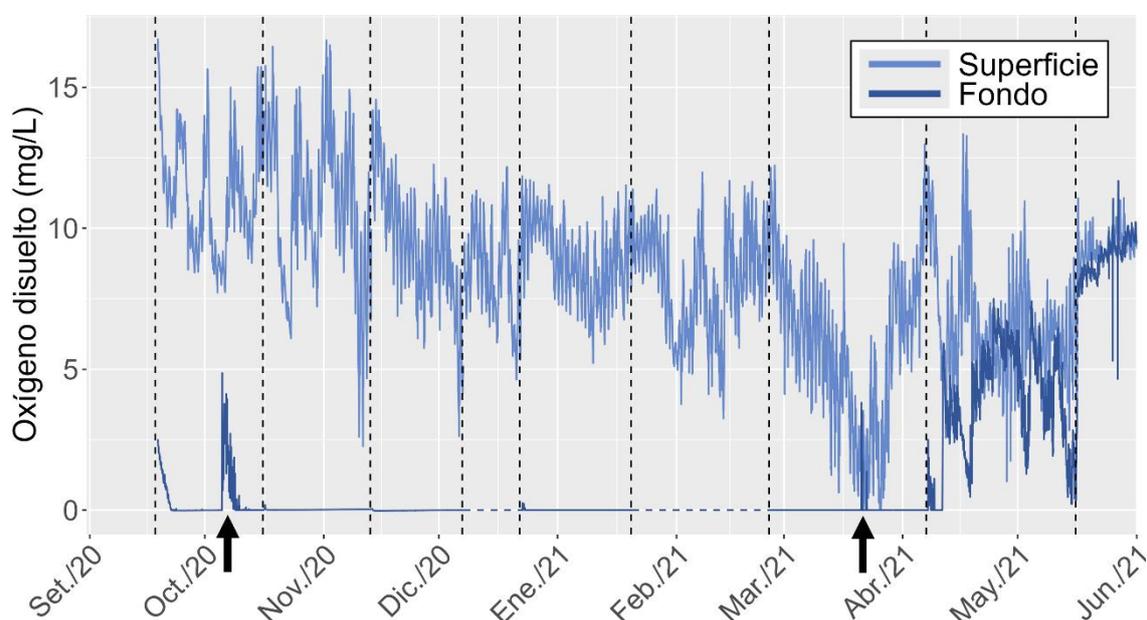


Figura 15. Oxígeno disuelto en superficie y fondo del lago Javier según datos automáticos de alta frecuencia, desde setiembre de 2020 a mayo de 2021. Los períodos de datos faltantes de fondo que se indican con línea discontinua se deben a mal funcionamiento del sensor. Las líneas verticales discontinuas indican instancias de muestreo con 15 perfiles verticales. Las flechas negras indican momentos de mezcla térmica de la columna de agua, que repercuten en el oxígeno disuelto.

No se observaron diferencias marcadas ni en la temperatura ni en el oxígeno disuelto en fondo sobre línea de puntos A1-A4 (Figura 11), donde se encontraban ubicados los difusores del aireador. Las mayores variaciones se registraron en sectores más someros, especialmente en el punto A5, correspondiente a la bahía norte, con una profundidad máxima de 3,2 m (Figura 11).

En función de la homogeneidad horizontal registrada, y con el objetivo de optimizar el esfuerzo de muestreo, desde junio de 2021 se redujo el número de puntos a tres ubicados en la zona más profunda (próximos a C3, C4 y C5; Figura 11). Esta decisión permitió mantener una cobertura representativa del sistema, minimizando la redundancia de información de puntos adicionales.

5.2.1.2 Macronutrientes y estado trófico

Entre noviembre de 2020 y febrero de 2022, la concentración de fósforo total en superficie varió entre 62 y 158 $\mu\text{g P/L}$, con un coeficiente de variación (CV) del 19 %

(Figura 16b). Los valores más altos se registraron inmediatamente después de episodios de mezcla vertical de la columna de agua, particularmente en abril y diciembre de 2021 (Figura 16a).

Por su parte, la concentración de nitrógeno total en superficie mostró mayor variabilidad que el fósforo (CV de 32 %), con valores entre 453 y 3283 $\mu\text{g N/L}$ (Figura 16c). Los valores más elevados se registraron en julio de 2021, cuando la columna de agua se encontraba mezclada térmicamente.

Durante este período inicial de puesta en marcha del aireador, no se detectaron cambios evidentes en las concentraciones superficiales de fósforo y nitrógeno que coincidieran temporalmente con el período de funcionamiento óptimo del sistema (Figura 16b-d).

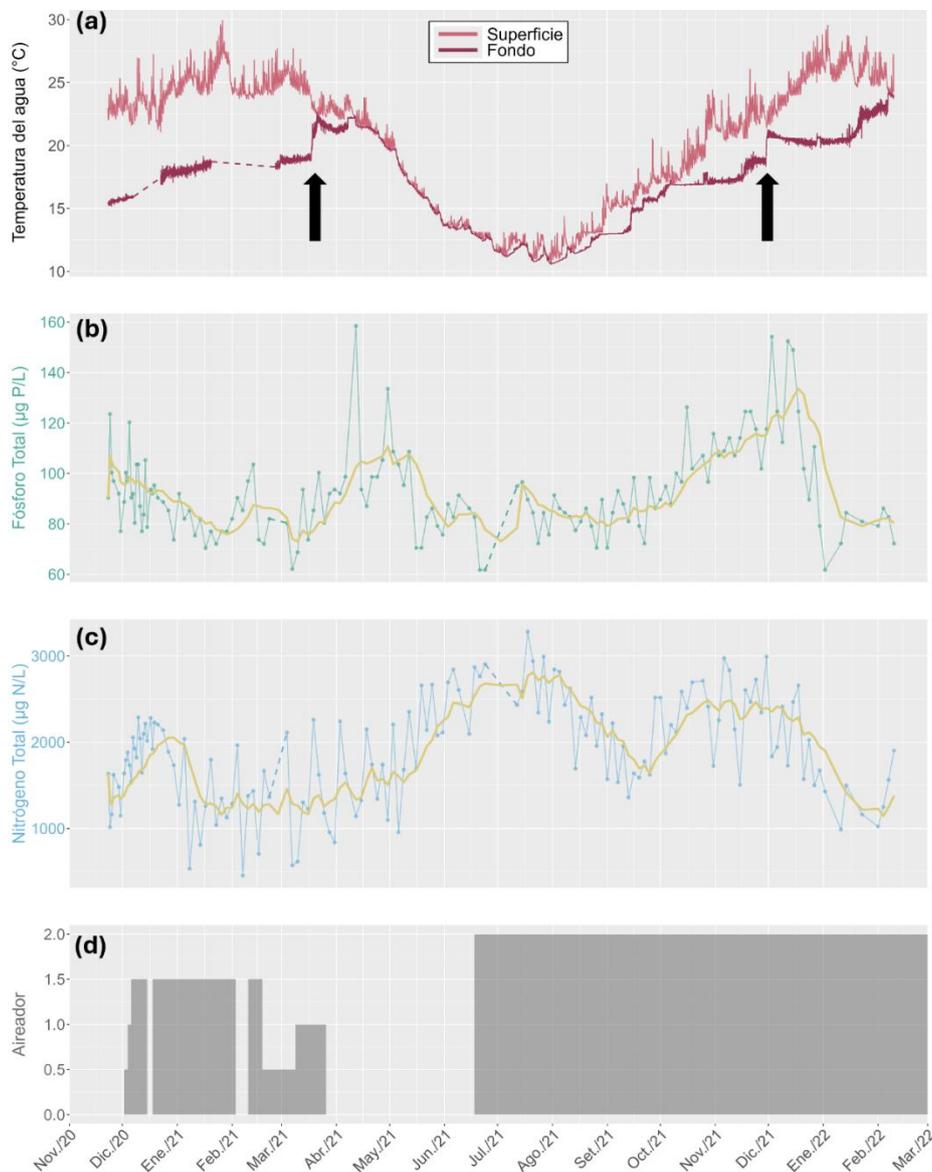


Figura 16. Variabilidad en lago Javier entre noviembre de 2020 y febrero de 2022 de: (a) temperatura del agua en superficie y fondo, (b) fósforo total, (c) nitrógeno total (suavizados por media móvil de 21 días; línea ocre), y (d) funcionamiento del aireador (0 = apagado, 0.5-1.5 = parcial/en ajustes, 2 = óptimo). (a-c): las líneas discontinuas indican faltantes de datos por mal funcionamiento de los equipos. (a): las flechas negras marcan eventos de mezcla.

Al comparar los primeros 14 meses posteriores al inicio de la aireación con la línea de base establecida previamente (sección 5.1.2), se observó que tanto el fósforo total en superficie como el índice de estado trófico calculado a partir de esta variable se mantuvieron estables, con medianas prácticamente iguales entre ambos períodos: 93 y 89 $\mu\text{g P/L}$ para el fósforo total ($U = 1742$, $p = 0,493$), y 70 y 69 para el IET_{PT} ($U = 1743$, $p = 0,490$; Figura 17).

En contraste, el nitrógeno total, mostró un aumento significativo ($U = 699$, $p < 0,001$; Figura 17), pasando de una mediana de 1416 $\mu\text{g N/L}$ a una de 1957 $\mu\text{g N/L}$.

En ese sentido, la relación molar NT:PT aumentó de una mediana de 33 a una de 48, acentuando las condiciones de limitación relativa por fósforo.

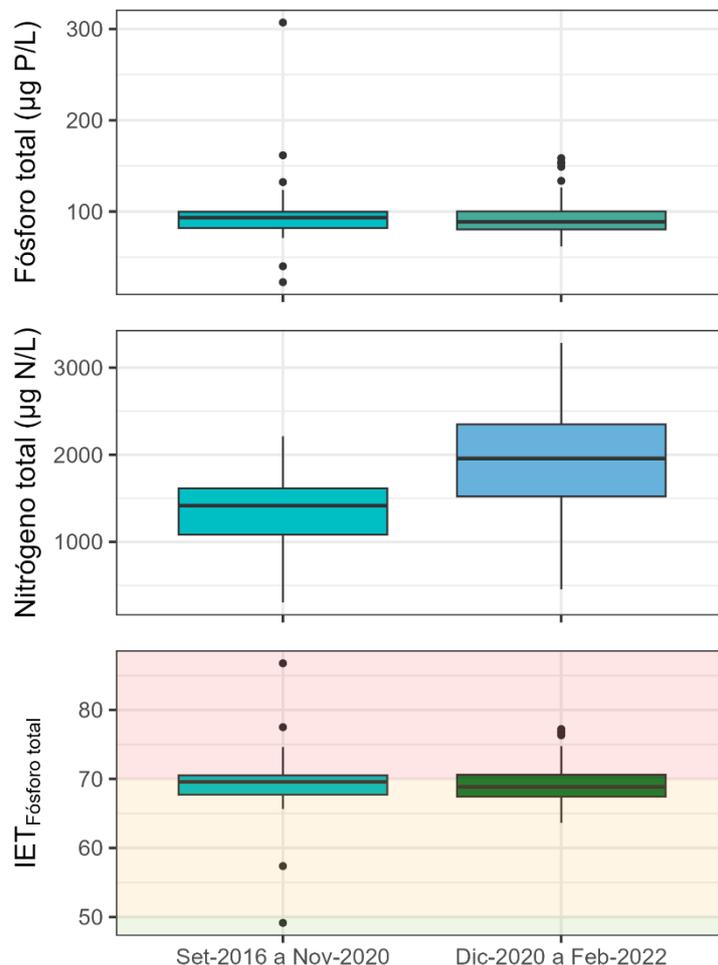


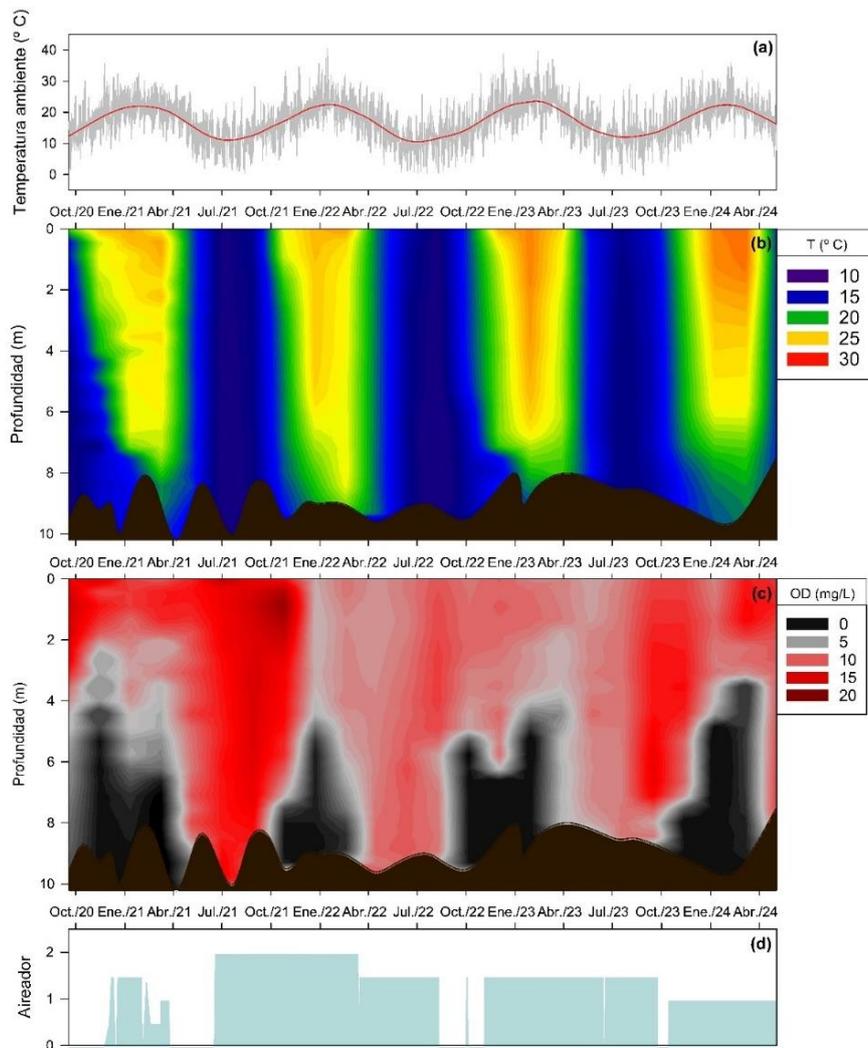
Figura 17. Concentración en superficie de fósforo total, nitrógeno total e índice de estado trófico (IET) según fósforo total en el lago Javier, entre el período previo a la aireación (setiembre de 2016 a noviembre de 2020) y los primeros meses de aireación (diciembre de 2020 a febrero de 2022). Las franjas de colores en IET indican la clasificación trófica, desde mesotrófico en verde hasta hipereutrófico en rojo.

5.2.2 Largo plazo

5.2.2.1 Temperatura y oxígeno

Entre setiembre de 2020 y mayo de 2024, se observaron cuatro ciclos estacionales de estratificación térmica durante los meses cálidos, seguidos por períodos de mezcla en los meses fríos (Figura 18a-b). A pesar de la implementación del sistema de aireación, no se logró modificar el patrón monomítico en ninguno de los años (Figura 18d).

El oxígeno disuelto en el hipolimnion de los períodos de estratificación fue siempre inferior a 5 mg/L, con una media de 1,1 mg/L, evidenciando condiciones de hipoxia e incluso anoxia (Figura 18c). Este estado desoxigenado del hipolimnion se mantuvo durante cada período hasta la ocurrencia de la mezcla, lo que sugiere que el sistema de aireación no logró oxigenar adecuadamente la capa profunda.



5.2.2.2 Macronutrientes y estado trófico

La concentración de fósforo total en superficie mostró una disminución sostenida entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024 (Figura 19). El modelo lineal mixto ajustado indicó que el paso del tiempo explicó el 55 % de la variabilidad observada, alcanzando un 78 % al considerar el efecto aleatorio por fecha. La verificación del ajuste del modelo se detalla en el Anexo I.

El valor inicial registrado fue de 100 $\mu\text{g P/L}$ (setiembre de 2020), mientras que el más reciente del período analizado fue de 54 $\mu\text{g P/L}$ (setiembre de 2024), lo que representa una reducción en promedio de 18 $\mu\text{g P/L}$ por año. El valor medio anual fue de 86 $\mu\text{g P/L}$ en 2021, 68 $\mu\text{g P/L}$ en 2022, 43 $\mu\text{g P/L}$ en 2023 y 36 $\mu\text{g P/L}$ en los primeros nueve meses de 2024.

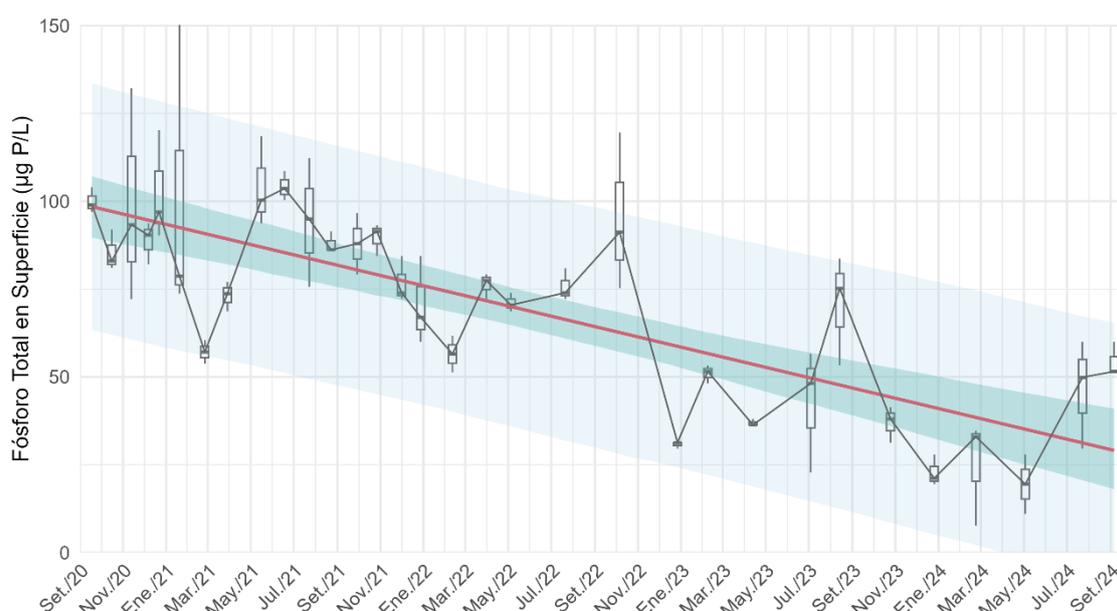


Figura 19. Fósforo total en superficie del lago Javier, entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024. Las cajas y bigotes representan la distribución de las tres réplicas por fecha de muestreo; la línea roja representa el efecto fijo del modelo lineal mixto ajustado (intercepto: $98,5 \pm 4,7 \mu\text{g P/L}$; pendiente: $-0,048 \pm 0,006 \mu\text{g P/L/día}$; $R^2 = 0,549$; $p < 0,001$). Se muestran también los intervalos del 95% de confianza (verde) y predicción (azul).

En concordancia, la diferencia entre los niveles de línea de base de fósforo total en superficie (setiembre de 2016 a noviembre de 2020) y los registrados durante el período posterior al inicio de la aireación (diciembre de 2020 a setiembre de 2024) fue significativa ($U = 959$, $p = 0,005$; Tabla 4); la mediana disminuyó de 93 $\mu\text{g P/L}$ a 72 $\mu\text{g P/L}$.

La concentración de fósforo total fue más elevada en fondo que en superficie durante la estratificación térmica ($W = 15, p = 0,002$), mientras que no se observaron diferencias significativas en los períodos de mezcla ($W = 68,5, p = 0,116$; Figura 20).

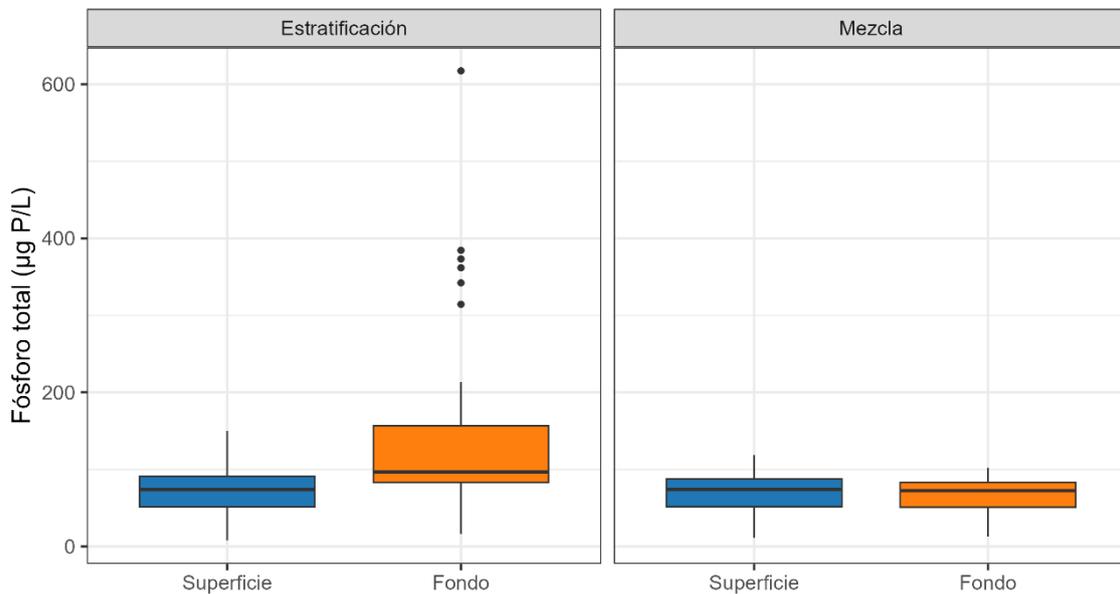


Figura 20. Fósforo total en superficie y fondo del lago Javier, en períodos de estratificación y mezcla térmica vertical, entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024.

Durante el primer período de estratificación térmica (setiembre de 2020 a marzo de 2021), correspondiente al inicio de la intervención, se registró la concentración más elevada de fósforo total en fondo (mediana de 122 µg P/L; Figura 21). Posteriormente, disminuyó durante los períodos estratificados 2021-2022 y 2022-2023 (96 y 68 µg P/L, respectivamente), y aumentó nuevamente en 2023-2024 (117 µg P/L).

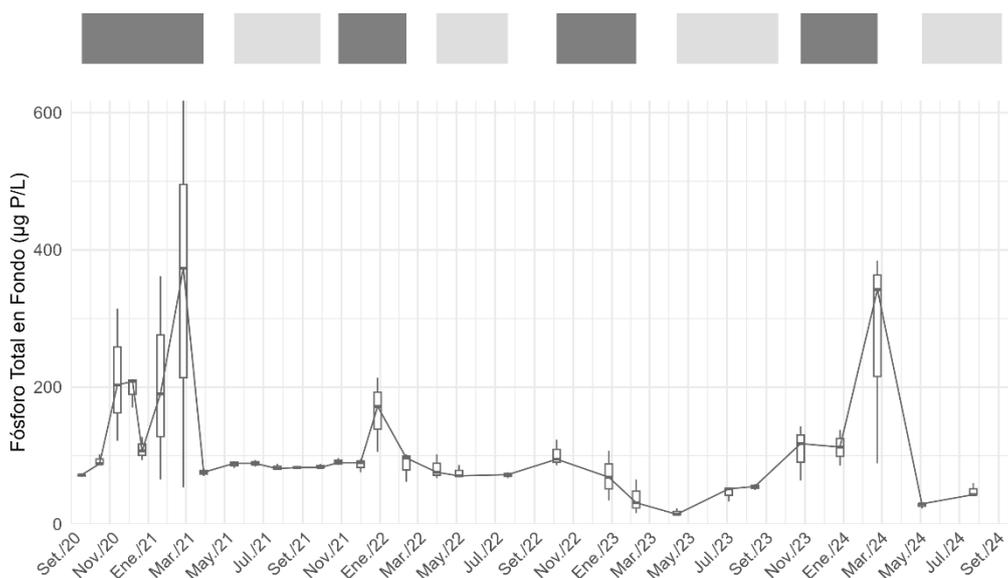


Figura 21. Fósforo total en fondo del lago Javier, entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024. En la parte superior se representan los períodos de estratificación térmica (gris oscuro) y mezcla (gris claro); los espacios en blanco corresponden a fechas sin datos.

Esta dinámica fue particularmente evidente al analizar el fósforo reactivo soluble (PRS), que mostró aumentos marcados en el fondo durante los períodos de estratificación térmica, consistentes con procesos de liberación interna desde los sedimentos bajo condiciones anóxicas (Figura 22). El proceso fue especialmente pronunciado entre setiembre de 2020 y marzo de 2021, cuando la concentración en el fondo superó los 200 $\mu\text{g P/L}$. Este patrón se repitió, aunque con menor intensidad, en el verano 2021-2022 y nuevamente entre octubre de 2023 y febrero de 2024, cuando el PRS en el fondo volvió a alcanzar los 100 $\mu\text{g P/L}$.

En contraste, durante los períodos de mezcla (especialmente entre mayo y setiembre de 2021, 2022 y 2024), la concentración de PRS fue significativamente más baja y homogénea entre superficie y fondo, con valores medianos generalmente por debajo del límite de detección (10 $\mu\text{g P/L}$). Un caso particular se registró durante la estratificación de fines de 2022 e inicios de 2023, cuando la concentración permaneció baja en ambas capas, a pesar de las condiciones anóxicas del hipolimnion.

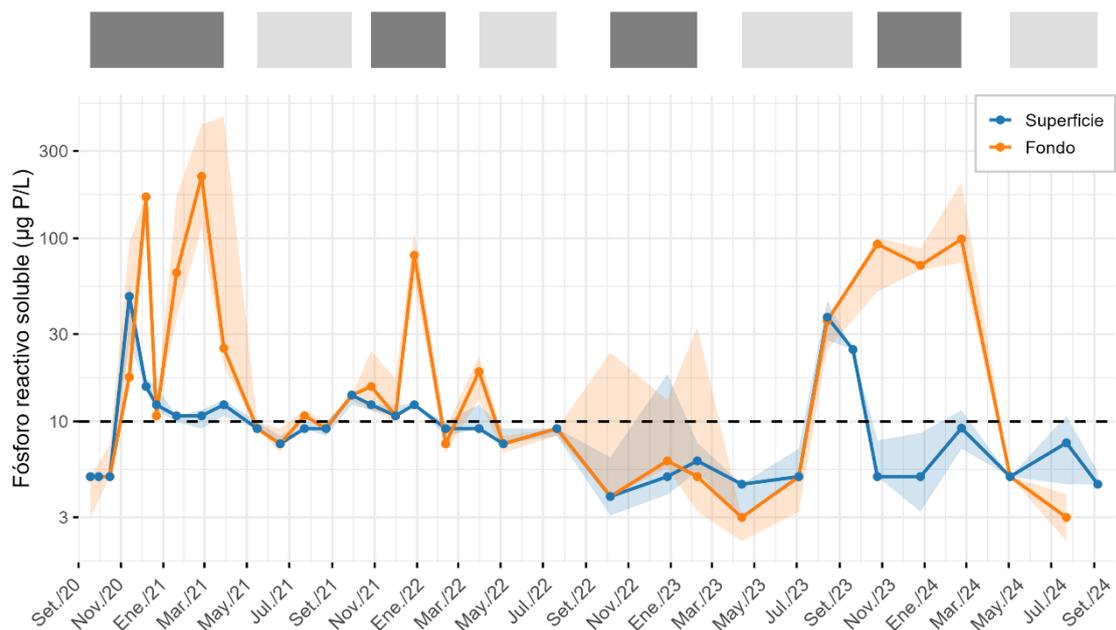


Figura 22. Fósforo reactivo soluble en el lago Javier (escala logarítmica), en superficie (azul) y fondo (naranja), entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024. Los puntos representan la mediana por fecha, las bandas sombreadas el rango intercuartílico y la línea horizontal discontinua el límite de detección. En la parte superior se representan los períodos de estratificación térmica (gris oscuro) y mezcla (gris claro); los espacios en blanco corresponden a fechas sin datos.

Por su parte, el nitrógeno total en superficie varió entre 668 y 4634 $\mu\text{g N/L}$, sin mostrar una tendencia temporal definida. El modelo lineal mixto aplicado no evidenció una

relación significativa con el tiempo (pendiente = $-0,051 \pm 0,177 \mu\text{g N/L/día}$, $p = 0,775$), ni se evidenciaron ciclos asociados al régimen de mezcla vertical (Figura 23).

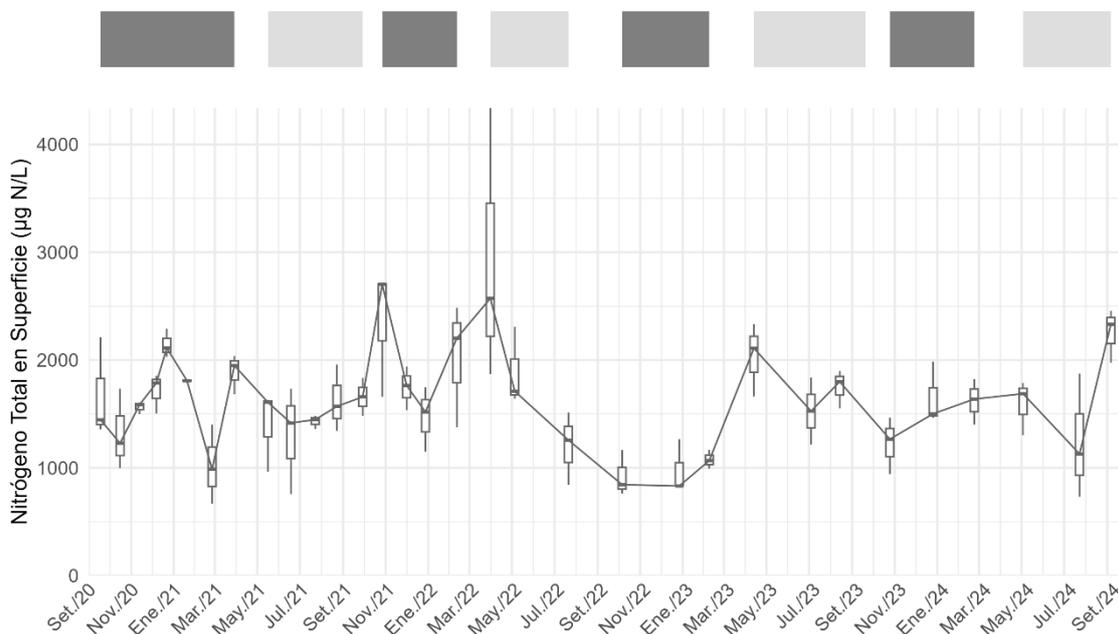


Figura 23. Nitrógeno total en superficie del lago Javier, entre septiembre 2020 y septiembre 2024. En la parte superior se representan los períodos de estratificación térmica (gris oscuro) y mezcla (gris claro); los espacios en blanco corresponden a fechas sin datos.

Aun así, al comparar todo el período posterior al inicio de la aireación (diciembre de 2020 a septiembre de 2024), con la línea de base establecida en la sección 5.1.2, se detectó un aumento parcialmente significativo en la mediana del nitrógeno total en superficie, que pasó de 1357 a 1634 $\mu\text{g N/L}$ ($U = 418$, $p = 0,024$; Tabla 4).

El nitrógeno total en fondo también fue consistentemente mayor que en superficie durante los períodos de estratificación térmica ($W = 1$, $p < 0,001$; Figura 24), sin diferencias significativas durante los períodos de mezcla ($W = 40$, $p = 0,969$; Figura 24). El valor máximo se registró en verano de 2021 (17109 $\mu\text{g N/L}$), aunque el período con mayor mediana fue entre primavera de 2022 y verano de 2023 (4864 $\mu\text{g N/L}$).

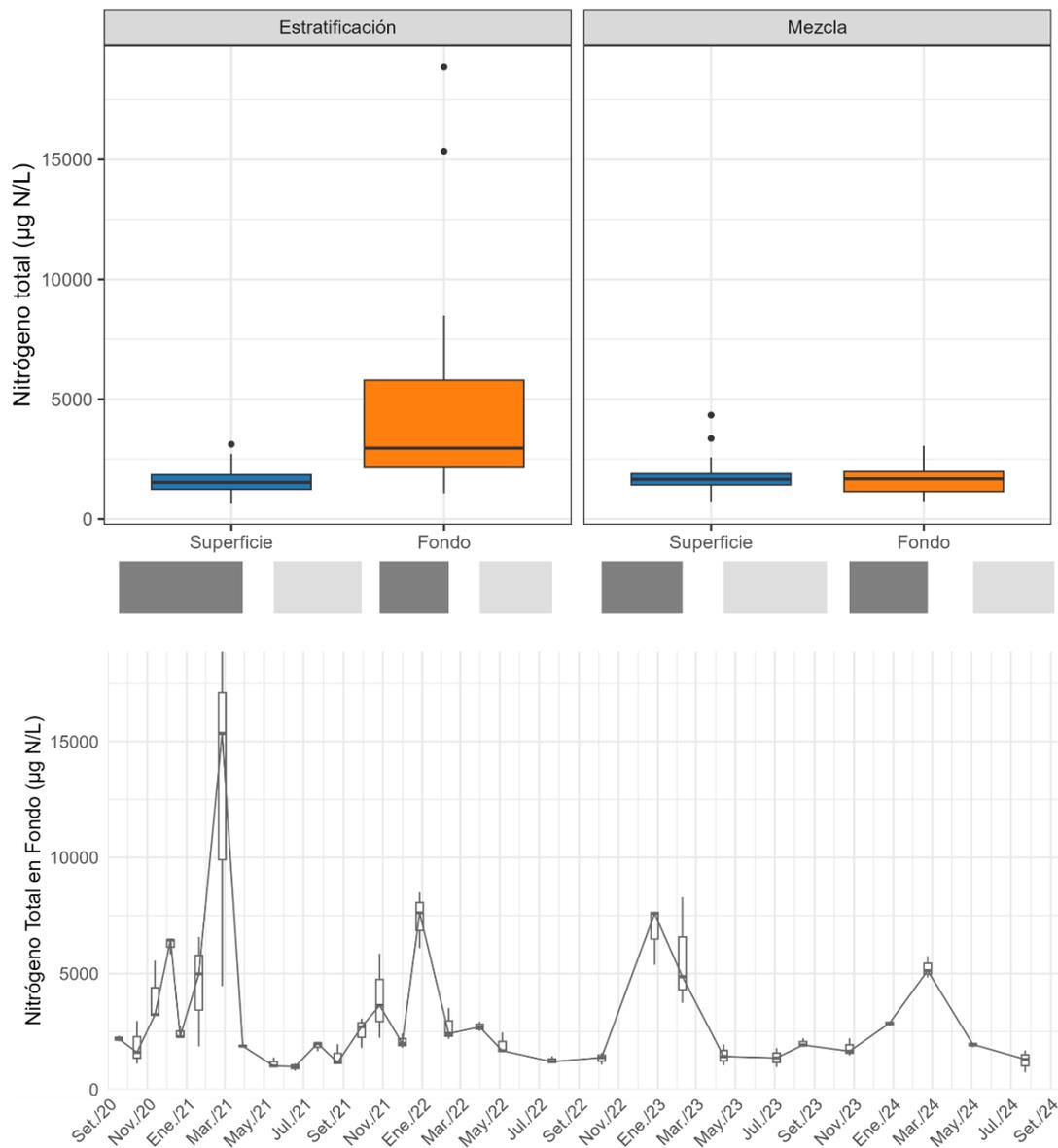


Figura 24. Nitrógeno total en el lago Javier, entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024. Arriba: superficie y fondo, en períodos de estratificación y mezcla térmica vertical. Abajo: variación temporal en fondo; en la parte superior se representan los períodos de estratificación térmica (gris oscuro) y mezcla (gris claro); los espacios en blanco corresponden a fechas sin datos.

Esta diferenciación vertical se manifestó también al analizar la concentración de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) durante la estratificación térmica (Figura 25). Durante estos períodos, el NID en fondo alcanzó valores muy elevados, con una mediana de aproximadamente 1342 $\mu\text{g N/L}$, y extremos que superaron los 8100 $\mu\text{g N/L}$. Esta acumulación se debió principalmente a la generación de amonio bajo condiciones anóxicas en el hipolimnion. Simultáneamente, en superficie se registró una concentración mucho menor, con una mediana de 137 $\mu\text{g N/L}$.

En cambio, durante las fases de mezcla, los valores de NID tendieron a homogeneizarse en toda la columna de agua. En el fondo, la mediana descendió a 230 $\mu\text{g N/L}$, mientras que en superficie se mantuvo levemente inferior (182 $\mu\text{g N/L}$). En particular, durante el período de mezcla de 2023, la concentración de NID se mantuvo elevada en toda la columna de agua (mediana de 704 $\mu\text{g N/L}$), dominada por amonio (67 %).

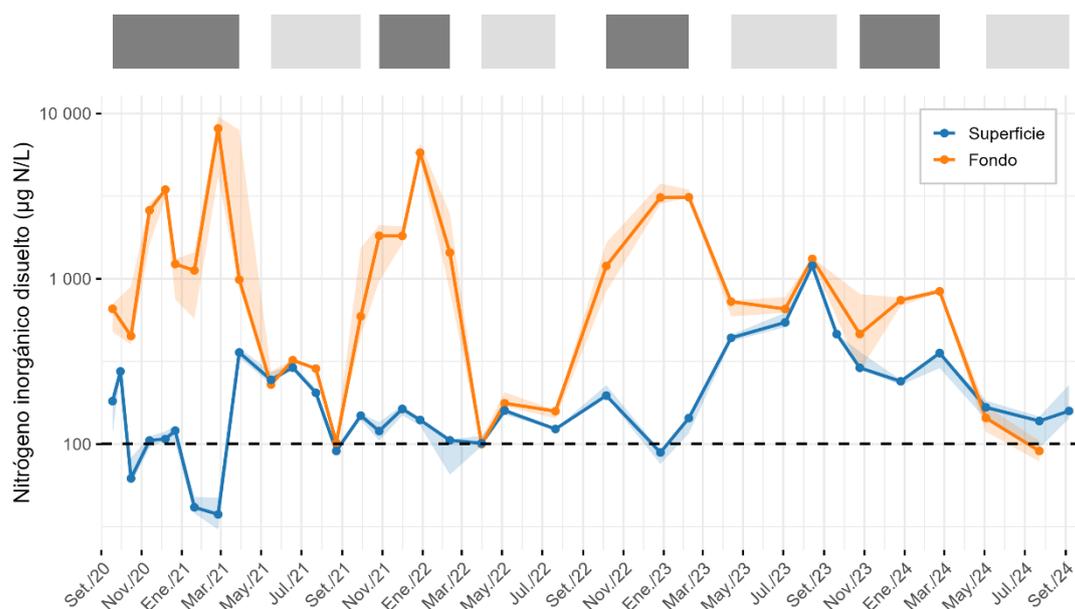


Figura 25. Nitrógeno inorgánico disuelto ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) en el lago Javier (escala logarítmica), en superficie (azul) y fondo (naranja), entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024. Los puntos representan la mediana por fecha, las bandas sombreadas el rango intercuartílico y la línea horizontal discontinua el límite de detección, estimado mediante propagación de incertidumbres a partir de los límites individuales de NO_3^- (100 $\mu\text{g N/L}$) y NH_4^+ (10 $\mu\text{g N/L}$). En la parte superior se representan los períodos de estratificación térmica (gris oscuro) y mezcla (gris claro); los espacios en blanco corresponden a fechas sin datos.

A lo largo de todo el período evaluado (setiembre de 2020 a setiembre de 2024), las relaciones molares entre nitrógeno y fósforo en superficie mostraron valores consistentemente elevados, lo que sugiere condiciones de limitación por fósforo. La relación NT:PT presentó una mediana de 52, superando ampliamente la proporción estequiométrica de referencia (Redfield = 16:1). De forma similar, la relación NID:PRS, tuvo una mediana de 42.

A pesar de la disminución sostenida del fósforo total en superficie, no se observó una reducción equivalente en la biomasa fitoplanctónica, estimada a partir de la concentración de clorofila *a* (Figura 26). La dinámica mostró cuatro etapas bien diferenciadas: una inicial de estabilidad, seguida por un crecimiento sostenido e intenso que culminó en una floración extrema, un colapso abrupto posterior, y finalmente una recuperación parcial.

Para describir esta dinámica se ajustó un modelo lineal mixto segmentado, según se detalla en la sección 4.3.2. El modelo explicó un 65 % de la variabilidad de los datos según el efecto fijo del tiempo y un 90 % al incluir el efecto aleatorio por fecha (ver Anexo III para detalles del ajuste).

Segmento de estabilidad inicial (setiembre 2020 - julio 2022): La concentración de clorofila *a* presentó una leve tendencia a la baja ($1,4 \mu\text{g/L}$ por mes), aunque esta variación no alcanzó significancia estadística ($p = 0,077$).

Segmento de crecimiento sostenido (julio 2022 - abril 2023): Se registró un aumento sostenido y altamente significativo, con un incremento de $17,6 \mu\text{g/L}$ por mes ($p < 0,001$), que llevó a un valor máximo de $261 \pm 11 \mu\text{g/L}$ en abril de 2023.

Segmento de colapso (abril - agosto 2023): Se produjo una caída abrupta, con una disminución de $45 \mu\text{g/L}$ por mes ($p < 0,001$), alcanzando un mínimo de $11 \pm 5 \mu\text{g/L}$.

Segmento de recuperación (agosto 2023 - setiembre 2024): Se observó una recuperación moderada, con una tasa de aumento de $5,2 \mu\text{g/L}$ por mes ($p = 0,012$), considerablemente menor que durante el segmento de crecimiento.

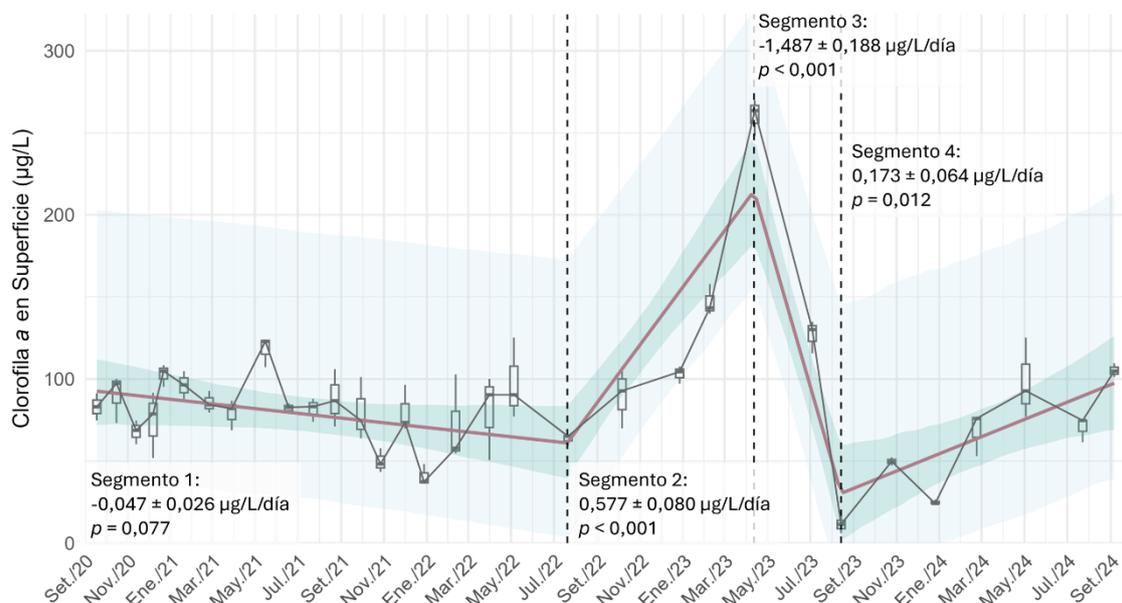


Figura 26. Clorofila *a* en superficie del lago Javier; setiembre 2020 a setiembre 2024. Las cajas y bigotes representan la distribución de las tres réplicas por fecha de muestreo; las líneas rojas representan el efecto fijo del modelo lineal mixto (intercepto: $92,6 \pm 9,4 \mu\text{g/L/día}$; $R^2 = 0,649$). Se incluyen pendientes de cada segmento (separados por líneas verticales discontinuas) con error estándar y *p*-valor, intervalos del 95% de confianza (verde) y predicción (azul).

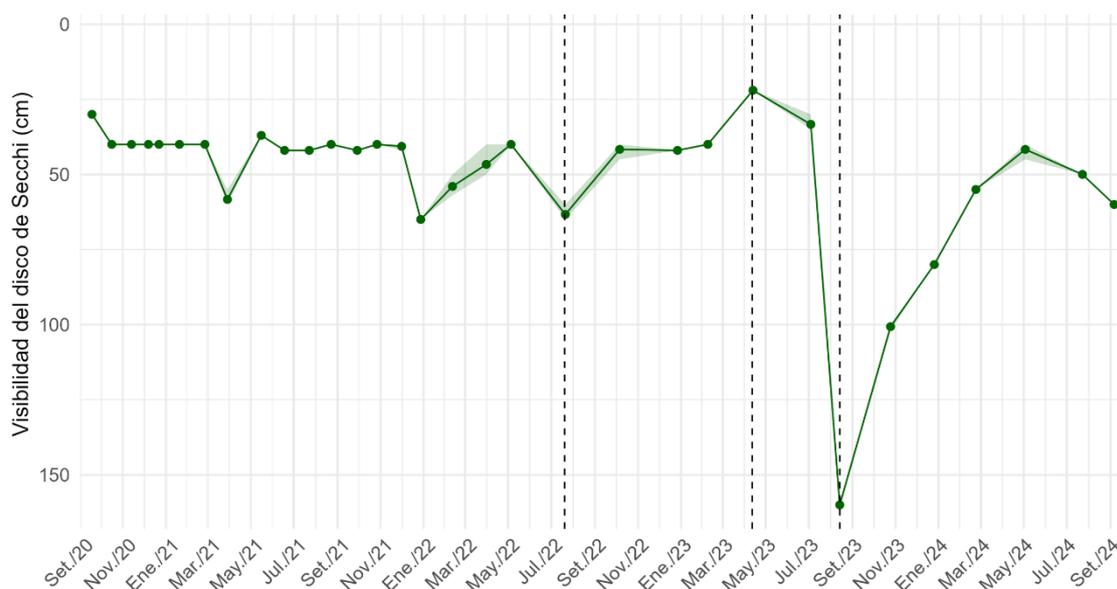


Figura 27. Visibilidad del disco de Secchi en el lago Javier entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024, los puntos representan el promedio y la banda se extiende hasta los valores mínimos y máximos por fecha. Se incluyen las líneas verticales discontinuas según los segmentos definidos para el modelo de clorofila *a*.

La variabilidad en la concentración de clorofila *a* se reflejó directamente en los valores de transparencia, evaluados mediante la visibilidad del disco de Secchi (Figura 27). Ambas variables mostraron una correlación negativa significativa según Spearman ($r_s = -0,611$, $p < 0,001$), y su relación fue mejor representada por un modelo logarítmico decreciente ($R^2 = 0,657$; ver Anexo IV). La menor transparencia registrada (22 cm) coincidió con el pico de clorofila *a*, mientras que la mayor visibilidad (160 cm) se observó tras su colapso. En términos generales, la transparencia del agua fue baja a lo largo de todo el período analizado (setiembre de 2020 a setiembre de 2024), con una mediana de 40 cm y el 66,7 % de los registros por debajo de 50 cm.

Hasta abril de 2023 se observó predominancia de cianobacterias, alcanzando la mayor concentración de clorofila *a* registrada para este grupo (Figura 28). Sin embargo, durante este período también se registró su menor actividad fotosintética (14 % Genty). En octubre de 2023, el grupo fue indetectable, predominando las algas verdes. Para abril de 2024, se constató nuevamente presencia dominante de cianobacterias.

Los valores de la relación ficocianina:clorofila *a* fueron consistentemente elevados, con registros entre 1,5 y 4,8 hasta febrero de 2023 (Figura 28). El máximo de todo el período (7,5) se alcanzó en julio de 2023, luego del cual se observó un colapso de la comunidad cianobacteriana, con relaciones que descendieron hasta 0,1. Posteriormente, se dio una recuperación en febrero de 2024, con valores nuevamente sobre 2,0. Los datos más

recientes, correspondientes a setiembre de 2024, mostraron nuevamente relaciones bajas (en torno a 0,2), aunque la concentración de clorofila *a* se mantuvo elevada.

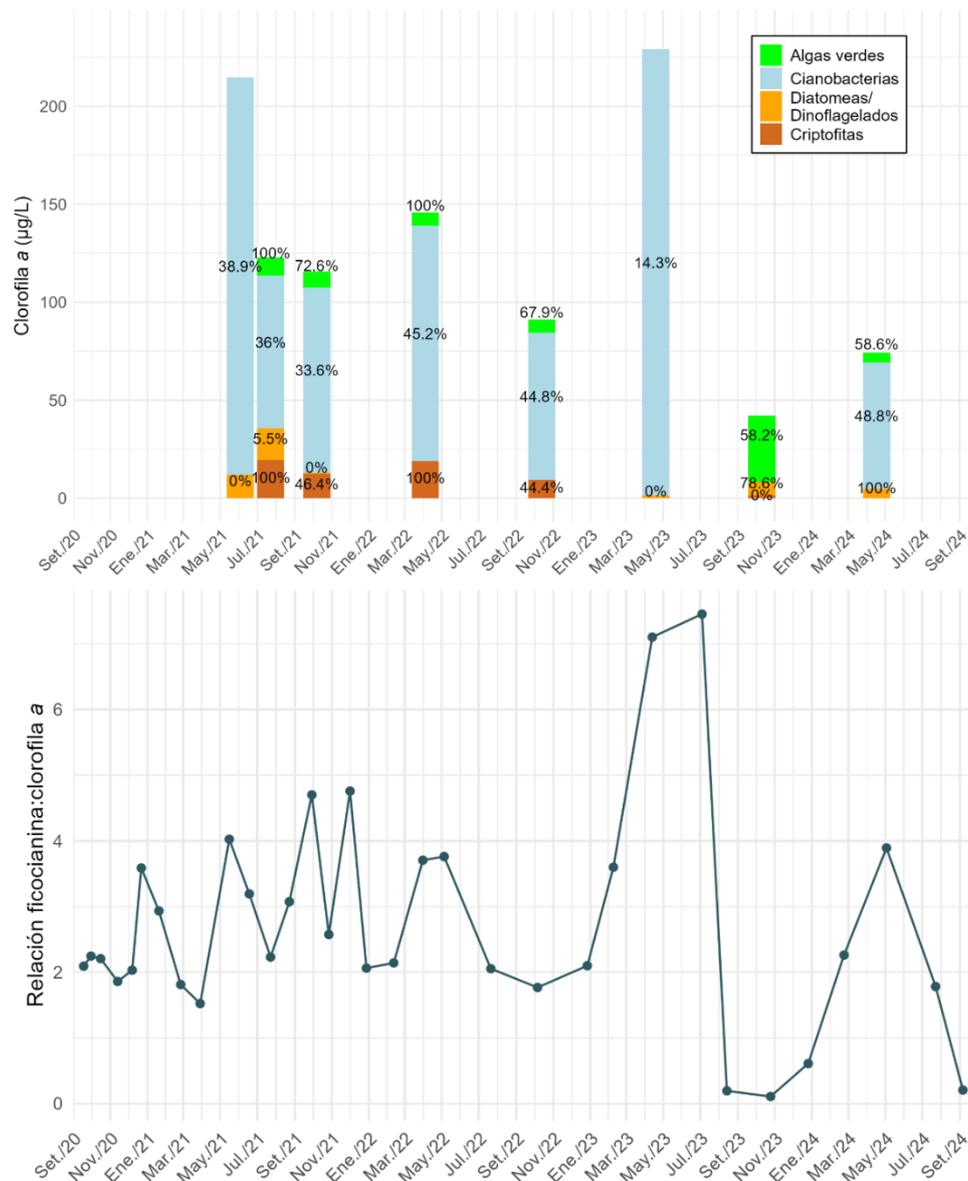


Figura 28. Arriba: composición relativa del fitoplancton según clorofila *a* por fluorescencia diferencial (barras apiladas) y eficiencia fotosintética (% Genty, indicado sobre las barras), en superficie del lago Javier, entre junio de 2021 y abril de 2024. Abajo: relación ficocianina:clorofila *a* in vivo por fluorescencia, en superficie del lago Javier, entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024.

Los comportamientos dispares del fósforo total y de la clorofila *a* en superficie derivaron en que la relación entre los índices de estado trófico (IET) calculados a partir de cada parámetro no fuera constante a lo largo del tiempo (Figura 29).

En particular, entre abril y agosto de 2023 la relación fue inversa: mientras los niveles de productividad potencial estimados a partir del fósforo total indicaban eutrofia (IET_{PT}

= 56 en abril de 2023), la productividad expresada mediante clorofila a alcanzaba niveles extremos ($IET_{Cl\alpha} = 85$), correspondientes a hipereutrofia (Figura 29).

En octubre de 2023, luego del colapso de la comunidad cianobacteriana, ambos índices se ubicaron dentro del rango característico de eutrofia ($IET_{PT} = 56$, $IET_{Cl\alpha} = 69$).

Si bien en diciembre de 2023 el fósforo total descendió a niveles de mesotrofia, la comunidad fitoplanctónica mostró una rápida recuperación, retornando a condiciones hipereutróficas en febrero de 2024 (Figura 29).

En términos generales, desde el inicio de la aireación, el estado trófico del lago Javier fue caracterizado como eutrófico según el fósforo total (mediana $IET_{PT} = 66$), mientras que según los niveles de clorofila a se ubicó en el rango hipereutrófico (mediana $IET_{Cl\alpha} = 74$). En otras palabras, el IET_{PT} fue significativamente menor que el $IET_{Cl\alpha}$ entre diciembre de 2020 y setiembre de 2024 ($W = 168$, $p < 0,001$; Figura 29).

Además, al comparar el período previo al comienzo de la intervención (setiembre de 2016 a noviembre de 2020) con todo el período posterior al inicio de la aireación (diciembre de 2020 a setiembre de 2024), se observó que el IET calculado a partir del fósforo total presentó una disminución significativa respecto a la mediana previa de 70 ($U = 959$, $p = 0,005$; Tabla 4), clasificando al lago como eutrófico (Figura 29), en concordancia con la reducción del nutriente. En contraste, el índice calculado a partir de la clorofila a no mostró variaciones significativas (mediana previa de 73; $U = 629$, $p = 0,775$; Tabla 4), manteniéndose dentro del rango hipereutrófico (Figura 29).

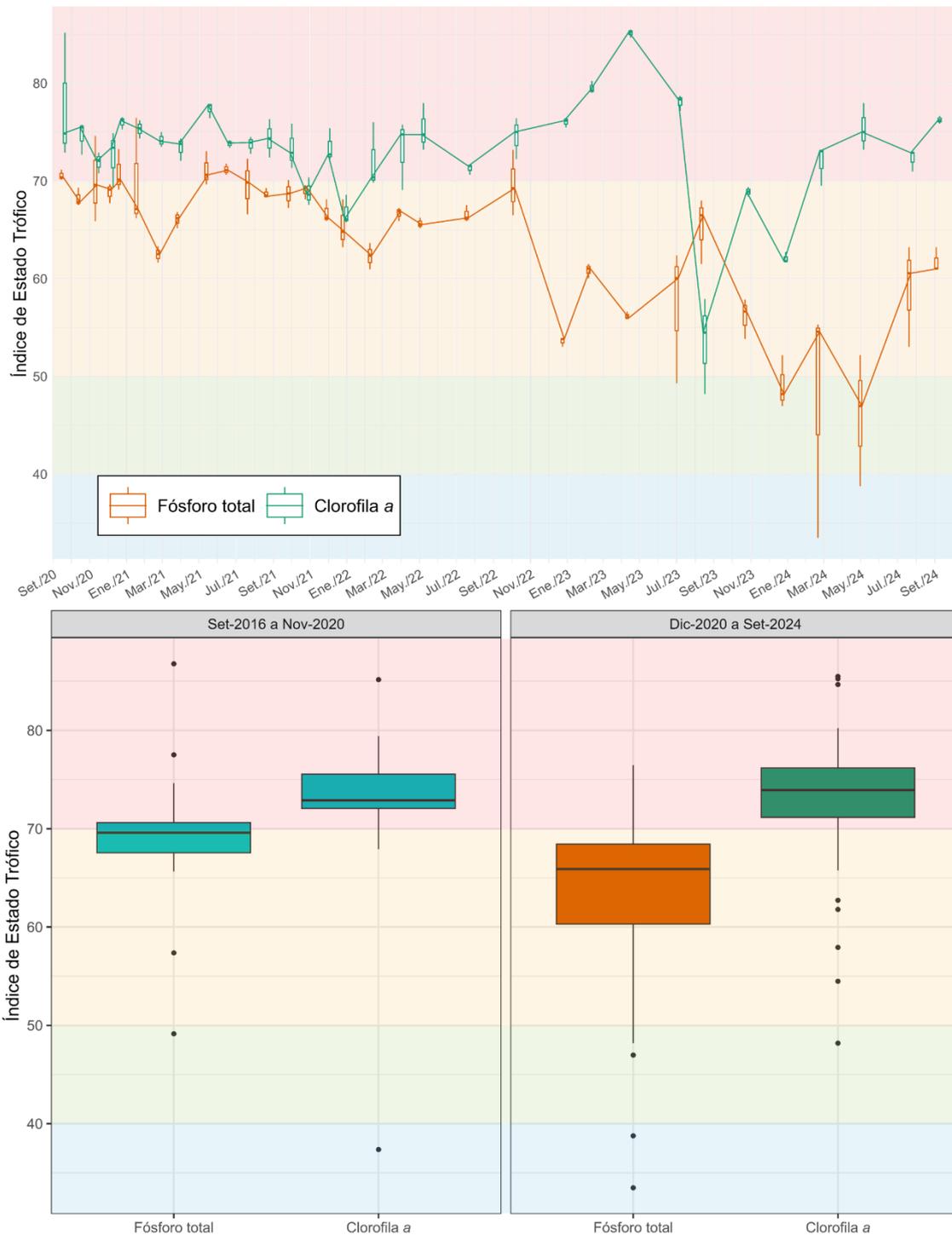


Figura 29. Índice de estado trófico según fósforo total y clorofila a en el lago Javier. Arriba: evolución entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024. Abajo: comparación entre el período previo a la aireación (setiembre de 2016 a noviembre de 2020) y luego de más de tres años de aireación (diciembre de 2020 a setiembre de 2024). Las franjas de colores indican la clasificación trófica, desde oligotrófico en azul hasta hipereutrófico en rojo.

En línea con la disminución del fósforo total y con una biomasa fitoplanctónica que, pese a fluctuaciones marcadas, no mostró una tendencia neta sostenida, la eficiencia en el uso de fósforo por parte del fitoplancton (RUE_{PT}) aumentó significativamente en el lago Javier tras la implementación de la aireación ($U = 431$, $p = 0,033$; Figura 30; Tabla 4). La

mediana de RUE_{PT} pasó de $25,5 \mu\text{g clo } a/\mu\text{mol P}$ en el período previo (setiembre de 2016 a noviembre de 2020) a $35,7 \mu\text{g clo } a/\mu\text{mol P}$ en el período posterior (diciembre de 2020 a setiembre de 2024). En contraste, la eficiencia en el uso de nitrógeno (RUE_{NT}) no presentó cambios estadísticamente significativos entre períodos ($U = 805, p = 0,177$; Tabla 4), con medianas de $0,9$ y $0,7 \mu\text{g clo } a/\mu\text{mol N}$ antes y después de la aireación, respectivamente.

La serie temporal de RUE_{PT} mostró que, hasta julio de 2022, los valores se mantuvieron en un rango similar al de la línea de base. Luego se inició un incremento sostenido, con máximos en abril de 2023, cuando RUE_{PT} superó ampliamente los niveles históricos (mediana de $214,5 \mu\text{g clo } a/\mu\text{mol P}$). Estos picos coincidieron con períodos en los que el $IET_{Clo a}$ excedió notablemente al IET_{PT} , reflejando una mayor generación de biomasa fitoplanctónica por unidad de fósforo disponible. Posteriormente, aunque los valores disminuyeron durante el colapso fitoplanctónico de agosto de 2023, la recuperación de la comunidad en 2024 se acompañó de un retorno a valores de RUE_{PT} superiores a los de la línea de base.

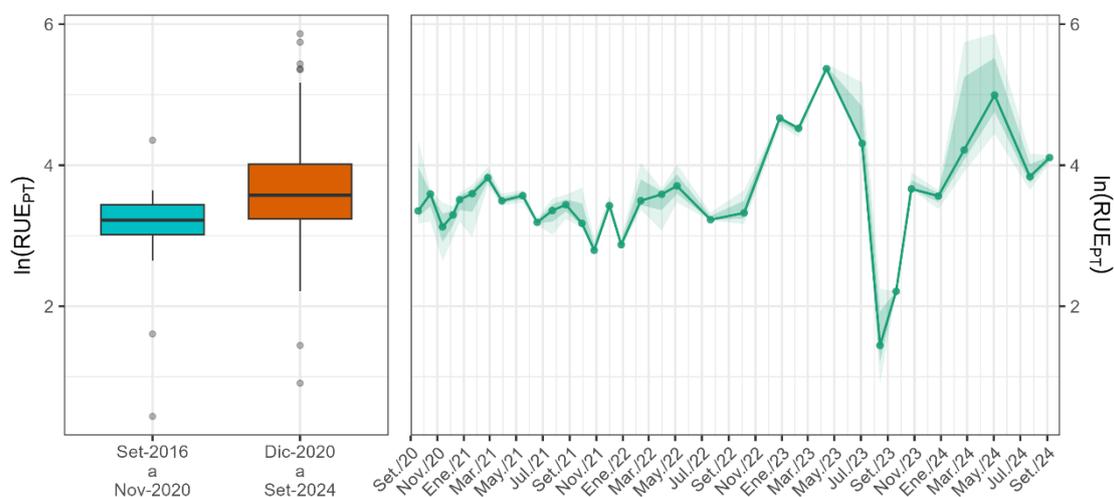


Figura 30. Eficiencia en el uso de fósforo del fitoplancton (RUE_{PT}) en el lago Javier antes y después de la aireación artificial, con comparación de períodos y evolución temporal (setiembre de 2016 - setiembre de 2024).

5.3 Variabilidad natural en el lago Jardín de referencia

5.3.1 Temperatura y oxígeno

Entre julio de 2021 y julio de 2023, el lago Jardín también experimentó períodos de estratificación térmica con anoxia en el hipolimnion durante las estaciones cálidas

(Figura 31). Durante los meses de otoño e invierno, la columna de agua permaneció térmicamente mezclada y bien oxigenada, al igual que en el lago Javier.

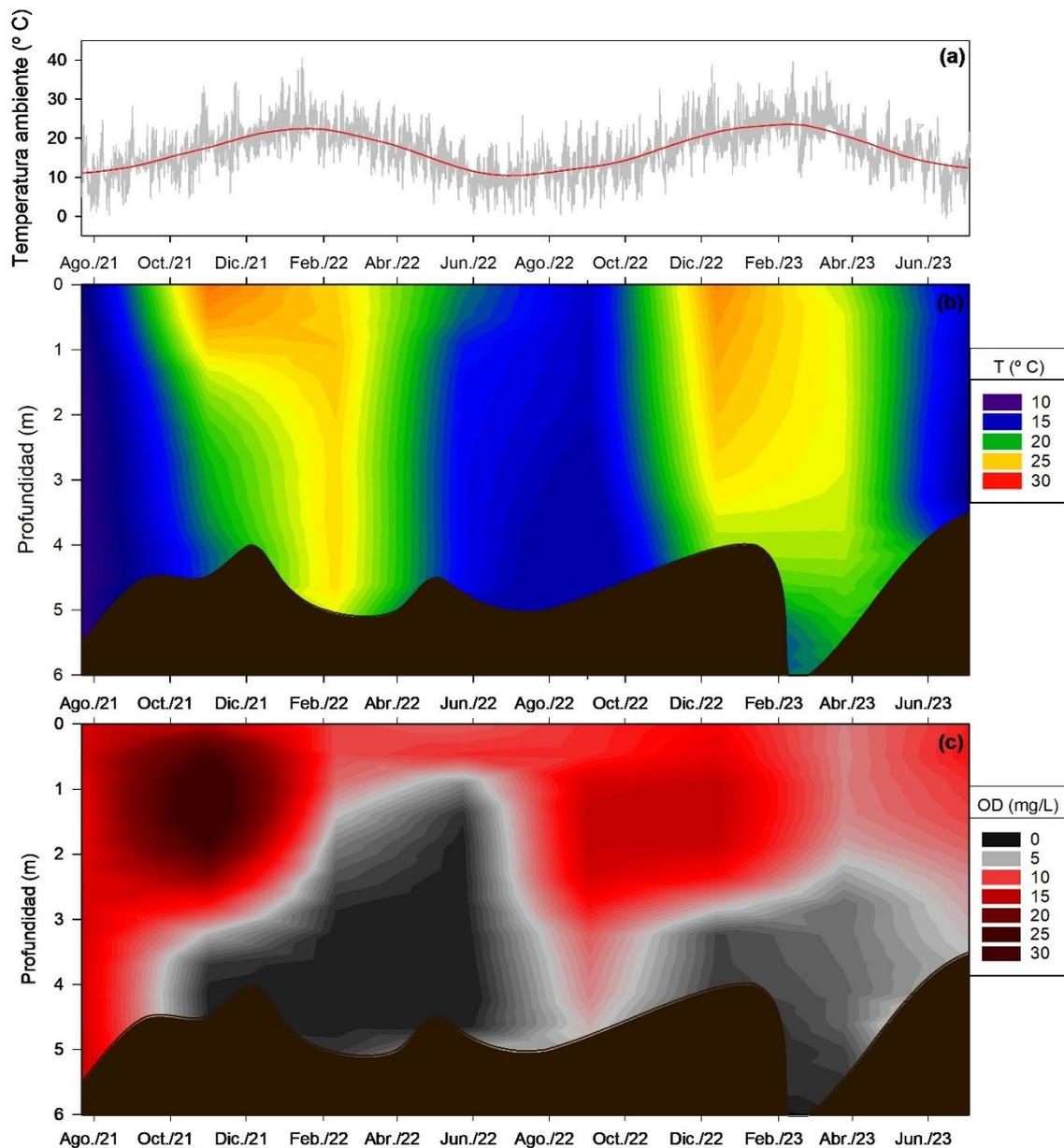


Figura 31. Variabilidad en el lago Jardín, entre julio de 2021 y julio de 2023, de: (a) temperatura ambiente horaria en gris y suavizada por LOESS en rojo, (b) temperatura del agua en profundidad, y (c) oxígeno disuelto en profundidad. Las áreas marrones en (b) y (c) indican profundidades sin datos disponibles.

5.3.2 Macronutrientes y estado trófico

El lago Jardín no mostró una tendencia de disminución en la concentración de fósforo total (PT) en superficie entre octubre de 2020 y setiembre de 2024 (Figura 32). El análisis mediante un modelo lineal mixto arrojó una pendiente no significativa ($-0,043 \pm 0,035$

$\mu\text{g P/L/día}$, $p = 0,236$), lo que muestra la ausencia de una tendencia equivalente a la identificada para el lago Javier.

Sin embargo, al comparar los valores de PT anteriores al inicio de la aireación en el lago Javier con los registros posteriores, se observó una disminución marginalmente significativa del fósforo total en superficie en el lago Jardín ($U = 683$, $p = 0,059$; Figura 32; Tabla 4), con una reducción de la mediana de 226 a 189 $\mu\text{g P/L}$, manteniendo niveles superiores a los registrados en el lago intervenido.

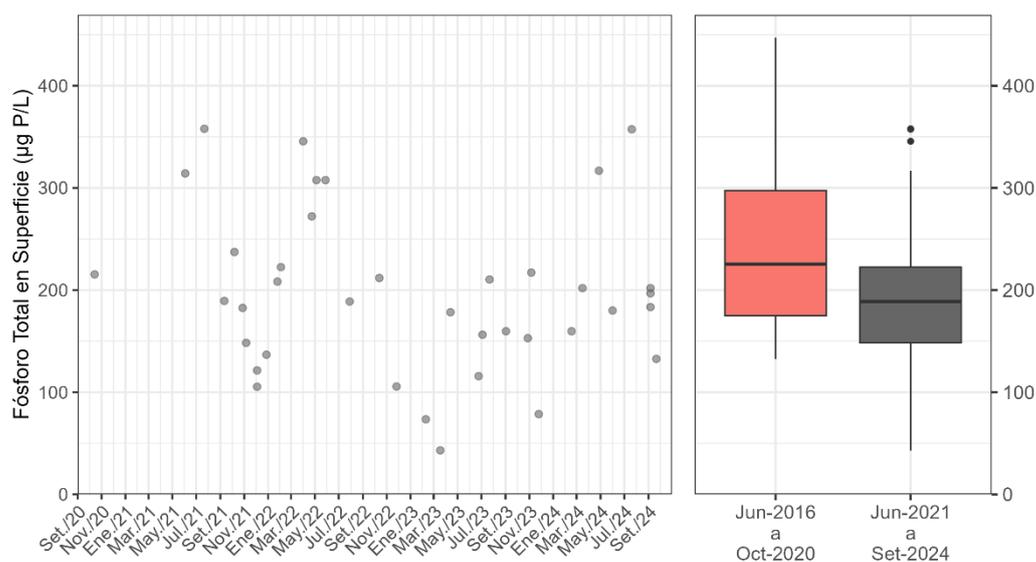


Figura 32. Fósforo total en superficie en el lago Jardín. Izquierda: observaciones individuales entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024. Derecha: comparación entre el período previo y posterior a comenzar la aireación en el lago Javier en diciembre de 2020.

En cuanto al nitrógeno total en superficie, tampoco se identificó una tendencia significativa en el tiempo (Figura 33). El modelo lineal mixto estimó una pendiente no significativa de $0,388 \pm 0,299 \mu\text{g N/L/día}$ ($p = 0,204$). Asimismo, no se observaron diferencias significativas entre el período previo y posterior al inicio de la aireación en diciembre de 2020 ($U = 569$, $p = 0,679$; Figura 33; Tabla 4), con medianas de 1147 y 1133 $\mu\text{g N/L}$, respectivamente.

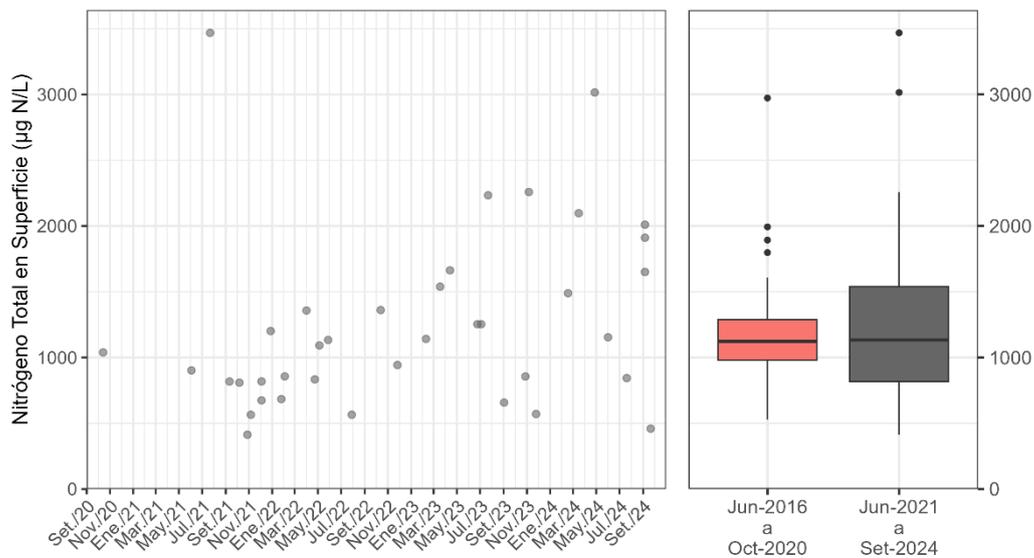


Figura 33. Nitrógeno total en superficie en el lago Jardín. Izquierda: observaciones individuales entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024. Derecha: comparación entre el período previo y posterior a comenzar la aireación en el lago Javier en diciembre de 2020.

La alta variabilidad de nitrógeno y fósforo en superficie se reflejó también en la relación molar NT:PT, que tuvo una mediana de 12 durante el período, con un 53 % de las muestras por debajo de la proporción de Redfield (16:1). En las fracciones disueltas, la relación molar NID:PRS tuvo una mediana de 8, a partir de las concentraciones medianas de 383 µg N/L para NID y 88 µg P/L para PRS, lo que indica se mantuvo una menor disponibilidad relativa de nitrógeno inorgánico respecto al fósforo reactivo soluble.

Tampoco se detectó una tendencia significativa en el tiempo en la concentración de clorofila *a* en superficie (pendiente = 0,002 ± 0,022 µg/L/día, $p = 0,913$), sino que mostró una alta variabilidad temporal, sin un patrón de aumento o disminución, con eventos puntuales de valores muy elevados (Figura 34).

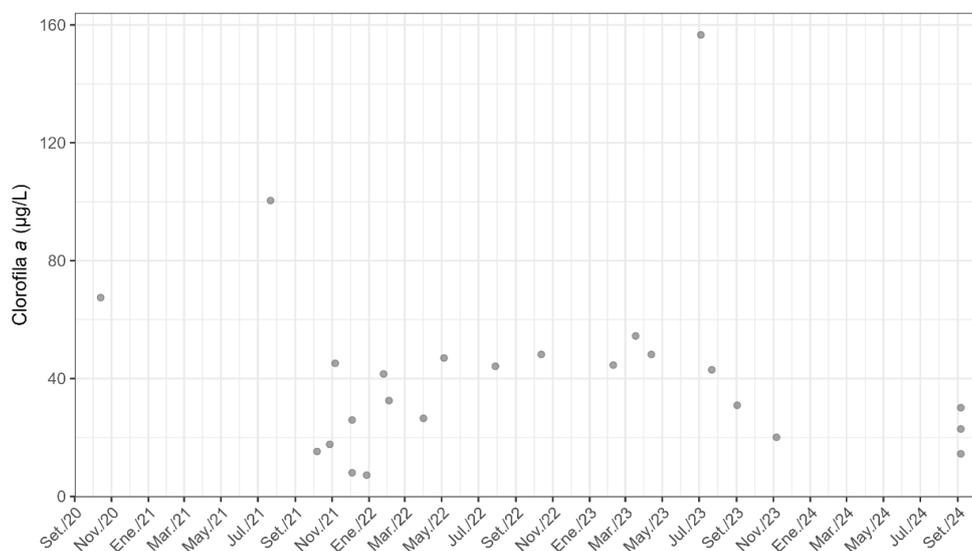


Figura 34. Clorofila *a* en superficie del lago Jardín, entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024.

La comunidad fitoplanctónica del lago Jardín estuvo dominada por diatomeas y dinoflagelados en otoño-invierno de 2021, y por algas verdes entre octubre de 2022 y abril de 2024 (Figura 35). Las cianobacterias fueron prácticamente indetectables en todas las muestras analizadas por fluorescencia diferencial, y la relación ficocianina:clorofila *a* se mantuvo baja durante la mayor parte del período, con una mediana de 0,2. Solo en abril de 2022 y julio de 2023 se registraron valores superiores a 1,0 (1,7 y 1,2, respectivamente), asociados a floraciones cianobacterianas de corta duración (Figura 35).

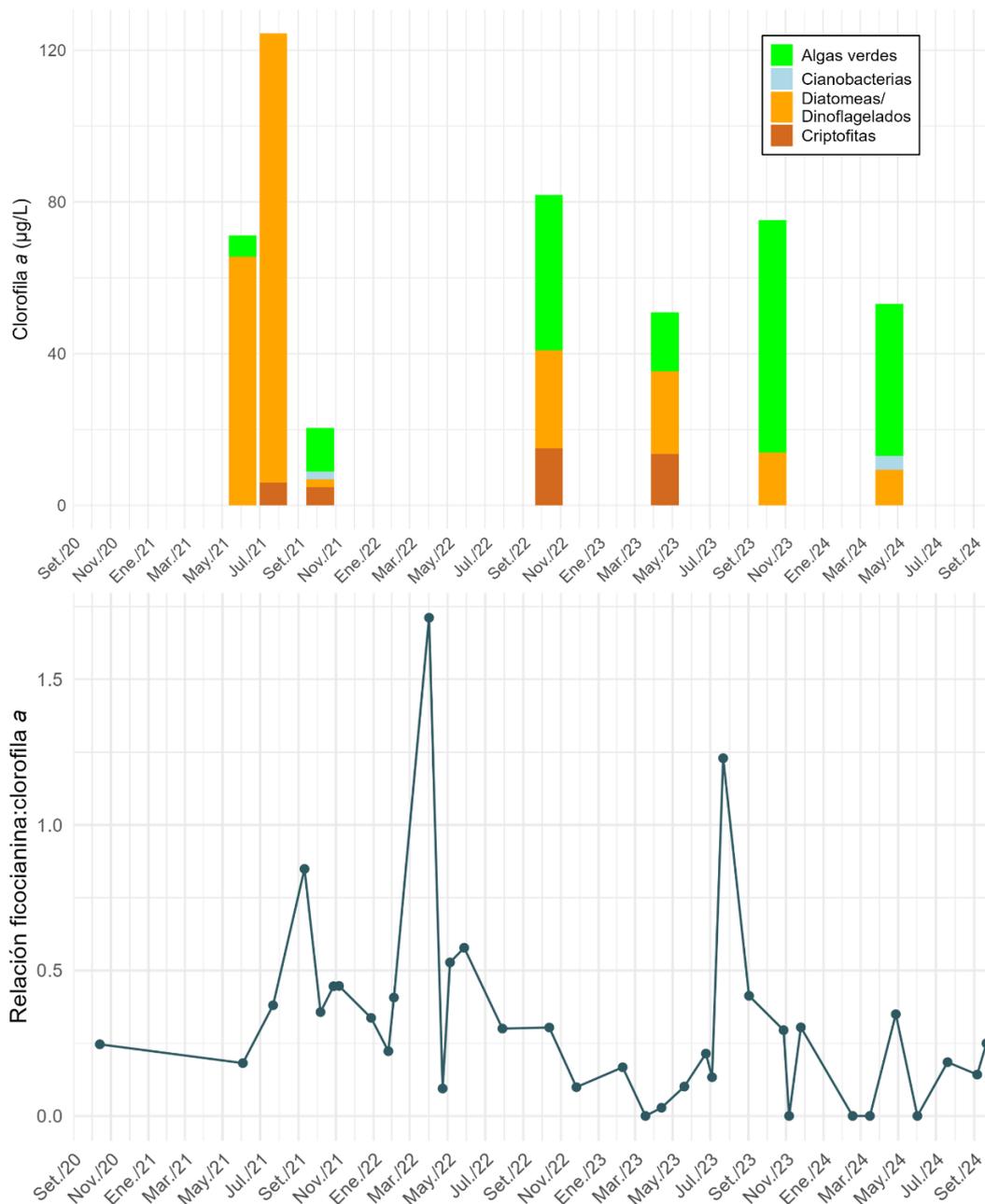


Figura 35. Arriba: composición relativa del fitoplancton según clorofila *a* por fluorescencia diferencial, en superficie del lago Jardín, entre junio de 2021 y abril de 2024. Abajo: relación ficocianina:clorofila *a*, medidas in vivo por fluorescencia, en superficie del lago Jardín, entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024.

Por otro lado, entre octubre de 2020 y setiembre de 2024 la transparencia del agua medida mediante disco de Secchi tuvo una mediana de 0,90 m. Se registraron valores extremos superiores a 2 m en setiembre de 2021 (2,55 m) y en setiembre de 2024 (3,12 m), ambos coincidentes con la fase inicial de la estratificación térmica.

El índice de estado trófico basado en clorofila *a* se redujo a valores propios del rango eutrófico (mediana de 65 frente a 71 en el período previo; $U = 426, p = 0,004$; Figura 36; Tabla 4). De igual forma, se mantuvo la diferencia significativa entre la productividad potencial (IET estimado por fósforo total) y la productividad expresada (IET por clorofila *a*), siendo el primero significativamente mayor ($W = 267, p < 0,001$; Figura 36).

En concordancia, la eficiencia en el uso de recursos del fitoplancton también disminuyó: la RUE_{PT} pasó de 8,3 a 6,0 $\mu\text{g clo } a/\mu\text{mol P}$ ($U = 405, p = 0,016$; Tabla 4) y la RUE_{NT} de 0,9 a 0,5 $\mu\text{g clo } a/\mu\text{mol N}$ ($U = 435, p = 0,002$; Tabla 4). Esto indica que, tras 2021, el fitoplancton del lago Jardín produjo menos biomasa en términos absolutos y también lo hizo con menor eficiencia por unidad de fósforo y nitrógeno disponible.

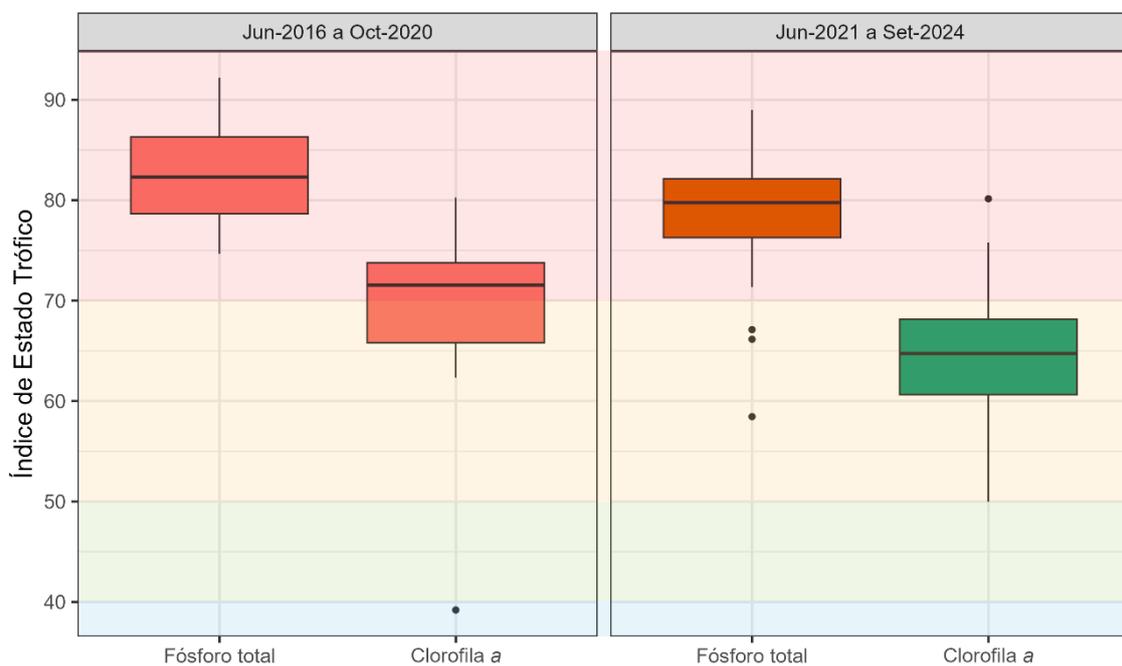


Figura 36. IET según fósforo total y clorofila *a* del lago Jardín para el período previo a la intervención en el lago Javier (junio de 2016 a octubre de 2020) y el período posterior al comienzo de la aireación (junio de 2021 a setiembre de 2024). Las franjas de colores indican la clasificación trófica, desde oligotrófico en azul hasta hipereutrófico en rojo.

5.4 Comparación entre los lagos durante la intervención

5.4.1 Temperatura y oxígeno

El monitoreo automático de alta frecuencia reveló patrones térmicos contrastantes en los lagos estudiados. Sin embargo, es importante aclarar que la comparación fue metodológicamente consistente solo durante ciertos períodos, ya que en algunos momentos los sensores de fondo quedaron ubicados por encima de la termoclina (debido a la irregularidad de las cubetas), lo que limitó su representatividad de las condiciones hipolimnéticas. Por esta razón, el análisis comparativo se enfocó en el período donde se verificó una ubicación adecuada de los sensores en ambos sistemas.

Entre marzo de 2021 y marzo de 2022, las temperaturas superficiales de ambos lagos fueron altamente sincrónicas (r de Pearson = 0,992) y de magnitud similar (medianas 20,6 y 21,0 °C para Javier y Jardín, respectivamente; Figura 37). En contraste, el hipolimnion del lago Javier se mantuvo sistemáticamente más cálido que el del Jardín (medianas 17,3 y 15,5 °C, respectivamente; Figura 37). En consecuencia, el gradiente térmico ($\Delta T = T_{sup} - T_{fdo}$) fue menor en Javier (mediana 1,35 °C) que en Jardín (mediana 4,77 °C; Figura 37), y $\Delta T > 1$ °C se registró en 58 % de los registros en Javier frente a 78 % en Jardín, lo que indica una estratificación menos frecuente y, por tanto, menor estabilidad vertical en Javier.

Particularmente, a fines de noviembre de 2021 ocurrió un enfriamiento superficial con vientos que superaron los 50 km/h (Figura 38a), provocando respuestas diferentes en cada lago. El lago Javier, con su columna de agua menos estable, sufrió una mezcla vertical completa, aunque transitoria (Figura 38b-c), mientras el lago Jardín solo mostró cambios en su epilimnion (reducción de temperatura y oxígeno), manteniendo su hipolimnion intacto (Figura 38d-e).

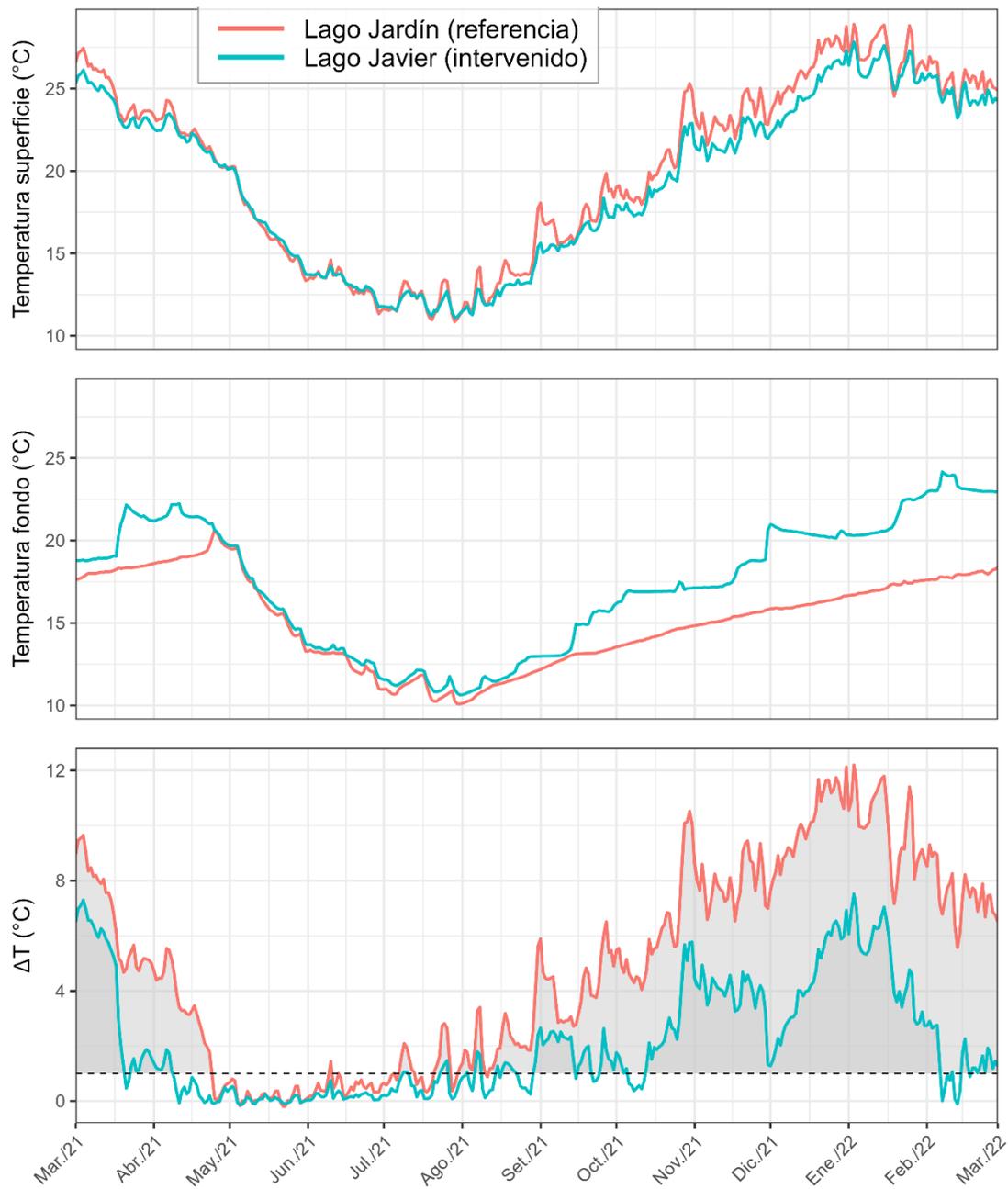


Figura 37. Temperatura superficial, temperatura de fondo y ΔT ($T_{sup} - T_{fdo}$) promediadas diariamente a partir de registros subdiarios de boyas automáticas en los lagos Javier (intervenido) y Jardín (referencia), entre marzo de 2021 y marzo de 2022 (línea discontinua: $\Delta T = 1$ °C; área sombreada: $\Delta T > 1$ °C).

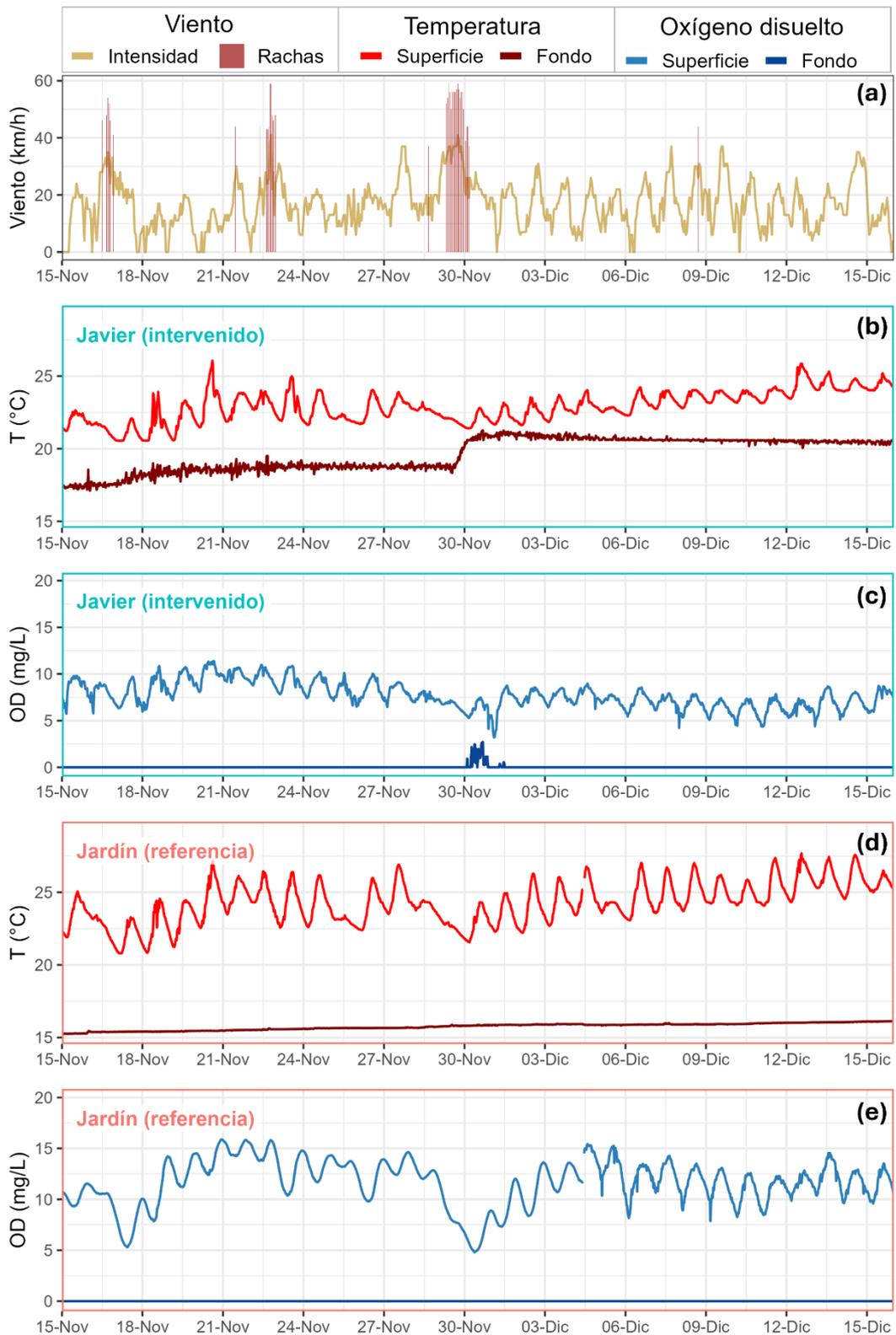


Figura 38. Variabilidad entre el 15 de noviembre y el 15 de diciembre de 2021 de: (a) intensidad y rachas de viento, (b) temperatura del agua (T) en superficie y fondo del lago Javier intervenido, (c) oxígeno disuelto (OD) en superficie y fondo del lago Javier intervenido, (d) y (e) análogos de (b) y (c) pero para el lago Jardín de referencia.

5.4.2 Macronutrientes y estado trófico

Durante el período posterior al comienzo de la aireación (diciembre 2020 - setiembre 2024), ambos lagos experimentaron reducciones en las concentraciones de fósforo total en superficie. Sin embargo, el análisis porcentual respecto a los niveles previos reveló diferencias importantes: el lago Javier intervenido mostró una reducción del 22,6 % (de 93 a 72 $\mu\text{g P/L}$), mientras que el lago Jardín de referencia presentó una reducción del 16,4 % (de 226 a 189 $\mu\text{g P/L}$). Además, como se describió en la sección 5.2.2.2, solo el lago Javier exhibió una tendencia temporal significativa de disminución. Esto implicó que las concentraciones absolutas siguieron siendo significativamente más altas en el lago Jardín ($U = 3095, p < 0,001$; Figura 39; Tabla 4).

Por el contrario, el nitrógeno total en superficie fue más elevado en el lago Javier, con una mediana de 1634 $\mu\text{g N/L}$, frente a 1133 $\mu\text{g N/L}$ en el lago Jardín ($U = 918, p < 0,001$; Figura 39; Tabla 4). Como consecuencia, la relación molar NT:PT fue considerablemente mayor en el lago Javier (mediana de 54) en comparación con el lago Jardín (mediana de 14; $U = 117, p < 0,001$; Tabla 4). Un patrón similar se observó en la relación molar NID:PRS, con valores notablemente más altos en Javier (50) que en Jardín (8; $U = 429, p < 0,001$; Tabla 4). Estas relaciones se explican por concentraciones medianas de NID de 154 y 383 $\mu\text{g N/L}$ y de PRS de <10 y 88 $\mu\text{g P/L}$ en Javier y Jardín, respectivamente, lo que refuerza la marcada escasez de fósforo disuelto en el sistema intervenido.

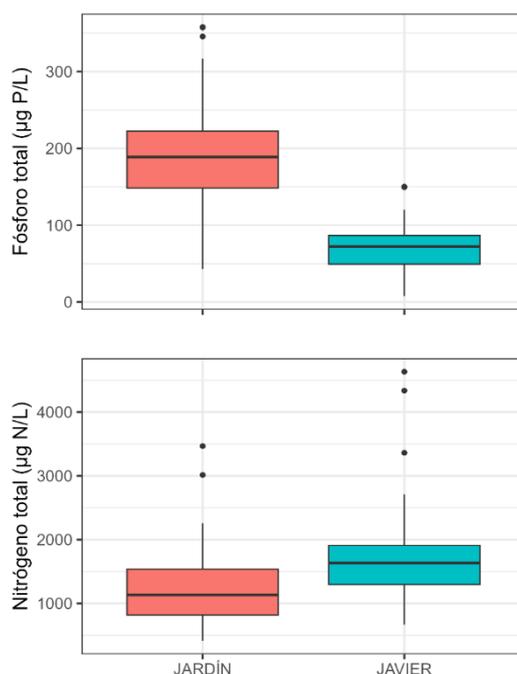


Figura 39. Fósforo total y nitrógeno total en superficie de los lagos Jardín y Javier para el período posterior al comienzo de la intervención en el lago Javier (diciembre de 2020 a setiembre de 2024).

Consistentemente con los resultados obtenidos para el PT, el IET_{PT} fue significativamente mayor en el lago Jardín en comparación con el lago Javier ($U = 3095$, $p < 0,001$; Figura 40; Tabla 4). El lago Jardín se mantuvo dentro del rango hipereutrófico (mediana $IET_{PT} = 80$), mientras que el lago Javier presentó valores típicos de eutrofia (mediana $IET_{PT} = 66$).

Sin embargo, el $IET_{Clorofila\ a}$ presentó un patrón inverso al observado para el fósforo total: el lago Jardín se clasificó como eutrófico (mediana $IET_{Clorofila\ a} = 65$), mientras que el lago Javier alcanzó valores de hipereutrofia (mediana $IET_{Clorofila\ a} = 74$; $U = 300$, $p < 0,001$; Figura 40; Tabla 4). Esta discrepancia indica una mayor productividad fitoplanctónica en el lago Javier, a pesar de su menor concentración de fósforo.

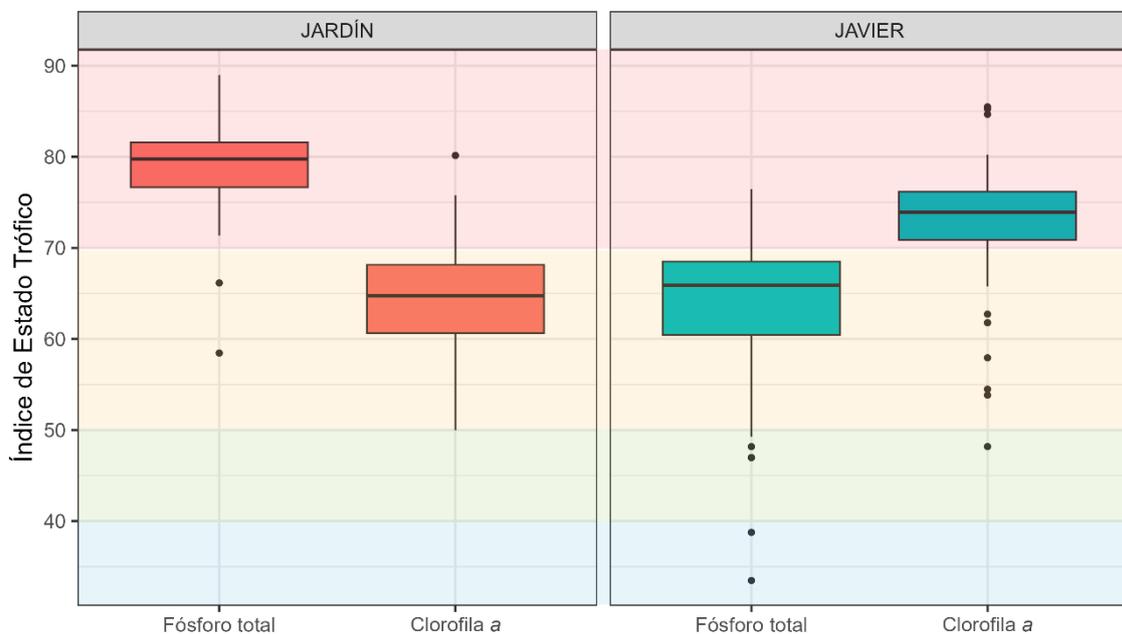


Figura 40. IET según fósforo total y clorofila a de los lagos Jardín y Javier para el período diciembre de 2020 a setiembre de 2024. Las franjas de colores indican la clasificación trófica, desde oligotrófico en azul hasta hipereutrófico en rojo.

Además, se acentuaron las discrepancias internas en ambos sistemas entre los índices. En el lago Jardín, IET_{PT} fue significativamente mayor que $IET_{Clorofila\ a}$ ($W = 267$, $p < 0,001$), mientras que en el lago Javier ocurrió lo contrario: IET_{PT} fue significativamente menor que $IET_{Clorofila\ a}$ ($W = 181$, $p < 0,001$). Estas diferencias sugieren que, en el lago Jardín, la elevada disponibilidad de fósforo no se tradujo en una biomasa fitoplanctónica proporcional, mientras que en el lago Javier, a pesar de presentar menor concentración de fósforo, se mantuvo una alta productividad fitoplanctónica.

En la misma línea, la eficiencia en el uso de recursos del fitoplancton estimada como clorofila *a* por unidad de fósforo total (RUE_{PT}) fue significativamente mayor en el lago Javier que en el lago Jardín ($U = 126, p < 0,001$; Figura 41; Tabla 4). De forma similar, la RUE calculada en función del nitrógeno total (RUE_{NT}) también fue significativamente más alta en el lago Javier ($U = 585, p = 0,002$; Tabla 4), lo que confirma que, tras la aireación, este sistema mantuvo una elevada capacidad de generación de biomasa por unidad de ambos macronutrientes.

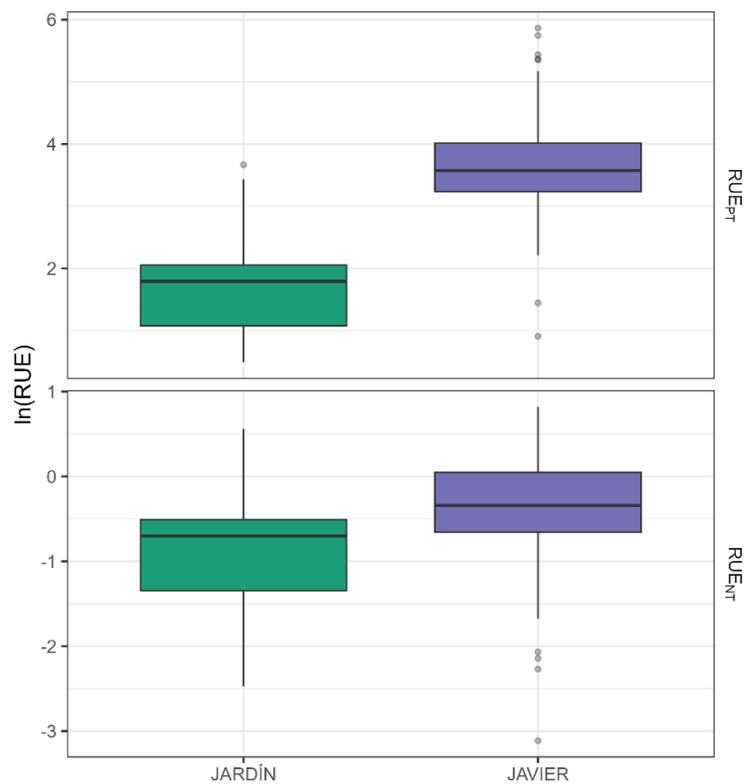


Figura 41. Eficiencia en el uso de recursos (RUE) del fitoplancton, estimada como clorofila *a* por unidad de fósforo total (PT, arriba) o nitrógeno total (NT, abajo), en los lagos Jardín y Javier durante el período diciembre de 2020 - setiembre de 2024.

Tabla 4. Resultados de nutrientes e índices por lago y período. Se indica **mediana** (mínimo - máximo), valores de U, tamaños muestrales y p-valor. Última columna: comparaciones temporales (antes vs después) dentro de cada lago. Tercera fila por variable: comparaciones entre lagos por período. ¹NID:PRS se estimó asignando ½LD (límite de detección) a concentraciones <LD.

Variable	Lago	Junio/2016 - Noviembre/2020	Diciembre/2020 - Setiembre/2024	
PT (µg P/L) IET _{PT}	Jardín (referencia)	225.8 (132.6 - 447.0)	188.8 (43.1 - 357.9)	U _(29, 37) = 683, p = 0.059
	Javier (intervenido)	93.3 (22.6 - 307.0)	72.2 (7.6 - 150.2)	U _(15, 88) = 959, p = 0.005 **
		82.3 (74.7 - 92.2)	79.8 (58.5 - 89.0)	
		U _(29, 15) = 406, p < 0.001 ***	U _(37, 88) = 3095, p < 0.001 ***	
PRS (µg P/L)	Jardín (referencia)	46.3 (10.9 - 220.0)	88.3 (<10 - 305.3)	U _(25, 35) = 339, p = 0.142
	Javier (intervenido)	<10 (<10 - 63.6)	<10 (<10 - 54.2)	U _(15, 88) = 343, p = 0.003 **
		U _(25, 15) = 346, p < 0.001 ***	U _(35, 88) = 2874, p < 0.001 ***	
NT (µg N/L)	Jardín (referencia)	1147.0 (529.3 - 2972.7)	1133.3 (413.1 - 3467.9)	U _(29, 37) = 569, p = 0.679
	Javier (intervenido)	1357.0 (303.5 - 2212.0)	1634.0 (668.0 - 4634.2)	U _(15, 88) = 418, p = 0.024 *
		U _(29, 15) = 194, p = 0.569	U _(37, 88) = 918, p < 0.001 ***	
NID (µg N/L)	Jardín (referencia)	294.1 (26.0 - 1161.9)	383.2 (62.9 - 1095.3)	U _(25, 35) = 376, p = 0.360
	Javier (intervenido)	105.2 (47.0 - 506.0)	154.4 (23.4 - 1211.8)	U _(15, 88) = 475, p = 0.085
		U _(25, 15) = 287, p = 0.006 **	U _(35, 88) = 2177, p < 0.001 ***	
NT:PT (molar)	Jardín (referencia)	12.1 (4.5 - 18.9)	14.2 (5.0 - 78.9)	U _(29, 37) = 429, p = 0.167
	Javier (intervenido)	32.3 (2.9 - 64.3)	54.3 (16.1 - 528.1)	U _(15, 88) = 255, p < 0.001 ***
		U _(29, 15) = 54, p < 0.001 ***	U _(37, 88) = 117, p < 0.001 ***	
¹ NID:PRS (molar)	Jardín (referencia)	10.9 (1.7 - 23.3)	8.3 (1.4 - 137.7)	U _(25, 35) = 492, p = 0.418
	Javier (intervenido)	41.6 (3.7 - 223.8)	50.3 (4.4 - 311.2)	U _(15, 88) = 597, p = 0.559
		U _(25, 15) = 64, p = 0.001 ***	U _(35, 88) = 429, p < 0.001 ***	
IET _{clo a}	Jardín (referencia)	71.2 (39.2 - 80.3)	64.7 (50.0 - 80.1)	U _(25, 23) = 426, p = 0.004 **
	Javier (intervenido)	72.9 (37.4 - 85.2)	73.9 (48.2 - 85.5)	U _(15, 88) = 629, p = 0.775
		U _(25, 15) = 134, p = 0.139	U _(23, 88) = 300, p < 0.001 ***	
RUE _{PT} (µg Clo a/µmol P)	Jardín (referencia)	8.3 (0.2 - 19.4)	6.0 (1.6 - 39.1)	U _(25, 23) = 405, p = 0.016 *
	Javier (intervenido)	25.5 (1.5 - 161.7)	35.7 (2.5 - 352.3)	U _(15, 88) = 431, p = 0.033 *
		U _(25, 15) = 49, p < 0.001 ***	U _(23, 88) = 126, p < 0.001 ***	
RUE _{NT} (µg Clo a/µmol N)	Jardín (referencia)	0.9 (0.0 - 1.8)	0.5 (0.1 - 1.8)	U _(25, 23) = 435, p = 0.002 **
	Javier (intervenido)	0.9 (0.0 - 5.4)	0.7 (0.0 - 2.3)	U _(15, 88) = 805, p = 0.177
		U _(25, 15) = 159, p = 0.434	U _(23, 88) = 585, p = 0.002 **	

5.5 Funcionamiento del aireador y costos asociados

Según datos proporcionados por la Intendencia de Canelones, el sistema de aireación consumió un total de 308.534 kWh entre diciembre de 2020 y setiembre de 2024, con un promedio anual de 82.201 kWh. Este consumo implicó un costo energético anual estimado en \$462.603, equivalente a U\$S 11.336 por año, calculado en base a la cotización promedio mensual del dólar reportada por el Banco Central del Uruguay.

Se estimó que aproximadamente el 70 % de ese consumo correspondió a la operación sobre el lago Javier, lo que equivale a unos U\$S 8.000 anuales, considerando que el sistema también operó sobre el lago Fiscal, un cuerpo de agua contiguo más pequeño.

El costo de instalación del sistema fue estimado en aproximadamente U\$S 100.000 en 2019, aunque no se dispone de información validada sobre el monto efectivamente ejecutado.

Durante el período analizado, el funcionamiento del sistema presentó diversas dificultades, reportadas por residentes de la zona y corroboradas por la variabilidad del consumo energético registrado (Figura 42). En particular, la puesta en marcha requirió varios meses de ajustes: hasta junio de 2021, la empresa responsable de la instalación estimó que solo el 40 % del caudal del compresor (175 m³/h) alcanzaba efectivamente el lago Javier. En julio de ese año se realizó el purgado de los peines y se ajustó su configuración, con el objetivo de alcanzar una eficiencia estimada del 65 %.

Desde esa reconfiguración, el patrón de funcionamiento del sistema, reconstruido a partir de los reportes de los vecinos, mostró una correspondencia razonable con los registros de consumo eléctrico facturado a la Intendencia de Canelones (Figura 42). En primavera de 2022, el sistema quedó temporalmente fuera de servicio debido a una falla en la conexión eléctrica. Más adelante, en primavera de 2023, fue apagado de forma deliberada para realizar tareas de mantenimiento.

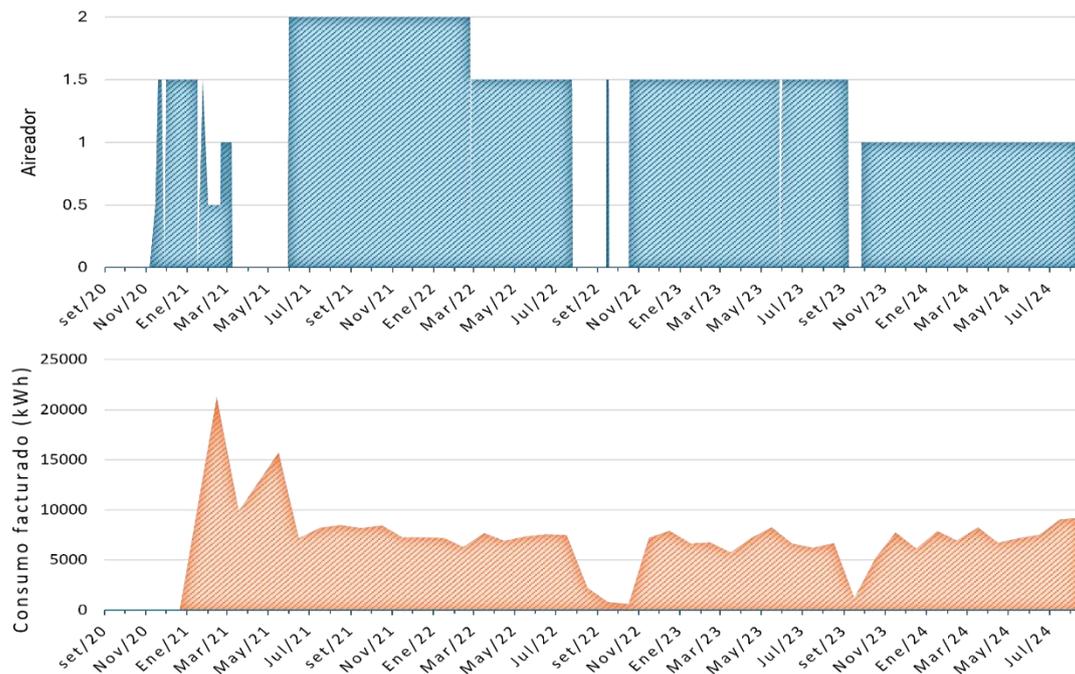


Figura 42. Arriba: funcionamiento del aireador entre setiembre de 2020 y setiembre de 2024, según comunicaciones de vecinos de los lagos Javier y Fiscal (0 = apagado, 0.5-1.5 = parcial/en ajustes, 2 = óptimo). Abajo: consumo energético facturado a la Intendencia de Canelones para el mismo período, correspondiente al compresor de aire que alimenta la aireación de ambos lagos.

Según el diseño original del sistema, los difusores debían liberar aire en forma de microburbujas distribuidas de manera homogénea a lo largo de cada peine. En algunas instancias, este patrón de liberación se observó desde la superficie del lago (Figura 43 izquierda). Sin embargo, durante varias visitas se detectaron emisiones localizadas de grandes caudales de aire en puntos específicos, indicativas de obstrucciones parciales en el sistema de distribución del flujo (Figura 43 derecha).



Figura 43. Izquierda: fotografía de agosto de 2021, donde se pueden observar las líneas de burbujas uniformemente distribuidas, según la disposición de los difusores de aire. Derecha: fotografía de octubre de 2024, donde se observa una liberación puntual de gran caudal de aire.

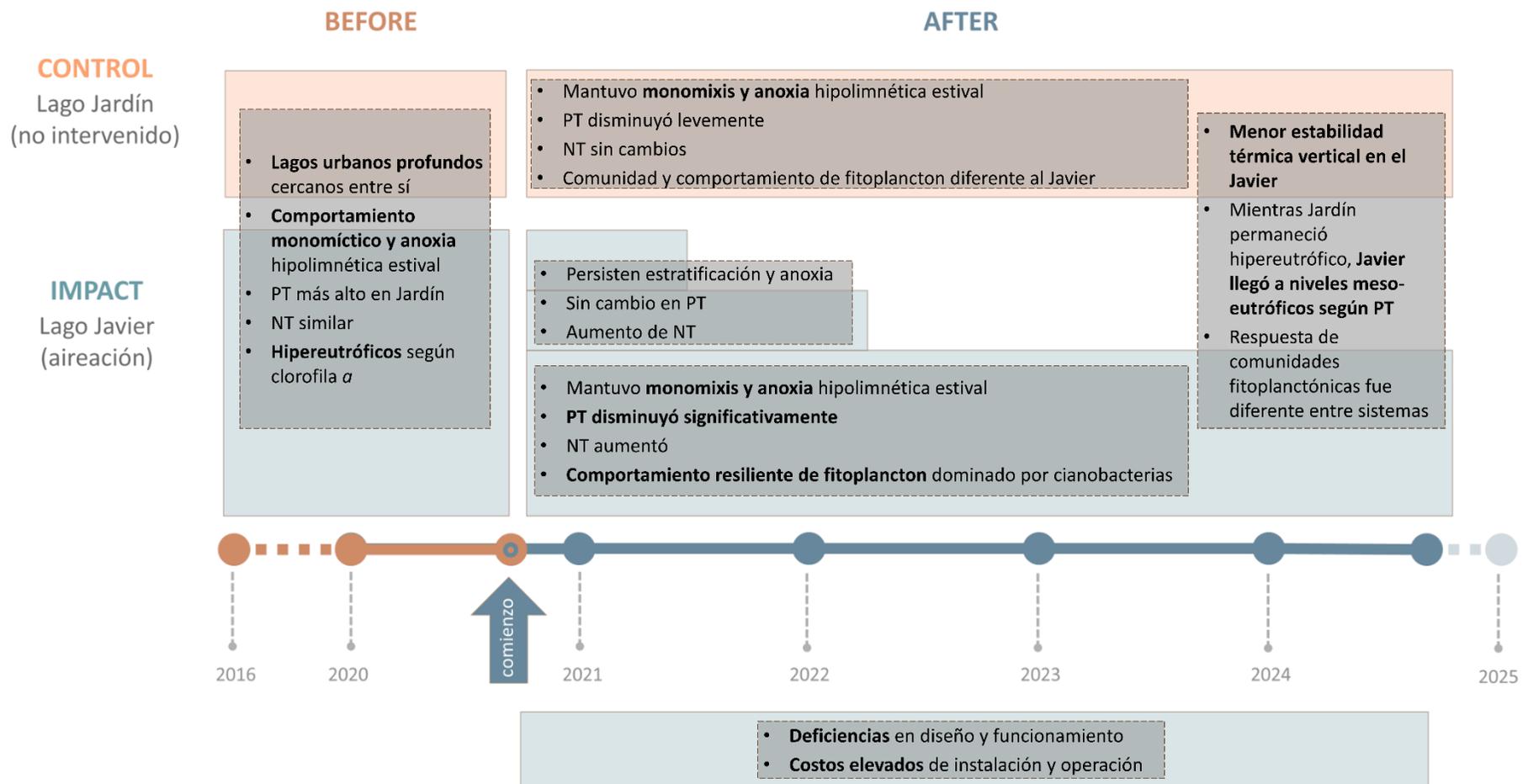


Figura 44. Resumen gráfico de resultados principales, de acuerdo al diseño BACI.

6 Discusión

Los resultados presentados en el capítulo anterior se analizan a continuación a la luz de las hipótesis planteadas y del enfoque BACI utilizado para evaluar los efectos de la intervención. La Figura 44 sintetiza visualmente la evolución comparada de los lagos Javier y Jardín a lo largo del período de estudio, resaltando los principales resultados obtenidos. Esta integración permite contextualizar los análisis que siguen sobre la comparabilidad inicial de los sistemas, los efectos de la aireación artificial y su funcionamiento operativo.

6.1 Comparabilidad de los lagos antes de la intervención

Tanto el lago Javier como el lago Jardín comparten un origen antrópico y uso actual similares, son sistemas relativamente profundos, con profundidades máximas superiores a 5 m, y presentan una estructura batimétrica comparable, reflejada en relaciones similares entre profundidad media y máxima (0,46 y 0,50 respectivamente). Además, ambos están localizados en la misma región geográfica, expuestos a condiciones meteorológicas similares, y bajo una dinámica de urbanización y presión antrópica parecida. Esta coincidencia en las características físicas y de contexto proporciona una base sólida para el análisis de los efectos de la intervención.

Desde el punto de vista limnológico, los registros históricos muestran que ambos sistemas presentaban patrones estacionales comparables en cuanto a estructura térmica y dinámica del oxígeno disuelto, incluyendo la ocurrencia de períodos de estratificación y mezcla, y la presencia recurrente de anoxia en el hipolimnion durante la estratificación (Goyenola *et al.*, 2017; Somma, 2014). Estos rasgos funcionales son característicos de sistemas relativamente profundos en zonas subtropicales (Blanchette y Lund, 2021; Straile *et al.*, 2003) y respaldan la pertinencia de comparar la evolución temporal de ambos lagos bajo el mismo esquema analítico. Además, contrastan la concepción de estos lagos como someros y polimícticos (Fabre *et al.*, 2010; Kruk *et al.*, 2006; Vidal y Kruk, 2008).

Si bien el análisis de las variables de nutrientes evidenció una diferencia en la concentración superficial de fósforo total, con valores significativamente mayores en

Jardín, la concentración de nitrógeno total fue estadísticamente equivalente entre ambos lagos. Además, las relaciones molares N:P reflejan un gradiente de disponibilidad de nutrientes que, aunque cuantitativamente distinto, se traduce en condiciones tróficas elevadas en ambos sistemas, ambos ubicados en el rango de lagos hipereutróficos según el índice de estado trófico basado en clorofila *a*.

Cabe señalar que en el lago Jardín se observó una diferencia significativa entre los índices de estado trófico calculados a partir de fósforo total y clorofila *a*, lo que podría reflejar un desacople entre la disponibilidad de fósforo y la respuesta fitoplanctónica. Este patrón no se registró en el lago Javier, donde ambos índices resultaron similares. No obstante, la coincidencia en el estado trófico expresado por clorofila *a* sugiere una respuesta funcional comparable entre ambos sistemas.

Estos resultados permiten aceptar parcialmente la hipótesis **H₀1**, que plantea que antes de la aireación no había diferencias significativas en variables limnológicas clave entre el lago Javier y el lago Jardín. Los sistemas mostraron similitud en aspectos como el régimen de mezcla monomítico con estratificación estacional y anoxia hipolimnética, concentraciones comparables de nitrógeno total, y el mismo estado trófico hipereutrófico según el índice basado en clorofila *a*. Si bien se detectaron diferencias en el fósforo total, la similitud en las demás variables funcionales, particularmente el estado trófico expresado como biomasa fitoplanctónica, proporciona un punto de partida aceptable para la comparación posterior, sin perder de vista las diferencias existentes.

6.2 Efectos de la aireación en el lago Javier intervenido

6.2.1 Corto a mediano plazo

Entre diciembre 2020 y febrero 2022, el lago Javier continuó mostrando un patrón estacional típico de sistemas monomíticos, con episodios de estratificación térmica durante la primavera-verano y mezcla otoñal. Además, se registró homogeneidad horizontal en términos de temperatura, a pesar de la ubicación asimétrica de los peines difusores del sistema de aireación. Asimismo, el análisis de perfiles verticales y datos automáticos no reveló un aumento sostenido de la oxigenación en el hipolimnion ni una interrupción de los episodios de anoxia profunda, fenómeno consistente con

experiencias similares reportadas en la literatura (Kirol *et al.*, 2024; Osgood y Stiegler, 1990).

Por otro lado, la estabilidad observada en la concentración superficial de fósforo total y en el índice de estado trófico en el lago Javier durante los primeros meses de operación del aireador indicó que, en esta escala temporal, la intervención no logró modificar significativamente el principal nutriente limitante ni el grado de eutrofización del sistema. Este resultado también es consistente con experiencias reportadas en la literatura para casos similares, en los que la aireación no consiguió alterar la dinámica de liberación de fósforo desde los sedimentos ni la disponibilidad de fósforo en la columna de agua (Balangoda, 2016; Visser *et al.*, 1996).

Por su parte, el aumento de nitrógeno total superficial tras la implementación del sistema podría estar relacionado con la movilización vertical de amonio desde el hipolimnion anóxico hacia la superficie, facilitada por episodios de mezcla térmica. Este proceso ha sido reportado en la literatura como un posible efecto secundario de la aireación en sistemas donde no se logra una oxigenación profunda sostenida (Holmroos *et al.*, 2016). Los registros muestran que, durante eventos de mezcla vertical (como en abril de 2021), el fósforo aumentó transitoriamente en la superficie, mientras que el nitrógeno se mantuvo particularmente elevado durante el invierno, datos que son interpretados como la homogenización de la columna de agua y el transporte de nutrientes acumulados en profundidad. Asimismo, el aporte de oxígeno podría haber estimulado procesos de nitrificación, favoreciendo la conversión de amonio a nitrato y su acumulación temporal en la columna de agua.

En otros sistemas eutróficos, como la Laguna del Sauce, se ha documentado que bajo relaciones molares N:P bajas y concentraciones moderadas de nitrógeno total, ciertas cianobacterias heterocistadas (por ejemplo, *Dolichospermum crassum* o *Aphanizomenon gracile*) pueden desarrollar actividad de fijación de N₂ (González-Madina *et al.*, 2019). Sin embargo, este comportamiento no se expresa cuando las concentraciones de nitrógeno total superan ciertos umbrales (> 1000 µg/L). En el lago Javier, los valores persistentemente elevados de nitrógeno total y las altas relaciones estequiométricas N:P observadas sugieren que la fijación biológica de nitrógeno no representaría un mecanismo relevante de aporte adicional de nitrógeno al lago.

Es importante considerar, además, que el funcionamiento del sistema de aireación estuvo sujeto a ajustes operativos durante los primeros meses, con varios episodios de operación parcial o interrupciones. Este patrón de funcionamiento intermitente pudo haber limitado el impacto esperado sobre la columna de agua, tanto en términos de oxigenación profunda como de control de la liberación interna de fósforo desde los sedimentos. De hecho, la literatura indica que la eficiencia de la aireación depende fuertemente de la continuidad y suficiencia del suministro de oxígeno, así como de la adecuada distribución de los difusores (Bormans *et al.*, 2015; Singleton y Little, 2006), lo que explicaría los resultados limitados observados en el lago Javier durante esta etapa inicial de la aireación.

Desde el punto de vista de la interacción entre mezcla, oxigenación y liberación interna de nutrientes, los resultados iniciales no exhibieron evidencias de un control efectivo sobre la liberación de fósforo desde los sedimentos. Durante la fase de máxima estratificación, el hipolimnion continuó presentando condiciones de anoxia y elevado nivel de fósforo, lo que resulta consistente con los mecanismos de solubilización y el retorno de fósforo desde los sedimentos a la columna de agua establecidos en la bibliografía (Dillon y Molot, 2024; Mortimer, 1941).

En este contexto, la aireación pudo haber generado como efecto secundario la redistribución vertical de nutrientes acumulados en el fondo hacia la capa superficial, especialmente durante episodios de debilitamiento de la estratificación. Este mecanismo ha sido descrito en otros sistemas donde la circulación artificial, en vez de mejorar la calidad del agua, promovió el transporte de nutrientes hacia la zona fótica cuando no se logró una oxigenación profunda sostenida (Ashby y Kennedy, 1993; Osgood y Stiegler, 1990). La persistencia de concentraciones elevadas de nitrógeno total y los aumentos transitorios de fósforo superficial durante eventos de mezcla observados en este estudio sugieren que se habría producido una mezcla parcial, con efectos que contrarrestaron en parte el objetivo de reducir la disponibilidad de nutrientes en superficie.

Estos resultados de corto a mediano plazo permiten en primera instancia aceptar parcialmente la hipótesis **H₀₂**, que establece que la aireación no genera cambios significativos en las condiciones limnológicas del lago Javier (temperatura, oxígeno

disuelto, macronutrientes y estado trófico) en los primeros seis meses. Durante este período, el lago mantuvo su patrón térmico monomítico y la persistencia de anoxia hipolimnética, sin cambios significativos en la concentración de fósforo total superficial ni en el índice de estado trófico calculado a partir de este nutriente. Sin embargo, se observó un aumento significativo del nitrógeno total en superficie, posiblemente asociado a la movilización vertical de amonio desde el hipolimnion durante eventos de mezcla o a procesos puntuales de nitrificación, lo que constituye el único efecto detectable de la intervención en esta escala temporal.

6.2.2 Largo plazo

El seguimiento a lo largo de cuatro años del lago Javier reveló patrones complejos de respuesta al sistema de aireación, destacando la persistencia del patrón monomítico y de la anoxia hipolimnética estacional a pesar del funcionamiento prolongado de dicho sistema.

Concomitantemente, se observó una disminución sostenida y estadísticamente significativa de la concentración de fósforo total en superficie, con una tasa media de -18 $\mu\text{g P/L}$ por año. Esto significó el pasaje de una concentración inicial de 100 $\mu\text{g P/L}$ en setiembre de 2020 a 54 $\mu\text{g P/L}$ en setiembre de 2024. Este proceso de oligotrofización del lago Javier pudo ser validado estadísticamente luego de sostenerse por varios años consecutivos.

Esta disminución sostenida del fósforo superficial puede atribuirse a varios mecanismos interrelacionados inducidos por la aireación artificial. El debilitamiento parcial de la estratificación térmica observado habría alterado la dinámica de liberación interna de fósforo desde los sedimentos, proceso que típicamente ocurre bajo condiciones anóxicas en el hipolimnion de lagos estratificados (Mortimer, 1941).

La evolución del fósforo total en el hipolimnion respalda esta interpretación. Durante el primer período de estratificación térmica (setiembre de 2020 a marzo de 2021), correspondiente al inicio de la intervención, se registró la concentración más elevada de fósforo total en fondo (mediana de 122 $\mu\text{g P/L}$), reflejando el patrón típico de liberación interna bajo condiciones anóxicas. Posteriormente, disminuyó durante los períodos estratificados 2021-2022 y 2022-2023 (96 y 68 $\mu\text{g P/L}$, respectivamente), sugiriendo una

reducción progresiva en la liberación interna de fósforo conforme el sistema de aireación comenzó a modificar las condiciones del hipolimnion.

La reducción en la liberación interna habría sido el mecanismo primario responsable de la disminución del fósforo superficial. Aunque el hipolimnion mantuvo condiciones predominantemente anóxicas durante la estratificación, la circulación artificial habría generado episodios intermitentes de oxigenación que alteraron las condiciones en la interfase agua-sedimento. Estos pulsos de oxígeno, aunque insuficientes para mantener condiciones aeróbicas permanentes, podrían haber alterado intermitentemente las condiciones redox en la interfase agua-sedimento, modificando la dinámica de liberación interna de fósforo.

Por otro lado, el comportamiento del nitrógeno total durante los cuatro años evaluados mostró un incremento significativo respecto al período previo, aunque sin patrones temporales identificables. La acumulación de amonio en el hipolimnion durante la estratificación, con valores que superaron los 8000 $\mu\text{g N/L}$ en verano de 2021, y su homogeneización vertical durante episodios de mezcla, evidencian procesos intensos de regeneración interna bajo condiciones anóxicas. Este ciclo del nitrógeno, sumado a la reducción del fósforo, contribuiría a explicar los cambios en la estructura y dinámica del fitoplancton observados hacia el final del estudio.

Mientras el fósforo total en superficie disminuía progresivamente, la concentración de clorofila *a* mostró una dinámica compleja, aumentando significativamente entre julio de 2022 y abril de 2023, seguido por un colapso abrupto. Este patrón, junto con valores elevados de la relación ficocianina:clorofila *a* hasta julio de 2023, sugiere una persistente dominancia cianobacteriana. La posterior recuperación parcial del fitoplancton en febrero de 2024, pese a niveles de fósforo propios de un estado mesotrófico, indica mecanismos de aclimatación fisiológica y/o cambios en la composición de la comunidad cianobacteriana hacia formas más eficientes en el uso de nutrientes.

La eficiencia en el uso de recursos del fitoplancton proporciona evidencia cuantitativa de estos procesos. El análisis temporal reveló que la eficiencia en el uso de fósforo (RUE_{PT}) aumentó significativamente tras la implementación de la aireación, pasando de una mediana de 25,1 $\mu\text{g clo } a/\mu\text{mol P}$ en el período previo a 35,7 $\mu\text{g clo } a/\mu\text{mol P}$ durante

la intervención. Esta mejora en la eficiencia revela cómo el fitoplancton pudo mantener niveles de biomasa característicos del estado hipereutrófico a pesar de la reducción sostenida del fósforo total en superficie. Notablemente, este aumento en la eficiencia fue específico para el fósforo, ya que la RUE_{NT} no mostró cambios temporales significativos entre períodos, reforzando la interpretación de que las cianobacterias desarrollaron respuestas dirigidas hacia la optimización del uso del nutriente limitante.

La elevada biomasa cianobacteriana bajo limitación por fósforo puede mantenerse gracias a la plasticidad fisiológica característica de este grupo, que permite ajustar la afinidad y actividad de sus sistemas de captación de fosfato frente a fluctuaciones en la disponibilidad relativa de nutrientes (Aubriot y Bonilla, 2018). La disponibilidad de nitrógeno facilita la activación de mecanismos de alta afinidad para la captación de fosfato en cianobacterias no fijadoras de nitrógeno gaseoso, promoviendo la resiliencia de las floraciones y la rápida recuperación de la biomasa tras pulsos de nitrato o cambios en la relación N:P (Aubriot, 2019). En otros sistemas eutróficos, se ha documentado que especies como *Raphidiopsis raciborskii* presentan una alta capacidad de almacenamiento de fósforo y eficiencia en su captación bajo condiciones limitantes (Isvánovics *et al.*, 2000). Por tanto, la reducción exclusiva del fósforo no necesariamente conduce al colapso de las floraciones, ya que las cianobacterias dominantes pueden responder rápidamente y sostener su dominancia gracias a su resiliencia fisiológica y, potencialmente, también a cambios en la estructura de la comunidad.

Además, la persistencia de condiciones de baja transparencia del agua confirma el mantenimiento de alta turbidez asociada a la biomasa fitoplanctónica. La única excepción fue el registro de 1,60 m en octubre de 2023, inmediatamente posterior al colapso de la floración cianobacteriana, que significó una mejora meramente transitoria, ya que el sistema retornó a un estado dominado por cianobacterias y baja transparencia del agua.

El desacoplamiento entre disponibilidad de nutrientes y producción fitoplanctónica se evidenció en la evolución contrastante de los índices de estado trófico: mientras el IET_{PT} descendió a valores eutróficos, el $IET_{Cl\alpha}$ se mantuvo hipereutrófico. Aunque el índice basado en fósforo es de uso extendido y resulta útil como indicador de la productividad potencial ecosistémica, estudios recientes sugieren que el índice basado en clorofila es

un mejor indicador de la productividad expresada del lago y una herramienta más efectiva para el monitoreo y gestión del estado trófico en sistemas dominados por cianobacterias (Allende y Fontanarrosa, 2023; Fernandez-Figueroa *et al.*, 2021).

Los resultados obtenidos tras cuatro años de aireación podrían interpretarse a la luz de los marcos teóricos sobre umbrales, estados alternativos y resiliencia ecológica, sin dejar de reconocer tanto las limitaciones temporales del estudio como las restricciones prácticas de monitoreo en contextos de gestión. Aunque gran parte de esta teoría se ha desarrollado en lagos someros (Scheffer y Carpenter, 2003), los conceptos resultan útiles como marco comparativo para un sistema profundo con estratificación estacional como el lago Javier. Asimismo, las críticas recientes sobre la prevalencia de umbrales (Davidson *et al.*, 2023; Hillebrand *et al.*, 2020) se basan en series temporales extensas, mientras que los cuatro años de seguimiento del lago Javier, aun siendo cortos en términos ecológicos, aportan evidencia relevante sobre la respuesta inicial del sistema y las tendencias emergentes.

La reducción sostenida del fósforo total contrastó con la persistencia de elevada biomasa cianobacteriana, revelando un desacoplamiento entre disponibilidad de nutrientes y productividad. Este patrón refleja mecanismos de resistencia del estado eutrófico que se ajustan al concepto de resiliencia ecológica (Carpenter y Cottingham, 1997). El aumento significativo en la eficiencia de uso de fósforo (RUE_{PT}) ilustra respuestas fisiológicas que permiten al fitoplancton sostener su dominancia bajo condiciones cambiantes de nutrientes.

Los episodios de crecimiento exponencial, colapso y recuperación de la biomasa fitoplanctónica sugieren dinámicas complejas. Aunque podrían interpretarse como indicios de inestabilidad cercana a un umbral, también son compatibles con la variabilidad natural propia de un lago hipereutrófico. La distinción entre ambos escenarios requeriría aplicar indicadores formales de pérdida de resiliencia y análisis estadísticos específicos para la detección de umbrales (Andersen *et al.*, 2009), además de un horizonte temporal más prolongado. Asimismo, sería importante evitar la sobreinterpretación de estas fluctuaciones como reorganizaciones sistémicas, un sesgo metodológico señalado en estudios sobre resiliencia en lagos (Spears *et al.*, 2017).

En conjunto, la evidencia indica que el lago Javier mantiene su identidad funcional (dominancia cianobacteriana, estado hipereutrófico) mediante ajustes fisiológicos que compensan parcialmente la reducción de fósforo. La intervención modificó procesos específicos (liberación interna de fósforo, estabilidad térmica) pero no logró alterar las retroalimentaciones dominantes, lo que explica la persistencia del estado eutrófico. Estos resultados reflejan lo que se ha denominado una “resiliencia patológica” (Carpenter y Cottingham, 1997), donde los mecanismos internos sostienen el estado degradado.

Desde la gestión, estos hallazgos muestran que la aireación, bajo la configuración implementada, fue insuficiente para inducir una reorganización estructural del sistema en los cuatro años de seguimiento. Sin embargo, la tendencia sostenida de reducción de fósforo constituye una señal alentadora y justifica mantener el monitoreo en la medida de lo posible, de modo de evaluar si estas tendencias se consolidan en el tiempo o si surgen cambios de mayor alcance. En paralelo, los hallazgos actuales permiten orientar ajustes en las estrategias de rehabilitación hacia enfoques más integrales que aumenten la probabilidad de generar transformaciones ecosistémicas sostenidas.

Estos resultados llevan finalmente a rechazar la hipótesis **H₀₂**, evidenciando cambios significativos durante el período posterior al inicio de la aireación, particularmente en niveles de nutrientes, estabilidad térmica vertical e índices de estado trófico. Sin embargo, la persistencia de condiciones anóxicas, elevada biomasa fitoplanctónica y turbidez indica efectos parciales y limitaciones importantes para la rehabilitación integral del lago, subrayando la necesidad de enfoques de manejo integrales y monitoreo prolongado para acompañar procesos de rehabilitación en sistemas complejos como estos lagos urbanos.

6.3 Variabilidad natural en el lago Jardín de referencia

El análisis del lago Jardín durante el período de estudio cumplió un rol fundamental para distinguir los posibles efectos de la intervención de las variaciones naturales propias de estos ecosistemas urbanos.

El lago Jardín mantuvo su comportamiento monomíctico característico con ciclos regulares de estratificación-mezcla y anoxia hipolimnética estacional, confirmando la

similitud funcional básica con el lago Javier. Esta estabilidad del régimen térmico valida la comparabilidad entre ambos sistemas.

La dinámica de nutrientes mostró patrones contrastantes con el sistema intervenido. A diferencia del lago Javier, el fósforo total en superficie exhibió solo una disminución marginalmente significativa y de reducida significancia ecológica, manteniendo la condición hipereutrófica. El nitrógeno total mostró estabilidad sin tendencias temporales significativas, contrastando con el aumento observado en el sistema intervenido. Esta divergencia refuerza que los cambios en el lago Javier podrían estar inducidos por la aireación.

Un hallazgo relevante fue la reducción del índice de estado trófico basado en clorofila *a* (de hipereutrófico a eutrófico) sin una reducción proporcional del fósforo disponible, junto con la baja dominancia cianobacteriana durante la mayor parte del período. Este patrón difiere marcadamente del lago Javier, donde persistió la dominancia cianobacteriana, sugiriendo que factores adicionales a la disponibilidad de nutrientes influyeron en la estructura comunitaria del lago de referencia.

La leve reducción del fósforo en el lago Jardín podría reflejar factores externos compartidos, como el prolongado período de sequía (2022-2023) que afectó la región (INUMET, 2023). Este contexto climático subraya la importancia de contar con un sistema control para distinguir efectos de la intervención de variaciones ambientales regionales.

Los resultados validan la selección del lago Jardín como sistema de referencia y permiten aceptar parcialmente la hipótesis **H_{o3}**. La estabilidad relativa de sus características limnológicas, contrastante con los cambios direccionales observados en el lago Javier, proporciona evidencia de que las modificaciones en el sistema intervenido están asociadas al funcionamiento del sistema de aireación.

6.4 Evolución de ambos lagos durante la intervención

La comparación entre los lagos Javier y Jardín durante todo el período monitoreado desde el inicio de la aireación reveló patrones divergentes. La hipótesis nula **H_{o4}** postulaba la ausencia de diferencias significativas entre ambos sistemas en sus

características limnológicas tras el comienzo de la intervención, hipótesis que los resultados permiten rechazar de manera concluyente.

El monitoreo automático de alta frecuencia durante el período 2021-2022 reveló que la aireación habría alterado significativamente la estructura térmica del lago Javier en comparación con el lago Jardín. Aunque ambos presentaron temperaturas superficiales similares, el hipolimnion del lago Javier registró valores consistentemente más altos, reduciendo así el gradiente térmico vertical. Este fenómeno, constituye un efecto asociado al funcionamiento del sistema de aireación, en línea con lo reportado en otros estudios sobre intervenciones similares (Kirol *et al.*, 2024; Mehdizadeh *et al.*, 2023), y confirma que el sistema de aireación habría debilitado la estratificación estival, aunque sin eliminarla por completo.

Este calentamiento del hipolimnion se debe al mecanismo de funcionamiento de la inyección de aire. A medida que las burbujas ascienden desde el fondo, crean corrientes verticales que arrastran agua fría del hipolimnion hacia arriba (Helfer *et al.*, 2011). Esta agua fría se mezcla parcialmente con el agua más cálida de las capas superiores, creando una mezcla de temperatura intermedia. Parte de esta agua mezclada, al ser más densa que el agua superficial pero menos densa que el agua original de fondo, tiende a descender nuevamente a una temperatura mayor que la inicial (Schladow y Fisher, 1995). Como resultado, aunque la columna de agua mantenga cierta estratificación, la diferencia de temperatura entre la superficie y el fondo se reduce.

Esta menor diferencia térmica entre epilimnion e hipolimnion implica una mayor predisposición a eventos de mezcla bajo condiciones meteorológicas suficientes (Kheiri *et al.*, 2024; Smirnov *et al.*, 2024), lo que impacta en la dinámica de nutrientes y oxígeno.

La respuesta diferenciada al evento de enfriamiento superficial transitorio y rachas de viento extremo de noviembre de 2021 podría ser una expresión de ese efecto. El lago Javier, con su columna de agua menos estable, experimentó una mezcla vertical completa ante el forzamiento meteorológico, mientras que el lago Jardín mantuvo su estructura térmica estratificada, con alteraciones limitadas al epilimnion. La desestabilización de la columna de agua inducida por la aireación es consistente con esta mayor susceptibilidad a la mezcla, aunque la mayor superficie del lago Javier

también pudo haber contribuido a la respuesta diferencial ante el forzamiento meteorológico. Esta mayor predisposición a eventos de mezcla representa un cambio significativo en el comportamiento del sistema intervenido, con implicaciones importantes para el intercambio vertical de nutrientes.

La dinámica de macronutrientes también mostró patrones contrastantes entre ambos sistemas. El fósforo total en superficie fue significativamente menor en el lago Javier (mediana 72 $\mu\text{g P/L}$) que en el lago Jardín (189 $\mu\text{g P/L}$), una diferencia que se acentuó tras la intervención. Sin embargo, el nitrógeno total mostró un patrón opuesto, con valores más elevados en el lago intervenido (1634 $\mu\text{g N/L}$) que en el lago de referencia (1133 $\mu\text{g N/L}$). Esta divergencia resultó en relaciones NT:PT marcadamente diferentes: mediana de 54 en el lago Javier vs. 14 en el lago Jardín, indicando condiciones contrastantes de limitación relativa de nutrientes.

El análisis de los índices de estado trófico reveló una paradoja. El IET basado en fósforo clasificó al lago Javier como eutrófico, mientras que el lago Jardín permaneció en el rango hipereutrófico. Sin embargo, al considerar la clorofila a , el patrón se invirtió: el lago Javier se clasificó como hipereutrófico, mientras que el lago Jardín mostró condiciones eutróficas. Esta discrepancia sugiere que la respuesta fitoplanctónica no estuvo determinada únicamente por la concentración de fósforo, sino también por características funcionales de la comunidad, como su capacidad para sostener una alta productividad bajo condiciones de baja disponibilidad de nutrientes. Este patrón contrasta notablemente con el lago Jardín, que a pesar de presentar mayores concentraciones de fósforo total no desarrolló dominancia cianobacteriana persistente, evidenciando que factores adicionales a la disponibilidad absoluta de nutrientes influyen en la estructura de las comunidades fitoplanctónicas.

El análisis de la eficiencia en el uso de recursos (RUE) proporciona evidencia cuantitativa que respalda esta interpretación. Durante el período posterior a la intervención, la RUE_{PT} fue significativamente mayor en el lago Javier (mediana de 35,7 $\mu\text{g clo } a/\mu\text{mol P}$) comparado con el lago Jardín (6,0 $\mu\text{g clo } a/\mu\text{mol P}$), indicando una capacidad notablemente superior del fitoplancton del lago intervenido para generar biomasa por unidad de fósforo disponible. Esta diferencia de aproximadamente seis veces en la eficiencia de uso del fósforo explica cómo el lago Javier pudo mantener niveles de

biomasa fitoplanctónica propios del estado hipereutrófico ($IET_{Clo\ a} = 74$) a pesar de presentar concentraciones de fósforo total correspondientes al rango eutrófico ($IET_{PT} = 66$).

La RUE_{NT} también fue significativamente mayor en el lago Javier ($0,71\ \mu\text{g clo } a/\mu\text{mol N}$) que en el lago Jardín ($0,50\ \mu\text{g clo } a/\mu\text{mol N}$). Sin embargo, a diferencia de la RUE_{PT} , la eficiencia en el uso de nitrógeno no mostró cambios temporales significativos en el lago Javier tras la implementación de la aireación. Esta especificidad del aumento en la eficiencia para el fósforo refuerza la interpretación de que el lago Javier experimenta una limitación por fósforo, donde las respuestas fisiológicas se dirigieron específicamente hacia la optimización del uso del nutriente limitante, sin necesidad de modificar los mecanismos de utilización del nitrógeno que se encuentra en abundancia relativa.

A modo de síntesis, puede plantearse que la desconexión entre la disponibilidad de nutrientes y la productividad expresada en el lago Javier podría asociarse a los siguientes factores: (i) la mayor disponibilidad de nitrógeno favorecería el crecimiento de cianobacterias capaces de almacenar fósforo internamente (Aubriot, 2019; Aubriot y Bonilla, 2018); (ii) los eventos de mezcla inducidos por la menor estabilidad térmica podrían transportar periódicamente fósforo desde el hipolimnion hacia la zona fótica (Niemistö *et al.*, 2016; Tammeorg *et al.*, 2020); (iii) la aclimatación fisiológica de las cianobacterias les permitiría mantener su dominancia incluso bajo condiciones de limitación por fósforo (Amaral *et al.*, 2014; Xiao *et al.*, 2022); (iv) posibles cambios en la composición del fitoplancton hacia especies o cepas más eficientes en el uso de fósforo; y (v) efectos indirectos de la aireación sobre otros factores ambientales (como la dinámica de luz, temperatura o micronutrientes) que podrían influir en la estructura y productividad de la comunidad fitoplanctónica.

Los resultados obtenidos tras cuatro años de operación del sistema de aireación demuestran efectos significativos pero parciales sobre la estructura y funcionamiento del lago Javier. La intervención logró modificar parcialmente la estabilidad térmica y generar una tendencia sostenida de reducción del fósforo total en superficie, aunque también se registró un aumento en los niveles de nitrógeno total respecto al período

previo. No obstante, el lago mantuvo su condición hipereutrófica en términos de biomasa fitoplanctónica, evidenciando la resiliencia de floraciones cianobacterianas.

La comparación con intervenciones de aireación artificial similares reportadas en la literatura científica sitúa esta experiencia dentro de un espectro de resultados variables. Mientras en algunos lagos se logró desestratificación completa y mejoras en la calidad del agua, como los casos en Países Bajos y Estados Unidos reportados por Visser *et al.* (1996) y Balangoda (2016), el lago Javier se asemeja más a experiencias documentadas por Ashby y Kennedy (1993) y Osgood y Stiegler (1990) en Estados Unidos, donde la aireación solo logró debilitar parcialmente la estratificación sin prevenir la anoxia profunda ni controlar efectivamente las floraciones fitoplanctónicas.

Un caso más cercano en condiciones climáticas similares a las de Uruguay es el del embalse San Roque en Córdoba, Argentina, un cuerpo de agua monomítico de 16 km² y 17 m de profundidad media (Fernandez *et al.*, 2012). En este sistema se implementó un sistema de aireación artificial con difusores de fondo en 2008, que fue operado al menos hasta 2011 de forma continua, aunque con varias interrupciones por fallas técnicas y mantenimiento (Fernandez *et al.*, 2012; Ferral *et al.*, 2017, 2018). Los resultados mostraron que la aireación logró reducir significativamente la frecuencia de estratificación térmica y aumentar el oxígeno disuelto, pero únicamente en las zonas próximas a los difusores (Ferral *et al.*, 2017). Tampoco consiguió eliminar las floraciones de cianobacterias a escala del embalse completo, manteniéndose las concentraciones de clorofila *a* en el rango de 200-300 mg/L (Fernandez *et al.*, 2012). Aunque, a diferencia del lago Javier, se trató de un embalse de mayor escala y cuenca extensa, equipado con una red de difusores industriales y un régimen de operación más complejo, la intervención alcanzó resultados similares: mejoras puntuales pero insuficientes para revertir la eutrofia.

Los resultados obtenidos del lago Javier contribuyen a ampliar el conocimiento sobre la eficacia de estos sistemas bajo condiciones limnológicas y climáticas específicas, particularmente en lagos relativamente profundos en regiones subtropicales, donde la experiencia documentada es más limitada.

6.5 Funcionamiento operativo y viabilidad de la estrategia

Tras cuatro años de operación, el análisis del desempeño operativo del sistema de aireación en el lago Javier reveló desafíos significativos que deben considerarse al evaluar la viabilidad de esta estrategia de rehabilitación en contextos similares.

Luego de instalado en diciembre de 2020, el sistema requirió ajustes hasta mediados de 2021. Las limitaciones surgieron ya desde el diseño, donde el desconocimiento de la batimetría dificultó una adecuada planificación en la disposición de los difusores.

Las deficiencias técnicas se multiplicaron durante la operación. La presión máxima alcanzable por el compresor resultó insuficiente para garantizar la llegada de aire a las zonas más profundas del lago. El elevado costo de los caños puede haber jugado un papel importante, posiblemente limitando la capacidad de extender la red de aireación hasta los sectores con mayor profundidad.

Durante el período inicial, incluso después de la reconfiguración y purgado de julio de 2021, la empresa instaladora estimó eficiencias muy bajas en el caudal de aire que llegaba al lago Javier (apenas el 40 % antes de la reconfiguración, con un objetivo posterior de aumento a 65 % que nunca fue confirmado). Adicionalmente, las obstrucciones frecuentes de los difusores, evidenciadas por emisiones localizadas de grandes caudales de aire en lugar del patrón homogéneo diseñado, indican que el sistema requiere un nivel de mantenimiento más intensivo del previsto.

El costo de la intervención no fue despreciable. El consumo energético entre diciembre de 2020 y setiembre de 2024 representó un costo operativo anual de U\$S 11.336, casi U\$S 8.000 correspondientes al lago Javier, que se suma a la inversión inicial estimada en U\$S 100.000 para la instalación del sistema. Estos valores resultan significativos para un gestor ambiental de recursos acotados, especialmente considerando el impacto limitado de la intervención en la rehabilitación del lago.

Desde una perspectiva de gestión ambiental, la experiencia del lago Javier subraya la necesidad de evaluaciones técnicas más exhaustivas antes de implementar sistemas de aireación. Factores críticos como la morfometría del lago, la dinámica térmica, la distribución espacial de los difusores y la potencia del sistema para alcanzar la suficiencia

deben ser cuidadosamente considerados (Bormans *et al.*, 2015; Kibuye *et al.*, 2021). Además, la capacidad para garantizar el mantenimiento y la resolución de problemas técnicos es también un factor determinante para el éxito de estas intervenciones.

Sin embargo, es relevante mencionar que vecinos del lago Fiscal (cuerpo de agua contiguo al lago Javier pero más somero, que también recibe aireación del mismo sistema) reportaron una reducción perceptible de olores en el agua utilizada para riego durante el período de funcionamiento del sistema. Aunque este efecto no fue cuantificado sistemáticamente, sugiere que la aireación pudo haber generado beneficios localizados en este lago más somero, donde la menor profundidad facilitaría una oxigenación más efectiva. Este tipo de efectos no cuantificados, junto con la percepción social de los cambios, constituyen aspectos relevantes que deberían ser incorporados en la evaluación holística de esta experiencia y en futuras evaluaciones de intervenciones similares.

Los resultados sugieren que, en su configuración actual, la aireación representa una estrategia de alto costo con beneficios aún limitados para la rehabilitación del lago Javier. Sí logró modificar algunos aspectos claves de la dinámica limnológica, como la reducción del fósforo y la desestabilización parcial de la estratificación térmica, pero no alcanzó aún los objetivos de mantener el lago oxigenado, mejorar el estado trófico y evitar la persistencia de floraciones cianobacterianas. La alta sensibilidad de los resultados a factores operativos y de diseño, así como la importancia de análisis diagnósticos exhaustivos previos y el desarrollo de protocolos de monitoreo y mantenimiento, han sido destacados como aspectos críticos para el éxito de las intervenciones de rehabilitación (Tammeorg *et al.*, 2023), lo que podría considerarse fue insuficiente en este caso particular.

Cabe destacar que la detección del efecto más consistente de la aireación (la reducción sostenida del fósforo total) fue posible precisamente gracias a la decisión de mantener un monitoreo de largo plazo. Esto sugiere que otros efectos de la intervención podrían manifestarse en escalas temporales aún mayores, particularmente considerando que pequeñas reducciones acumulativas en la liberación interna de fósforo podrían eventualmente generar cambios sistémicos más evidentes. Además, el período estudiado estuvo marcado por condiciones de sequía prolongada (2022-2023), por lo

que sería valioso evaluar la respuesta del sistema bajo diferentes regímenes hidrológicos. En este contexto, podría justificarse mantener el monitoreo del sistema por algunos años adicionales para evaluar si los efectos observados se consolidan o si emergen beneficios adicionales en el largo plazo, más aun considerando que la eventual aplicación de medidas complementarias o sustitutivas podría potenciar o interactuar con los efectos ya generados por la aireación.

Además, para futuros proyectos similares, se recomienda una fase de diagnóstico más completa, con suficientes monitoreos que permitan ajustar el diseño antes de la implementación. Asimismo, resulta esencial desarrollar procedimientos de operación y mantenimiento, complementando la participación comunitaria con capacidad técnica especializada para optimizar el funcionamiento y resolver problemas operativos de manera oportuna.

Al mismo tiempo, otros factores están en juego al evaluar holísticamente este tipo de experiencias de rehabilitación en lagos urbanos. Un análisis sociohistórico realizado por Schönach *et al.* (2017) subraya que la elección y permanencia de la aireación como técnica dominante de restauración en lagos de Finlandia no solo respondió a consideraciones técnicas, sino a la consolidación de un marco tecnológico compartido por los actores locales y las autoridades, junto con el valor simbólico y emocional atribuido a la intervención. Este tipo de perspectivas resalta la necesidad de incorporar el análisis sociológico en la planificación y evaluación de intervenciones en sistemas urbanos, especialmente cuando existe controversia científica respecto a su eficacia.

6.6 Consideraciones para avanzar en la rehabilitación del lago Javier

Los resultados obtenidos indican que, si bien la aireación artificial logró una reducción sostenida de fósforo total en superficie, el sistema no transicionó definitivamente hacia un estado trófico menos degradado. La concentración elevada de clorofila *a* estuvo asociada a una comunidad fitoplanctónica dominada por cianobacterias, que mostraron una alta capacidad de recuperación ante eventos de colapso poblacional. Esto sugiere que el sistema presenta mecanismos de retroalimentación que sostienen su condición hipereutrófica, incluso bajo condiciones de reducción del fósforo.

En sistemas urbanos como el lago Javier, las posibilidades de reducción significativa de la carga externa de nutrientes se encuentran condicionadas por la estructura consolidada del entorno y la dinámica de uso del suelo en la cuenca en explosivo crecimiento demográfico (Bartaburu y Baliño, 2024; Furtado *et al.*, 2021). En este contexto, las estrategias de rehabilitación deben centrarse en el manejo de la carga interna, que representa una fuente persistente de nutrientes y una de las principales barreras al cambio de estado (Søndergaard *et al.*, 2003; Wu *et al.*, 2017).

Una de las alternativas con mayor desarrollo en la literatura científica para el control del fósforo interno es la inactivación química en la interfase agua-sedimento (Lürling *et al.*, 2016). En particular, la aplicación de policloruro de aluminio (PAC) se ha consolidado como una herramienta eficaz, con evidencia acumulada durante más de cinco décadas a nivel internacional (Pinotti *et al.*, 2025). Un estudio reciente realizado en Uruguay, a escala experimental, mostró que el PAC puede reducir significativamente la concentración de fósforo total en agua, sin efectos tóxicos cuando se aplica de forma adecuada (Goyenola *et al.*, 2023). Estas investigaciones, desarrolladas con agua del lago Javier, entre otros lagos urbanos de Canelones y Montevideo, permitieron estimar dosis efectivas en condiciones controladas y sugieren un margen de seguridad para el diseño de aplicaciones. Sin embargo, se advierte que la eficacia observada en laboratorio puede sobrestimar los efectos en campo, en particular por no haber incluido sedimentos en los ensayos. Por este motivo, se recomienda avanzar hacia experiencias piloto en condiciones reales, acompañadas de un monitoreo riguroso (Goyenola *et al.*, 2023).

También ha sido considerado el uso de cloruro férrico (FeCl_3) como una alternativa económica para la inactivación química del fósforo, con estudios realizados en mesocosmos y cultivos de laboratorio que muestran reducciones en fósforo, turbidez y biomasa fitoplanctónica (Aubriot *et al.*, 2025). No obstante, su efectividad depende de las condiciones redox del sistema, ya que en ambientes anóxicos (como el hipolimnion del lago Javier durante el verano) el hierro férrico (Fe^{3+}) se reduce a su forma ferrosa (Fe^{2+}), limitando su capacidad para precipitar fosfato (Ding *et al.*, 2016). Además, la presencia de especies cianobacterianas tolerantes como *Raphidiopsis raciborskii*, ya reportada en el lago Javier (Fabre *et al.*, 2010; Somma, 2014), podría verse favorecida si no se controla simultáneamente la disponibilidad de nitrógeno (Aubriot *et al.*, 2025).

Otro producto que se ha utilizado en Uruguay es la bentonita modificada con lantano (Phoslock®), con una aplicación documentada en el lago Shangrilá de Canelones (Goyenola *et al.*, 2018). Esta tecnología, si bien efectiva, presenta costos significativamente mayores. Por tanto, promover experiencias de aplicación controlada a escala piloto con PAC se considera una vía prioritaria para avanzar en la generación de conocimiento local y evaluar su aplicabilidad a escala lago.

La dinámica térmica del lago Javier representa un factor crítico para el diseño de una eventual aplicación de agentes inactivantes de fósforo como el PAC. En lagos con estratificación estacional, el momento óptimo para la intervención sería en la temporada estival, cuando el hipolimnion ya ha desarrollado condiciones anóxicas y se está liberando fósforo desde los sedimentos por las condiciones reductoras, pero antes de que la mezcla de otoño redistribuya ese nutriente hacia la zona fótica. Este momento permite maximizar la eficiencia del tratamiento y minimizar el riesgo de floraciones. Si bien algunas experiencias internacionales han reportado aplicaciones dirigidas específicamente al hipolimnion (Pinotti *et al.*, 2025), este enfoque requiere tecnología de dosificación en profundidad, y no se han reportado hasta el momento experiencias locales con esta modalidad. Por otro lado, la aplicación desde superficie, más factible logísticamente, puede inducir la formación de flóculos que arrastren material particulado (incluidas células algales) hacia el fondo, contribuyendo a una clarificación inicial del agua. No obstante, este efecto también puede incrementar la carga orgánica del sedimento, por lo que su diseño debe considerar cuidadosamente el balance entre beneficios inmediatos y posibles efectos sobre el oxígeno en el hipolimnion. En cualquier caso, resulta fundamental evitar condiciones que promuevan la resuspensión de flóculos tras la aplicación (Pinotti *et al.*, 2025), tanto por el funcionamiento del sistema de aireación como por eventos meteorológicos con vientos intensos, que podrían comprometer la estabilidad del tratamiento.

La implementación de esta estrategia requiere una revisión crítica del funcionamiento de la aireación artificial. Tal como se analizó previamente, el sistema ha presentado dificultades operativas y representa un costo elevado con beneficios ambientales aún limitados. En caso de que se decida avanzar con la aplicación de PAC, se recomienda suspender temporalmente su funcionamiento durante la fase de tratamiento, a fin de

evitar la resuspensión de flóculos y mejorar la eficacia del proceso. Más allá de eso, su continuidad en el largo plazo debería ser reevaluada en función de los resultados observados, tanto por su desempeño como por su viabilidad operativa.

Si bien las intervenciones químicas cuentan con amplio respaldo técnico y se consideran una opción *a priori* adecuada al contexto del lago Javier, no deben descartarse otras acciones complementarias.

En particular, el manejo de la comunidad íctica podría contribuir a debilitar las retroalimentaciones que sostienen el estado actual (Jeppesen *et al.*, 2012). Aunque el lago Javier presenta un uso recreativo abierto y no existen antecedentes de manejo específico de la fauna piscícola, una evaluación de su composición y estructura trófica podría permitir identificar oportunidades para medidas pasivas de manejo, como campañas de pesca dirigidas o regulación del uso. La reducción del fitoplancton y la mejora de la transparencia mediante la aplicación de coagulantes, en combinación con un manejo adecuado de la comunidad íctica, podrían generar condiciones más favorables para el desarrollo del zooplancton filtrador, contribuyendo así al control biológico del fitoplancton (Jeppesen *et al.*, 2012; Mazzeo *et al.*, 2010). Asimismo, en sectores aún no urbanizados del perímetro lacustre, podría evaluarse la implementación de mejoras del hábitat litoral que favorezcan tanto a la comunidad íctica como al zooplancton filtrador.

En consecuencia, para avanzar en la rehabilitación del lago Javier, se propone desarrollar estudios controlados que evalúen la estrategia de inactivación de fósforo mediante la aplicación de PAC, con un diseño experimental específico, un monitoreo continuo y una evaluación adaptativa. Asimismo, la incorporación de medidas adicionales sobre la estructura trófica podría potenciar los efectos del tratamiento químico, aumentando las probabilidades de superar las retroalimentaciones que sostienen el estado hipereutrófico actual.

7 Conclusiones

Esta investigación evaluó la efectividad de la aireación artificial como estrategia de rehabilitación de un lago urbano, eutrófico y profundo en Uruguay. La comparación entre el lago intervenido (Javier) y el de referencia (Jardín), junto con un seguimiento limnológico de cuatro años, permitió concluir que:

1. **La aireación no logró modificar el régimen estacional de estratificación térmica ni eliminar la anoxia hipolimnética estival.** La configuración e intensidad de la intervención fueron insuficientes para oxigenar el fondo, limitando el control de la liberación interna de nutrientes.
2. **La desestabilización parcial de la estratificación térmica aumentó la susceptibilidad del lago intervenido a eventos de mezcla.** El lago Javier mostró una respuesta diferenciada a eventos meteorológicos extremos, experimentando mezclas verticales parciales ante forzamientos que no afectaron de la misma manera al lago Jardín no intervenido.
3. **Se registró una disminución sostenida y significativa del fósforo total en superficie en el lago Javier** de 18 $\mu\text{g P/L}$ por año en promedio. Sin embargo, este cambio no generó efectos inmediatos en el estado trófico ni redujo consistentemente la biomasa fitoplanctónica. La naturaleza dinámica del sistema impide asegurar que esta tendencia perdure, haciendo necesario continuar el monitoreo para evaluar efectos futuros.
4. **La dinámica del fitoplancton en el lago intervenido estuvo parcialmente desacoplada de la disponibilidad de fósforo en superficie.** Se observó una persistente dominancia de cianobacterias y episodios de floraciones intensas, incluso bajo condiciones de disminución del fósforo, indicando la existencia de mecanismos de resiliencia de la comunidad fitoplanctónica.
5. **El análisis del funcionamiento operativo del sistema de aireación evidenció limitaciones técnicas relevantes.** El diseño y la eficiencia del sistema fueron insuficientes, con frecuentes interrupciones y necesidad de ajustes, que impactaron negativamente sobre la capacidad de la intervención.

6. **La intervención requirió altos costos de inversión inicial y operativos sin lograr los objetivos completos de rehabilitación.** El costo estimado de U\$S 8.000 anuales para el lago Javier, sumado a problemas técnicos recurrentes, plantea dudas sobre la viabilidad de esta estrategia en contextos de recursos limitados.
7. **Los resultados sugieren la necesidad de enfoques integrales y adaptativos para la rehabilitación de lagos urbanos eutróficos.** La aireación por sí sola resultó insuficiente, evidenciando que se requieren estrategias combinadas y posiblemente secuenciadas en el tiempo para alcanzar objetivos de rehabilitación en sistemas con alta resiliencia al estado eutrófico.
8. **Se subraya la importancia de mantener monitoreos periódicos,** para establecer líneas de base adecuadas y detectar efectos que se manifiestan gradualmente. La reducción sostenida del fósforo en el lago Javier solo fue evidente tras varios años de seguimiento, destacando que los efectos de las intervenciones pueden requerir horizontes temporales extendidos para su detección.
9. **Valor de la experiencia como antecedente nacional:** esta experiencia constituye el primer antecedente documentado de aireación artificial en lagos urbanos de Uruguay, generando conocimiento contextualizado sobre el potencial y las limitaciones de esta tecnología en condiciones locales.
10. **Valor de integrar efectos no cuantificados:** la experiencia evidenció la importancia de evaluar sistemáticamente tanto efectos ambientales no previstos (por ejemplo, reducción de olores) como la percepción social de los cambios para una valoración integral de la intervención.
11. **Direcciones para futuras estrategias de rehabilitación:** los hallazgos sugieren priorizar el desarrollo de experiencias piloto que evalúen el control químico del fósforo interno (como policloruro de aluminio), complementado con estudios de la estructura trófica del ecosistema, implementados mediante diseños experimentales rigurosos y participación comunitaria para fortalecer la base de conocimiento local.

8 Aprendizajes y desafíos futuros

La experiencia obtenida a partir de la evaluación de la aireación artificial como estrategia de rehabilitación en el lago Javier permitió identificar varios aspectos clave para el futuro estudio y gestión de lagos urbanos, profundos y eutróficos.

1. **Profundización del conocimiento sobre procesos internos:** los resultados obtenidos evidencian la necesidad de comprender en mayor profundidad la dinámica térmica de lagos profundos y subtropicales como los de Uruguay, ya que el régimen de estratificación y mezcla anual condiciona directamente los procesos biogeoquímicos, la disponibilidad de nutrientes y la eficacia de intervenciones como la aireación.
2. **Fortalecimiento del monitoreo automático con telemetría:** uno de los principales avances metodológicos de este estudio fue la implementación de sistemas de monitoreo automático con telemetría, que permitió obtener datos de alta frecuencia y mejorar sustancialmente la resolución temporal del seguimiento limnológico. El uso de estas tecnologías representa un salto cualitativo en las capacidades de diagnóstico y gestión adaptativa de lagos urbanos en Uruguay. Se recomienda avanzar en integrar estas herramientas con sistemas de alerta temprana y plataformas de acceso público, promoviendo la participación ciudadana y la transparencia en la gestión de lagos urbanos.
3. **Optimización y evaluación de estrategias de rehabilitación:** los desafíos operativos observados resaltan la necesidad de diseñar y ajustar los sistemas de aireación artificial considerando las características particulares de cada lago. Resulta prioritario desarrollar evaluaciones comparativas de diferentes tecnologías (por ejemplo, aplicaciones químicas), integrando criterios de costo-efectividad, sostenibilidad y aceptación social.
4. **Replicabilidad del enfoque BACI:** la implementación del diseño BACI demostró ser útil para distinguir los efectos de la intervención, pero también reveló limitaciones asociadas a la disponibilidad de datos históricos y la dificultad de encontrar sistemas de referencia estrictamente comparables. Se recomienda

promover iniciativas de monitoreo sistemático y redes de colaboración que faciliten la aplicación de diseños experimentales robustos.

5. **Expansión del monitoreo temporal mediante herramientas satelitales:** el monitoreo *in situ* del lago Javier comenzó poco antes de implementar la aireación. Las imágenes satelitales para seguimiento de parámetros como clorofila ofrecen la oportunidad de reconstruir tendencias ecológicas a largo plazo. Algoritmos específicos desarrollados para estimar clorofila *a* partir de imágenes satelitales han permitido generar datos históricos para el lago Javier y otros lagos de Canelones. Estos datos hubieran fortalecido la línea de base pre-intervención, pero no alcanzaron a integrarse. Esta línea de investigación mantiene potencial significativo para complementar el monitoreo automático y de campo, y proporcionar una visión temporal más amplia.
6. **Implicancias para la gestión y la participación ciudadana:** el involucramiento de la comunidad local y las autoridades fue fundamental para viabilizar la intervención y su seguimiento. Futuras acciones de rehabilitación deberían potenciar la participación social, la educación ambiental y la transparencia en la comunicación de los resultados, consolidando espacios de co-gestión entre técnicos, gestores y usuarios.
7. **Perspectiva socioecológica y percepción social:** además de los aspectos limnológicos y de gestión, resulta fundamental avanzar en la integración de la dimensión social en la evaluación de experiencias de rehabilitación de lagos urbanos. Investigar sobre la percepción de los actores sociales vinculados al lago Javier con el fin de comprender cómo la comunidad valora los cambios generados por esta misma intervención de aireación artificial y cuáles son sus expectativas y preocupaciones, constituye un complemento esencial a la visión ecológica tradicional y aporta elementos clave para la gestión adaptativa.
8. **Nuevos desafíos bajo escenarios de cambio global:** el impacto del cambio climático sobre los regímenes hidrológicos, la temperatura y los patrones de estratificación demandará la adaptación continua de las estrategias de gestión. En ese sentido, se vuelve relevante incorporar herramientas de modelación y

simulaciones predictivas que permitan anticipar respuestas del sistema, especialmente en estos lagos subtropicales profundos, y ajustar de forma adaptativa las intervenciones.

- 9. Fortalecimiento de capacidades y enfoques experimentales con respaldo científico:** se refuerza la importancia de promover estrategias de rehabilitación que no solo integren distintas herramientas técnicas, sino que también se conciben como oportunidades para fortalecer capacidades en diversos sectores vinculados a la gestión de ecosistemas acuáticos. Esto incluye a organismos públicos responsables de la gestión ambiental, profesionales y empresas que implementan soluciones tecnológicas, instituciones académicas que aportan conocimiento científico validado, y comunidades locales involucradas en el uso de estos espacios. En contextos donde las intervenciones pueden requerir inversiones sustanciales o conllevar riesgos ecológicos, resulta fundamental que las decisiones se fundamenten en evidencia robusta y se enmarquen en procesos de evaluación adaptativa. Se propone, en este sentido, avanzar mediante experiencias piloto cuidadosamente diseñadas, que integren monitoreo continuo, retroalimentación entre saberes y aprendizajes compartidos, contribuyendo así a una base de conocimiento contextualizada y a una gestión más efectiva y sostenible de los lagos urbanos.

9 Agradecimientos

Quisiera expresar mi sincero agradecimiento a todas las personas e instituciones que hicieron posible la realización de este trabajo.

En primer lugar, a mi tutor, Guillermo, por su guía permanente, su apoyo académico y humano, y su confianza y paciencia a lo largo de todo este largo camino.

Al tribunal evaluador, Luis, Lorena y Mariana, por su tiempo, dedicación y valiosos aportes que enriquecieron este trabajo.

A todo el grupo del Laboratorio de Ciencia de Cuencas y Limnología del Antropoceno: a Claudia, por su dedicación en el análisis de las muestras de laboratorio, a Pablo, por su apoyo en las salidas de campo y en el mantenimiento de las boyas, y a Lucía y Antonella por su acompañamiento durante estos años.

Mi reconocimiento a los vecinos de los lagos Javier y Fiscal, cuya iniciativa y esfuerzo hicieron posible la inversión necesaria para la adquisición del equipo de aireación: a la Asociación Civil Lagos y la Comisión “Cuidemos Lagos”, y en especial a Carlos Trambauer, Martín Harguindeguy y Nicolás Grille, por su compromiso y participación activa.

También agradezco especialmente a Leonardo Herou, quien, como director de Gestión Ambiental de la Intendencia de Canelones, apoyó la implementación de la intervención y facilitó la colaboración entre la academia y la comunidad.

A Lucía Boccardi de Fundación Latitud, por el análisis del fitoplancton, que resultó muy relevante para comprender la resiliencia del sistema.

A María Eugenia Pascual, por su trabajo con la comunidad involucrada en esta iniciativa de rehabilitación, clave para una comprensión holística de la experiencia.

A Bernardo Zabaleta, por su colaboración en la estimación satelital de clorofila que, aunque no haya podido ser incorporada, enriqueció el abordaje exploratorio.

A INUMET, por facilitar el acceso a datos meteorológicos, y a la Comuna Canaria, por aportar datos de consumo eléctrico y costos asociados, fundamentales para el análisis.

Finalmente, a mis amigos, mi familia y a todos quienes de alguna manera acompañaron este proceso, mi más profundo agradecimiento.

10 Financiación

Esta investigación pudo realizarse gracias al Convenio de colaboración entre la Intendencia de Canelones y el Centro Universitario Regional del Este (CURE) de la Universidad de la República (Uruguay), administrado por la Fundación para el Desarrollo de las Ciencias Básicas (FUNDACIBA), y a la beca ANII POS_NAC_2020_1_163821.

Anexos

I. Evaluación de opciones disponibles como lago de referencia

En la región de estudio existen 19 lagos urbanos de origen antrópico, pero las opciones viables como sistemas de referencia eran limitadas. Como muestra la Tabla 5, la mayoría de los lagos presentaban limitaciones críticas: intervenciones activas (Puente, Caleta, CICSSA, Botavara, Fiscal), inaccesibilidad por ser privados (Miramar, Grande), tamaños muy reducidos (Shangrilá sur, Géant), conexión con efluentes (Centro Cívico), o diferencias morfométricas más marcadas (Martínez, Roosevelt con islas). Además, la Figura 45 evidencia que muchos lagos presentaban datos de base insuficientes o diferencias limnológicas aún mayores que las observadas entre Javier (lago intervenido) y Jardín (finalmente elegido como referencia).

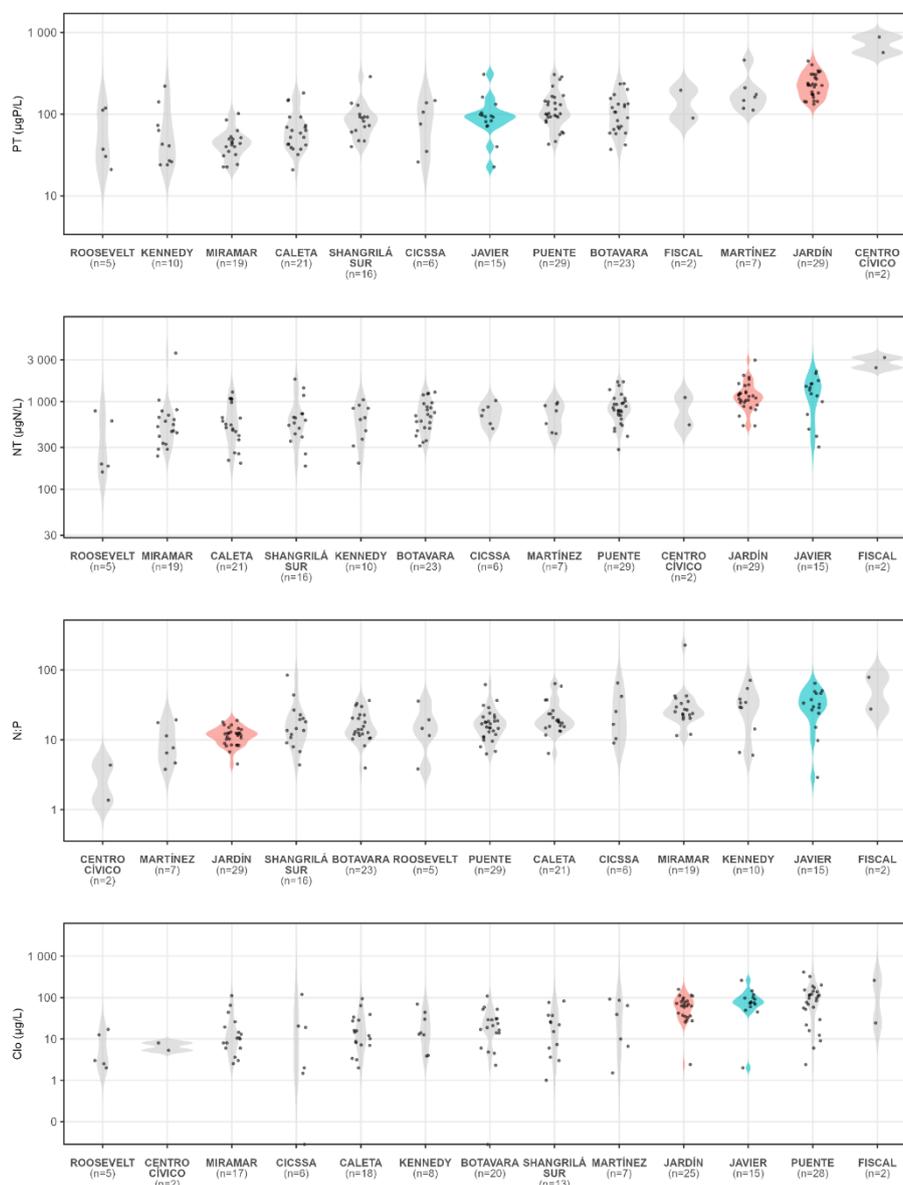


Figura 45. Distribución de variables limnológicas por lago. PT: Fósforo total, NT: Nitrógeno total, N:P: relación molar NT:PT, Clo: clorofila a; muestras de superficie entre junio de 2016 y noviembre de 2020 inclusive.

Tabla 5. Características de los lagos urbanos del suroeste de Canelones. Á: Área (ha), Per: Perímetro (m), IDC: Índice de desarrollo de costa, L máx: Largo máximo (m), An máx: Ancho máximo (m), PT: fósforo total (µgP/L), NT: nitrógeno total (µgN/L), N:P: relación molar NT:PT, Clo: clorofila a (µg/L), todos valores medianos de muestras de superficie entre junio de 2016 y noviembre de 2020 inclusive.

Lago	Á	Per	Per / Á	IDC	L máx	An máx	L / An	PT	NT	N:P	Clo	Posibles lagos de referencia	Ubicación
Puente	11.4	1815	0.016	1.52	729	338	2.16	101	802	17	97	Con relleno activo	-34.87070086278201, -56.034554578703904
Fiscal	4.8	1014	0.021	1.31	400	205	1.96	230	1969	19	120	Pequeño, somero, muy elevado nivel de nutrientes, aireado	-34.86688554356978, -56.044941855366716
Géant	2.3	626	0.028	1.17	242	128	1.89	sd	sd	sd	sd	Muy pequeño	-34.86686316546914, -56.025687664794496
Ton-Ton/La Caleta	12.5	2138	0.017	1.71	809	381	2.12	59	542	18	13	Con relleno activo	-34.86526245652488, -56.02857517177821
Javier	23.3	2683	0.011	1.57	906	427	2.12	93	1357	32	79	JAVIER	-34.86394014699458, -56.040610461195755
Martínez	15.8	2170	0.014	1.54	635	395	1.61	162	786	8	39	Somero, con islas, vegetación acuática	-34.862099244997765, -56.044530993547134
Parque Miramar	1.1	429	0.040	1.16	167	78	2.15	44	518	25	10	Muy pequeño, casi inaccesible por urbanización reciente	-34.86070825537573, -56.03438804690157
CICSSA	7.2	1063	0.015	1.12	445	275	1.62	91	745	21	11	Privado, inaccesible, relleno activo	-34.85900551907487, -56.04060200400558
Grande	9.1	1546	0.017	1.45	547	208	2.63	sd	sd	sd	sd	Privado, inaccesible, con isla	-34.85879605171067, -56.03638449903582
Chica	2.7	696	0.025	1.19	281	127	2.21	sd	sd	sd	sd	Muy diferente	-34.85630202662897, -56.03736564085777
Roosevelt	5.7	1709	0.030	2.02	488	247	1.97	37	194	15	3	Isla, densa cobertura circundante, nivel de nutrientes menor	-34.854717847482135, -56.03169769683054
Shangrilá sur	1.1	404	0.038	1.10	173	91	1.90	86	592	14	22	Muy pequeño, sujeto a otras intervenciones	-34.85236903894755, -55.99272433351701
Kennedy	10.0	1559	0.016	1.39	619	207	2.98	42	641	32	14	Con relleno activo	-34.85020207021854, -56.0089123461496
Botavara	67.9	5189	0.008	1.78	1714	722	2.37	106	690	14	20	3 veces más área, relleno activo	-34.849632205235466, -56.014532263332995
km 20	14.0	1680	0.012	1.27	683	359	1.90	sd	sd	sd	sd	Privado, inaccesible, relleno activo	-34.84412483440358, -56.00415769062266
km 20 -2	2.1	804	0.038	1.55	358	93	3.84	sd	sd	sd	sd	Relleno activo, pequeño	-34.84252243042413, -56.00917116706446
Centro Cívico	5.8	1645	0.028	1.93	456	252	1.81	722	829	3	7	Altamente contaminado, cobertura vegetal flotante, relleno activo	-34.838297253866955, -55.99266213390356
Country de Lagomar	0.7	404	0.055	1.33	167	107	1.55	sd	sd	sd	sd	Cubierto permanentemente por macrófitas	-34.8379092824757, -55.98284640715003
Jardín	5.4	1291	0.024	1.57	492	172	2.86	226	1147	12	63	Accesible, sin intervenciones activas, igualmente equipado	-34.837029017549234, -55.98876944926449

II. Ajuste del modelo lineal mixto de PT en superficie del lago Javier

Se verificó que los datos ajustaran a una distribución normal ($AIC_{normal} = 918 < AIC_{log-normal} = 948$; Figura 46-I). Luego, se evaluó visualmente el ajuste del modelo lineal mixto (Figura 46-II). Aunque algunos residuos, particularmente en valores altos, presentan leves desviaciones de la normalidad, en general el modelo fue apropiado. Además, se detectó un posible valor extremo (según la distancia de Cook), pero dado que su exclusión no generaba una mejora sustancial, se decidió conservarlo.

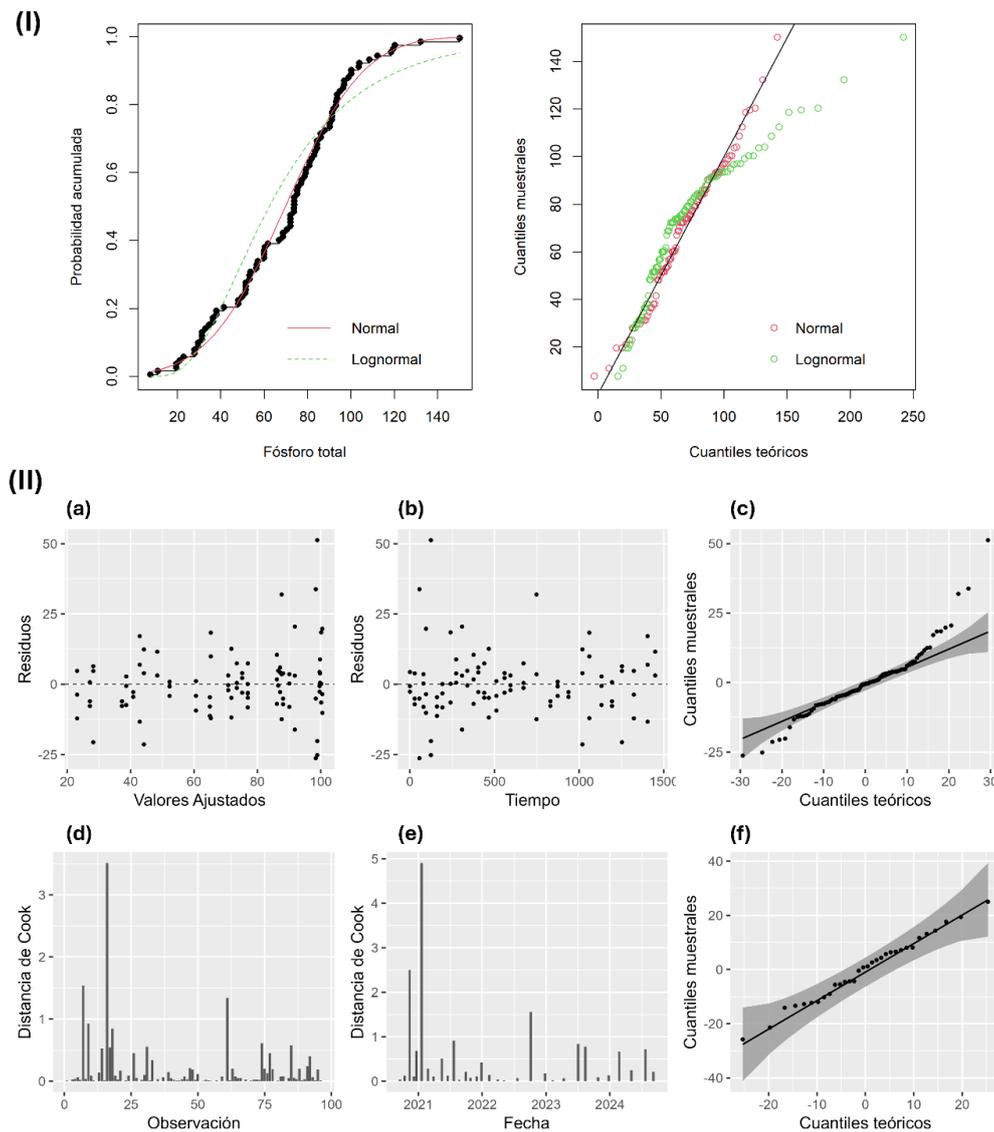


Figura 46. (I) Evaluación de bondad de ajuste de las distribuciones normal y log-normal a los datos de fósforo total en superficie; función de distribución acumulada (izquierda) y gráfico cuantil-cuantil (derecha). (II) Análisis de residuos; (a) y (b) muestran la relación entre los residuos y los valores ajustados y la variable explicativa tiempo respectivamente; (d) y (e) las distancias de Cook desde cada punto de datos y para todos los datos de cada fecha, respectivamente; (c) y (f) gráficos cuantiles-cuantiles (y la banda de confianza del 95%) para los residuos y las estimaciones de los interceptos aleatorios, respectivamente.

III. Ajuste del modelo lineal mixto de clorofila a en superficie del lago Javier

Al igual que para el fósforo total se evaluó previamente la distribución de los datos de clorofila a (Figura 47-I). Excepto en valores extremos (especialmente los más altos) la distribución normal ajustó razonablemente bien y la log-transformación no mejoró sustancialmente el ajuste ($AIC_{normal} = 987$ y $AIC_{log-normal} = 985$), por lo que para facilitar la interpretación de resultados se trabajó con la variable sin transformar. Además, el análisis de residuos del modelo lineal mixto mostró un muy buen ajuste, sin valores extremos (Figura 47-II).

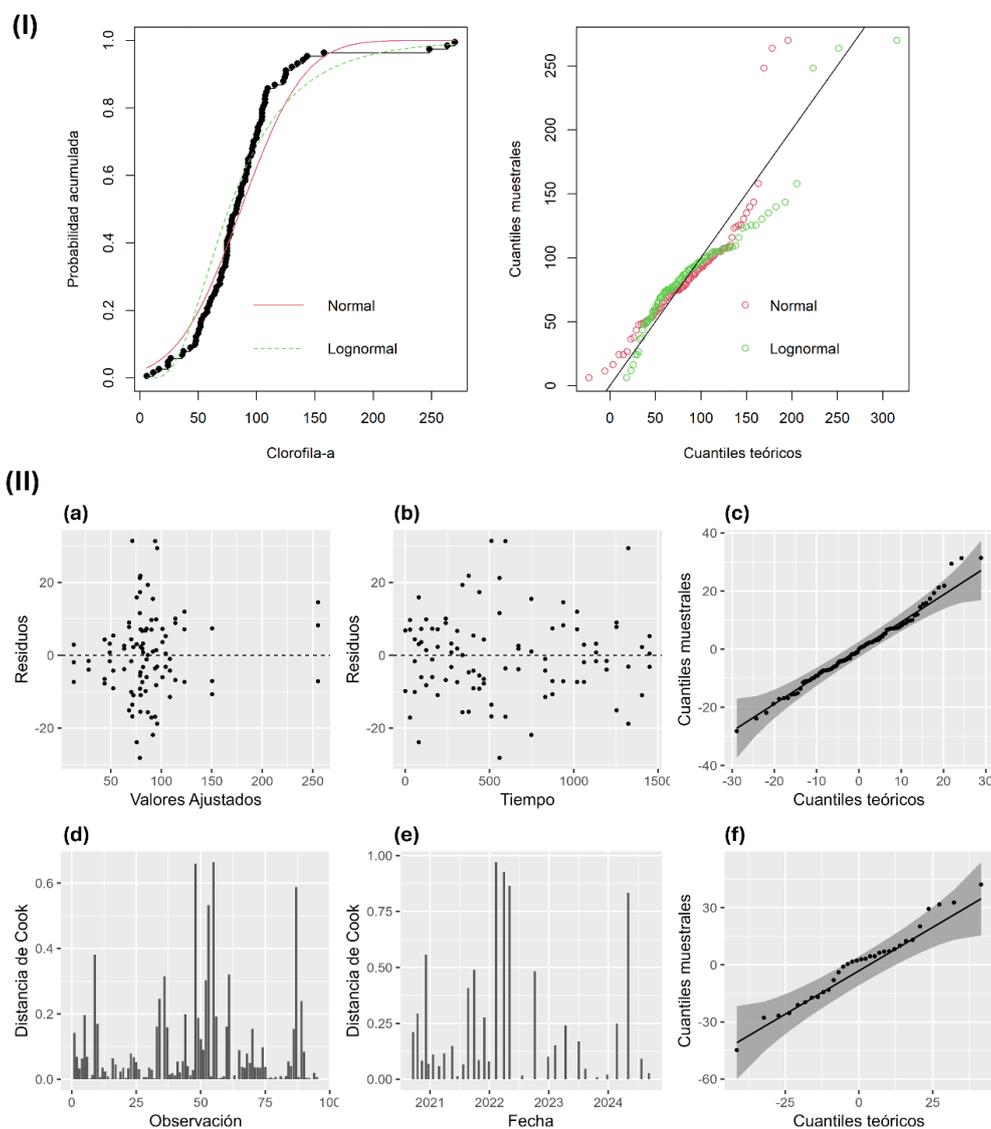


Figura 47. (I) Evaluación de bondad de ajuste de las distribuciones normal y log-normal a los datos de clorofila a en superficie; función de distribución acumulativa (izquierda) y gráfico cuantil-cuantil (derecha). (II) Análisis de residuos; (a) y (b) muestran la relación entre los residuos y los valores ajustados y la variable explicativa tiempo respectivamente; (d) y (e) las distancias de Cook desde cada punto de datos y para todos los datos de cada fecha, respectivamente; (c) y (f) gráficos cuantiles-cuantiles (y la banda de confianza del 95%) para los residuos y las estimaciones de los interceptos aleatorios, respectivamente.

IV. Ajuste del modelo logarítmico de clorofila *a* y transparencia en el lago Javier

La relación entre la concentración de clorofila *a* y la transparencia del agua (evaluada mediante la visibilidad del disco de Secchi) en el lago Javier se representó a través de un modelo logarítmico que explicó el 65,4 % de la variabilidad observada (Figura 48).

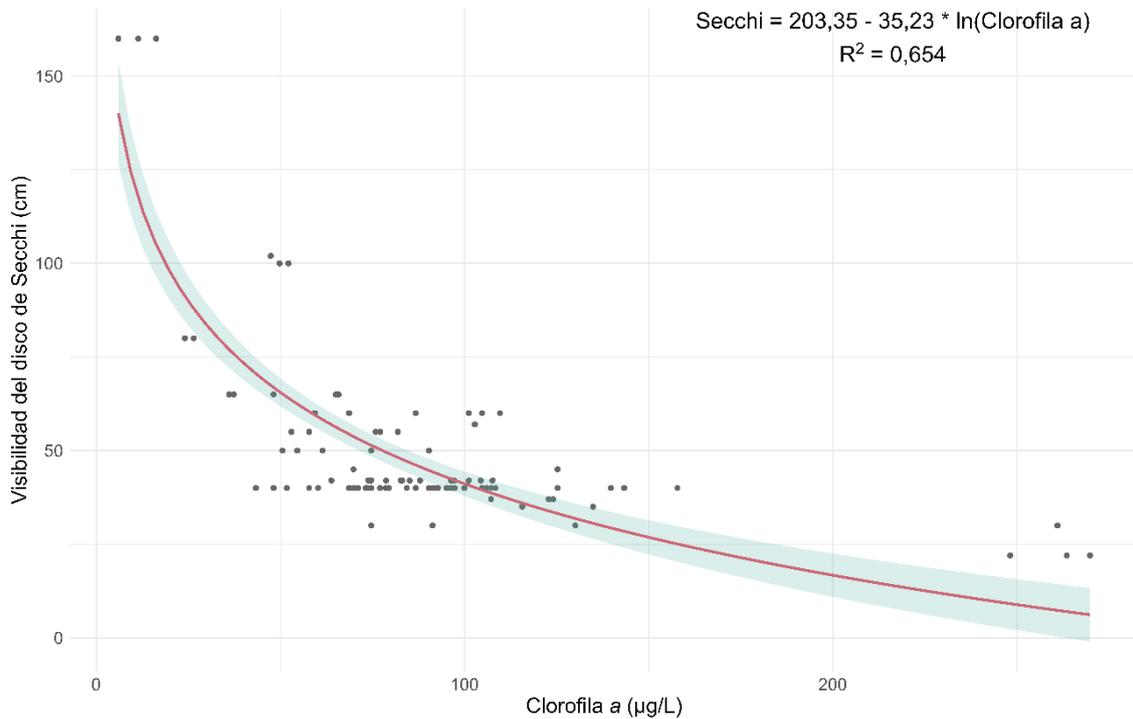


Figura 48. Relación entre la concentración de clorofila *a* en superficie (en µg/L) y la visibilidad del disco de Secchi (en cm) en el lago Javier. Cada punto representa una observación, mientras que la curva roja indica el ajuste del modelo logarítmico (que se muestra arriba a la derecha junto al R²) y el área verde el intervalo de confianza del 95%.

11 Bibliografía

- Allende, L. y Fontanarrosa, M. S. (2023). Addressing the trophic status in urban ponds: An evaluation of current trophic state indexes. *Austral Ecology*, 48(8), 1828-1847. <https://doi.org/10.1111/aec.13425>
- Alonso, J., Quintans, F., Taks, J., Conde, D., Chalar, G., Bonilla, S., Arocena, R., Haakonsson, S., Aubriot, L., Goyenola, G., Muniz, P., Marrero, A., Hutton, M., Venturini, N., Pita, A. L., Iglesias, K., Ríos, M., Zaldúa, N., Teixeira de Mello, F., *et al.* (2019). Water Quality in Uruguay: current status and challenges. En *Water Quality in the Americas: Risks and Opportunities* (pp. 561-597). Interamerican Network of National Academies of Sciences-IANAS/UNESCO.
- Amaral, V., Bonilla, S. y Aubriot, L. (2014). Growth optimization of the invasive cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in response to phosphate fluctuations. *European Journal of Phycology*, 49(1), 134-141. <https://doi.org/10.1080/09670262.2014.897760>
- Andersen, T., Carstensen, J., Hernández-García, E. y Duarte, C. M. (2009). Ecological thresholds and regime shifts: approaches to identification. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(1), 49-57. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.07.014>
- Arocena, R. (2016). *Principios y métodos de limnología: ejemplos de Uruguay*. 2a ed. corregida, aumentada y actualizada. DIRAC.
- Artigas Muñoz, A. (2007). *Instrumentos fiscales, obras de infraestructura y transformaciones territoriales. El caso de la Ciudad de la Costa - Departamento de Canelones 1985-2000*. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Arquitectura. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/5575>
- Ashby, S. L. y Kennedy, R. H. (1993). *Effects of artificial destratification on water quality at East Sidney Lake, New York*. US Army Engineer Waterways Experiment Station Vicksburg, Miss.
- Aubriot, L. (2019). Nitrogen availability facilitates phosphorus acquisition by bloom-forming cyanobacteria. *FEMS Microbiology Ecology*, 95(2), <https://doi.org/10.1093/femsec/fiy229>
- Aubriot, L. y Bonilla, S. (2018). Regulation of phosphate uptake reveals cyanobacterial bloom resilience to shifting N:P ratios. *Freshwater Biology*, 63(3), 318-329. <https://doi.org/10.1111/fwb.13066>
- Aubriot, L., Clivio, F., Somma, A., Galvanese, E., Colombo, S. y Haakonsson, S. (2025). Control of cyanobacterial blooms with iron addition can favor stress-tolerant toxic species. *Harmful Algae*, 142102784. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2024.102784>

- Balangoda, A. (2015). *Impact of artificial aeration on nutrients in a small eutrophic lake*. North Dakota State University of Agriculture and Applied Science. <https://hdl.handle.net/10365/27298>
- Balangoda, A. (2016). Artificial destratification effects on nitrogen and phosphorus dynamics in a eutrophic impoundment in the northern Great Plains. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(8), <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5444-7>
- Bartaburu, F. y Baliño, A. (2024). De 2011 a 2023: el mapa de las localidades que ganaron y perdieron población en todo el país. *El País Uruguay*. <https://www.elpais.com.uy/narrativas-visuales/de-2011-a-2023-el-mapa-de-las-localidades-que-ganaron-y-perdieron-poblacion-en-todo-el-pais>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. y Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using **lme4**. *Journal of Statistical Software*, 67(1), <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Beduhn, R. J. (1994). The Effects of Destratification Aeration on Five Minnesota Lakes. *Lake and Reservoir Management*, 9(1), 105-110. <https://doi.org/10.1080/07438149409354737>
- Birgé, H. E., Allen, C. R., Garmestani, A. S. y Pope, K. L. (2016). Adaptive management for ecosystem services. *Journal of Environmental Management*, 183343-352. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.054>
- Blanchette, M. L. y Lund, M. A. (2021). Aquatic Ecosystems of the Anthropocene: Limnology and Microbial Ecology of Mine Pit Lakes. *Microorganisms*, 9(6), 1207. <https://doi.org/10.3390/microorganisms9061207>
- Bonilla, S., Aubriot, L., Soares, M. C. S., González-Piana, M., Fabre, A., Huszar, V. L. M., Lüring, M., Antoniadis, D., Padisák, J. y Kruk, C. (2012). What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? *FEMS Microbiology Ecology*, 79(3), 594-607. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2011.01242.x>
- Bormans, M., Maršálek, B. y Jančula, D. (2015). Controlling internal phosphorus loading in lakes by physical methods to reduce cyanobacterial blooms: a review. *Aquatic Ecology*, 50(3), 407-422. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9564-x>
- Bowman, M. F. y Somers, K. M. (2005). Considerations when Using the Reference Condition Approach for Bioassessment of Freshwater Ecosystems. *Water Quality Research Journal*, 40(3), 347-360. <https://doi.org/10.2166/wqrj.2005.039>
- Brönmark, C. y Hansson, L.-A. (2005). *The Biology of Lakes and Ponds*. 2nd ed. Oxford University Press.
- Burford, M. A. y Lu, J. (2024). The Nitrogen Cycle. En *Wetzel's Limnology* (pp. 325-357). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822701-5.00014-8>

- Caraco, N. F., Cole, J. J. y Likens, G. E. (1993). Sulfate control of phosphorus availability in lakes: A test and re-evaluation of Hasler and Einsele's model. *Hydrobiologia*, 253(1-3), 275-280. <https://doi.org/10.1007/BF00050748>
- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22(2), 361-369. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>
- Carlson, R. E. (2007). Estimating trophic state. *Lakeline*, 27(1), 25-28.
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N. y Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3), 559-568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008%0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008%0.CO;2)
- Carpenter, S. R. y Cottingham, K. L. (1997). Resilience and Restoration of Lakes. *Conservation Ecology*, 1(1), art2. <https://doi.org/10.5751/ES-00020-010102>
- Crowe, S. A., Treusch, A. H., Forth, M., Li, J., Magen, C., Canfield, D. E., Thamdrup, B. y Katsev, S. (2017). Novel anammox bacteria and nitrogen loss from Lake Superior. *Scientific Reports*, 7(1), 13757. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-12270-1>
- Davidson, T. A., Sayer, C. D., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Johansson, L. S., Baker, A. y Graeber, D. (2023). Bimodality and alternative equilibria do not help explain long-term patterns in shallow lake chlorophyll-a. *Nature Communications*, 14(1), 398. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-36043-9>
- Delignette-Muller, M. L. y Dutang, C. (2015). **fitdistrplus** : An R Package for Fitting Distributions. *Journal of Statistical Software*, 64(4), <https://doi.org/10.18637/jss.v064.i04>
- Dillon, P. J. y Molot, L. A. (2024). The Phosphorus Cycle. En *Wetzel's Limnology* (pp. 359-425). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822701-5.00015-X>
- Ding, S., Wang, Y., Wang, D., Li, Y. Y., Gong, M. y Zhang, C. (2016). In situ, high-resolution evidence for iron-coupled mobilization of phosphorus in sediments. *Scientific Reports*, 6(1), 24341. <https://doi.org/10.1038/srep24341>
- El Observador (2021). Investigan muerte de peces en lago de Canelones. <https://www.elobservador.com.uy/nota/investigacion-muerte-de-peces-en-lago-de-canelones-202133018350>
- Fabre, A., Carballo, C., Hernández, E., Piriz, P., Bergamino, L., Mello, L., González, S., Pérez, G., León, J. G., Aubriot, L., Bonilla, S. y Kruk, C. (2010). Nitrogen and euphotic/mixing zone ratio explain cyanobacterial occurrence in small subtropical man-made lakes (Uruguay). *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(1), 112-125.
- Fernandez, R. L., Bonansea, M., Cosavella, A., Monarde, F., Ferreyra, M. y Bresciano, J. (2012). Effects of bubbling operations on a thermally stratified reservoir:

implications for water quality amelioration. *Water Science and Technology*, 66(12), 2722-2730. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.507>

Fernandez-Figueroa, E. G., Buley, R. P., Barros, M. U. G., Gladfelter, M. F., McClimans, W. D. y Wilson, A. E. (2021). Carlson's Trophic State Index is a poor predictor of cyanobacterial dominance in drinking water reservoirs. *AWWA Water Science*, 3(2), e1219. <https://doi.org/10.1002/aws2.1219>

Ferral, A., Luccini, E., Solis, V., Frery, A., Aleksinko, A., Bernasconi, I. y Scavuzzo, C. M. (2018). In-Situ and Satellite Monitoring of Water Quality of an Eutrophic Lake with an Artificial Air Diffusion System. *IEEE Latin America Transactions*, 16(2), 627-633. <https://doi.org/10.1109/TLA.2018.8327422>

Ferral, A., Solis, V., Frery, A., Orueta, A., Bernasconi, I., Bresciano, J. y Scavuzzo, C. M. (2017). Spatio-temporal changes in water quality in an eutrophic lake with artificial aeration. *Journal of Water and Land Development*, 35(1), 27-40. <https://doi.org/10.1515/jwld-2017-0065>

Furtado, A. P. F. V., Monte-Mor, R. C. de A. y Do Couto, E. de A. (2021). Evaluation of reduction of external load of total phosphorus and total suspended solids for rehabilitation of urban lakes. *Journal of Environmental Management*, 296113339. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113339>

Genty, B., Briantais, J.-M. y Baker, N. R. (1989). The relationship between the quantum yield of photosynthetic electron transport and quenching of chlorophyll fluorescence. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - General Subjects*, 990(1), 87-92. [https://doi.org/10.1016/S0304-4165\(89\)80016-9](https://doi.org/10.1016/S0304-4165(89)80016-9)

Giles, C. D., Isles, P. D. F., Manley, T., Xu, Y., Druschel, G. K. y Schroth, A. W. (2016). The mobility of phosphorus, iron, and manganese through the sediment–water continuum of a shallow eutrophic freshwater lake under stratified and mixed water-column conditions. *Biogeochemistry*, 127(1), 15-34. <https://doi.org/10.1007/s10533-015-0144-x>

González-Madina, L., Pacheco, J. P., Yema, L., De Tezanos, P., Levrini, P., Clemente, J., Crisci, C., Lagomarsino, J. J., Méndez, G., Fosalba, C., Goyenola, G. y Mazzeo, N. (2019). Drivers of cyanobacteria dominance, composition and nitrogen fixing behavior in a shallow lake with alternative regimes in time and space, Laguna del Sauce (Maldonado, Uruguay). *Hydrobiologia*, 82961-76. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3628-6>

Goyenola, G., Acevedo, S., Machado, I. y Mazzeo, N. (2011). *Diagnóstico del Estado Ambiental de los Sistemas Acuáticos Superficiales del Departamento de Canelones. Volumen II: Lagos del Sector Suroeste del Departamento. Informe Desarrollo de Línea de Base sobre Calidad de Agua 2008-2009*. Facultad de Ciencias; Comuna Canaria. https://www.imcanelones.gub.uy/sites/default/files/pagina_sitio/archivos_adjuntos/2011-pedca_ii_lagos_edicion_revisada_28-6-171.pdf

- Goyenola, G., Fleitas, V., Gaucher, L., Pinotti, G., Boccardi, L., Rehermann, S., Fosalba, C., Zabala, Y., Amaral, V., Saona, G., Iribarne, L., Valverde, M., Risso, J., D'Alessandro, B., Sienna, D., Bentos, G. y Terzano, P. (2023). *Selección y evaluación técnica de una estrategia de manejo de la carga interna de fósforo aplicable a lagos urbanos montevideanos*. Centro Universitario Regional del Este, Sede Maldonado. UDELAR.
- Goyenola, G., Fleitas, V., Urtado, L., Fosalba, C., Acevedo, S. y Cabrera, S. (2024). *Sistemas Acuáticos Canarios: Estado del conocimiento y gestión ambiental*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.25267.64806>
- Goyenola, G., Iglesias, C., Vidal, N., Burwood, M., González-Madina, L. y Fosalba, C. (2018). *Lago Shangrilá. Estado Ecosistémico y Gestión Ambiental*. FUNDACIBA/CURE, Intendencia de Canelones.
- Goyenola, G., Vidal, N., Acevedo, S., Cabrera, S., Fosalba, C., Teixeira de Mello, F., Calvo, C., Tesitore, G., Gaucher, L., Iglesias, C., López-Rodríguez, A., Burwood, M., Corrales, N., Olsson, D., Levrini, P., Pacheco, J. P., Capuccio, L. y Urtado, L. (2017). *Informe Ambiental Estratégico. Sistemas Acuáticos Canarios. Estado del conocimiento y gestión ambiental*. Centro Universitario Regional Este/Universidad de la República, Intendencia Departamental de Canelones. https://www.imcanelones.gub.uy/sites/default/files/pagina_sitio/archivos_adjuntos/informe_ambiental_estrategico_recursos_hidricos_canelones.pdf
- Green, R. H. (1979). *Sampling design and statistical methods for environmental biologists*. Wiley.
- Grochowska, J. y Gawrońska, H. (2004). Restoration effectiveness of a degraded lake using multi-year artificial aeration. *Polish Journal of Environmental Studies*, 13(6), 671-681.
- Haakonsson, S., Rodríguez-Gallego, L., Somma, A. y Bonilla, S. (2017). Temperature and precipitation shape the distribution of harmful cyanobacteria in subtropical lotic and lentic ecosystems. *Science of The Total Environment*, 6091132-1139. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.067>
- Hasan, K., Alam, K. y Chowdhury, Md. S. A. (2013). The Use of an Aeration System to Prevent Thermal Stratification of Water Bodies: Pond, Lake and Water Supply Reservoir. *Applied Ecology and Environmental Sciences*, 2(1), 1-7. <https://doi.org/10.12691/aees-2-1-1>
- Heisler, J., Glibert, P., Burkholder, J., Anderson, D., Cochlan, W., Dennison, W., Gobler, C., Dortch, Q., Heil, C., Humphries, E., Lewitus, A., Magnien, R., Marshall, H., Sellner, K., Stockwell, D., Stoecker, D. y Suddleson, M. (2008). Eutrophication and harmful algal blooms: A scientific consensus. *Harmful Algae*, 8(1), 3-13. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2008.08.006>

- Helfer, F., Zhang, H. y Lemckert, C. (2011). Modelling of lake mixing induced by air-bubble plumes and the effects on evaporation. *Journal of Hydrology*, 406(3-4), 182-198. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.06.020>
- Hillebrand, H., Donohue, I., Harpole, W. S., Hodapp, D., Kucera, M., Lewandowska, A. M., Merder, J., Montoya, J. M. y Freund, J. A. (2020). Thresholds for ecological responses to global change do not emerge from empirical data. *Nature Ecology & Evolution*, 4(11), 1502-1509. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1256-9>
- Ho, J. C., Michalak, A. M. y Pahlevan, N. (2019). Widespread global increase in intense lake phytoplankton blooms since the 1980s. *Nature*, 574(7780), 667-670. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1648-7>
- Holgerson, M. A., Richardson, D. C., Roith, J., Bortolotti, L. E., Finlay, K., Hornbach, D. J., Gurung, K., Ness, A., Andersen, M. R., Bansal, S., Finlay, J. C., Cianci-Gaskill, J. A., Hahn, S., Janke, B. D., McDonald, C., Mesman, J. P., North, R. L., Roberts, C. O., Sweetman, J. N., *et al.* (2022). Classifying Mixing Regimes in Ponds and Shallow Lakes. *Water Resources Research*, 58(7), <https://doi.org/10.1029/2022WR032522>
- Holmroos, H., Horppila, J., Laakso, S., Niemistö, J. y Hietanen, S. (2016). Aeration-Induced Changes in Temperature and Nitrogen Dynamics in a Dimictic Lake. *Journal of Environmental Quality*, 45(4), 1359-1366. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.09.0455>
- Howarth, R. W., Marino, R. y Cole, J. J. (1988). Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. 2. Biogeochemical controls. *Limnology and Oceanography*, 33(4, part 2), 688-701. <https://doi.org/10.4319/lo.1988.33.4part2.0688>
- Hutchinson, G. E. y Löffler, H. (1956). The Thermal Classification of Lakes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 42(2), 84-86. <https://doi.org/10.1073/pnas.42.2.84>
- Imberger, J. y Patterson, J. C. (1989). Physical Limnology. En *Advances in Applied Mechanics* (pp. 303-475). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0065-2156\(08\)70199-6](https://doi.org/10.1016/S0065-2156(08)70199-6)
- INUMET, (Instituto Uruguayo de Meteorología) (2023). *Sequía Meteorológica en Uruguay. 2022 - 2023. Informe final*. Instituto Uruguayo de Meteorología. Área de Meteorología y Clima para la Sociedad. Dirección. https://www.inumet.gub.uy/sites/default/files/2024-01/Informe%20final_Sequ%C3%ADa%20Final_2020_2023_compressed.pdf
- Isvánovics, V., Shafik, H. M., Présing, M. y Juhos, S. (2000). Growth and phosphate uptake kinetics of the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) in throughflow cultures. *Freshwater Biology*, 43(2), 257-275. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00549.x>

- ITRC, (Interstate Technology & Regulatory Council) (2021). *Strategies for Preventing and Managing Harmful Cyanobacterial Blooms (HCB-1)*. Interstate Technology & Regulatory Council, HCB Team. <https://hcb-1.itrcweb.org/hypolimnetic-oxygenation-and-aeration/>
- Jensen, H. S. y Andersen, F. O. (1992). Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes. *Limnology and Oceanography*, 37(3), 577-589. <https://doi.org/10.4319/lo.1992.37.3.0577>
- Jeppesen, E., Meerhoff, M., Jacobsen, B. A., Hansen, R. S., Søndergaard, M., Jensen, J. P., Lauridsen, T. L., Mazzeo, N. y Branco, C. W. C. (2007a). Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation—the successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia*, 581(1), 269-285. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0507-3>
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Davidson, T. A., Liu, Z., Mazzeo, N., Trochine, C., Özkan, K., Jensen, H. S., Trolle, D., Starling, F., Lazzaro, X., Johansson, L. S., Bjerring, R., Liboriussen, L., Larsen, S. E., Landkildehus, F., Egemose, S. y Meerhoff, M. (2012). Biomanipulation as a Restoration Tool to Combat Eutrophication. En *Advances in Ecological Research* (pp. 411-488). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-398315-2.00006-5>
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Meerhoff, M., Lauridsen, T. L. y Jensen, J. P. (2007b). Shallow lake restoration by nutrient loading reduction—some recent findings and challenges ahead. *Hydrobiologia*, 584(1), 239-252. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0596-7>
- Jilbert, T., Couture, R.-M., Huser, B. J. y Salonen, K. (2020). Preface: Restoration of eutrophic lakes: current practices and future challenges. *Hydrobiologia*, 847(21), 4343-4357. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04457-x>
- Kalff, J. (2002). *Limnology: inland water ecosystems*. Prentice Hall.
- Kheiri, G., Pabalan, R., Duka, M. A., Azhikodan, G. y Yokoyama, K. (2024). Factors contributing to the minimum water column stability and timing of the winter turnover in the Ogouchi reservoir. *Journal of Environmental Management*, 365121537. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121537>
- Kibuye, F. A., Zamyadi, A. y Wert, E. C. (2021). A critical review on operation and performance of source water control strategies for cyanobacterial blooms: Part II-mechanical and biological control methods. *Harmful Algae*, 109102119. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2021.102119>
- Kirol, A. P. (2023). *Assessing The Drivers Of Legacy Phosphorus Loading And Distribution In Shallow Eutrophic Lake Sediments And The Impacts Of Intervention*. University of Vermont. <https://scholarworks.uvm.edu/graddis/1661>

- Kirol, A. P., Morales-Williams, A. M., Braun, D. C., Marti, C. L., Pierson, O. E., Wagner, K. J. y Schroth, A. W. (2024). Linking Sediment and Water Column Phosphorus Dynamics to Oxygen, Temperature, and Aeration in Shallow Eutrophic Lakes. *Water Resources Research*, 60(1), e2023WR034813. <https://doi.org/10.1029/2023WR034813>
- Koroleff, F. (1970). Direct determination of ammonia in natural waters as indophenol blue. *Information on techniques and methods for seawater analysis*, 19-22.
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B. y Rubel, F. (2006). World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15(3), 259-263. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>
- Kruk, C., Rodríguez-Gallego, L., Quintans, F., Lacerot, G., Scasso, F., Mazzeo, N., Meerhoff, M. y Paggi, J. C. (2006). Biodiversidad y calidad de agua de 18 pequeñas lagunas en la costa sureste de Uruguay. En *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya* (pp. 599-610). Vida Silvestre, Uruguay.
- Kyriakopoulos, G. L., Zamparas, M., Kapsalis, V. C. y Kalavrouziotis, I. K. (2022). Eutrophication control: the shift to invasive methods managing the internal nutrient loads. A bibliometric analysis. *Desalination and Water Treatment*, 267177-185. <https://doi.org/10.5004/dwt.2022.28708>
- Lambert, A. y Roux, C. (2014). *Eutrophication: causes, economic implications and future challenges*. Nova Science Publishers, Inc.
- Lewis Jr., W. M. (1983). A Revised Classification of Lakes Based on Mixing. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40(10), 1779-1787. <https://doi.org/10.1139/f83-207>
- Lüring, M., Mackay, E., Reitzel, K. y Spears, B. M. (2016). Editorial – A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes. *Water Research*, 971-10. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.035>
- MacIntyre, S. y Hamilton, D. P. (2024). Fate of Heat. En *Wetzel's Limnology* (pp. 95-153). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822701-5.00007-0>
- MacIntyre, S. y Melack, J. M. (1995). Vertical and Horizontal Transport in Lakes: Linking Littoral, Benthic, and Pelagic Habitats. *Journal of the North American Benthological Society*, 14(4), 599-615. <https://doi.org/10.2307/1467544>
- Mann, H. B. y Whitney, D. R. (1947). On a Test of Whether one of Two Random Variables is Stochastically Larger than the Other. *The Annals of Mathematical Statistics*, 18(1), 50-60.
- Mazzeo, N., Iglesias, C., Teixeira-de Mello, F., Borthagaray, A., Fosalba, C., Ballabio, R., Larrea, D., Vilches, J., García, S., Pacheco, J. P. y Jeppesen, E. (2010). Trophic cascade effects of *Hoplias malabaricus* (Characiformes, Erythrinidae) in

- subtropical lakes food webs: a mesocosm approach. *Hydrobiologia*, 644(1), 325-335. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0197-8>
- MEA, (Millennium Ecosystem Assessment) (2005). *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press.
- Meerhoff, M., Audet, J., Davidson, T. A., De Meester, L., Hilt, S., Kosten, S., Liu, Z., Mazzeo, N., Paerl, H., Scheffer, M. y Jeppesen, E. (2022). Feedback between climate change and eutrophication: revisiting the allied attack concept and how to strike back. *Inland Waters*, 12(2), 187-204. <https://doi.org/10.1080/20442041.2022.2029317>
- Meerhoff, M. y Jeppesen, E. (2009). Shallow Lakes and Ponds. En *Encyclopedia of Inland Waters* (pp. 645-655). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00041-7>
- Mehdizadeh, G., Nikoo, M. R., Talebbeydokhti, N., Vanda, S. y Nematollahi, B. (2023). Hypolimnetic aeration optimization based on reservoir thermal stratification simulation. *Journal of Hydrology*, 625130106. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.130106>
- Mercier, P. y Gay, S. (1954). Effets de l'aération artificielle sous-lacustre au lac de Bret. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, 16(2), 248-308. <https://doi.org/10.1007/BF02483637>
- Mortimer, C. H. (1941). The Exchange of Dissolved Substances Between Mud and Water in Lakes. *The Journal of Ecology*, 29(2), 280-329. <https://doi.org/10.2307/2256395>
- Moss, B., Beklioglu, M., Carvalho, L., Kilinc, S., McGowan, S. y Stephen, D. (1997). Vertically-challenged limnology; contrasts between deep and shallow lakes. *Hydrobiologia*, 342(0), 257-267. <https://doi.org/10.1023/A:1017059928028>
- Moss, B., Kosten, S., Meerhoff, M., Battarbee, R. W., Jeppesen, E., Mazzeo, N., Havens, K., Lacerot, G., Liu, Z., De Meester, L., Paerl, H. y Scheffer, M. (2011). Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters*, 1(2), 101-105. <https://doi.org/10.5268/IW-1.2.359>
- Moss, B., Madgwick, J. y Phillips, G. (1996). *A guide to the restoration of nutrient-enriched shallow lakes*. Repr. Broads Authority [u.a.].
- Muggeo, V. M. R. (2008). segmented: An R Package to Fit Regression Models with Broken-Line Relationships. *R News*, 8(1), 20-25.
- Müller, R. y Wiedemann, O. (1955). Die Bestimmung des Nitrations im Wasser. *Vom Wasser*, 22247-271.

- Murphy, J. y Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 2731-36. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88444-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5)
- Naselli-Flores, L. (2008). Urban Lakes: Ecosystems at Risk, Worthy of the Best Care. *Proceedings of Taal 2007: The 12th World Lake Conference*, 1333-1337.
- Niemistö, J., Köngäs, P., Härkönen, L. y Horppila, J. (2016). Hypolimnetic aeration intensifies phosphorus recycling and increases organic material sedimentation in a stratifying lake: Effects through increased temperature and turbulence. *Boreal Environment Research*, 21571-587.
- Orihel, D. M., Baulch, H. M., Casson, N. J., North, R. L., Parsons, C. T., Seckar, D. C. M. y Venkiteswaran, J. J. (2017). Internal phosphorus loading in Canadian fresh waters: a critical review and data analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 74(12), 2005-2029. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2016-0500>
- Osgood, R. A. y Stiegler, J. E. (1990). The Effects of Artificial Circulation on a Hypereutrophic Lake. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 26(2), 209-217. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1990.tb01363.x>
- O'Sullivan, P. E. y Reynolds, C. S. (2005). *The Lakes Handbook, Volume 2: Lake Restoration and Rehabilitation*. Blackwell Science.
- Paerl, H. W. y Huisman, J. (2008). Blooms Like It Hot. *Science*, 320(5872), 57-58. <https://doi.org/10.1126/science.1155398>
- Paerl, H. W. y Otten, T. G. (2013). Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Controls. *Microbial Ecology*, 65(4), 995-1010. <https://doi.org/10.1007/s00248-012-0159-y>
- Peel, M. C., Finlayson, B. L. y McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(5), 1633-1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- Pinotti, G., Gaucher, L., Fleitas, V., Boccardi, L. y Goyenola, G. (2025). Aluminum compounds as a management tool for Eutrophic Lakes: State of the art. *Ecological Engineering*, 212107503. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107503>
- Pintos, W., Sommaruga, R., Alfonso, O., De Leon, R. y Conde, D. (1986). *Informe limnológico sobre el estado actual del «Lago Jardín»*. Lagomar, Canelones. Departamento de Hidrobiología, Sección Limnología, Facultad de Humanidades y Ciencias.
- Preece, E. P., Moore, B. C., Skinner, M. M., Child, A. y Dent, S. (2019). A review of the biological and chemical effects of hypolimnetic oxygenation. *Lake and Reservoir*

- Ptacnik, R., Solimini, A. G., Andersen, T., Tamminen, T., Brettum, P., Lepistö, L., Willén, E. y Rekolainen, S. (2008). Diversity predicts stability and resource use efficiency in natural phytoplankton communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(13), 5134-5138. <https://doi.org/10.1073/pnas.0708328105>
- R Core Team (2024). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Redfield, A. C. (1958). The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist*, 46(3), 205-221.
- Rodríguez-Gallego, L. (2002). *Estrategias para el control de la carga de nutrientes del Lago Rodó*. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias - PEDECIBA. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/4006>
- Rumbos Ingeniería y Servicios (2020). *Sistema de Aireación de Lagos para Asociación Civil Lagos - Memoria Descriptiva*.
- Scasso, F., Mazzeo, N., Gorga, J., Kruk, C., Lacerot, G., Clemente, J., Fabián, D. y Bonilla, S. (2001). Limnological changes in a sub-tropical shallow hypertrophic lake during its restoration: two years of a whole-lake experiment. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11(1), 31-44. <https://doi.org/10.1002/aqc.420>
- Schallenberg, M., De Winton, M. D., Verburg, P., Kelly, D. J., Hamill, K. D. y Hamilton, D. P. (2013). Ecosystem services of lakes. En *Ecosystem services in New Zealand – conditions and trends*. Manaaki Whenua Press.
- Scheffer, M. y Carpenter, S. R. (2003). Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(12), 648-656. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.002>
- Schindler, D. W., Carpenter, S. R., Chapra, S. C., Hecky, R. E. y Orihel, D. M. (2016). Reducing Phosphorus to Curb Lake Eutrophication is a Success. *Environmental Science & Technology*, 50(17), 8923-8929. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02204>
- Schladow, S. G. y Fisher, I. H. (1995). The physical response of temperate lakes to artificial destratification. *Limnology and Oceanography*, 40(2), 359-373. <https://doi.org/10.4319/lo.1995.40.2.0359>
- Schönach, P., Tapio, P., Holmroos, H., Horppila, J., Niemistö, J., Nygrén, N. A., Tammeorg, O. y Massa, I. (2017). Persistency of artificial aeration at hypertrophic Lake Tuusulanjärvi: A sociohistorical analysis. *Ambio*, 46(8), 865-877. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-0926-6>

- Schueler, T. y Simpson, J. (2001). Why Urban Lakes Are Different. *Watershed Protection Techniques*.
- Seitzinger, S., Harrison, J. A., Böhlke, J. K., Bouwman, A. F., Lowrance, R., Peterson, B., Tobias, C. y Drecht, G. V. (2006). Denitrification across landscapes and waterscapes: a synthesis. *Ecological Applications*, 16(6), 2064-2090. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016%5B2064:DALAWA%5D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016%5B2064:DALAWA%5D2.0.CO;2)
- Sienra, D., D'Alessandro, B., Risso Barros y Saona, G. (2020). *Programa de Monitoreo de Lagos Urbanos. Primer Informe. 2017-2020*. Intendencia de Montevideo. <https://montevideo.gub.uy/sites/default/files/biblioteca/informecalidadambientallagosurbanos2017-2020.pdf>
- Singleton, V. L. y Little, J. C. (2006). Designing Hypolimnetic Aeration and Oxygenation Systems – A Review. *Environmental Science & Technology*, 40(24), 7512-7520. <https://doi.org/10.1021/es060069s>
- Smirnov, S. I., Zdorovenov, R. E., Efremova, T. V., Palshin, N. I., Smirnovsky, A. A., Bogdanov, S. R., Terzhevnik, A. Yu. y Zdorovenova, G. E. (2024). Parameters of Water Column Stability in a Small Polymictic Lake in Years of Different Weather Conditions. *Water Resources*, 51(3), 299-313. <https://doi.org/10.1134/S0097807824700817>
- Smith, V. H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10(2), 126-139. <https://doi.org/10.1065/espr2002.12.142>
- Smith, V. H., Tilman, G. D. y Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100(1-3), 179-196. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00091-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00091-3)
- Soltero, R. A., Sexton, L. M., Ashley, K. I. y McKee, K. O. (1994). Partial and full lift hypolimnetic aeration of medical lake, WA to improve water quality. *Water Research*, 28(11), 2297-2308. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)90045-0](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)90045-0)
- Somma, A. (2014). *El papel de la luz y la temperatura en la dinámica de cianobacterias en un lago de uso recreativo*. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/17134>
- Søndergaard, M., Jensen, J. P. y Jeppesen, E. (2003). Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506135-145. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008611.12704.dd>
- Spears, B. M., Futter, M. N., Jeppesen, E., Huser, B. J., Ives, S., Davidson, T. A., Adrian, R., Angeler, D. G., Burthe, S. J., Carvalho, L., Daunt, F., Gsell, A. S., Hessen, D. O., Janssen, A. B. G., Mackay, E. B., May, L., Moorhouse, H., Olsen, S., Søndergaard, M., *et al.* (2017). Ecological resilience in lakes and the conjunction fallacy. *Nature*

Ecology & Evolution, 1(11), 1616-1624. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0333-1>

Spoturno, J., Oyhantçabal, P., Goso, C., Aubet, N., Cazaux, S., Huelmo, S. y Morales, E. (2004). *Mapa Geológico del Departamento de Canelones a Escala 1/100.000. Proyecto CONICYT 6019.*

Straile, D., Jöhnk, K. y Henno, R. (2003). Complex effects of winter warming on the physicochemical characteristics of a deep lake. *Limnology and Oceanography*, 48(4), 1432-1438. <https://doi.org/10.4319/lo.2003.48.4.1432>

Strong, D. R. (1982). Null Hypotheses in Ecology. *Conceptual Issues in Ecology*. Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-009-7796-9_10

Tammeorg, O., Chorus, I., Spears, B., Nöges, P., Nürnberg, G. K., Tammeorg, P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Paerl, H., Huser, B., Horppila, J., Jilbert, T., Budzyńska, A., Dondajewska-Pielka, R., Gołdyn, R., Haasler, S., Hellsten, S., Härkönen, L. H., Kiani, M., *et al.* (2023). Sustainable lake restoration: From challenges to solutions. *WIREs Water*, e1689. <https://doi.org/10.1002/wat2.1689>

Tammeorg, O., Nürnberg, G., Niemistö, J., Haldna, M. y Horppila, J. (2020). Internal phosphorus loading due to sediment anoxia in shallow areas: implications for lake aeration treatments. *Aquatic Sciences*, 82(3), 54. <https://doi.org/10.1007/s00027-020-00724-0>

Tullos, D., Skinner, M. M., Paerl, H. W. y Preece, E. P. (2025). A Practitioner-Informed Decision Tree for Selecting Harmful Cyanobacteria Bloom Control and Mitigation Techniques. *WIREs Water*, 12(1), e70005. <https://doi.org/10.1002/wat2.70005>

Valderrama, J. C. (1981). The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, 10(2), 109-122. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(81\)90027-X](https://doi.org/10.1016/0304-4203(81)90027-X)

Vidal, L. y Kruk, C. (2008). *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) extends its distribution to Latitude 34°53'S: taxonomical and ecological features in Uruguayan eutrophic lakes. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 3(2), 142-151.

Visser, P. M., Ibelings, B., Van Der Veer, B., Koedood, J. y Mur, R. (1996). Artificial mixing prevents nuisance blooms of the cyanobacterium *Microcystis* in Lake Nieuwe Meer, the Netherlands. *Freshwater Biology*, 36(2), 435-450. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1996.00093.x>

Visser, P. M., Ibelings, B. W., Bormans, M. y Huisman, J. (2016). Artificial mixing to control cyanobacterial blooms: a review. *Aquatic Ecology*, 50(3), 423-441. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9537-0>

- Vitousek, P. M., Hättenschwiler, S., Olander, L. y Allison, S. (2002). Nitrogen and Nature. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 31(2), 97-101. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.2.97>
- Wagner, N. D., Osburn, F. S., Robbins, C. J., Ernst, M. R., Owens, J., Powers, S. M. y Scott, J. T. (2023). Lake stability and anoxia dynamics revealed from high frequency vertical profiling in a eutrophic polymictic reservoir. *Inland Waters*, 1-15. <https://doi.org/10.1080/20442041.2022.2161264>
- Wetzel, R. G. (2023). *Wetzel's limnology: lake and river ecosystems*. Fourth edition. Academic Press.
- WHO, (World Health Organization) (2003). Chapter 8. Algae and cyanobacteria in fresh water. En *Guidelines for safe recreational water environments* (pp. 136-158). World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/42591>
- Wilcoxon, F. (1945). Individual Comparisons by Ranking Methods. *Biometrics Bulletin*, 1(6), 80. <https://doi.org/10.2307/3001968>
- Willis, A., Chuang, A. W. y Burford, M. A. (2016). Nitrogen fixation by the diazotroph *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae). *Journal of Phycology*, 52(5), 854-862. <https://doi.org/10.1111/jpy.12451>
- Wu, Z., Liu, Y., Liang, Z., Wu, S. y Guo, H. (2017). Internal cycling, not external loading, decides the nutrient limitation in eutrophic lake: A dynamic model with temporal Bayesian hierarchical inference. *Water Research*, 116231-240. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.03.039>
- Xiao, M., Burford, M. A., Wood, S. A., Aubriot, L., Ibelings, B. W., Prentice, M. J., Galvanese, E. F., Harris, T. D. y Hamilton, D. P. (2022). Schindler's legacy: from eutrophic lakes to the phosphorus utilization strategies of cyanobacteria. *FEMS Microbiology Reviews*, 46(6), fuac029. <https://doi.org/10.1093/femsre/fuac029>
- Zeileis, A., Leisch, F., Hornik, K. y Kleiber, C. (2002). **strucchange** : An R Package for Testing for Structural Change in Linear Regression Models. *Journal of Statistical Software*, 7(2), <https://doi.org/10.18637/jss.v007.i02>
- Zhao, S., Hermans, M., Niemistö, J. y Jilbert, T. (2024). Elevated internal phosphorus loading from shallow areas of eutrophic boreal lakes: Insights from porewater geochemistry. *Science of The Total Environment*, 907167950. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167950>
- Zheng, X., Liu, G., Yang, W., Peng, X., Liu, H., Li, H. y Li, W. (2021). Dominant Contribution of a Lake's Internal Pollution to Eutrophication During Rapid Urbanization. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 107(5), 904-910. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03236-1>