



Tesis de grado, Licenciatura en Ciencias Biológicas

Respuesta de la comunidad de zooplancton a medidas de remediación en un lago hipereutrófico: efectos en mesocosmos

Mathías Toledo de Sosa

Sección Limnología - Oceanografía y Ecología Marina (OEM)

Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales,

Facultad de Ciencias, Universidad de la República

Orientadora: MSc. Carmela Carballo

Co-Orientador. Dr. Ernesto Brugnoli

Montevideo, Uruguay Diciembre – 2025

Índice

Resumen.....	1
1. Introducción	2
1.1 Comunidad de zooplancton	2
1.2 2	
1.3 Lagos subtropicales e interacciones tróficas.....	3
1.4 Eutrofización y herramientas de remediación.....	6
1.5 Remediación en Uruguay	9
2. Hipótesis.....	11
2.1 Hipótesis 1:.....	11
2.2 Hipótesis 1:.....	11
2.3 Hipótesis 3:.....	12
3. Objetivos	13
3.1 Objetivo general.....	13
3.2 Objetivos específicos.....	13
4. Metodología	14
4.1 Área de estudio	14
4.2 Características de mesocosmos y tratamientos considerados	15
4.3 Muestreo y análisis de muestras.....	16
4.4 Muestreo y análisis de la comunidad zooplanctónica.	17
4.5 Abundancia zooplanctónica	17
4.6 Biomasa zooplanctónica.....	18
4.7 Estado trófico	19
4.8 Diversidad zooplanctónica	19
4.9 Análisis de datos.....	20
5. Resultados	20
5.1 Caracterización fisicoquímica y biológica del lago Fiscal	21
5.2 Estructura de la comunidad zooplanctónica del lago Fiscal	22
5.3 Caracterización fisicoquímica y biológica de los mesocosmos	22
5.4 Características de la comunidad fitoplanctónica	26
5.5 Estructura de la comunidad zooplanctónica.....	27
5.6 Abundancia y Biomasa	31
5.7 Relación de la comunidad zooplanctónica con las variables ambientales.....	33
6. Discusión	36
6.1 Estado trófico	37

6.2	Estructura de la comunidad Zooplanctónica.....	39
6.3	Estructura zooplanctónica vs variables ambientales y biológicas	41
6.4	Interacciones	42
6.5	Efecto de los productos químicos sobre el zooplancton	45
7.	Conclusión.....	47
8.	Perspectivas:	48
9.	Agradecimientos	48
10.	Bibliografía	50
11.	Anexo I.....	59
12.	Anexo II.....	62

Tablas

Tabla 1. Descripción del índice de estado trófico (IET) , categorías, rangos de valores del índice (IET) y características del agua según la categoría.....	19
Tabla 2. Composición específica de la comunidad de zooplancton en los distintos eventos de muestreo. LB (línea de base), M1 (primer muestreo) y M2 (segundo muestreo).X indica presencia.....	28
Tabla 3. Matriz de coeficientes de correlación de Spearman (r_s) de los valores significativos, con $p <0.05$ (*) y $p <0.01$ (**), para: la biomasa total de la comunidad zooplanctónica ($\mu\text{g peso seco /L}$), biomasa total de zooplancton (B total), biomasa de copépodos (B Cop), biomasa de cladóceros (B Cla), biomasa de rotíferos (B Rot) y Abundancia total de la comunidad zooplanctónica (Abu Total) vs. temperatura (T), pH, turbidez, nitrógeno total (NT), fósforo total (PT), concentración de clorofila-a total, y concentración de cianobacterias y clorofitas.....	34
Tabla 4. Promedio de las variables fisicoquímicas entre los 0 y 50 cm de profundidad en cada evento de muestreo para el punto en el lago, (Min - Max) de todo el perfil durante el período de muestreo. Para los parámetros SST, TUR, PT, NT existieron toma de datos únicos en cada evento de muestreo.	59
Tabla 5. Caracterización trófica de cada tratamiento Control (C), Control biológico (TB), PP, y PPP y para el punto del lago, en los distintos eventos de muestreo, Línea de Base (LB), primer muestreo (M1) y segundo muestreo (M2).....	59
Tabla 6. Abundancia total (A_Total), Biomasa total (B_Total) del zooplancton y Clorofila-a total ($\mu\text{g/L}$) para el punto del lago en los tres eventos de muestreo. Promedio y desvío estándar. LB: Línea de Base, M1: primer muestreo y M2: segundo muestreo.....	59
Tabla 7. Composición específica de la comunidad de zooplancton en el punto del lago en los distintos eventos de muestreo, LB (línea de base), M1 (primer muestreo) y M2 (segundo muestreo). La x indica presencia.....	61
Tabla 8. Promedio de las variables fisicoquímicas entre los 0 y 50 cm de profundidad para cada tratamiento y en cada evento de muestreo; (Min - Max) de todo el perfil durante el período de muestreo.	62
Tabla 9. Promedio de la Clorofila-a total para cada tratamiento y (Min y Max) del perfil durante todo el período de muestreo.	62
Tabla 10. Riqueza específica (S), diversidad de Shannon (H') y equitatividad (E) de la comunidad zooplanctónica para los diferentes tratamientos y en los tres eventos de muestreo, LB: Línea de Base, M1: primer muestreo y M2: segundo muestreo.	63

Tabla 1.Relación entre la varianza de mesocosmos (V_Mesocosmo) y la varianza residual (V_Residual) para las variables analizadas.....	60
---	----

Figuras

Figura 1. Representación de las interacciones pelágicas que ocurren en los lagos. La imagen muestra los efectos indirectos positivos y negativos (flechas azules).....	5
Figura 2. Ubicación del área de estudio, Departamento de Canelones, Uruguay.....	14
Figura 3. Esquema del diseño experimental con la característica de los tratamientos, los eventos de muestreo y sus respectivas abreviaturas.	16
Figura 4. Perfil de temperatura (°C) y oxígeno disuelto.....	24
Figura 5. Clorofila a total ($\mu\text{g/L}$) y Clorofila a (%) de los principales grupos de la comunidad de fitoplancton en los tres eventos de muestreo.....	27
Figura 6. Registro fotográfico de algunos taxa identificados	30
Figura 7. Abundancia y Biomasa Relativa (%) de los principales grupos de la comunidad de zooplancton en los tres eventos de muestreo	32
Figura 8. Análisis de componentes principales (ACP) de las variables ambientales (fisicoquímicas y biológicas) descriptoras para los tres eventos de muestreo.....	35
Figura 9. Análisis de redundancia (RDA) entre la biomasa de los principales grupos de la comunidad de zooplancton ($\mu\text{gPS. L}^{-1}$) y las variables ambientales	36
Figura 10. Abundancia relativa de cada taxa (%) para cada tratamiento y en cada evento de muestreo	63
Figura 11. Abundancia y Biomasa total relativa (%) de los principales grupos de la comunidad de zooplancton en los tres eventos de muestreo	60
Figura 12. Clorofila-a (%) de los principales grupos de la comunidad de fitoplancton en los tres eventos de muestreo.....	60

Resumen

Desde hace años se han implementado estrategias de remediación y restauración de los cuerpos de agua dulce con el fin de revertir los daños generados por las actividades humanas. Bajo este contexto, comprender la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, así como las interacciones entre las comunidades y las respuestas que presentan frente a los cambios ambientales resulta fundamental para generar una mejor gestión y manejo de los recursos. En el presente trabajo se evaluó la estructura y la respuesta de la comunidad zooplanctónica frente a diferentes tratamientos de remediación de la eutrofización en un lago urbano de Canelones, Uruguay, caracterizado por un alto estado trófico. Para ello, se instalaron 12 mesocosmos con 4 tratamientos: Control (C): ausencia de tratamientos y presencia de peces; tratamiento Biológico (TB): ausencia de peces, y los tratamientos con los distintos productos químicos: Policloruro de Aluminio (PAC) + (Phoslock) (PP), y el tratamiento PPP (Peróxido de Hidrógeno + PP), ambos con peces. El experimento contempló tres eventos de muestreo, correspondientes a los momentos previo (LB) y posterior a la aplicación de los tratamientos (M1-M2). Se determinaron variables fisicoquímicas y biológicas *in situ*, y se identificaron los principales grupos taxonómicos de zooplancton bajo microscopio, a partir de lo cual se estimaron la riqueza, abundancia y biomasa de la comunidad. Se realizaron análisis de correlación no paramétrica y análisis multivariados. Los resultados mostraron diferencias entre eventos de muestreo y no entre tratamientos. La temperatura fue la variable ambiental que mejor explicó los cambios observados en la comunidad zooplanctónica. Sin embargo, otros mecanismos como la depredación de los peces pueden estar explicando la dominancia de tamaños pequeños del zooplancton como se observan en los tratamientos con presencia y ausencia de peces. La composición (palatabilidad) del fitoplancton filamentoso o colonial (cianobacterias) en todo el experimento indican la dificultad de pastoreo por parte del zooplancton de gran tamaño. Finalmente, los productos químicos no mostraron efectos sobre la comunidad. Se sugiere estudios que abarquen escalas temporales mayores para evaluar potenciales efectos sobre las distintas comunidades y el ambiente.

Palabras claves: Zooplancton, Remediación, Eutrofización, Mesocosmos, Phoslock

1. Introducción

1.1 Comunidad de zooplancton

El zooplancton, está conformado por microorganismos heterótrofos que flotan libremente en la columna de agua (Roldán & Ramírez, 2008). En los sistemas dulceacuícolas la comunidad zooplanctónica está representada por protozoarios (ciliados y flagelados) y tres principales grupos: phylum Rotífera (rotíferos), microcrustáceos del Suborden Cladóceros (cladóceros) y de la Subclase Copépoda (copépodos) (Kalf, 2002; Moss, 2010). Dentro de los copépodos, los más característicos pertenecen a los órdenes Calanoida y Cyclopoida. El tamaño comprendido dentro de los rotíferos va desde los 50 μm hasta algunos milímetros, mientras que la subclase Copépoda posee tamaños mayores, entre 500 y 5000 μm y Cladóceros entre 500 y 3000 μm .

Los diferentes tamaños que alcanzan los organismos del zooplancton determinarán, en parte, el papel ecológico de cada uno. Por ejemplo, los protozoarios y los rotíferos estarán contribuyendo a la densidad de la comunidad, pero generalmente tendrán una baja representatividad en la biomasa zooplanctónica, mientras que el zooplancton de mayor tamaño (copépodos y cladóceros), contribuirá en gran medida a la biomasa de la comunidad (Bonecker et al., 2007).

El zooplancton difiere en sus preferencias alimenticias, en los rangos de tamaños que consumen, así como en los mecanismos de captura e ingesta del alimento (Lampert & Sommer, 2007, Colina, 2015). De este modo, se tienen organismos herbívoros que se alimentan particularmente del fitoplancton, carnívoros que se alimentan de otros invertebrados zooplanctónicos, y omnívoros que alternan su dieta, consumiendo tanto fitoplancton como zooplancton (Roldán & Ramírez, 2008).

Los rotíferos, al ser los de menor tamaño, se alimentan de las partículas más pequeñas como algas, bacterias y partículas orgánicas detríticas (Conde-Porcuna et al., 2004, Roldán & Ramírez, 2008; Moss, 2010). Si bien existe un solapamiento en la alimentación de rotíferos, copépodos y cladóceros, estos últimos consumen un rango más amplio de fitoplancton, incluyendo partículas de mayor tamaño. Los cladóceros de mayor tamaño corporal presentan una mayor eficiencia en el pastoreo del fitoplancton.

Por ejemplo, Colina, (2013) demostró que los cladóceros desarrollaron una tasa mayor de filtración, con relación a copépodos y rotíferos.

Esto los ubica como organismos potencialmente eficaces para controlar las poblaciones fitoplanctónicas (Conde-Porcuna et al., 2004; Colina, 2013; Colina, 2015). Por otro lado, los copépodos se alimentan generalmente de partículas y organismos de tamaño mayor (rotíferos, ciliados y fitoplancton), presentando una gran selectividad (Conde-Porcuna et al., 2004, Moss, 2010; Colina, 2013). El suborden Calanoida, es considerado un consumidor selectivo de algas verdes, por lo que generan un importante control sobre el fitoplancton. Mientras que los Cyclopoida, capturan e ingieren el alimento, que va desde algas filamentosas y coloniales, hasta ciertos animales (Roldán & Ramírez, 2008).

El pastoreo por parte del zooplancton, es un proceso que depende de la palatabilidad, cantidad y calidad del fitoplancton. Ambos aspectos asociados con el tipo de alimento, juegan un rol importante en la estructura de la comunidad zooplanctónica (Lampert, 1987; McQueen, 1989; Kalff, 2002). Las principales características que definen la palatabilidad del alimento incluyen la morfología del alimento (tamaño del alimento, presencia de toxinas y/o espinas), composición bioquímica y estequiométrica (Moss, 2010; Sommer et al., 2012). Por ejemplo, la dominancia de algunos grupos del fitoplancton, como las cianobacterias, es considerada un alimento de mala calidad nutricional para el zooplancton herbívoro, principalmente por la morfología y la liberación de toxinas. Dichas características impactan negativamente sobre el crecimiento y reproducción del zooplancton (Moss, 2010; Sommer et al., 2012). Sin embargo, otros estudios indican que existen algunas especies de copépodos (*Notodiaptomus iheringi*) que consumen cianobacterias de forma selectiva, con preferencia por cepas no tóxicas, o que cianobacterias como *Cylindrospermopsis raciborskii*, reducen el consumo del zooplancton, pero con mayor afectación a los cladóceros que a los copépodos (Panosso et al., 2003; Bonecker et al., 2007; Fabre et al., 2017; Nandini & Sarma, 2023).

1.2 Lagos subtropicales e interacciones tróficas

El conocimiento de los ecosistemas dulceacuícolas ha cobrado relevancia para comprender los procesos que actúan en las redes tróficas y las interacciones entre las comunidades (Lampert & Sommer, 2007). En particular, resulta fundamental

comprender cómo se regula la composición y la biomasa de los diferentes niveles de las redes tróficas en los sistemas acuáticos continentales. Estas interacciones pueden desencadenar efectos en cascada que modifican y estructuran el ecosistema acuático (McQueen, 1989), por lo que se han considerado herramientas clave para la gestión y el manejo ecosistémico (Lampert & Sommer, 2007).

Generalmente, en los ambientes lacustres, en la zona pelágica, las redes tróficas se componen de tres o cuatro niveles tróficos, que incluyen productores primarios (fitoplancton), productores secundarios (zooplancton) y consumidores (peces planctívoros, piscívoros y macroinvertebrados) (Carpenter et al., 1985; Lampert & Sommer, 2007) (Figura 1). Sin embargo, se debe tener en consideración que existen otros componentes con un rol clave en el funcionamiento ecosistémico. Las macrófitas actúan como productores primarios, compiten con el fitoplancton por los nutrientes y proporcionan refugio al zooplancton y a los peces. Asimismo, el zoobentos y los macroinvertebrados participan en las interacciones tróficas, el reciclado de nutrientes y la estructuración del ecosistema (Lampert & Sommer, 2007). La regulación y funcionamiento de las redes tróficas van a depender de la diversidad de interacciones entre todas las comunidades (Carpenter et al., 1987; Lampert & Sommer, 2007). Su complejidad aumenta al contemplar aspectos como el recambio trófico de algunas especies a lo largo de su ciclo de vida o los efectos de los omnívoros, que interactúan en múltiples niveles tróficos (Lampert & Sommer, 2007).

Por ejemplo, el zooplancton genera una fuerte presión de pastoreo sobre el fitoplancton, afectando su abundancia, biomasa, composición y los tamaños de los organismos que dominan la misma (Kalf, 2002; Colina, 2013). Este control suele ser una de las principales vías de transferencia de energía y materia desde los niveles tróficos inferiores hacia niveles tróficos superiores (Moss, 2010; Arocena, 2016). Sin embargo, esta comunidad también sufre los efectos de depredación al ser fuente de alimento para larvas de insectos, crustáceos y peces, con efectos importantes en la estructura de sus poblaciones (Quintans, 2008; Pacheco, 2020; Lomartire et al., 2021).

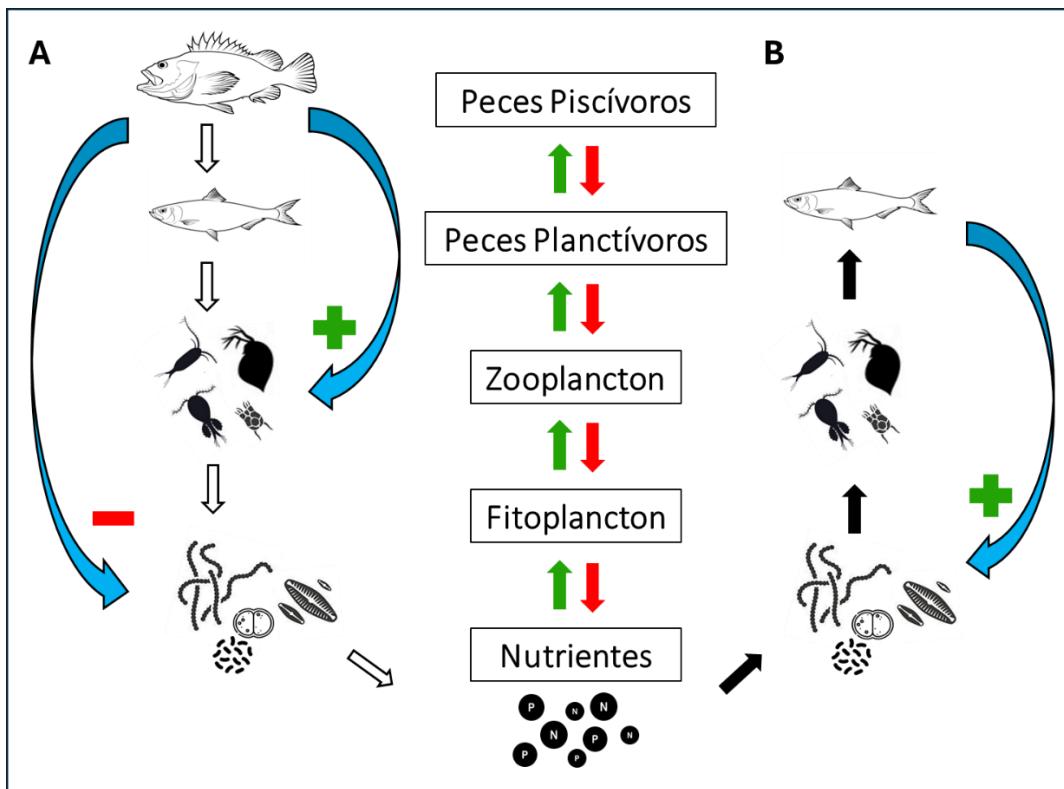


Figura 1. Representación de las interacciones pelágicas que ocurren en los lagos. La imagen muestra los efectos indirectos positivos y negativos (flechas azules) que se generan sobre los distintos niveles ante la presencia de peces piscívoros (A) y la presencia solo de peces planctívoros (B). Los efectos directos positivos (flechas verdes) y negativos (flechas rojas). Las flechas blancas corresponden al control Top-Down y flechas negras al control Bottom-Up. (Modificado de Lampert & Sommer, 2007).

En los lagos subtropicales suelen dominar peces de pequeño tamaño, con hábitos planctívoros, y preferencias alimenticias por el zooplancton de mayor tamaño. Esta presión selectiva favorece el desarrollo de especies pequeñas de zooplancton (McQueen et al., 1989; Colina, 2013; Pacheco, 2020). Este patrón tiene base en las hipótesis de eficiencia de tamaño postulada por Brooks y Dodson (1965), la cual establece que los peces planctívoros, al ser depredadores visuales, presentan una preferencia alimenticia por el zooplancton de mayor tamaño corporal, provocando una reducción de estas especies en el ambiente y desplazando el tamaño de la comunidad hacia especies de pequeño tamaño. Por esta razón se ha establecido que el zooplancton de mayor tamaño corporal tiende a dominar en los ambientes donde la depredación es baja, generalmente en ambientes templados (Wetzel, 1981; Carballo, 2009). Sin embargo, el calentamiento climático puede alterar dicha relación y favorecer a los peces planctívoros en sistemas templados, provocando una reducción del tamaño corporal del zooplancton (Jeppesen et al., 2010). La presión de depredación por peces es el principal factor que determina si el zooplancton de pequeña talla domina en lagos cálidos, más que la temperatura (Iglesias et al., 2011).

La base teórica de estas interacciones entre los niveles tróficos responde a dos hipótesis generales. La hipótesis de que el control ocurre de abajo hacia arriba (*bottom-up*), implica que la estructura del ecosistema está regulada por los niveles inferiores y una importante dependencia de la disponibilidad de nutrientes (Carpenter et al., 1985; Carpenter et al., 1987). Por ejemplo, el incremento, la mezcla y reciclado de nutrientes son un componente destacado para el desarrollo del fitoplancton y la producción primaria. Esto determina un efecto positivo en los niveles superiores, ya que existirá más zooplancton, más peces planctívoros y por tanto mayor cantidad de peces piscívoros. (Carpenter et al., 1985; Lampert & Sommer, 2007).

Por otro lado, la hipótesis donde el control ocurre de arriba hacia abajo (*top-down*), responde al escenario donde la estructura del ecosistema está fuertemente regulada por los niveles superiores a través de la depredación y el pastoreo (Figura 1) (Lampert & Sommer, 2007). Ambas hipótesis impactan de manera diferencial en la naturaleza, ya que el fenómeno *top-down* controla la biomasa, densidad y tamaño de las comunidades a través de las tasas de depredación y pastoreo, mientras que el control *bottom-up*, ejerce su efecto sobre el crecimiento individual y poblacional, y sobre las tasas de reproducción, a través de la disponibilidad de recursos (McQueen, 1989; Lampert & Sommer, 2007).

1.3 Eutrofización y herramientas de remediación

La eutrofización, proceso en el que existe un exceso de nutrientes (nitrógeno y fósforo), es una problemática ambiental establecida a nivel mundial en los ecosistemas acuáticos (Lampert & Sommer, 2007). El incremento de estos nutrientes está relacionado principalmente con la entrada de aguas residuales humanas o por medio de procesos de escorrentía de fertilizantes en las zonas agrícolas a los cuerpos de agua. Este proceso desencadena un crecimiento excesivo de los productores primarios (fitoplancton, principalmente cianobacterias, perifiton y macrófitas), con efectos negativos sobre la biodiversidad y calidad del agua (Brönmark & Hansson, 2005). La disminución en la concentración de oxígeno, el aumento de la turbidez, reducción de la biodiversidad, el mal olor y sabor, son algunas de las consecuencias asociadas a este proceso (Lampert & Sommer, 2007; Moss, 2010). Esto conduce a cambios importantes en las funciones ecosistémicas de los lagos, comprometiendo su utilización para recreación o fuente de agua potable (Kalff, 2002).

Uruguay no escapa a la problemática mundial, las actividades agrícolas como el riego y el uso masivo de fertilizantes y pesticidas para la producción agrícola se han intensificado en el último tiempo, y se han asociado como factores causantes de la eutrofización de los cuerpos de aguas superficiales del país (Aubriot et al.,2017; Goyenola et al.,2020,2021; Alcantara et al., 2022; Goyenola et al.,2024). Así, gran parte del territorio está bajo actividad ganadera o agrícola, siendo esta última uno de los mayores contribuyentes de nutrientes a los cuerpos de agua (Chalar et al., 2017; Goyenola et al., 2020,2021; Alcantara et al., 2022; Goyenola et al.,2024).

Este aumento considerable de nutrientes a los ecosistemas acuáticos ha instalado el fenómeno de la eutrofización a nivel país, tanto los ecosistemas de agua dulce, el estuario del Río de la Plata como la costa oceánica son reflejo de ello (Nagy et al. 2002, Bonilla et al., 2015; Chalar et al., 2017; Brugnoli et al. 2019; Bonilla et al., 2021; Goyenola, 2021,2024).

En los sistemas acuáticos de Uruguay, y principalmente los lagos urbanos, se han caracterizado como sistemas con altas cargas de nutrientes desde eutróficos a hipereutróficos (Fabian & Pizarro, 1997; Fabre et al., 2010; Goyenola et al.,2014; Bonilla et al., 2015; Goyenola et al.,2021,2024). Las presiones antrópicas sobre estos ecosistemas, como el vertido de efluentes cloacales, la escorrentía superficial y aportes de nutrientes han aumentado como consecuencia de la creciente urbanización del entorno y por la histórica presión de la industria (Goyenola., 2021,2024). Incluso desde la década del 80 ya se han reportado signos de degradación ambiental. Este escenario de la pérdida de la calidad del agua ha motivado a nivel mundial el desarrollo de diferentes técnicas para la remediación y restauración de los lagos (Brönmark & Hansson, 2005; Lampert & Sommer, 2007).

1.3.1. Herramientas de remediación

Las técnicas de remediación son aplicadas sobre sistemas o ambientes alterados, cuyo objetivo es eliminar, reducir y/o controlar contaminantes o factores de riesgo ambiental (Mazur, 2019; Pereira y Mulligan, 2023). Estas acciones buscan mitigar los impactos negativos que tales contaminantes puedan generar sobre la salud humana, los ecosistemas y la calidad de los recursos naturales (suelo, agua, aire). Se considera que la remediación constituye una etapa previa a la restauración de los lagos, ya que esta última implica no solo mitigar los impactos, sino también revertir los daños y

devolver al ecosistema sus condiciones y funciones originales. En muchos casos, la restauración resulta parcial o incluso imposible, debido a la magnitud de las perturbaciones de origen antrópico (Mazur, 2019; Pereira y Mulligan, 2023).

Dentro de las técnicas de remediación más utilizadas destacan las basadas en las interacciones biológicas (biomanipulación) y en la utilización de productos químicos capaces de retener y eliminar el fósforo disponible en el agua (Brönmark & Hansson, 2005).

La *biomanipulación* consiste en modificar la estructura de las comunidades acuáticas, variando sus densidades poblacionales con el fin de lograr condiciones favorables en el ecosistema (Angeler et al., 2003; Lampert & Sommer, 2007). Por lo general las medidas intentan reducir la biomasa de algas, la turbidez y aumentar la diversidad (Perrow et al., 1997). Esta técnica se basa en controles de arriba hacia abajo, reduciendo la comunidad de peces zooplantívoros (Perrow et al., 1997). Por ejemplo, a través de la eliminación manual de los peces o con la adición de peces piscívoros (Brönmark & Hansson, 2005). Estos cambios responden a la teoría de cascada trófica, donde el uso de peces piscívoros como consumidores y controladores de los peces planctívoros reduce la presión de depredación sobre la comunidad de zooplancton de gran tamaño y por tanto existe un mayor control por pastoreo sobre las comunidades fitoplanctónicas (Perrow et al., 1997; Brönmark & Hansson, 2005). La remoción o adición de macrófitas, así como la introducción de organismos de zooplancton de gran tamaño, suelen utilizarse como herramientas de biomanipulación para controlar las floraciones algales. El efecto combinado de macrófitos y zooplancton grande logró reducir floraciones de cianobacterias según Amorim y Moura, (2020) y el trabajo de Chen et al., (2020).

Dichos mecanismos conducen a una baja frecuencia en los eventos de floraciones algales y un aumento en la transparencia del agua (Brönmark & Hansson, 2005). Sin embargo, estos cambios pueden desencadenar otros procesos como el aumento de la biomasa de macrófitas sumergidas y algas perifíticas, encargadas de absorber grandes cantidades de nutrientes, limitando el fósforo disponible para el fitoplancton. También la eliminación de los peces implica una menor cantidad de nutrientes por excreción o el fósforo asociado a sus cuerpos (Brönmark & Hansson, 2005).

La *utilización de productos químicos*, arcillas modificadas, componentes floculantes y coagulantes, así como absorbentes de fosfatos para controlar la eutrofización en los cuerpos de agua es otra alternativa (Lurling & Oosterhout, 2013; Hernández, 2020). El uso de Phoslock (conteniendo arcillas modificadas de hierro, aluminio y lantano), tiene la capacidad de eliminar el fósforo que se encuentra disuelto en la columna de agua, además de generar una barrera que impida su liberación a través de los sedimentos (Lurling & Faassen, 2012; Lurling & Oosterhout, 2013; Bishop et al., 2014; Li et al., 2021). Varios estudios han revelado la eficacia del uso de Phoslock al reducir significativamente las concentraciones de fósforo y con ello la abundancia de algas y cianobacterias (Lurling & Tolman, 2009; Bishop et al., 2014; Bishop & Richardson, 2018; Hernández, 2020; Li et al., 2021).

Con el fin de evaluar y gestionar los posibles efectos del uso de estos productos a través de estas metodologías, es importante comprender los peligros asociados a su uso en ecosistemas acuáticos. Por ello se hace un factor esencial, evaluar posibles efectos negativos sobre las comunidades (Spears et al., 2013). Si bien estudios experimentales y en campo demuestran que no existen efectos tóxicos y perjudiciales significativos cuando se aplica Phoslock, Lurling & Tolman, (2009) indican que no existen efectos tóxicos sobre el desarrollo de *Daphnia magna* cuando se aplica Phoslock. De igual forma, encontraron que altas concentraciones de tales productos podrían causar ciertas modificaciones en los tamaños, pesos y tasas reproductivas en dicha especie de cladócero.

Phoslock al reducir la disponibilidad de fósforo, y con ello la biomasa de cianobacterias, podría aumentar la diversidad de fitoplancton. Este fenómeno se observó en el trabajo de Barcante et al., (2020) donde después de la aplicación de Phoslock existió una disminución de cianobacterias acompañado de una mayor riqueza de especies en donde clorofitas, diatomeas y criptofitas contribuyeron en mayor medida a la composición de la comunidad de fitoplancton. Esto sugiere que un cambio en la composición de fitoplancton podría modificar la composición comunitaria del zooplancton según lo mencionado por los autores.

1.4 Remediación en Uruguay

Los estudios sobre restauración de lagos en las zonas tropicales y subtropicales han sido escasos o con menor número de estudios que en zonas templadas (Jeppesen et al., 2007). En particular, en Uruguay, ha sido un tema de gran importancia, pero poco

explorado. El lago Rodó en Montevideo (artificial, poco profundo e hipereutrófico) ha sido el caso más documentado y donde se han implementado diversas técnicas de remediación. El drenaje y la remoción de sedimentos, la biomanipulación y la colecta de plantas acuáticas han sido las técnicas aplicadas a la mejora de la calidad del agua (Scasso et al.,2001; Rodríguez-Gallego et al.,2002,2004; Clemente et al., 2005). Los estudios indican que se han logrado fases de agua claras, mayor diversidad de la comunidad de fitoplancton, disminución de las concentraciones de clorofila a y nutrientes (Scasso et al.,2001; Rodríguez-Gallego et al.,2002,2004; Clemente et al., 2005).

Recientemente se han implementado diferentes estrategias para alguno de los lagos urbanos del país, por ejemplo, en el período 2018-2019, en el lago Shangrilá, en Ciudad de la Costa (Canelones), se realizaron intervenciones con una arcilla capaz de inmovilizar el fósforo en el sedimento en conjunto con la remoción mecánica de plantas flotantes (Goyenola et al., 2024).

Los resultados mostraron una mejora en la transparencia del agua y el lago no volvió a presentar dominancia de plantas flotantes. Sin embargo, los efectos fueron temporales, ya que meses después las cianobacterias y microalgas se establecieron en el lago (Goyenola et al.,2024). Otro ejemplo, fue en el lago Javier, en Ciudad de la Costa (Canelones), donde se implementó un sistema de aireación artificial con el fin de mejorar la oxigenación en fondo (Goyenola et al.,2024, Fleitas Caputi, 2025).

Estas acciones mostraron resultados meritorios, pero los efectos fueron limitados ya que las condiciones de eutrofia en los lagos parecen reaparecer luego de un tiempo. Las explicaciones están basadas en la capacidad que tienen algunos organismos del fitoplancton de resistir y adaptarse a la limitación por nutrientes (Goyenola et al., 2025; Aubriot et al., 2025; Fleitas Caputi, 2025). Otra es la acumulación interna de nutrientes presentes en los sedimentos a lo largo del tiempo y la conexión de dichos lagos con las aguas subterráneas que aportan constantemente nutrientes a los cuerpos de agua (Goyenola et al., 2024; Fleitas Caputi, 2025).

Otros estudios han evaluado la eficacia del hierro (Fe) como controlador de la disponibilidad de Fósforo (P) y la floculación de cianobacterias en mesocosmos en el lago Fiscal (Aubriot et al., 2025) así como de manera experimental en laboratorio (Ayala, 2024; Aubriot et al., 2025). En ellos se demostró que la aplicación redujo significativamente las concentraciones de PT, Turbidez del agua y la Clorofila-a. En

este caso, el Fe parece ser una herramienta prometedora en la mejora del estado trófico del lago, sin embargo, los estudios también indican que el Fe no es eficaz en el control de especies de cianobacterias tóxicas e incluso sugieren que su acción como nutriente esencial potencia el crecimiento del fitoplancton (Ayala, 2024; Aubriot et al., 2025).

La mayoría de estudios experimentales de mesocosmos en Uruguay, se han centrado en las interacciones entre el fitoplancton, el pastoreo del zooplancton y la depredación que ejercen los peces (Mazzeo et al., 2010; Iglesias, et al., 2011; Lacerot et al., 2012). Otros han evaluado los efectos que ejerce los macrófitos sumergidos sobre el crecimiento del fitoplancton (Vanderstukken et al., 2011; Meerhoff et al., 2007) y pocos se han enfocado en el uso y efectos de los productos químicos a nivel experimental y en laboratorio (Ayala, 2024; Aubriot et al., 2025). Las herramientas de remediación y restauración aplicadas en lagos urbanos pueden alterar la estructura y el funcionamiento de las comunidades acuáticas. Surge, por tanto, la necesidad de evaluar si estas medidas ejercen efectos detectables sobre la biota, en particular el zooplancton mediante experimentos con mesocosmos en un lago urbano de la costa de Canelones que se encuentra sujeto a un proceso de eutrofización.

2. Hipótesis

2.1 Hipótesis 1:

- La estructura de la comunidad zooplanctónica cambiará en función de los efectos bottom-up (disponibilidad de nutrientes y fitoplancton) y top-down (depredación), en el lago de estudio.

2.2 Hipótesis 2:

- La aplicación de tratamientos químicos reduce la disponibilidad de nutrientes en la columna de agua, provocando cambios en la comunidad fitoplanctónica que se reflejarán indirectamente en la estructura del zooplancton.

2.3 Hipótesis 3:

- La aplicación de los tratamientos químicos no producirá efectos tóxicos directos sobre los organismos del zooplancton.

3. Objetivos

3.1 Objetivo general

- Evaluar la respuesta de la comunidad zooplanctónica en un lago suburbano hipereutrófico (Lago Fiscal) en condiciones experimentales (mesocosmos) bajo diferentes tratamientos de remediación de la eutrofización.

3.2 Objetivos específicos

- Caracterizar la estructura (diversidad, abundancia, biomasa) de la comunidad zooplanctónica en los diferentes tratamientos y eventos de muestreo considerados en el Lago Fiscal.
- Analizar la respuesta en la estructura de la comunidad de zooplancton frente a los tratamientos aplicados (químicos y biológicos), considerando diferentes escalas temporales.
- Relacionar la estructura de la comunidad zooplanctónica con las variables fisicoquímicas y biológicas.

4. Metodología

4.1 Área de estudio

El presente estudio se desarrolló en el “Lago Fiscal”, ubicado en Paso Carrasco, Canelones, Uruguay, ($34^{\circ}51'59.0"S$ $56^{\circ}02'45.6"W$), al suroeste del país (Figura 2). Pertenece a los lagos artificiales sub-urbanos de la Ciudad de la Costa y son producto de la remoción de arena y la infiltración (Goyenola et al., 2014; Goyenola et al., 2011; Informe Ambiental, 2022). Según Aubriot et al., (2025), el lago posee un área de aproximadamente 4.65 hectáreas y una profundidad de 4.5 m, siendo uno de los de menor profundidad. Algunos de ellos han sido creados con el fin de amortiguar inundaciones. A causa de la creciente urbanización del entorno, están sujetos a presiones antrópicas. Para muchos de ellos, incluido el lago de estudio, se han registrado floraciones algales, presentando signos de deterioro relacionados con la calidad de agua, siendo la eutrofización, el más importante (Fabre et al., 2010; Goyenola et al., 2014; Informe Ambiental, 2022). En conjunto estos lagos ofrecen un potencial paisajístico, con servicios ecosistémicos como la amortiguación del drenaje pluvial y la recreación.

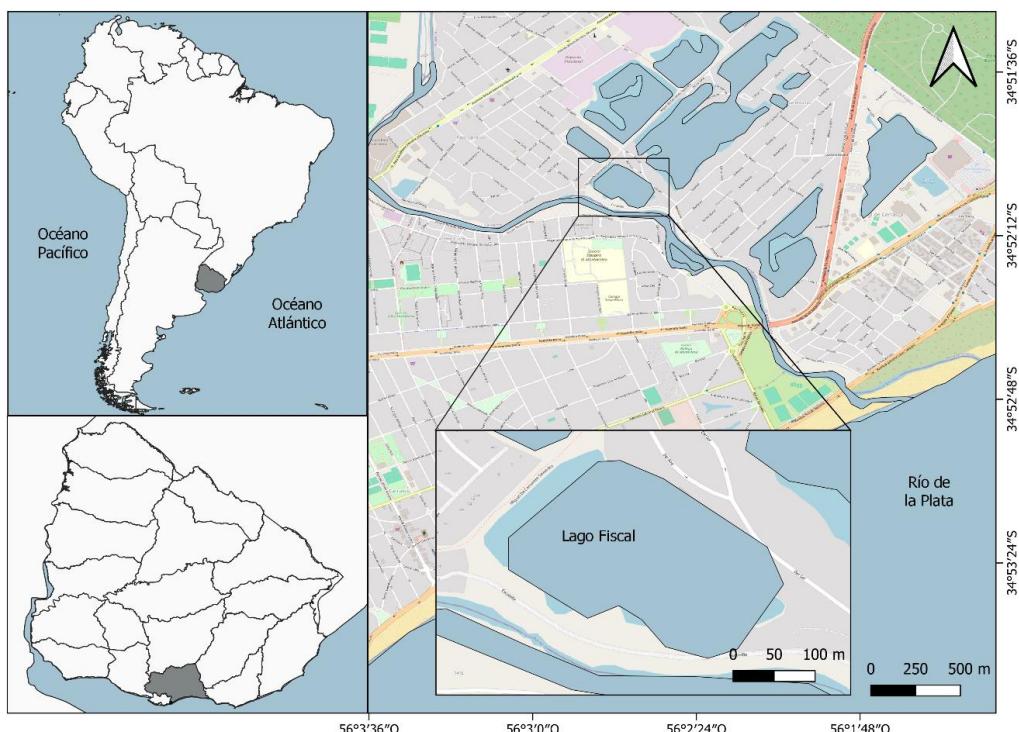


Figura 2. Ubicación del área de estudio, Departamento de Canelones, Uruguay.

El presente trabajo se enmarca dentro de un proyecto de doctorado desarrollado en el PEDECIBA-Geociencias por la MSc. Lucía Boccardi. En el mismo, durante 2022 y 2023 se estudiaron diferentes alternativas de remoción de cianobacterias, a través de diferentes aproximaciones, que incluyeron estudios experimentales de laboratorio, análisis ecotoxicológicos mediante bioensayos y estudios experimentales en campo. En la fase de laboratorio se llevaron a cabo experimentos a pequeña escala, con el objetivo de evaluar la efectividad de agentes químicos coagulantes y floculantes de cianobacterias, así como de absorbentes de fosfatos, entre otros. Además, se determinaron las concentraciones óptimas para su aplicación. La fase experimental en campo se implementó mediante el uso de mesocosmos instalados en el Lago Fiscal. De esta manera, el diseño del experimento (periodicidad, dimensiones y forma de mesocosmos), así como las muestras colectadas, los resultados de los parámetros fisicoquímicos y biológicos determinados en el campo y laboratorio empleados en el presente trabajo, fueron proporcionados por el mencionado proyecto. En el presente trabajo, la periodicidad (escala temporal) y el conjunto de mesocosmos seleccionados para el análisis de la comunidad de zooplancton corresponde únicamente a una de las ventanas temporales del proyecto general, ya que dicho proyecto, abarca una mayor escala temporal y un conjunto mayor de mesocosmos y muestreos.

4.2 Características de mesocosmos y tratamientos considerados

En el marco de este trabajo, se analizaron un total de 12 mesocosmos, bajo un diseño completamente aleatorizado (CRD por sus siglas en inglés), considerando 4 tratamientos por triplicado. Los tratamientos considerados fueron Control (**C**): ausencia de tratamientos químicos y presencia de peces; tratamiento Biológico (**TB**): ausencia de tratamientos químicos y ausencia de peces, y los distintos tratamientos químicos: Polícloruro de Aluminio (PAC; Greenpac 3940 L, 6 mgL^{-1}) + (Phoslock, 400 mgL^{-1}) y con peces (**PP**), y el tratamiento con los tres tratamientos químicos (**PPP**), que contiene la adición de Peróxido de Hidrógeno (2 mgL^{-1}) + PP, (Figura 3).

El tamaño de cada mesocosmo presentó una altura aproximada de 2.4 m y un diámetro de 0.68 m, abiertos al sedimento. También se seleccionó un punto en el lago (**Lago**) con el fin de realizar un análisis de la situación fisicoquímica y biológica en el momento de muestreo, fuera de los mesocosmos. Al momento de la instalación, los mesocosmos en la parte inferior presentaban una red para aislar a la comunidad de peces. Luego de su estabilización, dicha red se retiró y se colectaron del mismo lago

peces de la especie *Cnesterodon decemmaculatus* y se le adicionaron 5 ejemplares a todos los mesocosmos, excepto al tratamiento Biológico (TB).

4.3 Muestreo y análisis de muestras

El experimento del presente trabajo, consideró tres eventos (fechas) de muestreo. Para una caracterización inicial, se realizó un muestreo previo a la aplicación de los tratamientos, línea de base (LB) correspondiente al mes de enero (2023). Días posteriores se aplicaron a los diferentes mesocosmos, los productos para cada tratamiento y se tomaron las muestras correspondientes a post-aplicación. El primer muestreo post-aplicación (M1) se corresponde a la 3^{er} semana de experimentación, a mediados de febrero, y un segundo muestreo (M2) post-aplicación, que se corresponde al 4^{to} mes, en mayo del mismo año (Figura 3).

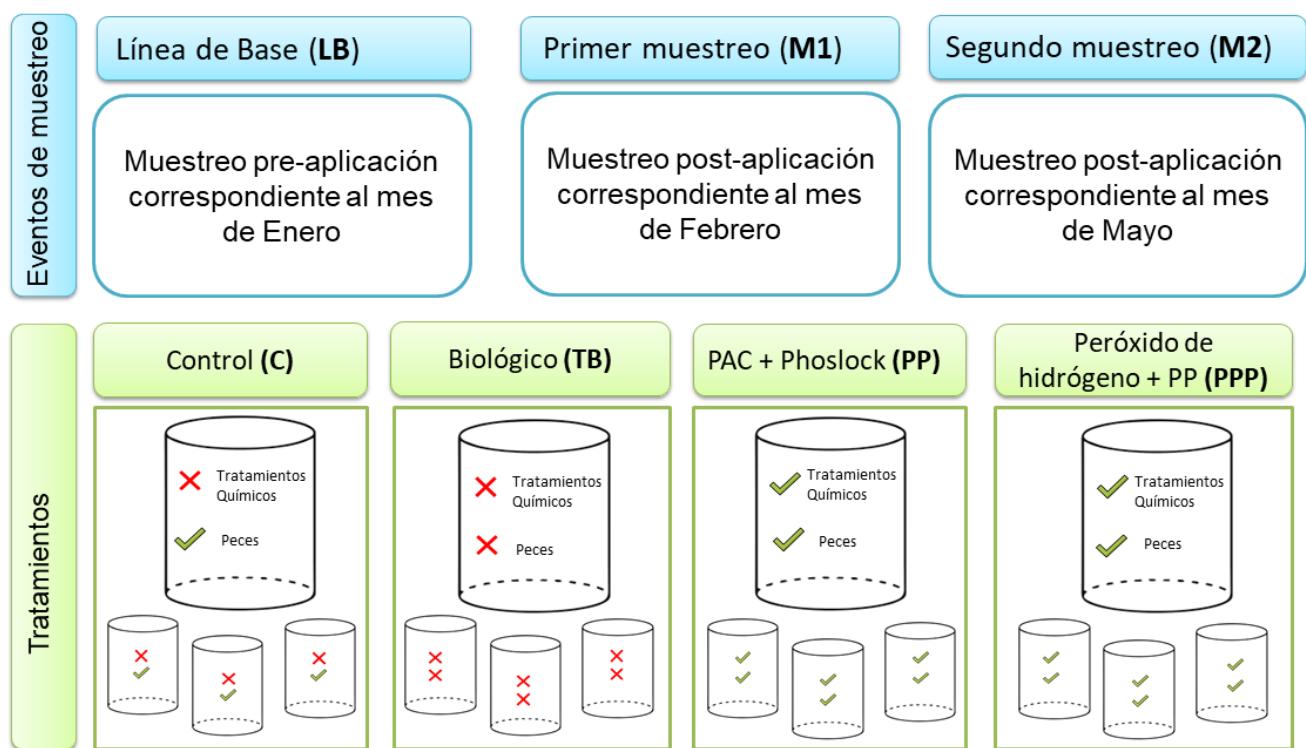


Figura 3. Esquema del diseño experimental con la característica de los tratamientos, los eventos de muestreo y sus respectivas abreviaturas.

En cada mesocosmo durante las diferentes visitas, se registraron variables fisicoquímicas y biológicas y se colectaron muestras de agua para la determinación de parámetros en el laboratorio. *In situ*, se determinó temperatura (T), oxígeno disuelto

(OD), conductividad (K) y pH, con una sonda multiparamétrica Hanna, HI9829. Cada medición se registró desde la superficie hasta el fondo, en intervalos de 50 cm. En laboratorio, se midió turbidez con turbidímetro Hanna y se determinó la concentración de fósforo total (PT), nitrógeno total (NT), sólidos suspendidos totales (SST). Asimismo, se analizó la concentración de clorofila-a total a través de un analizador automático (AlgaeOnlineAnalyser II (bbe Moldaenke)) por determinación fluorométrica y además se determinó la composición de los principales grupos del fitoplancton. Algunos de los mencionados parámetros se utilizaron para determinar el estado trófico y otros para asociarlos con la variación en la estructura de la comunidad zooplanctónica.

4.4 Muestreo y análisis de la comunidad zooplanctónica.

Las muestras de la comunidad zooplanctónica en cada mesocosmo, se obtuvieron con una trampa Schindler-Patalas (L) la cual se sumergió abierta, hasta una profundidad de 40 cm, cerrándose posteriormente. En el campo se filtraron 30 L por un copo de tamaño de poro de 63 μm y se fijaron en Lugol para su posterior análisis. Las observaciones para identificación hasta el máximo nivel taxonómico posible se realizaron a un aumento de 100 X en microscopio óptico. Para la identificación de los organismos se utilizaron las claves de Voigt (1978), Elmoor- Laureiro (1997), Nogrady & Segers (2002).

4.5 Abundancia zooplanctónica

La determinación del número de organismos zooplanctónicos se realizó en alícuotas de 5 mL. Para el análisis de cada muestra se consideró la densidad de organismos, y en función de ello, cada muestra de zooplancton fue llevada a 50 o 100 mL en un matraz de vidrio graduado. Posteriormente se homogeneizó y se extrajo una alícuota con una pipeta automática. El conteo se realizó en cámaras Sedgewick-Rafter con un volumen de 5 mL. Para cada muestra se llevó a cabo el recuento de al menos 100 individuos de las especies más abundantes y en cada una de ellas se midieron hasta 30 individuos de las especies más abundantes para la determinación de la biomasa.

Éstas se agruparon en los principales grupos taxonómicos (rotíferos, cladóceros y copépodos). Se cuantificó un total de 15043 organismos zooplanctónicos y se tomaron 1140 fotografías para las determinaciones de biomasa. Se destaca que aquellos taxa que presentaron abundancias relativas inferiores al 10% del total de individuos fueron

integradas en la categoría “otros”, comprendiendo taxa de rotíferos, cladóceros y copépodos.

La densidad de organismos se expresó como la concentración en el medio (ind L⁻¹) y se calculó mediante la ecuación:

$$C = (a_1 + a_2 + \dots + a_n)V_m / [(V_1 + V_2 + \dots + V_n)V_f]$$

Donde a_1, a_2, a_n es el número de organismos contados en cada alícuota, V_m es el volumen al que se lleva la muestra (en mL), V_1, V_2, V_n , el volumen de las alícuotas (en mL) y V_f el volumen de agua filtrada en el campo (en L) (Fabián, 2016).

4.6 Biomasa zooplanctónica

Dependiendo del grupo en consideración, la biomasa de cada especie fue estimada de manera diferencial y expresada en microgramos de peso seco por litro ($\mu\text{gPS L}^{-1}$). Para determinar la biomasa de los rotíferos se utilizó el método indirecto de biovolumen. Se calculó mediante las fórmulas planteadas por Ruttner-Kolisko (1977). La metodología se basa en la aplicación de fórmulas matemáticas que permiten calcular el volumen de los individuos, tomando como referencia las formas geométricas que mejor representan la morfología corporal de los rotíferos y considerando diferentes dimensiones corporales. Estas mediciones se obtienen mediante un microscopio óptico calibrado.

Para la estimación de la biomasa de copépodos y cladóceros se utilizaron ecuaciones de regresión largo-peso publicadas por McCauley (1984) y Bottrel et al. (1976). Las ecuaciones en general se presentan como:

$$W = a L^b \ln W = \ln a + b * \ln L$$

Donde W es el peso y L es la longitud del organismo. El valor de las constantes a y b es característico de cada taxón. Luego de determinadas esta biomasa individual, se multiplicó por la densidad de organismos por litro en la muestra, estimando la biomasa total del grupo en el lago.

4.7 Estado trófico

El índice de estado trófico del lago y de cada mesocosmo se realizó a través de la expresión:

$$IET(PT) = 14.42 \cdot \ln(PT) + 4.15$$

propuesto por Salas y Martino (1991). Este índice de estado trófico basado en fósforo, es una adaptación del índice de Carlson, para lagos tropicales cálidos. El rango del IET clasifica los lagos en categorías que van de oligotrófico a hipereutrófico (Tabla 1).

Tabla 2. Descripción del índice de estado trófico (IET) , categorías, rangos de valores del índice (IET) y características del agua según la categoría.

Categorías de estado Trófico	IET	Características del agua
Oligotrófico	< 30	Bajo contenido de nutrientes, agua clara
Mesotrófico	30 - 50	Productividad intermedia, aguas moderadamente claras
Eutrófico	50 – 70	Alta productividad, aguas turbias, frecuentes floraciones de algas
Hipereutrófico	> 70	Muy alta productividad, aguas muy turbias, frecuentes problemas de calidad de agua

4.8 Diversidad zooplanctónica

Se determinó la riqueza de especies (S) y se realizaron diferentes determinaciones para evaluar la diversidad de la comunidad zooplanctónica mediante el cálculo del Índice de diversidad de Shannon & Weaver (Somarriba, 1999) a partir de la expresión a) y el índice de equitatividad de Pielou a partir de la expresión b).

$$a) \quad H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad b) \quad E = \frac{H'}{\ln S}$$

Siendo:

$p_i = \frac{a_i}{a_t}$ (abundancia proporcional de la especie i en la comunidad) y S el número total de especies.

Este índice varía de 0-1; cuando este índice se acerca a cero, implica que una especie domina sobre las demás en la comunidad, mientras que, cuando todas las especies presentan abundancias similares, el valor del índice se acerca a 1.

4.9 Análisis de datos

Para el análisis de la relación entre la estructura de la comunidad zooplanctónica (abundancia y biomasa) y las variables ambientales se organizaron los datos en dos matrices. Una de ellas incluyó la matriz “ambiental”, donde fueron ingresadas algunas de las variables fisicoquímicas (temperatura, oxígeno disuelto, conductividad, pH, turbidez, nutrientes) y biológicas (fitoplancton); la otra matriz incluyó los datos de abundancia y biomasa total de la comunidad zooplanctónica.

Como medida exploratoria de ordenación multivariado se realizó un análisis de componentes principales (ACP). Se utilizaron las variables ambientales estandarizadas (temperatura, conductividad, oxígeno disuelto, pH, turbidez, clorofila-a) la abundancia y biomasa totales de la comunidad zooplanctónica. Asimismo, con el fin de estudiar como las variables ambientales influyen sobre la estructura de la comunidad de zooplancton se realizó un análisis de redundancia (RDA) utilizando la matriz de variables ambientales (temperatura, oxígeno disuelto, pH, PT, NT, clorofila-a) y la matriz biológica (biomasa de cada grupo de zooplancton). Los análisis estadísticos se llevaron a cabo con los programas R-Rstudio versión 4.4.1 y STATISTICA 7.

Se realizaron análisis de correlación no paramétrica (Spearman), se consideraron significativamente correlacionadas con nivel $p \leq 0.05$ y fuertemente correlacionadas con nivel $p < 0.01$. Asimismo, se analizó la normalidad de las variables. También se realizó un modelo lineal de efectos mixtos para determinar diferencias significativas entre los tratamientos y/o entre eventos de muestreo, considerando además el efecto aleatorio de los mesocosmos. Se muestran los valores del estadístico (F) y el p-valor (con niveles de significancia $p = 0.05$ o $p = 0.01$). Como complemento, para aquellas variables que presentaran diferencias entre eventos de muestreo se realizaron comparaciones post-hoc mediante medias marginales estimadas (emmeans), utilizando el método de Tukey para el ajuste por comparaciones múltiples. Los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el programa R-Rstudio versión 4.4.

5. Resultados

5.1 Caracterización fisicoquímica y biológica del lago Fiscal

La temperatura de todo el perfil de la columna de agua en el Lago Fiscal (**Lago**) durante el período de estudio (enero-mayo 2023) fue mayor en el evento línea de base (LB) con un valor promedio de 28.6 °C y menor en el segundo muestreo (M2), con un valor promedio de 18.0 °C. El pH se mantuvo estable en los tres eventos de muestreo (8.70, 8.75 y 9.0 para LB, M1 y M2 respectivamente). La conductividad promedio en M2 fue 728 ($\mu\text{S}/\text{cm}$) siendo la mayor de los tres eventos, mientras que la menor conductividad se observó en M1 (712 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Respecto a la concentración de oxígeno disuelto, disminuyó desde LB hacia el M2, siendo el valor mínimo 4.62 (mg L^{-1}) y el mayor 9.32 (mg L^{-1}) en el evento LB. La turbidez aumentó desde LB hacia M2 (32 a 90 NTU) (Tabla 4, Anexo I).

La concentración de NT fue menor en LB (3.140 mg L^{-1}) mientras aumentó en el tiempo con los eventos M1 (3.8 mg L^{-1}) y M2 (5.9 mg L^{-1}). El PT siguió el mismo patrón, con valores de 0.09, 0.115 y 0.199 (mg L^{-1}) para LB, M1 y M2 respectivamente. La determinación del índice de estado trófico, permite caracterizar al lago Fiscal como un sistema eutrófico (IET 50 - 70) para el evento LB e hipereutrófico (IET >70) para el resto de los eventos (Tabla 5, Anexo I).

La clorofila-a total aumentó desde el inicio del experimento (LB) hasta el último evento de muestreo con valores de 82.4, 175 y 474 ($\mu\text{g L}^{-1}$) (LB, M1 y M2 respectivamente). En relación con la abundancia relativa (%) de los distintos grupos de la comunidad fitoplanctónica, las cianobacterias fueron el grupo dominante durante los tres eventos de muestreo. Mostró un patrón creciente desde LB hacia M2, siendo los valores de 64.8, 153 y 474 ($\mu\text{g L}^{-1}$) donde en este último evento de muestreo se constató una dominancia del 100% de cianobacterias (Tabla 6, Anexo I). El segundo grupo de importancia, fueron las clorofitas, que aumentan desde LB con un valor de 16.5 hacia M1 donde obtuvo su máximo de 20.1 ($\mu\text{g L}^{-1}$), con total ausencia en el evento M2. Sin embargo, en términos de abundancia relativa disminuyen desde LB hacia M2.

Las diatomeas se presentaron en los eventos de muestreo LB y M1 con baja abundancia de 1.16 y 1.85 ($\mu\text{g L}^{-1}$) respectivamente, representando el 1% en ambos eventos. Finalmente, el grupo de las criptofitas no se hizo presente en ningún evento del experimento (Figura 10, Anexo I).

5.2 Estructura de la comunidad zooplanctónica del lago Fiscal

En el lago Fiscal, durante los tres eventos (LB, M1 y M2), se identificaron un total de 14 especies, 8 pertenecientes al grupo de los rotíferos, 4 cladóceros y 2 copépodos (Tabla 7, Anexo I). Los copépodos estuvieron representados por los calanoides y nauplios, los cladóceros por el género *Bosmina* y dentro de los rotíferos, los géneros más representativos fueron *Brachionus*, *Keratella* y *Pompholyx*.

La comunidad de zooplancton presentó una abundancia total (Ind.L^{-1}) máxima en el M1 con un valor de 370.7 Ind.L^{-1} , mientras que 76.63 y 108.9 Ind.L^{-1} fueron los valores para los eventos LB y M2 respectivamente. En términos de abundancia relativa (%) los grupos encontrados, alternaron las dominancias en los diferentes eventos. Para el evento LB, los copépodos fueron el grupo dominante (72%), seguido de cladóceros (20%) y rotíferos (8%). Sin embargo, en el evento M1 los rotíferos fueron el grupo dominante (89%), seguido de copépodos (8%) y una disminución de la abundancia de cladóceros (3%). Finalmente, para el evento M2 los copépodos se recuperan y dominan (69%), el grupo de los cladóceros también aumenta (18%), y el de rotíferos disminuye su abundancia respecto a M1 (13%) (Tabla 6, Anexo I).

La biomasa total zooplanctónica, aumentó a lo largo del experimento. En LB se obtuvo un valor de $92 \text{ (\mu gPS L}^{-1})$ mientras que durante M1 presentó un valor de $99 \text{ (\mu gPS L}^{-1})$ y un valor de $126 \text{ (\mu gPS L}^{-1})$ para M2. El aporte de biomasa total de cada grupo estuvo representado principalmente por copépodos en el LB (95%) seguido de cladóceros (4%) y rotíferos (1%). En el M1 los rotíferos fueron quienes aportaron el mayor porcentaje de biomasa (61%) a la comunidad, seguido de los copépodos (36%). Finalmente, en el evento M2 son los copépodos los encargados de aportar el mayor porcentaje ($> 90\%$) de biomasa. La biomasa de los cladóceros se mantuvo relativamente constante en todos los eventos de muestreo con aproximadamente un 4% (Figura 11, Anexo I).

5.3 Caracterización fisicoquímica y biológica de los mesocosmos

Para el caso de los mesocosmos, el perfil de temperatura en toda la columna de agua disminuyó desde evento LB hacia el evento M2 en todos los tratamientos (Figura 4). La mayor temperatura ($28.8 \text{ }^{\circ}\text{C}$) se observó en LB, mientras que la menor ($16.9 \text{ }^{\circ}\text{C}$) se

reportó en el evento M2. Se observó una variación en el eje vertical de la temperatura (mezcla y pequeña estratificación) principalmente durante el evento M2. El análisis estadístico mostró diferencias significativas entre eventos de muestreo ($F= 1086$, $p < 0.0001$) y se registraron diferencias significativas en la interacción tratamiento \times fecha ($p < 0.01$). Las comparaciones post-hoc revelaron diferencias significativas entre LB y M1 ($p < 0.0001$), LB y M2 ($p < 0.0001$), y M1 y M2 ($p = 0.001$) (Tabla 8, Anexo II).

El máximo valor de oxígeno disuelto se observó en el evento LB, mientras que 0.4 (mg L⁻¹) fue el menor valor registrado para el evento M2. La tendencia general fue de una disminución desde el evento LB hacia el evento M2 en todos los tratamientos (Figura 4). Igualmente se observó una variación del oxígeno disuelto en el eje vertical mostrando condiciones de hipoxia, principalmente en el evento M1 y M2. Se encontraron diferencias significativas únicamente entre eventos de muestreo ($F= 92.2$, $p < 0.001$). Asimismo, LB difirió significativamente de M1 ($p < 0.001$) y de M2 ($p < 0.001$), mientras que M1 y M2 no mostraron diferencias entre sí ($p > 0.05$) (Tabla 8, Anexo II). No se detectó un efecto significativo de la interacción tratamiento \times fecha sobre el oxígeno disuelto.

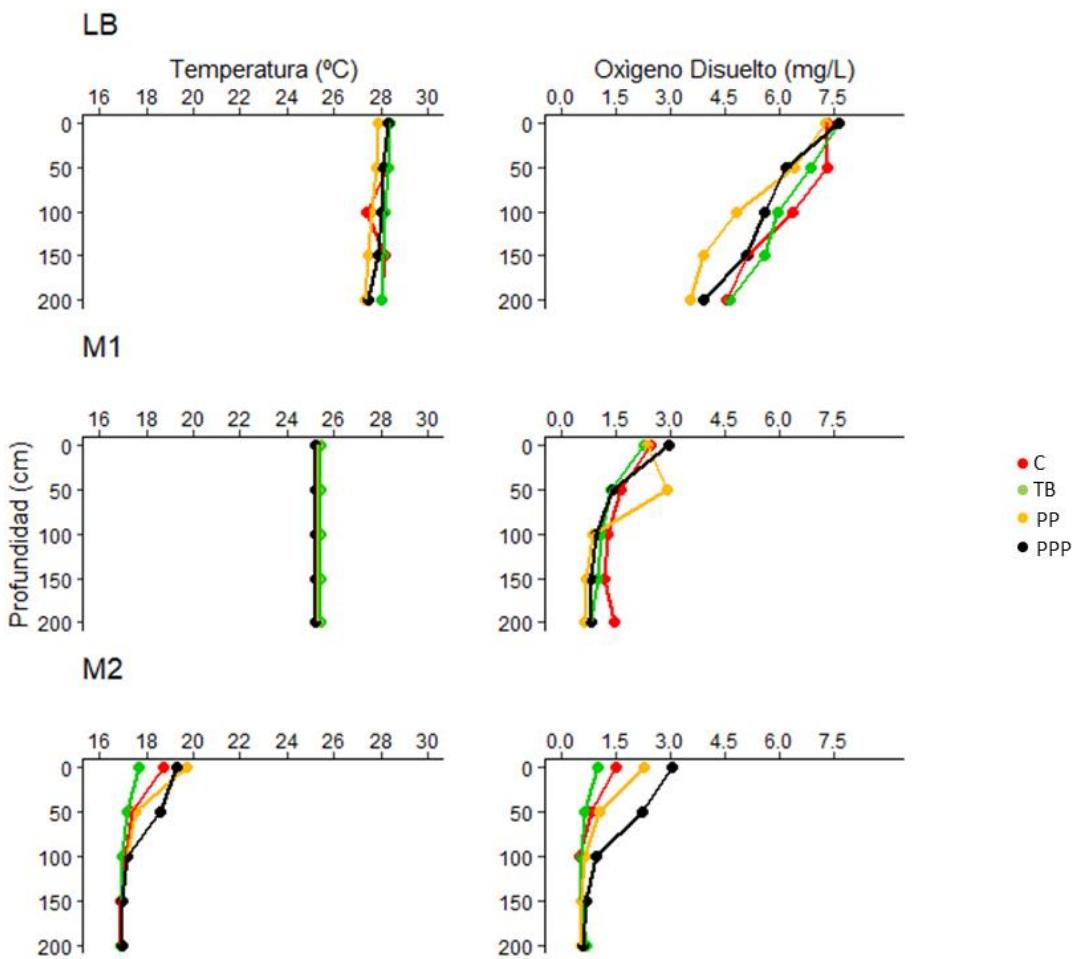


Figura 4. Perfil de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y oxígeno disuelto (mg L^{-1}) en relación con la profundidad para cada tratamiento en los tres eventos de muestreo. LB: Línea de Base, M1: primer muestreo y M2: Segundo muestreo. El color rojo corresponde al tratamiento control (C), el verde al Biológico (TB), en amarillo y negro los tratamientos químicos.

El pH presentó valores entre 7 y 9. El valor más alto de fue 8.9 en el evento M2 para el tratamiento PPP, mientras que 5.3 fue el menor valor registrado para el mismo evento de muestreo en el tratamiento PP. No se registraron diferencias significativas entre tratamientos, aunque si fueron identificadas diferencias significativas entre eventos de muestreo ($F= 14.9$, $p<0.001$). LB y M1 ($p < 0.001$) se diferenciaron entre si al igual que M1 y M2 ($p < 0.001$). LB y M2 no mostraron diferencias significativas ($p > 0.05$). No se detectó un efecto significativo de la interacción tratamiento \times fecha sobre el pH.

En cuanto a la conductividad (K) fue una de las variables más estables. El mayor valor registrado fue $765\mu\text{S/cm}$ en LB en el tratamiento TB, mientras que el menor valor fue $421\mu\text{S/cm}$ en M2 en el tratamiento TB. No se observaron diferencias significativas entre tratamientos ni entre eventos de muestreo ($p>0.05$) (Tabla 8, Anexo II). No se detectó un efecto significativo de la interacción tratamiento \times fecha sobre la conductividad.

Para los sólidos suspendidos totales (mg L^{-1}) el mayor valor promedio se registró en el evento LB en el tratamiento TB (Biológico), con un valor de 44.40 mg L^{-1} , mientras que el menor valor promedio fue de 23.20 mg L^{-1} en el evento M1, tratamiento TB. A excepción del tratamiento PP (Policloruro de Aluminio y Phoslock), en los demás tratamientos se observó mayores valores en LB disminuyendo hacia M1, e incrementando hacia M2 en PPP y TB. Para el tratamiento C hubo una diminución de LB hacia M2. Los análisis estadísticos, mostraron diferencias entre eventos de muestreo ($F=6.61$, $p < 0.01$), donde LB difiere significativamente de M1 ($p < 0.01$), mientras que no se detectaron diferencias significativas entre LB y M2 ($p > 0.01$) ni entre M1 y M2 ($p > 0.05$) (Tabla 8, Anexo II). Se observó una ligera diferencia significativa entre LB-M2 ($p = 0.021$). No se detectó un efecto significativo de la interacción tratamiento \times fecha sobre los sólidos suspendidos totales.

La turbidez incrementó desde el primer evento de muestreo (LB) hacia el tercer evento de muestreo (M2) en todos los tratamientos. El máximo valor (78 NTU) se registró en el tratamiento TB en el evento M2, mientras que el mínimo valor (1.6 NTU) se registró en LB en el tratamiento PP. Presentaron diferencias entre eventos de muestreo ($F=36.8$, $p < 0.0001$). Adicionalmente, todos los eventos de muestreo mostraron diferencias significativas entre sí: LB-M1 ($p < 0.01$), LB-M2 ($p < 0.001$) y M1-M2 ($p < 0.001$). Además, esta variable se correlacionó positivamente con los nutrientes NT y PT ($r^2= 0.92$, $p=0.0$ y $r^2= 0.89$, $p= 0.0$ respectivamente) (Tabla 8, Anexo II). No se detectó un efecto significativo de la interacción tratamiento \times fecha sobre la turbidez.

En relación con los nutrientes, el patrón temporal del nitrógeno total (NT) correspondió a un incremento desde LB hacia M2, presentando en todos los tratamientos diferencias significativas entre eventos de muestreo ($F= 104$, $p < 0.0001$). Todos los eventos de muestreo difirieron significativamente: LB-M1 ($p < 0.001$), LB-M2 ($p < 0.001$) y M1-M2 ($p < 0.001$). El máximo valor fue 6.1 mg L^{-1} en el tratamiento C, durante el evento M2, mientras que el mínimo valor fue 1.6 mg L^{-1} , tratamiento PP, evento LB (Tabla 8, Anexo II). No se detectó un efecto significativo de la interacción tratamiento \times fecha sobre el nitrógeno.

En el caso de fósforo total (PT) el valor máximo fue 0.2 (mg L^{-1}) en M2 y el valor mínimo de 0.040 (mg L^{-1}) en LB. Dichos valores no se atribuyeron a ningún tratamiento particular ya que en más de uno se presentó el mismo valor, (Anexo I). Se observaron

diferencias significativas entre los tratamientos PP-PPP para el evento M2 ($F= 5.08$, $p <0.01$). Se encontraron diferencias entre eventos ($F= 61.9$, $p < 0.0001$). Las comparaciones post-hoc revelaron diferencias significativas entre todos los eventos de muestreo, LB-M1 ($p < 0.001$), LB-M2 ($p < 0.001$) y M1-M2 ($p < 0.001$) (Tabla 8, Anexo II). No se detectó un efecto significativo de la interacción tratamiento \times fecha sobre el fósforo total.

A través de los valores de PT ($\mu\text{g L}^{-1}$), se realizó la clasificación trófica de todos los mesocosmos en sus diferentes tratamientos. Los mismos se caracterizaron todos como sistemas eutróficos en el evento LB, mientras que durante los eventos M1 y M2 todos los tratamientos se caracterizaron como sistemas hipertróficos, a excepción del tratamiento PP y TB en M1 que se caracterizaron como sistemas eutróficos (Tabla 5, Anexo I).

5.4 Características de la comunidad fitoplanctónica

La concentración de clorofila-a total ($\mu\text{g L}^{-1}$) aumentó desde el evento LB hacia el evento M2 en todos los tratamientos. El menor valor determinado fue $5.6 \mu\text{g L}^{-1}$ en LB, en el tratamiento control (C), mientras que el mayor valor fue $422.3 \mu\text{g L}^{-1}$ en M2, en el tratamiento PPP (Figura 5). Presentaron diferencias significativas entre eventos de muestreo ($F= 75.9$ $p <0.0001$). Las comparaciones post-hoc revelaron diferencias significativas entre todos los eventos de muestreo, LB-M1 ($p < 0.001$), LB-M2 ($p < 0.001$) y M1-M2 ($p < 0.001$) (Tabla 8, Anexo II). La clorofila-a, se correlacionó positivamente con la turbidez ($r^2= 0.98$, $p<0.05$), PT ($r^2= 0.91$ $p<0.05$), NT ($r^2= 0.94$, $p<0.05$) y cianobacterias ($r^2= 0.99$, $p<0.001$) (Tabla 9, Anexo II). No se detectó un efecto significativo de la interacción tratamiento \times fecha sobre la clorofila-a.

No se observaron importantes diferencias respecto a los cambios en la composición de la comunidad fitoplanctónica para los tres eventos de muestreo y para los distintos tratamientos (Figura 5). Durante todo el experimento y en todos los tratamientos las cianobacterias fueron el grupo dominante incrementando desde el evento de LB hacia el evento M2. A pesar de que sólo en el evento LB y en el tratamiento PPP se observa una distribución más equitativa (mayor proporción de otros grupos), las cianobacterias fueron el grupo dominante.

Las diatomeas fue el segundo grupo fitoplanctónico que presentó el mayor porcentaje en todos los tratamientos en el evento LB, a excepción de TB donde las clorofitas

dominaron por sobre las diatomeas. Luego estas tendieron a disminuir su abundancia hacia el evento M1 y M2 en todos los tratamientos. Por otro lado, las clorofitas fueron el tercer grupo más abundante. Su mayor abundancia fue en el evento LB en el tratamiento PP. En el M1 su abundancia se mantiene estable en todos los tratamientos y disminuye hacia el M2 en todos los tratamientos. El grupo de las criptofitas se presentó solo en el evento LB en los tratamientos PP y C. No se identificó su presencia en los restantes eventos de muestreo para ningún tratamiento (Figura 5).

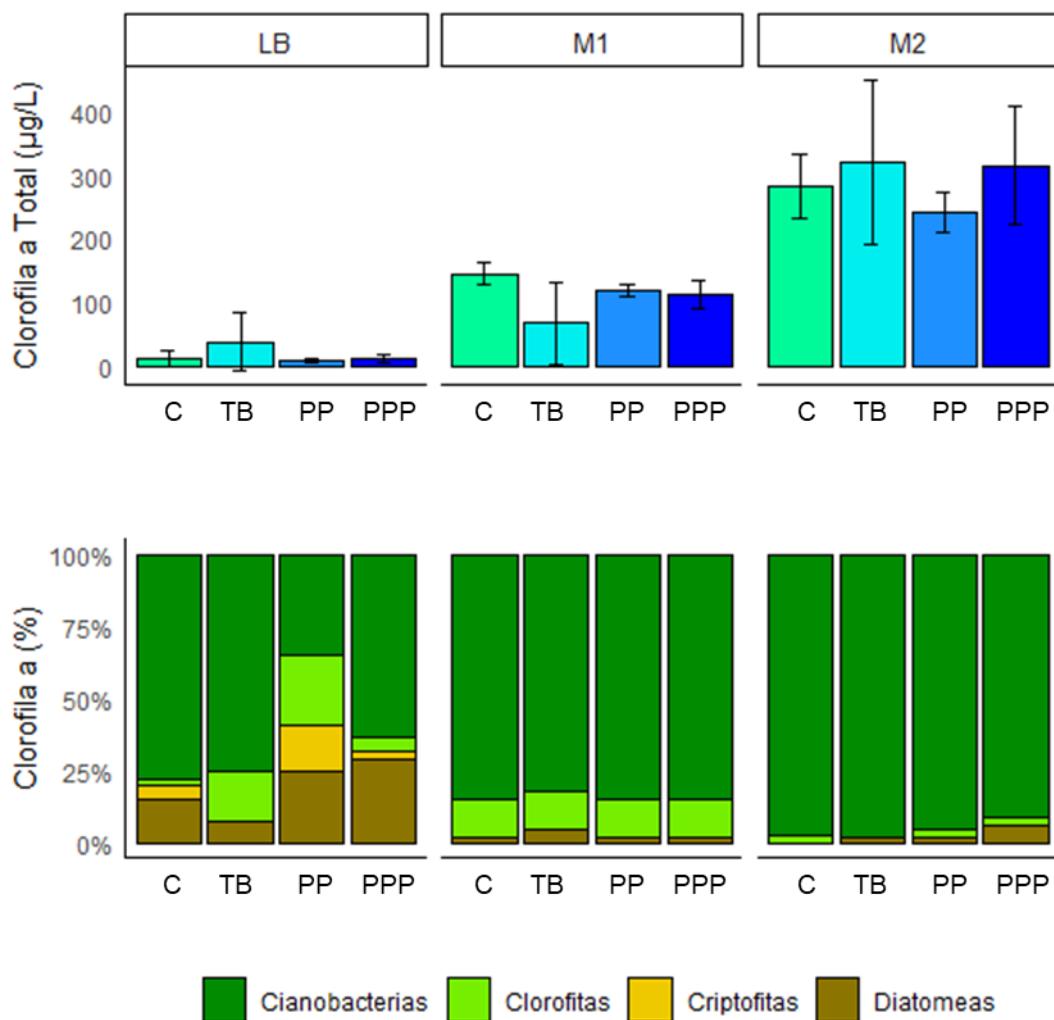


Figura 5. Clorofila a total ($\mu\text{g/L}$) y Clorofila a (%) de los principales grupos de la comunidad de fitoplancton en los tres eventos de muestreo y para cada tratamiento en los diferentes mesocosmos. LB: Línea de Base, M1: primer muestreo y M2: segundo muestreo. La C corresponde al tratamiento control, TB al tratamiento biológico y los tratamientos con los dos y tres productos químicos corresponde al PP y PPP respectivamente.

5.5 Estructura de la comunidad zooplanctónica

Dentro de los tres principales grupos de la comunidad de zooplancton se registraron e identificaron un total de 21 taxa, donde 13 pertenecieron al grupo de los rotíferos, 5 al de cladóceros y 3 copépodos (Tabla 2). Se adjunta el registro fotográfico de algunos de los taxa identificados para cada grupo (Figura 6).

Tabla 3. Composición específica de la comunidad de zooplancton en los distintos eventos de muestreo. LB (línea de base), M1 (primer muestreo) y M2 (segundo muestreo). X indica presencia.

	LB	M1	M2
Rotíferos			
<i>Brachionus calyciflorus</i> (Pallas, 1766)	X	X	X
<i>Brachionus havanaensis</i> (Rousselet, 1911)	X	X	X
<i>Brachionus quadridentatus</i> (Perty, 1850)		X	
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	X	X	
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)		X	
<i>Keratella tecta</i> (Gosse, 1851)	X	X	X
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	X	X	X
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	X	X	X
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	X	X	X
<i>Pompholyx complanata</i> (Gosse, 1851)	X	X	X
<i>Lecane</i> sp ¹ .			X
<i>Lecane</i> sp ² .		X	X
<i>Trichocerca</i> sp.			X
Cladóceros			
<i>Alona</i> sp.	X		
<i>Bosmina longirostris</i> (Müller, 1776)	X	X	X
<i>Chydorus</i> sp.	X		
<i>Diaphanosoma</i> sp.	X	X	X
<i>Moina</i> sp.	X	X	
Copépodos			
<i>Calanoide</i> sp.	X	X	X
<i>Cyclopoide</i> sp.	X	X	X
<i>Notodiaptomus incompositus</i> (Brian, 1925)	X	X	X
Nauplios	X	X	X

Se observaron diferencias en la presencia/ausencia y dominancias de las especies para los distintos eventos de muestreo y tratamientos. La riqueza (S) no mostró diferencias significativas entre tratamientos, si entre eventos de muestreo ($F=3.26$, $p <0.05$). Las comparaciones post-hoc revelaron diferencias significativas entre los eventos LB-M1 ($p < 0.01$) (Tabla 8, Anexo II).

El grupo de los rotíferos presentó la mayor riqueza de especies, siendo las más representativas *Brachionus havanaensis*, *Keratella tropica* y dos especies del género

Lecane (Figura 12, Anexo II). Tanto *Brachionus havanaensis* como *Keratella tropica* se presentaron en todos los eventos de muestreo y tratamientos, y sus mayores abundancias relativas se observaron en el evento M1. El género *Lecane* se presentó en todos los eventos de muestreo, su mayor abundancia fue en M2 en el tratamiento PP, representado por las especies *Lecane bulla* y *Lecane luna*. Ambas especies se presentaron en mayor proporción en los tratamientos con productos en M2.

El grupo de cladóceros estuvo representado principalmente por *Bosmina longirostris* y *Diaphanosoma* sp. Si bien en el evento LB se hicieron presentes todos los taxa, el número se redujo en los dos eventos restantes (Tabla 2). Los eventos M1 y M2 compartieron los taxa de *Diaphanosoma* sp. y *Bosmina longirostris*, con la diferencia de que en el M1 *Moina* sp. también se hizo presente. En todos los eventos de muestreo las especies de cladóceros presentaron abundancias relativas inferiores al 10% del total de individuos. Por esta razón, fueron integradas en la categoría “otros”, junto con especies de otros grupos de rotíferos (Figura 12, Anexo II).

Todos los taxa encontrados para copépodos se hicieron presentes en todos los eventos de muestreo incluidos nauplios (Tabla 2). El suborden Calanoide fue el más representativo del grupo para el evento LB, en todos los tratamientos. Los organismos del sub-orden Cyclopoide tuvieron una mayor presencia en el evento M2 en los tratamientos sin productos químicos (TB, C). Los nauplios también tuvieron mayor presencia en M2, en todos los tratamientos a excepción del PP (Figura 12, Anexo II).

La riqueza de especies en todo el experimento varió entre 8 y 15, siendo estos valores el mínimo y el máximo respectivamente. El índice de diversidad de Shannon (H') presentó valores muy similares entre todos los tratamientos en un rango de 2.2 y 1.2. El índice de equitatividad de Pielou (E) también presentó un comportamiento similar en todos los tratamientos durante todo el experimento, donde el rango de variación fue 0.6 y 0.8 (Tabla 10, Anexo II).

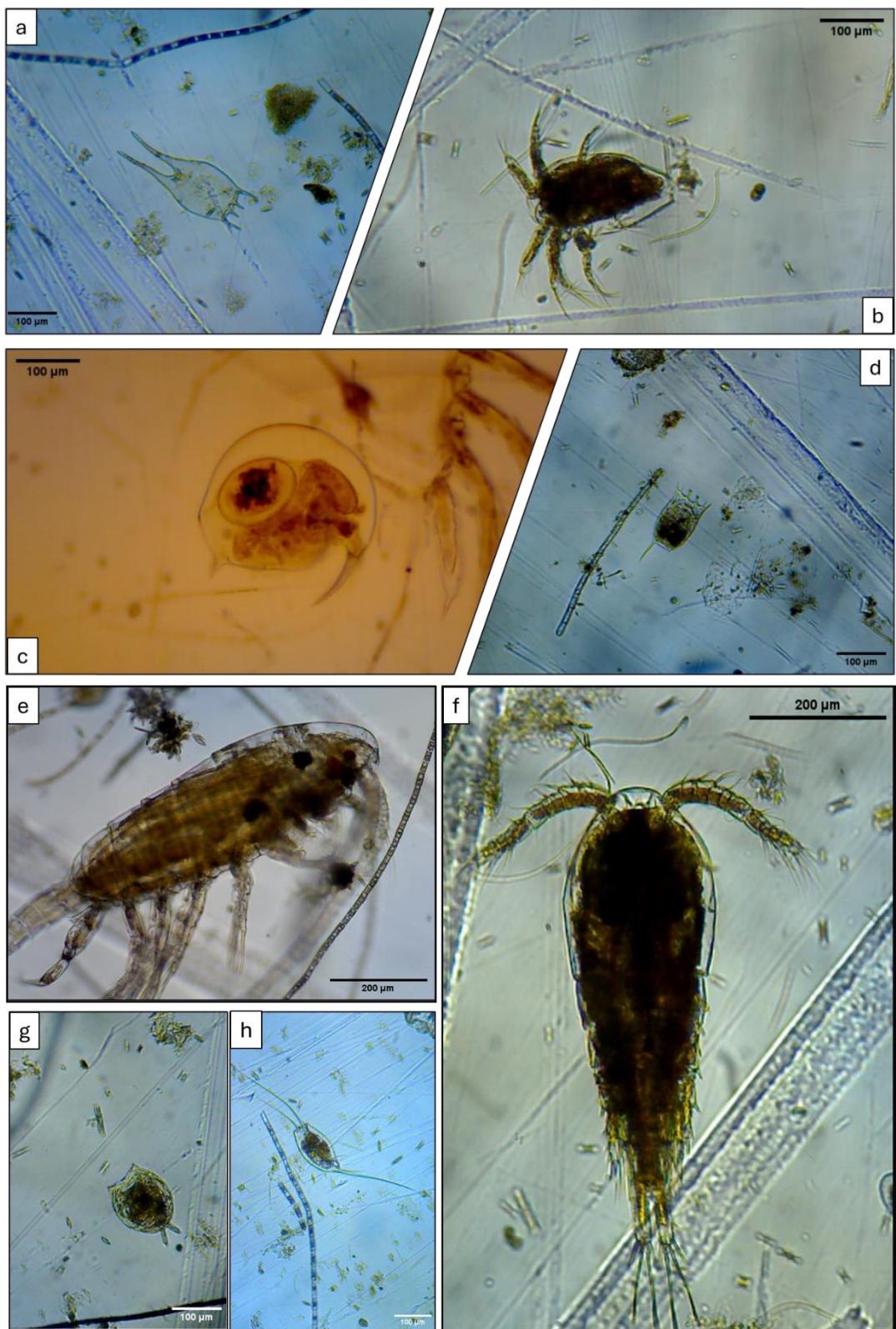


Figura 6. Registro fotográfico de algunos taxa identificados, **a)** *Brachionus havanaensis*, **b)** Nauplio, **c)** *Bosmina longirostris*, **d)** *Keratella tropica*, **e)** Copepodito Calanoide sp., **f)** Copepodito Cyclopoide sp., **g)** *Lecane luna*, **h)** *Filinia opoliensis*. Las fotografías tomadas al momento del análisis.

5.6 Abundancia y Biomasa

Se observó un incremento de la abundancia total (ind. L⁻¹) desde LB hacia M1, y una posterior reducción hacia M2. Este patrón se observó en todos los tratamientos. El valor máximo promedio fue 1016.63 ind. L⁻¹ en el M1 para el tratamiento PP mientras que el valor mínimo promedio fue 20.92 ind. L⁻¹ en el M2 también para PP. Sin embargo, no se observaron diferencias entre tratamientos, si entre eventos de muestreo para dicha variable ($F=19.7$, $p <0.0001$). Las comparaciones post-hoc revelaron diferencias significativas entre los eventos de muestreo, LB-M1 ($p < 0.001$) y M1-M2 ($p < 0.001$). La abundancia total presentó una mayor correlación positiva con la abundancia de rotíferos ($r^2= 0.84$, $p< 0.05$) y la menor correlación fue con la abundancia de cladóceros ($r^2= 0.3$, $p< 0.04$).

En términos de abundancia relativa (%), los copépodos y rotíferos fueron los grupos más dominantes, siendo los cladóceros el grupo que presentó la menor abundancia relativa durante todo el experimento (Figura 7). Por ejemplo, los copépodos presentaron una gran dominancia en LB (39-90%) en todos los tratamientos a excepción del TB donde dominaron los rotíferos (49%). La mayor abundancia relativa de copépodos se observó en el tratamiento PP (90%). En M1 la comunidad estuvo dominada por los rotíferos en todos los tratamientos (36-89%) a excepción de TB donde dominaron los copépodos (61%). La mayor proporción de rotíferos se presentó en el tratamiento C (89%). Finalmente, en el M2 existe una co-dominancia entre ambos grupos. En los tratamientos C y TB, dominaron los copépodos (79-85% respectivamente), mientras que en los tratamientos PP y PPP dominaron los rotíferos (86-62% respectivamente). Los cladóceros se hicieron presentes en todos los tratamientos en LB, y su mayor dominancia fue en el tratamiento TB (Figura 7) (11%). Sin embargo, en el M1 y M2 sólo se hicieron presentes en el TB en baja proporción (2% para ambos eventos).

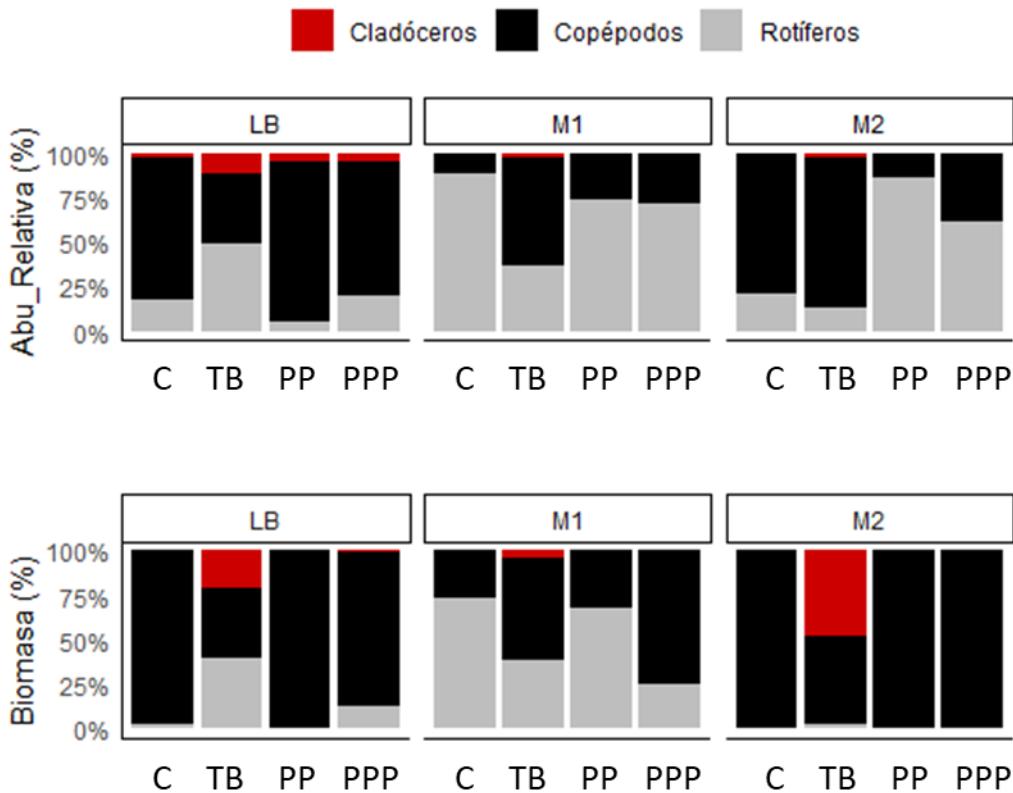


Figura 7. Abundancia y biomasa relativa (%) de los principales grupos de la comunidad de zooplancton en los tres eventos de muestreo y en los distintos tratamientos. LB: Línea de Base, M1: primer muestreo y M2: segundo muestreo. La C corresponde al tratamiento control, TB a tratamiento biológico y los tratamientos con los dos y tres productos químicos corresponde al PP y PPP respectivamente.

En términos generales la biomasa total fue creciente desde el evento LB hacia M1, y decreciente hacia M2. acompañando el comportamiento observado en la abundancia total del zooplancton. Sin embargo, el comportamiento por tratamiento fue diferentes, donde el tratamiento PP y TB, la tendencia marcó un crecimiento desde LB a M1 y una disminución hacia M2. Por otro lado, los tratamientos C y PPP marcaron una disminución desde LB hacia M2. La mayor biomasa zooplanctónica total se registró en el tratamiento PP en el evento M1, con un valor promedio de $222.2 \mu\text{gPS L}^{-1}$, mientras que el valor promedio mínimo fue de $1.5 \mu\text{g PS L}^{-1}$ en el tratamiento PP en el evento M2. En términos de biomasa relativa (%) el aporte estuvo dominado por diferentes grupos en los distintos eventos de muestreo y tratamientos (Figura 7). La biomasa total mostró diferencias significativas entre eventos de muestreo ($F= 3.05$, $p<0.01$). Sin embargo, las comparaciones post-hoc no revelaron diferencias significativas entre los conjuntos de muestreo ($p > 0.05$). No se detectó un efecto significativo de la interacción tratamiento \times fecha sobre la biomasa total ($p > 0.05$).

Para el evento LB, el grupo que aportó mayor biomasa fueron los copépodos en todos los tratamientos con más del 85% de la biomasa, a excepción del tratamiento TB donde la biomasa fue aportada por los tres grupos. En el evento M1 la mayor biomasa la aportaron los rotíferos, en todos los tratamientos a excepción del tratamiento PPP que estuvo representado por los copépodos. Finalmente, en el evento M2, los copépodos dominan la biomasa con más del 98% para los tratamientos C, PP, y PPP, a excepción del tratamiento TB, donde la biomasa fue similar entre copépodos y cladóceros (49-48% respectivamente). Los cladóceros no tuvieron aporte significativo a la biomasa en los tratamientos C, PP y PPP en los eventos M1 y M2. La biomasa total se correlacionó significativamente con la abundancia de copépodos ($r^2= 0.83$, $p< 0.05$) y la menor correlación fue con la abundancia de rotíferos ($r^2= 0.4$, $p< 0.05$).

5.7 Relación de la comunidad zooplanctónica con las variables ambientales

La abundancia total de la comunidad zooplanctónica se correlacionó positivamente con las clorofitas, y negativamente de manera significativa con el pH. La biomasa total se correlacionó de manera positiva con la temperatura y una correlación negativa con el pH, turbidez, NT, PT, clorofila a total y cianobacterias, significativa (Tabla 3).

La biomasa de cladóceros se correlacionó negativamente con la temperatura y el PT. Asimismo, la biomasa de copépodos se correlacionó negativamente con el pH, turbidez, NT, clorofila a total y cianobacterias, y positivamente con las criptofitas. Finalmente, la biomasa de rotíferos presentó una correlación negativa significativa con el pH y criptofitas, y positiva con clorofitas (Tabla 3). El resto de las variables ambientales y biológicas, si bien presentaron correlaciones negativas y positivas, no se correlacionaron significativamente con las variables de la comunidad zooplanctónica.

Tabla 4. Matriz de coeficientes de correlación de Spearman (r_s) de los valores significativos, con $p < 0.05$ (*) y $p < 0.01$ (**), para: la biomasa total de la comunidad zooplanctónica ($\mu\text{g peso seco /L}$), biomasa total de zooplancton (B total), biomasa de copépodos (B Cop), biomasa de cladóceros (B Cla), biomasa de rotíferos (B Rot) y Abundancia total de la comunidad zooplanctónica (Abu Total) vs. temperatura (T), pH, turbidez, nitrógeno total (NT), fósforo total (PT), concentración de clorofila-a total, y concentración de cianobacterias y clorofitas.

Variables	Abu total	Bio total	B Rot	B Cla	B Cop
T (°C)		0.42*		-0.03*	
pH	-0.46**	-0.53**	-0.47*		-0.48*
Turbidez (NTU)		-0.36*			-0.42*
NT (mg/L)		-0.41*			-0.38*
PT (mg/L)		-0.53**		-0.1*	
Clorofila a Total ($\mu\text{g/L}$)		-0.42*			-0.4*
Cianobacterias ($\mu\text{g/L}$)		-0.42*			-0.4*
Clorofitas ($\mu\text{g/L}$)	0.35*		0.47*		
Criptofitas ($\mu\text{g/L}$)			-0.49*		0.41*

A través del análisis de componentes principales (ACP) se observó que la mayor parte de la variabilidad en los datos fisicoquímicos y biológicos, así como en las variables de estructura comunitaria (abundancia y biomasa), estuvo asociada a diferencias entre los eventos de muestreo (Figura 8). En conjunto, el primer eje (PCA1) y el segundo eje (PCA2) explicaron el 74.3% de la variabilidad total. Las variables que se asociaron principalmente al evento LB fueron la temperatura, el oxígeno disuelto y la conductividad, todas ellas correlacionadas negativamente con el PCA1, el cual explicó el 48.5% de la variabilidad total. En el evento M1, las variables mayormente asociadas fueron la abundancia y biomasa total de la comunidad zooplanctónica. Finalmente, el evento M2 se caracterizó por la asociación con la clorofila a y la turbidez respecto al PCA1, mientras que el pH mostró su mayor asociación con el PCA2, que explicó el 25.8% de la variabilidad total.

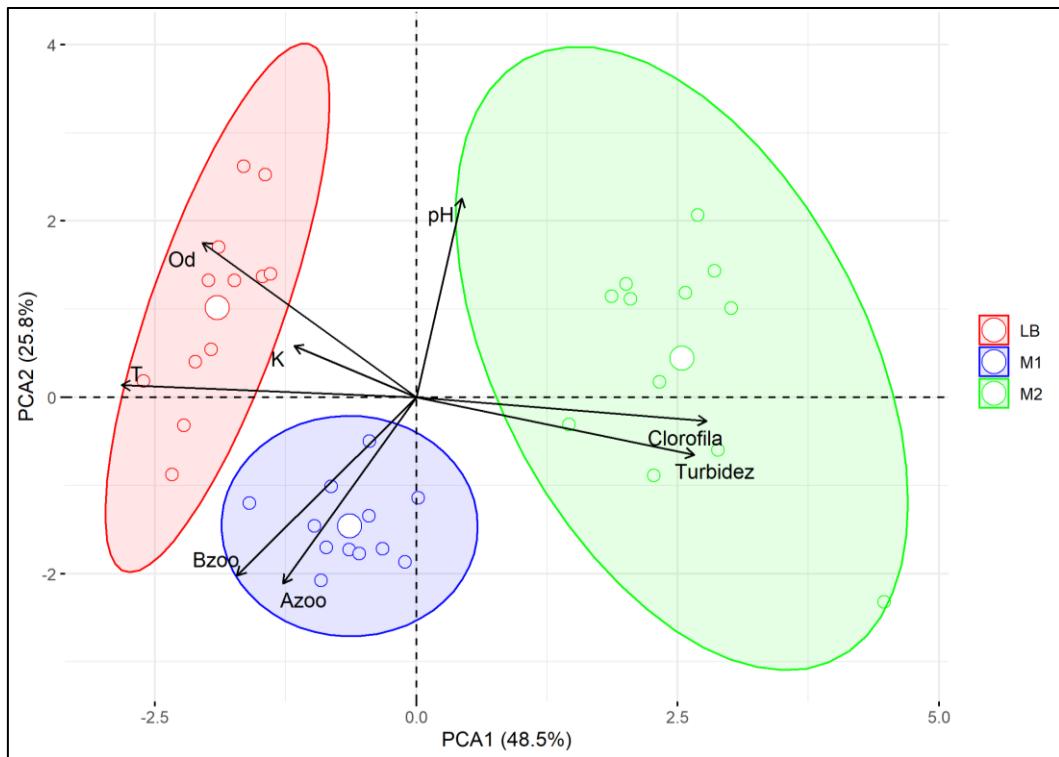


Figura 8. Análisis de componentes principales (ACP) de las variables ambientales (fisicoquímicas y biológicas) descriptoras para los tres eventos de muestreo. Círculos rojos, azules y verdes corresponden a los eventos LB, M1 y M2 respectivamente. Las abreviaturas de las variables (flechas negras) son: T: temperatura, Od: oxígeno disuelto, K: conductividad, Azoo: abundancia total de zooplancton y BZoo: biomasa total de zooplancton.

Las variables ambientales seleccionadas en el análisis de redundancia (RDA) explicaron el 31.4% de la variabilidad en el primer eje (RDA1) y el 14.1% en el segundo eje (RDA2) (Figura 9). En el diagrama de ordenación, se observa que la temperatura se asocia positivamente con la biomasa de cladóceros y copépodos. Por otro lado, la clorofila-a, el nitrógeno y el fósforo totales se encuentran positivamente correlacionados entre sí, pero muestran una correlación negativa respecto a la biomasa de los tres grupos de zooplancton analizados. El pH y la clorofila-a, se correlacionaron negativamente con la biomasa de los grupos.

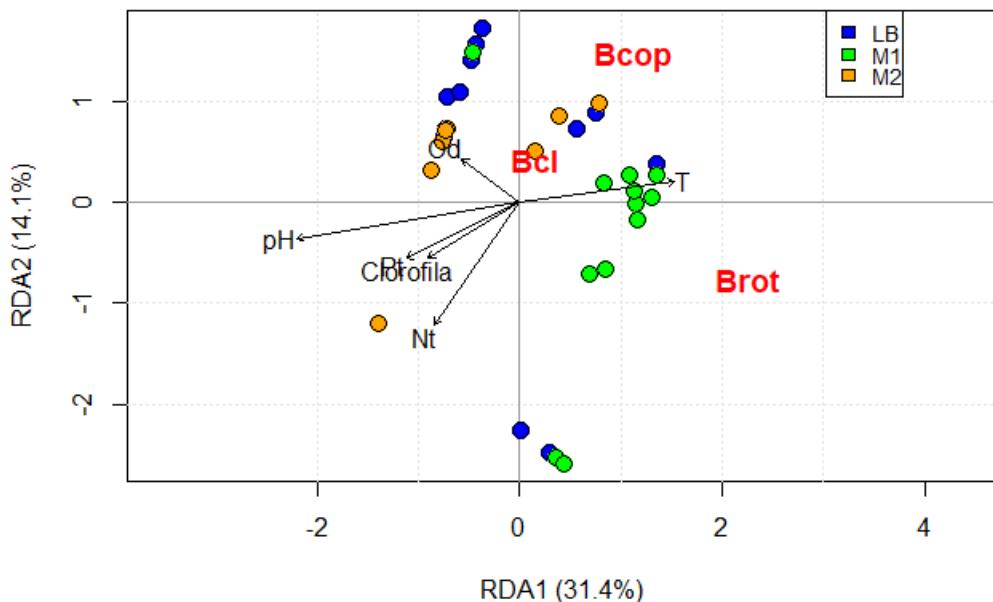


Figura 9. Análisis de redundancia (RDA) entre la biomasa de los principales grupos de la comunidad de zooplancton ($\mu\text{gPS. L}^{-1}$) y las variables ambientales. Nivel de significancia ($p < 0.05$). Las abreviaturas de las variables (flechas negras) son: T: temperatura, Od: oxígeno disuelto, PT, fósforo total, NT, nitrógeno total, Brot: biomasa de rotíferos, Bcl: biomasa de cladóceros y Bcop: biomasa de copépodos. En azul se muestra el evento Línea de base (LB), en verde el primer evento de muestreo (M1) y en anaranjado el segundo evento de muestreo (M2).

6. Discusión

Los resultados del presente estudio indican que las principales variaciones observadas en la comunidad zooplánctonica se encontraron entre los eventos de muestreo. Principalmente las diferencias se observaron en el evento M1. Sin embargo, cada evento se caracterizó por un conjunto particular de variables ambientales, que sugieren cambios en la estructura de la comunidad zooplánctonica. Igualmente se encontró un efecto sobre el tamaño en la comunidad de zoopláncton en el tratamiento sin peces (TB) con respecto al resto de los tratamientos considerados. En ellos se observan organismos de tamaños más grandes y con mejor capacidad de filtración respecto a los otros, sugiriendo que las interacciones con peces modifican y estructuran fuertemente la comunidad de zoopláncton. Se observó, además, que los tratamientos analizados para la mejorar la condición trófica del lago no influyeron en la estructura de la comunidad zooplánctonica durante el período de estudio.

Por otro lado, se debe destacar que, a través del análisis de modelo de efectos mixtos, las variables temperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto, turbidez, sólidos suspendidos totales, nitrógeno total, fósforo total, clorofila-a presentaron una varianza

significativa atribuible al efecto aleatorio de mesocosmo, indicando que existieron diferencias iniciales y persistentes entre las unidades experimentales (Tabla 11, Anexo II). Sin embargo, estas diferencias no estuvieron asociadas a los tratamientos aplicados, ya que ni el efecto principal de tratamiento ni la interacción tratamiento \times fecha resultaron significativos. En cambio, el muestreo sí explicó gran parte de la variación, reflejando una dinámica temporal fuerte y consistente entre mesocosmos. Esto sugiere que, pese a la heterogeneidad inicial entre unidades, los tratamientos no produjeron un cambio diferencial en la trayectoria temporal de las variables analizadas.

Por otro lado, para las variables riqueza de especies (S), biomasa total (BT) y abundancia total (AT) la varianza asociada al efecto aleatorio de mesocosmo fue similar o inferior a la varianza residual (Tabla 11, Anexo II), indicando que los mesocosmos no presentaron diferencias comunitarias iniciales. Por tanto, no hubo efectos de colonización o condiciones iniciales marcadamente distintas entre las unidades experimentales para S, BT y AT, por lo que su variación estuvo dominada por el tiempo, más que por la identidad del mesocosmo.

6.1 Estado trófico

Según el Índice de estado trófico determinado, el lago Fiscal presentó un alto grado de eutrofización. Este resultado no se aparta de lo esperado, ya que desde hace años diversos trabajos han reportado que la cadena de lagos de la costa, incluido el lago Fiscal, suelen presentar concentraciones elevadas de nutrientes (Fabre et al., 2010; Goyenola et al., 2011; 2014; Informe Ambiental, 2022; Goyenola et al., 2024). La principal causa de eutrofización de dichos lagos se ha asociado con el vertimiento directo de aguas industriales, la deposición de residuos sólidos y el uso intensivo de fertilizantes por la actividad agrícola en sus cuencas, siendo los potenciales causantes de eventos de floraciones algales, alta turbidez del agua y malos olores (Fabre et al., 2010; Goyenola et al., 2011; 2014; Carballo, 2015; Informe Ambiental, 2022).

Los sistemas altamente eutrofizados desencadenan una serie de efectos relacionados a la mala calidad del agua, por ejemplo, floraciones algales y de cianobacterias, aumento de la turbidez, déficit de oxígeno, reducción de la diversidad y cambios en la estructura de las comunidades (Lampert & Sommer, 2007; Moss, 2010). En este estudio, para el evento M2, en la zona más profunda, se registraron bajas concentraciones de oxígeno disuelto (hipoxia, $OD < 2 \text{ mg L}^{-1}$), coincidiendo con una pequeña estratificación en la capa superficial de la columna de agua. Este fenómeno

de estratificación, característico en este tipo de ecosistemas, potencia la disminución del oxígeno en profundidad al restringir la re-oxygenación de las capas más profundas, ya que limita la mezcla vertical (Goyenola et al., 2024). Eventos de este tipo han sido reportados con frecuencia en lagos someros, y diversos estudios han señalado que las condiciones ambientales de estos sistemas responden principalmente a procesos internos modulados a su vez por la influencia climática (Goyenola et al., 2014; Somma, 2014; Carballo, 2015; Goyenola et al., 2024; Fleitas Caputi, 2025).

En este sentido, factores meteorológicos podrían explicar parte de los resultados observados, como las altas concentraciones de clorofila-a registradas a lo largo del experimento. En particular, los regímenes de fuertes vientos pueden debilitar o interrumpir temporalmente la estratificación, generando mezclas verticales que aportan grandes cantidades de nutrientes a las capas superficiales y, en consecuencia, favorecen la proliferación de algas y cianobacterias (Lampert & Sommer, 2007, (Goyenola et al., 2024; Fleitas Caputi, 2025).

Al mismo tiempo, los resultados mostraron que el evento M2 se caracterizó con un estado trófico alto, donde las variables como la clorofila-a, nutrientes y la turbidez fueron los principales responsables de explicar parte de la variabilidad observada. Según los resultados encontrados, las cianobacterias fueron las principales causantes de la turbidez en los diferentes tratamientos para todos los eventos de muestreo. Tanto la depredación como el incremento de los nutrientes pueden ser los causantes indirectos de los altos valores de turbidez (Lampert & Sommer, 2007; Moss, 2010; Rosińska et al., 2019).

Por un lado, la ausencia de grandes zooplánctones implica que las tasas de filtrados sean menores, y por tanto ejercen un control menor sobre el fitoplancton (Carpenter et al., 1987, Post & McQueen, 1987). Si bien en este estudio los cladóceros identificados son relativamente pequeños y el más presente fue *Bosmina longirostris*, sus bajas tasas de filtración ante cianobacterias coloniales o filamentosas impiden controlar floraciones de estas características (Moss, 2010; Rosińska et al., 2019; Nandini & Sarma, 2023).

Por otro, los altos niveles de nutrientes registrados a lo largo del tiempo indican que no existió una limitación de recursos para el desarrollo de la comunidad fitoplanctónica, lo que a su vez favoreció el aumento de la turbidez del agua. En general, las

comunidades de productores primarios presentan una fuerte dependencia de la disponibilidad de nutrientes para su crecimiento y proliferación (Carpenter et al., 1985; Lampert & Sommer, 2007). En los ambientes eutrofizados, la depredación del zooplancton y la disponibilidad de nutrientes pueden actuar en sinergia y favorecer el desarrollo del fitoplancton, perjudicando la transparencia del agua (Lampert & Sommer, 2007; Moss, 2010).

6.2 Estructura de la comunidad Zooplanctónica

Al igual que en algunos estudios, realizados en ecosistemas subtropicales de nuestro país y la región, los rotíferos presentaron la mayor riqueza y abundancia dentro de la comunidad zooplanctónica. (Fabian & Pizarro, 1997; Bonecker et al., 2007; Echaniz et al., 2008; Carballo, 2009; Carballo, 2015; Ferrer, 2018; Cuevas, 2022). La dominancia de especies pequeñas suele ser frecuente en ecosistemas subtropicales donde los elevados niveles de nutrientes y altas concentraciones de clorofila-a son característicos (Kalf, 2002). Además, algunos de los taxa encontrados son característicos de sistemas acuáticos eutrofizados, por ejemplo, especies como *Keratella cochlearis*, *Pompholyx* sp., *Keratella tropica* y *Brachionus* sp. suelen encontrarse en ambientes eutróficos e hipereutróficos (Acuña, 2005; Muñoz-Colmenares, 2021; 2022).

En términos de diversidad, los valores obtenidos reflejando una baja diversidad, no se apartaron de los reportados por Fabian y Pizarro, (1997), Carballo, (2009) y Cuevas, (2022). Los bajos valores de diversidad de la comunidad de zooplancton es esperable para lagos sub-tropicales en contraste con lo que se observa en lagos templados (Meerhoff et al., 2007; Kruk et al., 2009; Jeppesen et al., 2011). La evidencia sugiere que los principales factores que explican esta baja diversidad son la alta presión de depredación ejercida por los peces, la eutrofización y la escasa efectividad de los refugios proporcionados por las macrófitas (Meerhoff et al., 2007; Kruk et al., 2009; Jeppesen et al., 2011).

Si bien se espera que la presencia de macrófitas, al aumentar la heterogeneidad del hábitat, modificar las condiciones fisicoquímicas del agua, influir en la disponibilidad de nutrientes y recursos alimenticios, y proporcionar refugio a la biota, incremente la diversidad en los ecosistemas acuáticos, diversos estudios han señalado que en lagos

esta dominancia suele ser poco frecuente o ineficaz. En estos sistemas, otros factores, particularmente la depredación, desempeñan un rol determinante en la estructuración y mantenimiento de la diversidad biológica (Meerhoff et al., 2007; Kruk et al., 2009; Brito et al., 2020; Morari et al., 2025).

El mayor valor de abundancia y biomasa total de zooplancton se registró en el evento M1, atribuible principalmente a especies de pequeño tamaño (rotíferos). Diversos trabajos han señalado lo contrario, mostrando que el zooplancton de gran tamaño (copépodos y cladóceros) suele aportar en mayor medida a la biomasa de la comunidad, mientras que el zooplancton de menor tamaño (rotíferos) contribuye sobre todo a la densidad (Matsumura-Tundisi et al., 1989; Fabian & Pizarro, 1997; Sendacz et al., 2006; Bonecker et al., 2007; Echaniz et al., 2008).

Esta tendencia también puede observarse en el presente estudio, por ejemplo, con los cladóceros en el tratamiento TB durante el evento M2, o con los copépodos en los tratamientos PP y PPP. Sin embargo, los resultados obtenidos muestran que la fuerte correlación entre abundancia y biomasa evidencia que, cuando las especies pequeñas dominan el ambiente, pueden realizar aportes significativos a la biomasa total de la comunidad.

Dentro de los cladóceros la especie que aportó mayormente a la biomasa de la comunidad zooplanctónica fue *Bosmina longirostris*. Este cladócero ampliamente distribuido entre lagos templados y tropicales ricos en nutrientes muchas veces aporta significativamente a la abundancia y biomasa total del zooplancton. Esto está relacionado con su alta tolerancia a los cambios en el ambiente, su capacidad de adaptación y por sus mecanismos de defensa contra depredadores (Adamczuk, 2016; Umi et al., 2020; Cheng et al., 2023). Su resistencia a la salinidad, cambios de pH y la competencia por alimentos como el fitoplancton pequeño frente a otros cladóceros, suele ser más eficiente (Adamczuk, 2016; Umi et al., 2020; Cheng et al., 2023).

Asimismo, las altas temperaturas también tienden a favorecer la dominancia de *Bosmina longirostris*, principalmente en conjunto con la ocurrencia de floraciones algales tóxicas, ya que se ha demostrado cierta resistencia a cepas de *Microcystis aeruginosa* (Fulton, 1988; Adamczuk, 2016; Yun et al., 2017; Lamb et al., 2019). El efecto combinado de la alta depredación sobre las tallas grandes del zooplancton, el acceso a otros recursos alimenticios y la resistencia al estrés ambiental lo hacen una

especie característica en ecosistemas subtropicales eutrofizados e indicadora de cuerpos de aguas eutrofizados (Haberman y Haldna, 2014; Cheng et al., 2023).

6.3 Estructura zooplanctónica vs variables ambientales y biológicas

La temperatura fue una de las variables que mejor explicó la variabilidad temporal observada en la estructura de la comunidad zooplanctónica durante el experimento. Se correlacionó positivamente con la abundancia y biomasa total de zooplancton. La temperatura del agua es un factor clave que influye en la composición y abundancia del zooplancton. En este trabajo, tanto la abundancia como la biomasa total máxima se registraron en el segundo evento de muestreo (M1) donde se alcanzaron temperaturas cálidas ($\approx 25^{\circ}\text{C}$).

Varios estudios han registrado una correlación positiva entre dichas variables, donde temperaturas cálidas favorecen una mayor abundancia y diversidad zooplanctónica (Ji et al., 2013; Hu et al., 2019; Qian et al., 2021; Prasertphon et al., 2023). Por otro lado, algunos trabajos señalan que las aguas cálidas benefician particularmente a los taxones pequeños del zooplancton (Kalf, 2002; Wen et al., 2017; Gao et al., 2019; Qian et al., 2021). Por ejemplo, Hu et al. (2019) demostraron que géneros como *Brachionus*, *Trichocerca* y *Keratella* (presentes en este estudio) fueron dominantes a temperaturas promedio de $\approx 29^{\circ}\text{C}$ durante el verano, lo que sugiere una alta tolerancia de dichas especies a temperaturas elevadas.

El oxígeno disuelto también explicó parte de lo observado, principalmente en el evento M1 - M2 (hipoxia $\text{OD} < 2\text{mg L}^{-1}$). La dominancia del zooplancton pequeño a bajas concentraciones de oxígeno disuelto parece ir en concordancia con lo observado por Karpowicz et al., (2020). Dichos autores indican que el zooplancton de menor tamaño, principalmente los rotíferos, es más tolerante a condiciones de bajo oxígeno que el zooplancton de mayor tamaño.

Asimismo, se ha observado que estos llegan a tener altas abundancias y biomasas en condiciones anóxicas lo que sugiere una ventaja competitiva sobre crustáceos más grandes que suelen dominar en condiciones con buena disponibilidad de oxígeno (Karpowicz et al., 2020). En correspondencia con ello, en este trabajo se registraron condiciones de bajo oxígeno al mismo tiempo en el que se registró la mayor abundancia y biomasa total a cargo de los rotíferos del género *Brachionus*, *Keratella* y *Lecane*, para el evento M1.

6.4 Interacciones

La dominancia de las tallas pequeñas zooplanctónicas y la ausencia de grandes cladóceros puede tener relación con la depredación por parte de los peces. Este efecto puede estar explicando lo observado en los tratamientos con ausencia de peces (TB) (Hipótesis 1). En los mismos la biomasa de cladóceros fue mayor, mientras que, en los restantes tratamientos con presencia de peces, los cladóceros no aportaron significativamente a la biomasa de la comunidad (Figura 7). La depredación es un factor clave en la regulación de la comunidad zooplanctónica en lagos subtropicales (Jeppesen et al., 2007). Varios estudios demuestran que los peces depredan sobre los tamaños más grandes del zooplancton, generando una dominancia de especies pequeñas (Carballo, 2009; Mazzeo, 2010; Iglesias et al., 2011; Rosińska et al., 2019, Morari et al., 2025).

Los resultados del presente trabajo, concuerdan con otros trabajos en Uruguay. Lacerot et al., (2012) en un estudio de mesocosmos demostraron que la presencia de la especie *Cnesterodon decemmaculatus* ejerció una disminución de la biomasa del cladócero del género *Moina*. Igualmente, Iglesias, et al. (2011) también demostró para dos lagos eutrofizados y caracterizados por presencia y ausencia de peces, que en el lago con presencia de peces dominaron especies pequeñas y las especies de mayor tamaño, presentaron baja abundancia, mientras que en el lago sin peces la depredación fue baja y dominaron tamaños grandes del género *Daphnia*.

Cnesterodon decemmaculatus es un pez omnívoro de pequeño tamaño que presenta gran selectividad por el zooplancton de mayor tamaño, preferentemente por los cladóceros, y se alimenta además de invertebrados acuáticos, algas y materia orgánica (Quintans, 2008; Loureiro et al., 2023). Los lagos subtropicales están dominados por pequeños peces omnívoros con altas tasas de crecimiento y varios eventos reproductivos (Meerhoff et al., 2007). Esto permite la presencia de peces juveniles todo el año ejerciendo una depredación constante sobre las tallas grandes del zooplancton (Wetzel, 1981; McQueen et al., 1989). Al mismo tiempo, las temperaturas cálidas brindan condiciones favorables para especies de peces omnívoros, fomentando el desarrollo, permitiendo que exista una mayor presión de depredación sobre el zooplancton. Por lo tanto, el resultado de la permanente y selectiva depredación implica un efecto directo y negativo sobre las poblaciones con

individuos de gran tamaño mientras que los efectos indirectos y positivos se generan sobre poblaciones de zooplanctones de tamaños pequeños (Wetzel, 1981; McQueen et al., 1989; Bonecker et al., 2011). Esta especie de pez fue la considerada en el presente estudio y podría explicar lo observado en los distintos tratamientos en relación con el tamaño de la comunidad. La dominancia de especies pequeñas de zooplancton se asocia con las altas tasas de consumo que caracterizan a estos peces (Loureiro et al., 2023) Además, suelen ser abundantes y resistentes en ambientes degradados, con altos niveles de eutrofización, y presentan una elevada capacidad reproductiva, pudiendo reproducirse hasta tres veces al año. Esta combinación de factores genera una presión constante sobre la comunidad a lo largo del tiempo, lo cual se refleja en los diferentes eventos de muestreo, donde no se observa una recuperación de tamaños grandes de zooplancton en los tratamientos con presencia de peces (Loureiro et al., 2023).

Adicionalmente, la ausencia de grandes zooplánctones filtradores podría estar explicado no solo por la presión de depredación de los peces, sino por alimento poco palatable (Hipótesis 1) (Brooks & Dodson, 1965; Lampert, 1987; Sommer et al., 2012; Colina, 2015). El pastoreo sobre el fitoplancton depende de la calidad de este, y juega un rol importante en la estructura de la comunidad zooplanctónica (Lampert, 1987; McQueen, 1989; Kalff, 2002; Sommer et al., 2012). Se ha demostrado que lagos con altas concentraciones de clorofila-a y dominancia de cianobacterias presentan especies pequeñas de zooplancton, sugiriendo que las cianobacterias son perjudiciales para el desarrollo del zooplancton de gran tamaño (Carballo, 2009; Lacerot et al., 2012; Zhang et al., 2013; Nandini & Sarma, 2023). En el período analizado se registró la presencia de especies filamentosas, entre ellas *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Leptolyngbya* sp. y *Pseudanabaena* sp. entre otros. De igual forma, estudios previos también identificaron en el lago Fiscal *Microcystis aeruginosa*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, así como cianobacterias coloniales del género *Aphanocapsa* (Goyenola et al., 2014; Aubriot et al., 2025).

Las cianobacterias representan alimento de baja calidad nutricional y potencialmente tóxico y por tanto no apto para el zooplancton de gran tamaño (Lampert, 1987; Donk & Matthijs, 2011; Sommer et al., 2012). La formación de filamentos o la presencia de mucílagos en las formadoras de colonias son algunos de los factores que llegan a limitar o inhibir la filtración por parte de los grandes zooplánctones (Lampert, 1987). Algunas especies de fitoplancton emplean una variedad de estrategias de defensa

donde pueden ser ingeridos, pero pasar ilesos a través del intestino de los herbívoros, o liberar productos químicos tóxicos cuando reciben daño mecánico, incluso responder en presencia de ciertas señales químicas que liberan los propios herbívoros (Donk & Matthijs, 2011; Sommer et al., 2012).

Las cianobacterias suelen coexistir con otros grupos palatables y no suelen ser perjudiciales para toda la fracción del zooplancton (Nandini & Sarma, 2023). Algunos copépodos y rotíferos de las especies *Brachionus havanaensis* o *Brachionus calyciflorus* tienen la capacidad de alimentarse de cianobacterias filamentosas como *Cylindrospermopsis raciborskii* y *Microcystis aeruginosa* y alcanzar altas densidades (Burns & Hegarty, 1994; Bonecker et al., 2007). Otras taxa, como *Pompholyx* sp., *Trichocerca* sp., *Keratella* sp., y copepoditos suelen alimentarse de detritos y bacteriplancton que ocurren en eventos de floraciones (Acuña, 2005; Rosińska et al., 2019; Nandini & Sarma, 2023). De esta manera otras vías alternativas de alimentación pueden estar determinando la supervivencia de los organismos pequeños del zooplancton sugiriendo la existencia de una ventaja de los más pequeños por sobre los herbívoros de mayor tamaño cuando el ambiente está dominado por fitoplancton no palatable.

Otro de los mecanismos que pueden estar explicando lo observado, puede tener relación con el consumo diferencial de grupos del zooplancton. Las características morfológicas y la capacidad de evadir depredadores son muy importantes cuando se considera a los peces omnívoros como depredadores visuales (Lampert & Sommer, 2007; Moss, 2010). Por ejemplo, los cladóceros presentan una baja movilidad, algunas especies son relativamente grandes y son muy susceptibles a la depredación brindando una ventaja a los más rápidos y pequeños que son más difíciles de detectar (Moss, 2010). Los copépodos por su parte tienen la capacidad de desplazarse a través de movimientos bruscos para evitar ser capturados, además de presentar estructuras sensoriales que le permiten detectar la presencia de potenciales depredadores. Estas características permiten que los pequeños zooplanctontes logren una tasa de supervivencia más alta, reflejando una posible explicación a los valores de dominancia observados en este trabajo (Brooks & Dodson, 1965; Moss, 2010).

Otra explicación, de la alta presencia de pequeñas especies de zooplancton puede tener relación con la existencia de diversas estrategias que implican cierta plasticidad fenotípica que tienen algunas especies de expresar en respuesta a depredadores (Stemberger & Gilbert, 1987; Pavón-Meza et al., 2007; Gilbert, 2009; Zhang et

al.,2021). Por lo general este comportamiento se desarrolla cuando sus abundancias en el ambiente comienzan a disminuir (Moss, 2010). Estudios han demostrado que algunas presas de zooplancton, principalmente rotíferos, son capaces de manifestar diversas respuestas frente a depredadores puntuales, a múltiples depredadores, o incluso al que conlleve un mayor riesgo. Muchas de estas respuestas comprenden cambios en la morfología, fisiología o comportamiento y en conjunto con otros factores ambientales como la calidad del alimento y la temperatura pueden ser determinantes en la supervivencia de los organismos (Stemberger & Gilbert, 1987; Pavón-Meza et al., 2007; Gilbert,2009; Zhang et al.,2021).

En el presente estudio, los rotíferos *Brachionus* y *Keratella* fueron los más destacados dentro de los rotíferos y abundantes en algunos eventos. Ambos, presentan espinas, que, varían su tamaño en respuesta a depredadores como peces, cladóceros y rotíferos, permitiéndoles una defensa eficaz y una coexistencia mayor con los depredadores como lo demuestran diversos trabajos (Stemberger & Gilbert, 1987, Pavón-Meza et al., 2007, Gilbert, 2009). Asimismo, se indica que la mayoría de los rotíferos tienen baja capacidad de coexistir con los grandes cladóceros como Daphnidios, generalmente por competencia por recursos, por tanto, se menciona una posible ventaja de los rotíferos capaces de exhibir dichas respuestas anti depredadoras, permitiéndole una coexistencia más prolongada en presencia de estos crustáceos o incluso otros rotíferos como *Asplanchna* (Pavón-Meza et al., 2007; Gilbert, 2009). Las respuestas comportamentales han recibido escasa atención en la evaluación del funcionamiento de las comunidades en los ecosistemas. Sin embargo, las defensas inducidas por las presas poseen implicancias relevantes para comprender los mecanismos de coexistencia entre especies y los efectos en cascada dentro de las comunidades planctónicas (Zhang et al.,2021).

6.5 Efecto de los productos químicos sobre el zooplancton

En este diseño de experimento, se esperaba que el uso de los productos químicos en los tratamientos PP (Policloruro de Aluminio - PAC; Greenpac 3940 L, 6 mgL^{-1} + Phoslock, 400 mgL^{-1} + peces) y PPP (PP + Peróxido de Hidrógeno, 2 mgL^{-1}), redujera la disponibilidad de nutrientes, principalmente fósforo y con ello la abundancia de algas y cianobacterias (Hipótesis 2) (Lurling & Tolman, 2009; Bishop et al., 2014; Bishop & Richardson, 2018; Hernández, 2020; Li et al., 2021). Sin embargo, no se observaron diferencias entre tratamientos con y sin productos para los nutrientes (NT y PT) ni para

la clorofila-a en los tres eventos de muestreo. Al mismo tiempo, no se observaron efectos sobre la comunidad zooplanctónica.

Álvarez-Manzaneda et al., (2019) demuestran que en términos generales el uso de estas herramientas en la restauración de lagos no causa efectos indirectos o directos sobre el zooplancton (Hipótesis 3), sin embargo, indirectamente puede verse afectado el crecimiento al modificar la disponibilidad de recursos y la calidad del alimento. Barcante et al., (2020) observó un cambio en la diversidad de fitoplancton con la utilización de Phoslock, pero tampoco se registraron diferencias significativas en la comunidad fitoplanctónica para los eventos de muestreo en este estudio.

En el presente trabajo, la ausencia de efectos sobre la comunidad de zooplancton puede explicarse porque los tratamientos utilizados no alteraron de manera significativa los aspectos fisicoquímicos del agua (ej. pH, la temperatura, la turbidez y el oxígeno disuelto), al menos durante el período de estudio considerado (Hipótesis 3). Sin embargo, se sugiere que un uso significativo de los tratamientos usados para remediación de lagos eutróficos podría ocasionar un aumento en la turbidez en los cuerpos de agua por la materia orgánica (algas) suspendida (Spears et al., 2013), pudiendo generar cambios en la transparencia y disponibilidad de luz, influyendo en la productividad primaria y por ende en la comunidad de zooplancton.

La exposición a Phoslock puede ser perjudicial para las comunidades acuáticas de lagos, dependiendo principalmente de la concentración aplicada, el tiempo de exposición y las características fisicoquímicas del lago. Las condiciones fisicoquímicas del agua pueden modificar la sensibilidad ecotoxicológica de los organismos a dicho producto. Por tanto, deben existir instancias experimentales de laboratorio, el uso de bioindicadores y la utilización de mesocosmos para evaluar cambios reales y poder extrapolarlos a nivel ecosistémico (Marques & Ferreira, 2009; Spears et al., 2013).

Varios estudios se han centrado en la eficiencia de la aplicación conjunta de PAC + Phoslock, con efectos positivos sobre la reducción del fósforo total disponible en la columna de agua y, con ello, reducciones en las concentraciones de clorofila a (Lürling & van Oosterhout, 2013; Sadeghi et al., 2019; Su et al., 2021). Otros, en el uso de peróxido de hidrógeno como oxidante de algas, donde se ha demostrado que reduce significativamente a las cianobacterias sin efectos sobre otros componentes de la comunidad, como el zooplancton (Matthijs et al., 2012; Chen et al., 202; Piel et al., 2024). Sin embargo, no se debe perder de vista que, en el presente estudio, los tres

tratamientos Peróxido de Hidrógeno, Policloruro de Aluminio y Phoslock se analizaron combinados, por tanto, los efectos pueden ser diferentes, considerando que se ha demostrado que los tratamientos combinados parecen ser más eficaces que los tratamientos aplicados por separado (Lürling & van Oosterhout, 2013; Sadeghi et al., 2019; Su et al., 2021), aunque estos estudios solo contemplan en análisis conjunto de PAC + Phoslock. Por tanto, se menciona una ventana abierta, y poco conocida en la combinación de los tres tratamientos y como ello puede influir en las comunidades acuáticas y en los programas de remediación de lagos eutrofizados.

7. Conclusión

- La estructura de la comunidad zooplanctónica está fuertemente influenciada por el ambiente fisicoquímico (temperatura) y biológico (fitoplancton y peces) del lago. Este estudio permitió observar que la temperatura es una de las variables que juega un papel importante en la estructura de la comunidad.
- Los organismos pequeños del zooplancton parecen ser característicos de ecosistemas acuáticos subtropicales. Este fenómeno parece estar explicado en primer lugar por la depredación de los peces sobre los tamaños más grandes del zooplancton, reduciendo su biomasa y desplazando el tamaño de la comunidad a especies pequeñas como se logró observar en los tratamientos control biológico.
- La calidad del alimento (fitoplancton) también afectaría la estructura de la comunidad zooplanctónica. La dominancia de especies coloniales y/o filamentosas de fitoplancton limitan su acceso a los herbívoros más grandes del zooplancton, a la vez que son más aprovechados por los tamaños pequeños.
- Durante el período de estudio analizado (5 meses), no se encontraron efectos de los tratamientos sobre la comunidad zooplancton, bajo las condiciones de concentración aplicada y tiempo de exposición de los organismos a los tratamientos químicos.

8. Perspectivas:

Si bien para este estudio, que contempló una de las ventanas temporales, distintos tratamientos para la remediación de la condición trófica de lagos no ejercieron los efectos esperados sobre los nutrientes y el fitoplancton, pareciera que los tratamientos analizados no afectarían a la comunidad de zooplancton, durante el período de tiempo evaluado. Es importante continuar con diversos análisis que permitan determinar a corto, mediano y largo plazo el comportamiento y la efectividad de los métodos de remediación. Por ejemplo, hacer un estudio que abarque una escala temporal mayor que permita realizar un seguimiento de las características fisicoquímicas y biológicas de los ecosistemas acuáticos. Así como estudios que evalúen el crecimiento, la reproducción y supervivencia de los organismos acuáticos en todos los niveles tróficos, considerando otras comunidades (ej. zooplancton, macroinvertebrados y peces).

Los estudios a mayores escalas temporales y con mayores unidades experimentales permitirían generar información sobre la eficiencia de los productos aplicados en el tiempo, así como, comprender cómo responden a la dinámica de los ecosistemas acuáticos. Además, posibilitarían analizar las diversas interacciones entre las comunidades acuáticas, las cuales pueden presentar respuestas diferenciadas a lo largo del tiempo dependiendo de las concentraciones aplicadas de los productos y del tiempo de exposición de los organismos.

9. Agradecimientos

En primer lugar, agradecer a mi apoyo incondicional, mis hermanos (Flor, Nahu y Eze), sobrinos (Guida y Salvi) y a mamá, por ser el sostén emocional en todo momento, por su amor, y acompañamiento a lo largo de este camino, y por no dejarme caer. ¡Gracias infinitas!

A mis facuamig@s (Nati, Euge, Vicky, Juli y Bru) por todos los momentos compartidos, por los mates en clase, por las risas, los nervios, las charlas, las horas eternas de estudio, los festejos, las decaídas, y por su amistad, que hicieron que este proceso sea un camino más lindo de recorrer. Principalmente a Nati, con quién compartí toda la carrera desde el día uno, las horas de estudio, los mates y las risas nos salvaron e hicieron de este proceso un camino más fácil y hermoso de recorrer, y la cuál me dejó una amistad para siempre...

A mis amigos de la infancia, los desde hace algunos años, y los que se sumaron en el final (Anto, Cami, Vivi, Dario, Andre, Lu, Pri), que siempre estuvieron preguntando, acompañando y sosteniendo.

Agradecer a Carmela y Ernesto, mis orientadores, quiénes me recibieron de brazos abiertos y me dedicaron su tiempo, su paciencia y compromiso en el transcurso de este trabajo, también por sus enseñanzas, sus correcciones y sus sugerencias.

También a Lucía Boccardi por darme la posibilidad de desarrollar mi trabajo en el marco de su proyecto de doctorado, por estar siempre a disposición, responder dudas, analizar datos y hacerme parte. A Gissell Lacerot por aceptar ser parte del tribunal, por sus correcciones y sugerencias.

Agradecer a mis compañer@s de trabajo de Facultad de Ciencias (Recursos Naturales) y a los del Ministerio de Ambiente por de alguna forma enseñarme, acompañarme y apoyarme en este proceso. Por compartir muchas horas en salidas de campo, sin que falten las risas.

También agradecer a la educación pública y a tod@s aquell@s que la sostienen, que me permitieron acceder a una educación y enseñanza de calidad, formándome desde los primeros años y que lograron que otro “**guri**” cumpla su sueño!

Finalmente, a tod@s aquell@s que de alguna forma u otra acompañaron.

Gracias por ser parte... **Mathías**

10. Bibliografía

Acuña, P. (2005). Efectos de la depredación de peces y adición de nutrientes en las comunidades planctónicas: un experimento de mesocosmos (Tesis de maestría). Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.

Adamczuk, M. (2016). Past, present, and future roles of small cladoceran *Bosmina longirostris* (O.F. Müller, 1785) in aquatic ecosystems. *Hydrobiologia*, 767, 1-11. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2495-7>.

Alcántara, I., Somma, A., Chalar, G., Fabre, A., Segura, A., Achkar, M., Arocena, R., Aubriot, L., Baladán, C., Barrios, M., Bonilla, S., Burwood, M., Calliari, D. L., Calvo, C., Capurro, L., Carballo, C., Céspedes-Payret, C., Conde, D., Corrales, N., Cremella, B., ... García-Rodríguez, F. (2022). A reply to "Relevant factors in the eutrophication of the Uruguay River and the Río Negro". *Science of the Total Environment*, 818, 151854. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151854>

Álvarez-Manzaneda, I., Guerrero, F., Del Arco, A. I., Funes, A., Cruz-Pizarro, L., & de Vicente, I. (2019). Do magnetic phosphorus adsorbents used for lake restoration impact on zooplankton community? *The Science of the total environment*, 656, 598–607. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.375>

Amorim, C., y Moura, A. (2020). Efectos de la manipulación de macrófitos sumergidos, zooplancton grande y nutrientes en una floración de cianobacterias: Un estudio de mesocosmos en un embalse tropical poco profundo. *Contaminación ambiental*, 265 Pt B, 114997. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114997>.

Angeler, David & Chow-Fraser, Patricia & Hanson, Mark & Sánchez-Carrillo, Salvador & Zimmer, Kyle. (2003). Biomanipulation: A useful tool for freshwater wetland mitigation? *Freshwater Biology*, 48, 2203- 2213.

Aubriot, L. E., Delbene, L., Haakonsson, S., Somma, A., Hirsch, F., & Bonilla, S. (2017). Evolución de la eutrofización en el Río Santa Lucía: influencia de la intensificación productiva y perspectivas. INNOTECH, (14 jul-dic), 07–16. <https://doi.org/10.26461/14.04>

Aubriot, L., Clivio, F., Somma, A., Galvanese, E., Colombo, S., & Haakonsson, S. (2025). *Control of cyanobacterial blooms with iron addition can favor stress-tolerant toxic species*. *Harmful Algae*, 142, 102784. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2024.102784>

Ayala Baltar, M. (2024.). Efecto de la relación hierro:fósforo sobre la biomasa de fitoplancton dominado por cianobacterias en un lago eutrófico. Tesis de grado. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias.

Barçante, B., Nascimento, N. O., Silva, T. F. G., Reis, L. A., & Giani, A. (2020). Cyanobacteria dynamics and phytoplankton species richness as a measure of waterbody recovery: Response to phosphorus removal treatment in a tropical eutrophic reservoir. *Ecological Indicators*, 117, 106702. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106702>

Bishop, W. M., & Richardson, R. J. (2018). Influence of Phoslock® on legacy phosphorus, nutrient ratios, and algal assemblage composition in hypereutrophic water resources. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(6), 5383–5394. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0695-z>.

Bishop, W., McNabb, T., Cormican, I., Willis, B., & Hyde, S. (2014). Operational evaluation of Phoslock phosphorus locking technology in Laguna Niguel Lake, California. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225(1). <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1803-7>.

Bonecker, Claudia & Nagae, Mariza & Blettler, Martin & Velho, Luiz & Lansac-Tôha, Fábio. (2007). Zooplankton biomass in tropical reservoirs in Southern Brazil. *Hydrobiologia*. 579. 115 - 123. 10.1007/s10750-006-0391-x.

Bonecker, C., Azevedo, F., & Simões, N. (2011). Zooplankton body-size structure and biomass in tropical floodplain lakes: Relationship with planktivorous fishes. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 23(3), 217–228. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2012005000005>

Bonilla, S., Haakonsson, S., Somma, A., Gravier, A., Britos, A., Vidal, L., De León, L., Brena, Beatriz, M., Pérez, M., Piccini, C., Martínez de la Escalera, G., Chalar, G., González-Piana, M., Martigani, F., & Aubriot, L. (2015). Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas litorâneos de Uruguay. INNOTECH, (10), 9-22.

Bonilla, S., Aubriot, L., Haakonsson, S., Illarze, M., Díaz, I., & Brena, B. (2021). Las floraciones de cianobacterias tóxicas comprometen el uso del agua del Río Negro, Uruguay. INNOTECH, (22), . <https://doi.org/10.26461/22.08>

Bottrell, H. H., Duncan, A., Gliwicz, Z. M., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson, P., & Weglenska, T. (1976). A review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology*, 24, 419–456.

Brito, MTS, Heino, J., Pozzobom, UM et al. Singularidad ecológica y riqueza de especies

Brönmark, C., & Hansson, L.-A. (2005). The biology of lakes and ponds (2nd ed.). Oxford University Press.

Brooks, J. L., & Dodson, S. I. (1965). Predation, Body Size, and Composition of Plankton. *Science*, 150(3692), 28–35. <http://www.jstor.org/stable/1717947>.

Brugnoli, E., Muniz, P., Venturini, N., Brena, B., Rodríguez, A., & García-Rodríguez, F. (2019). Assessing multimetric trophic state variability during an ENSO event in a large estuary (Río de la Plata, South America). *Regional Studies in Marine Science*, 28, 100565.

Burns, C. W., & Hegarty, B. (1994). Diet selection by copepods in the presence of cyanobacteria. *Journal of Plankton Research*, 16(12), 1671–1690. <https://doi.org/10.1093/plankt/16.12.1671>.

Carballo, C. (2009). Importancia relativa de la depredación y el alimento como reguladores de la comunidad zooplanctónica en lagos claros y turbios de tres regiones climáticas (Informe de pasantía), Facultad de Ciencias, UdelaR. Uruguay.

Carballo, C. (2015). Implicancias del zooplancton en la exportación de carbono en lagos subtropicales (Tesis de maestría). Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay.

Carpenter, S. R., Kitchell, J. F., & Hodgson, J. R. (1985). Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience*, 35(10), 634–639. <https://doi.org/10.2307/1309989>

Carpenter, S. R., Kitchell, J. F., Hodgson, J. R., Cochran, P. A., Elser, J. J., Elser, M. M., Lodge, D. M., Kretchmer, D., He, X., & von Ende, C. N. (1987). Regulation of Lake Primary Productivity by Food Web Structure. *Ecology*, 68(6), 1863–1876. <https://doi.org/10.2307/1939878>.

Chalar, G., García-Pesenti, P., Silva-Pablo, M., Perdomo, C., Olivero, V., & Arocena, R. (2017). Weighting the impacts to stream water quality in small basins devoted to forage crops, dairy and beef cow production. *Limnologica*, 65, 76–84. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.04.004>

Chen, C., Wang, Y., Chen, K., Shi, X., & Yang, G. (2020). Using hydrogen peroxide to control cyanobacterial blooms: A mesocosm study focused on the effects of algal density in Lake Chaohu, China. *Environmental pollution*, 115923. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115923>.

Chen, Z., Zhao, D., Li, M., Tu, W., Luo, X., & Liu, X. (2020). A field study on the effects of combined biomanipulation on the water quality of a eutrophic lake.. *Environmental pollution*, 265 Pt A, 115091 . <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115091>.

Cheng L, Gao X, Wang G, Ding Z, Xue B, Zhang C, Liu J and Jiang Q (2023) Intensified sensitivity and adaptability of zooplankton Bosminidae in subtropical shallow freshwater lakes with increasing trophic level. *Front. Ecol. Evol.* 11:1121632. doi: 10.3389/fevo.2023.1121632

Clemente, Juan & Mazzeo, Néstor & Gorga, Javier & Meerhoff, Mariana. (2005). Succession and collapse of macrozoobenthos in a subtropical hypertrophic lake under restoration (Lake Rodó, Uruguay). *Aquatic Ecology*. 39. 455-464. 10.1007/s10452-005-9004-4.

Colina, M. (2013). Pastoreo del zooplancton sobre grupos funcionales basados en morfología del fitoplancton (Tesis de grado). Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Uruguay.

Colina, M., Calliari, D., Carballo, C., Kruk, C., & Fabre, E. (2015). Un enfoque basado en rasgos para resumir las interacciones zooplancton-fitoplancton en aguas dulces. *Hydrobiologia*, 767, 221–233. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2503-y>.

Conde-Porcuna, J., Ramos-Rodríguez, E., & Morales-Baquero, R. (2004). El zooplancton como integrante de la estructura trófica de los ecosistemas líticos: *Ecosistemas*, 13(2).

Cuevas, J. (2022). Variaciones de biomasa y estructura de la comunidad de zooplancton en tres embalses del Río Negro, Uruguay (Tesis de Grado), Facultad de Ciencias, Udelar, Montevideo.

Fabián D. (2016). *Zooplancton*. En Arocena R. (Ed.), *Principios y métodos de limnología: ejemplos de Uruguay* (pp. 219–232). DIRAC.

Echaniz, S. A., Vignatti, A. M., & Bunino, P. C. (2008). The zooplankton of a hypereutrophic shallow lake of the central region of Argentina: Changes after one decade. *Biota Neotropica*, 8(4). <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n4/en/abstract?article+bn01008042008>

Elmoor-Loureiro, Lourdes. (1997). Manual de Identificação de Cladóceros Límnicos do Brasil.

Fabián, D., & Cruz-Pizarro, L. (1997). Variaciones espaciales y temporales del zooplancton en un lago monomictico eutrófico (Lago Ton-Ton, Uruguay). *Limnetica*, 13(1), 55–68.

Fabre, A., Carballo, C., Hernández Atilano, E., Piriz, P., Bergamino, L., Mello, L., González, S., Pérez, G., León, J., Aubriot, L., & Kruk, C. (2010). El nitrógeno y la relación zona eufótica/zona de mezcla explican la presencia de cianobacterias en pequeños lagos subtropicales artificiales de Uruguay. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(1), 112–125.

Fabre, A., Lacerot, G., de Paiva, R. R., Soares, M. C. S., de Magalhães, V. F., & Bonilla, S. (2017). South American PSP toxin-producing *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) decreases clearance rates of cladocerans more than copepods. *Hydrobiologia*, 785(1), 61-69.

Ferrer, C. (2018). Distribución vertical del zooplancton durante ciclos diarios en el embalse Rincón del Bonete (Río Negro, Uruguay) (Tesis de grado). Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Montevideo.

Fleitas Caputi, V. (2025). Evaluación de una experiencia de aireación artificial como estrategia de rehabilitación de un lago eutrófico urbano. Tesis de maestría. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias

Fulton, R. (1988). Resistance to blue-green algal toxins by *Bosmina longirostris*. *Journal of Plankton Research*, 10, 771-778. <https://doi.org/10.1093/PLANKT/10.4.771>.

Gao X, Chen H, Govaert L, Wang W, Yang J. Responses of zooplankton body size and community trophic structure to temperature change in a subtropical reservoir. *EcolEvol*. 2019; 9: 12544–12555. <https://doi.org/10.1002/ece3.5718>

Gilbert, J. J. (2009). Predator-specific inducible defenses in therotifer *Keratella tropica*. *FreshwaterBiology*, 54(9), 1933–1946. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02233.x>

Goyenola, G., Acevedo, S., Machado, I., Mazzeo, N. M., & González, R. (2011). Diagnóstico del Estado Ambiental de los Sistemas Acuáticos Superficiales del Departamento de Canelones. ComunaCanaria.

Goyenola, G., Teixeira de Mello, F., Bianchi, P., Fuentes, M., Pacheco, P., Benítez, C., Fosalba, C., Mazzeo, N. (2014). Bases técnicas para el establecimiento de un plan de gestión ambiental de los lagos de la Ciudad de la Costa. Informe Final. Centro Universitario Regional Este-Facultad de Ciencias-, UDELAR.

Goyenola, G., Graeber, D., Meerhoff, M., Jeppesen, E., Teixeira-de Mello, F., Vidal, N., Fosalba, C., Ovesen, NB, Gelbrecht, J., Mazzeo, N. y Kronvang, B. (2020). Influencia de la intensidad agrícola y el clima en el nitrógeno de las corrientes de tierras bajas. *Agua*, 12 (4), 1021. <https://doi.org/10.3390/w12041021>

Goyenola, G., Kruk, C., Mazzeo, N., Nario, A., Perdomo, C., Piccini, C., & Meerhoff, M. (2021). Producción, nutrientes, eutrofización y cianobacterias en Uruguay: armando el rompecabezaschalar. INNOTECH, (22).

Goyenola, G., Fleitas, V., Urtado, L., Fosalba, C., Acevedo, S., Cabrera. S. (2024). Sistemas Acuáticos Canarios: Estado del conocimiento y gestión ambiental. Plan Estratégico de Aguas. Dirección General de Gestión Ambiental; Intendencia de Canelones. Centro Universitario Regional del Este; Universidad de la República. Fundación para el Desarrollo de las Ciencias Básicas. 84 pp.

Haberman, J., & Haldna, M. (2014). Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: long term study of Lake Vörtsjärv. *Journal of Limnology*, 73. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2014.828>.

Hernandez-Medina, Esteban. (2020). Remoción de fosfatos en un lago tropical de altura (Zirahuén, Michoacán, México). (Tesis de grado), Universidad Michoacana de San Nicolás De Hidalgo, Facultad de Biología. México.

Hu He, Hui Jin, Erik Jeppesen, Kuanyi Li, Zhengwen Liu, Yongdong Zhang, Fish-mediated plankton responses to increased temperature in subtropical aquatic mesocosm ecosystems: Implications for lake management, *Water Research*, Volume 144, 2018, Pages 304-311, ISSN 0043-1354, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.07.055>.

Iglesias, C., Mazzeo, N., Meerhoff, M., et al. (2011). High predation is of key importance for dominance of small-bodied zooplankton in warm shallow lakes: Evidence from lakes, fish exclosures and surface sediments. *Hydrobiologia*, 667, 133–147. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0645-0>

Informe Ambiental GEO Canelones (2022). Disponible en: <https://www.gub.uy/agencia-uruguaya-cooperacion-internacional/comunicacion/publicaciones/informe-ambiental-geo-canelones-2022>

Jeppesen, E., Meerhoff, M., Jacobsen, B. A., et al. (2007). Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation—the successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia*, 581, 269–285. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0507-3>

Jeppesen, E., Meerhoff, M., Holmgren, K., González-Bergonzoni, I., Teixeira-de Mello, F., Declerck, S. A., ... & Lazzaro, X. (2010). Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem function. *Hydrobiologia*, 646(1), 73-90.

Jeppesen, E., Nõges, P., Davidson, TA et al (2011). Zooplancton como indicador en lagos: una defensa con base científica de la inclusión del zooplancton en la evaluación de la calidad ecológica de los lagos según la Directiva Marco del Agua (DMA) europea. *Hydrobiologia* 676, 279–297. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0831-0>

Ji, G., Wang, X., & Wang, L. (2013). Planktonic rotifers in a subtropical shallow lake: succession, relationship to environmental factors, and use as bioindicators. *TheScientificWorldJournal*, 2013, 702942. <https://doi.org/10.1155/2013/702942>

Kalff, J. (2002) Limnology. Inland Water Ecosystems. Prentice Hall, Upper Saddle River.

Karpowicz, M., Ejsmont-Karabin, J., Kozłowska, J., Feniova, I., &Dzialowski, A. R. (2020). Zooplankton Community Responses to Oxygen Stress. *Water*, 12(3), 706. <https://doi.org/10.3390/w12030706>

Kruk, C., Rodríguez-Gallego, L., Meerhoff, M., Quintans, F., Lacerot, G., Mazzeo, N., Scasso, F., Paggi, J., Peeters, E. y Marten, S. (2009). Determinantes de la biodiversidad en lagos someros subtropicales (costa atlántica, Uruguay). *Biología de agua dulce*, 54, 2628–2641. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2427.2009.02274.X>.

Lacerot, G., Kruk, C., Lürling, M., & Scheffer, M. (2012). The role of subtropical zooplankton as grazers of phytoplankton under different predation levels. *FreshwaterBiology*, 58(3), 494–503. doi:10.1111/fwb.12075

Lamb MC, Kimmel DG, Field EK (2019) The effect of temperature on Bosmina longirostris susceptibility to microcystin-LR acute toxicity. *PLoS ONE* 14(7): e0219342. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219342>

Lampert, W. (1987). Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 21(3), 483–490. <https://doi.org/10.1080/00288330.1987.9516244>

Lampert, W., & Sommer, U. (2007). Limnoecology: The ecology of lakes and streams (2nd ed.). Oxford University Press

Li, J., Sellner, K., Place, A., Cornwell, J., & Gao, Y. (2021). Mitigation of CyanoHABs using Phoslock® to reduce water column phosphorus and nutrient release from sediment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(24), 13360. <https://doi.org/10.3390/ijerph182413360>

Lomartire, S., Marques, J. C., & Gonçalves, A. M. M. (2021). The key role of zooplankton in ecosystem services: A perspective of interaction between zooplankton and fish recruitment. In *Ecological Indicators* (Vol. 129). Elsevier B.V.

Loureiro M, González-Bergonzoni I, Teixeira de Mello F. (2023). Peces de Agua Dulce de Uruguay. Segunda Edición. Laboratorio Zoología de Vertebrados, Facultad de Ciencias, Universidad de la República.

Lürling, M., & Tolman, Y. (2010). Effects of lanthanum and lanthanum-modified clay on growth, survival and reproduction of *Daphnia magna*. *WaterResearch*, 44(1), 309–319. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.09.034>

Lürling, M., & Faassen, E. (2012). Controlling toxic cyanobacteria: Effects of dredging and phosphorus-binding clay on cyanobacteria and microcystins. *WaterResearch*, 46(5), 1447–1459. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.008>

Lurling, Miquel & Oosterhout, Frank. (2013). Controlling eutrophication by combined bloom precipitation and sediment phosphorus inactivation. *Waterresearch.* 47. 10.1016/j.watres.2013.08.019.

Marques, D. M. L. da M., & Ferreira, T. F. (2009). Aplicação de Phoslock® para Remoção de Fósforo e Controle de Cianobactérias Tóxicas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 14(2), 73–82. <https://doi.org/10.21168/RBRH.V14N2.P73-82>

Matthijs, H. C. P., Visser, P. M., Reeze, B., Meeuse, J., Slot, P. C., Wijn, G., Talens, R., & Huisman, J. (2012). *Selective suppression of harmful cyanobacteria in an entire lake with hydrogen peroxide.* *Water Research*, 46(5), 1460–1472. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.016>.

Matsumura-Tundisi, T., Rietzler, A.C. &Tundisi, J.G. Biomass (dry weight and carbon content) of plankton crustacea from Broa reservoir (Sao Carlos, S.P.-Brazil) and its fluctuation across one year. *Hydrobiologia* 179, 229–236 (1989). <https://doi.org/10.1007/BF00006636>

Mazur, R. (2019). LAKES RESTORATION: ANALYSIS OF TERMINOLOGY INCORRECTLY USED IN THE SCIENTIFIC LITERATURE. , 2, 135 146. <https://doi.org/10.15576/asp.fc/2018.18.2.135>.

Mazzeo, N., Iglesias, C., Teixeira-de Mello, F., et al. (2010). Trophic cascade effects of Hopliasmalabaricus (Characiformes, Erythrinidae) in subtropical lakes food webs: A mesocosm approach. *Hydrobiologia*, 644, 325–335. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0197-8>

McCauley, E. (1984). The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples. In J. A. Downing & F. H. Riegler (Eds.), *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwaters* (pp. 228–265). Blackwell ScientificPublications.

McQueen, D. J., Johannes, M. R. S., Post, J. R., Stewart, T. J., & Lean, D. R. S. (1989). Bottom-up and top-down impacts on freshwater pelagic community structure. *EcologicalMonographs*, 59(3), 289–309. <https://doi.org/10.2307/1942603>

Meerhoff, M., Clemente, J. M., de MELLO, F. T., Iglesias, C., Pedersen, A. R., & Jeppesen, E. (2007). Can warm climate-related structure of littoral predator assemblies weaken the clear water state in shallow lakes?. *Global Change Biology*, 13(9), 1888-1897.

Morari, P. H. R., Dos Santos, N. G., & Iglesias, C., et al. (2025). Los peces promueven cambios funcionales más fuertes en microcrustáceos que en macroinvertebrados en mesocosmos con vegetación artificial en lagos subtropicales y templados. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-025-05951-w>

Moss, B. (2010). *Ecology of fresh waters: A view for the twenty-first century* (4th ed.). Wiley-Blackwell.

Muñoz-Colmenares, M.E., Soria, J.M. & Vicente, E. Can zooplankton species be used as indicators of trophic status and ecological potential of reservoirs?. *AquatEcol* 55, 1143–1156 (2021). <https://doi.org/10.1007/s10452-021-09897-8>

Nagy, G., Gómez-Erache, M., López, C. et al. (2002). Patrones de distribución de nutrientes y síntomas de eutrofización en el sistema estuario del Río de la Plata. *Hydrobiologia* 475 , 125–139. <https://doi.org/10.1023/A:1020300906000>

Nandini, S., &Sarma, S. S. S. (2023). Experimental studies on zooplankton-toxic cyanobacteria interactions: A review. *Toxics*, 11(2), 176. <https://doi.org/10.3390/toxics11020176>

Nogrady, T. &Segers, Hendrik. (2002). Rotifera 6. TheAsplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodinidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae. Guides to the identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. 1-264.

Pacheco, M. (2020). Rol trófico de los peces en un lago subtropical distrófico (Laguna del Cisne, Canelones) y su potencial implicancia en los flujos de energía en el ecosistema. (Tesis de grado). Facultad de Ciencias, Udelar, Montevideo, Uruguay.

Panosso, R, Per Carlsson, Betina Kozlowsky-Suzuki, Sandra M. F. O. Azevedo, Edna Granéli, Effect of grazing by a neotropical copepod, *Notodiaptomus*, on a natural cyanobacterial assemblage and on toxic and non-toxic cyanobacterial strains, *Journal of Plankton Research*, Volume 25, Issue 9, September 2003, Pages 1169–1175, <https://doi.org/10.1093/plankt/25.9.1169>

Pavón-Meza, E. L., Sarma, S. S. S., & Nandini, S. (2007). Combined effects of temperature, food (*Chlorella vulgaris*) concentration and predation (*Asplanchna girodi*) on the morphology of *Brachionus havanaensis* (Rotifera). *Hydrobiologia*, 593, 95–101. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9068-3>

Pereira, A.C.; Mulligan, C.N. Practices for Eutrophic Shallow Lake Water Remediation and Restoration: A Critical Literature Review. *Water* 2023, 15, 2270. <https://doi.org/10.3390/w15122270>

Perrow, Martin & Meijer, Marie-Louise & Dawidowicz, Piotr & Coops, Hugo. (1997). Biomanipulation in shallow lakes: State of the art. *Hydrobiologia*. 342-343. 355-365.

Piel, Tim & Sandrini, Giovanni & Weenink, Erik & Qin, Hongjie & Van Herk, Maria & Morales-Grooters, Mariël & Schuurmans, Jasper & Slot, Pieter & Wijn, Geert & Arntz, Jasper & Zervou, Sevasti-Kiriaki & Kaloudis, Triantafylllos & Hiskia, Anastasia & Huisman, Jef & Visser, Petra. (2024). Shifts in phytoplankton and zooplankton communities in three cyanobacteria-dominated lakes after treatment with hydrogen peroxide. *Harmful Algae*. 133. 102585. 10.1016/j.hal.2024.102585.

Post, J. R., & McQueen, D. J. (1987). The impact of planktivorous fish on the structure of a plankton community. *Freshwater Biology*, 17(1), 79–89. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1987.tb01027.x>

Prasertphon, R., Chaichana, R., & Jitchum, P. (2023). Seasonal variation of zooplankton assemblages and their responses to water chemistry and microcystin content in shallow lakes in Thailand. *Archives of Biological Sciences*, 75(4), 369–378. <https://doi.org/10.2298/ABS230618029P>

Qian, F. P., Wen, X. L., & Xi, Y. L. (2021). Temporal variation of rotifer community in three climatic zones and their relationship with environmental factors. *Journal of Freshwater Ecology*, 36(1), 217–234. <https://doi.org/10.1080/02705060.2021.1959428>

Quintans, F. (2008). Preferencia alimenticia de *Cnesterodon decemmaculatus* y su rol como agente de control biológico de mosquitos (Tesis de maestría). Facultad de Ciencias, Udelar, Montevideo, Uruguay. Recuperado a partir de <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/204>

Rodríguez-Gallego, L. & Mazzeo, Néstor & Gorga, J. & Meerhoff, Mariana & Clemente, Juan & Kruk, Carla & Scasso, F. & Lacerot, Gissell & García, J.. (2004). Effects of an artificial wetland with free-floating plants on the restoration of a hypertrophic subtropical lake. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*. 9. 203 - 215. 10.1111/j.1440-1770.2004.00245.x.

Rodríguez-Gallego, L. (2002). *Estrategias para el control de la carga de nutrientes del Lago Rodó* (Tesis de maestría). Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias – PEDECIBA.

Roldán, G., & Ramírez, J. (2008). Fundamentos de limnología neotropical (2^a ed.). Editorial Universidad de Antioquia.

Rosińska, J., Romanowicz-Brzozowska, W., Kozak, A., et al. (2019). Zooplankton changes during bottom-up and top-down control due to sustainable restoration in a shallow urban lake. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 19575–19587. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05107-z>

Ruttner-Kolisko, A. (1977). Suggestions for biomass calculation of plankton rotifers. *Archiv für Hydrobiologie, Beiheft Ergebnisse der Limnologie*, 8, 71–76.

Sadeghi, S., Hua, G., Min, K., Johnson, T. J., & Gibbons, W. (2019). Synergistic effects of polyaluminum chloride and Phoslock on phosphate and cyanobacteria removal in eutrophic lake water. *AWWA Water Science*, 1(5), e1157.

Salas, H., & Martino, P. (1991). A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. *Water Research*, 25(3), 341–350. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90015-1](https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90015-1)

Scasso, F. & Mazzeo, Néstor & Gorga, J. & Kruk, Carla & Lacerot, Gissell & Clemente, Juan & Fabián, D. & Bonilla, Sylvia. (2001). Limnological changes in a subtropical shallow hypertrophic lake during its restoration: Two years of a whole-lake experiment. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 11. 31 - 44. 10.1002/aqc.420.

Sendacz, S & Caleffi, S & Santos-Soares, J. (2006). Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the State of São Paulo, Brazil. *Brazilian journal of biology; Revista brasileira de biologia*. 66. 337-50. 10.1590/S1519-69842006000200016.

Somarriba, E. (1999). Diversidad Shannon. *Agroforestería en las Américas*, 6, 72-74. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/6079>

Somma, A. (2014). El papel de la luz y la temperatura en la dinámica de las cianobacterias en un lago de uso recreativo (Tesis de grado). Facultad de Ciencias, UdelaR, Montevideo.

Sommer, Ulrich & Adrian, Rita & De, Lisette & de Senerpont Domis, Lisette & Elser, James & Gaedke, Ursula & belings, Bas & Jeppesen, Erik & Lürling, Miquel & Molinero, Juan Carlos & Mooij, Wolf & Donk, Ellen & Winder, Monika. (2012). Beyond the Plankton Ecology Group (PEG) Model: Mechanisms Driving Plankton Succession. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 43. 429-48. 10.1146/annurev-ecolsys-110411-160251.

Spears, B. M., Lürling, M., Yasseri, S., Castro-Castellon, A. T., Gibbs, M., Meis, S., McDonald, C., McIntosh, J., Sleep, D., & Van Oosterhout, F. (2013). Lake responses following lanthanum-modified bentonite clay (Phoslock®) application: an analysis of water column lanthanum data from 16 case study lakes. *Water research*, 47(15), 5930–5942. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.07.016>

Stemberger, R. S., & Gilbert, J. J. (1987). Multiple-species induction of morphological defenses in the rotifer *Keratella testudo*. *Ecology*, 68(2), 370–378. <https://doi.org/10.2307/1939264>

Su, L., Zhong, C., Gan, L., He, X., Yu, J., Zhang, X., & Liu, Z. (2021). Effects of Lanthanum Modified Bentonite and Polyaluminium Chloride on the Environmental Variables in the Water and Sediment Phosphorus Form in Lake Yanglan, China. *Water*, 13(14), 1947. <https://doi.org/10.3390/w13141947>

Umi, WAD, Yusoff, FM, Aris, AZ, Sharip, Z. y Sinev, AY (2020). La estructura de la comunidad de microcrustáceos planctónicos varía con el estado trófico y las variables ambientales en lagos tropicales poco profundos de Malasia. *Diversity*, 12 (9), 322. <https://doi.org/10.3390/d12090322>

Van Donk, E., Ianora, A., & Vos, M. (2011). Induced defences in marine and freshwater phytoplankton: A review. *Hydrobiologia*, 668, 3–19. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0395-4>

Vanderstukken, Maarten & Mazzeo, Néstor & Colen, W. & Declerck, Steven & Muylaert, Koenraad. (2011). Biological control of phytoplankton by the subtropical submerged macrophytes

Egeria densa and Potamogetonferrugineus: a mesocosmstudy. FreshwaterBiology - FRESHWATER BIOL. 1837-1849.

Voigt, M., &Koste, W. (1978). *Rotatoria: Die RädertereMitteleuropas: ÜberordnungMonogononta: EinBestimmungswerk* (2. ed., Vol. 2). GebrüderBorntraeger.

Wen, X., Zhai, P., Feng, R., Yang, R., & Xi, Y. (2017). Comparative analysis of the spatio-temporal dynamics of rotifer community structure based on taxonomic indices and functional groups in two subtropical lakes. *Scientificreports*, 7(1), 578. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-00666-y>

Wetzel, R. G. (1981). Limnología. 1^a ed. Barcelona: Ediciones Omega.

Yun, L., Xie, P., Zhang, J., Tao, M., & Deng, X. (2017). Effects of filter-feeding planktivorous fish and cyanobacteria on structuring the zooplankton community in the eastern plain lakes of China. *EcologicalEngineering*, 99, 270–277. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.040>

Zhang J, Xie P, Tao M, Guo L, Chen J, et al. (2013) The Impact of Fish Predation and Cyanobacteria on Zooplankton Size Structure in 96 Subtropical Lakes. *PLoS ONE* 8(10): e76378. doi: 10.1371/journal.pone.0076378

Zhang, Huan& He, Yuhua& He, Liang& Zhao, Kangshun& Molinos, Jorge & Hansson, Lars-Anders& Xu, Jun. (2021). Plasticity in rotifer morphology induced by conflicting threats from multiple predators. *FreshwaterBiology*. 67. 10.1111/fwb.13857.

11. Anexo I

Punto lago

Tabla 5. Promedio de las variables fisicoquímicas entre los 0 y 50 cm de profundidad en cada evento de muestreo para el punto en el lago, (Min - Max) de todo el perfil durante el período de muestreo. Para los parámetros SST, TUR, PT, NT existieron toma de datos únicos en cada evento de muestreo.

Variables	T (°C)	K (μS/cm)	OD (mg/L)	pH	SST (mg/L)	TUR (NTU)	NT (mg/L)	PT (mg/L)
LB	28 (27-29)	718 (716-735)	9.2 (8.3-9.9)	8.9 (7.9-8.9)	68	32	3.1	0.09
M1	25 (25-25)	711 (711-714)	6.3 (4.7-6.4)	8.8 (8.6-8.8)	40	52	3.8	0.11
M2	19 (17-19)	721 (721-747)	5.8 (2.7-6.0)	9.5 (7.9-9.5)	64	90	5.8	0.19

Tabla 6. Caracterización trófica de cada tratamiento Control (C biológico (TB), PP, y PPP y para el punto del lago, en los distintos eventos de muestreo, Línea de Base (LB), primer muestreo (M1) y segundo muestreo (M2).

Categorías de Estado trófico	Rangos de estado trófico	IET						
		C	TB	PP	PPP	Lago	Eventos	
Oligotrófico	< 30	64	63	60	63	69	LB	
Mesotrófico	< 30 ≤ 50	73	70	67	72	73	M1	
Eutrófico	< 50 ≤ 70	78	78	74	82	81	M2	
Hipereutrófico	> 70							

Tabla 7. Abundancia total (A_Total), Biomasa total (B_Total) del zooplancton y Clorofila-a total (μg/L) para el punto del lago en los tres eventos de muestreo. Promedio y desvío estándar. LB: Línea de Base, M1: primer muestreo y M2: segundo muestreo.

Eventos	A_Total (Ind.L ⁻¹)	B_Total (μgPS L ⁻¹)	Clorofila-a total [μg Chl -a/l]
LB	76.63 ± 26.1	92 ± 48.7	82.4 ± 33
M1	370.7 ± 179	99 ± 28.5	175 ± 82
M2	108.89 ± 33.5	126 ± 66.6	474 ± 273

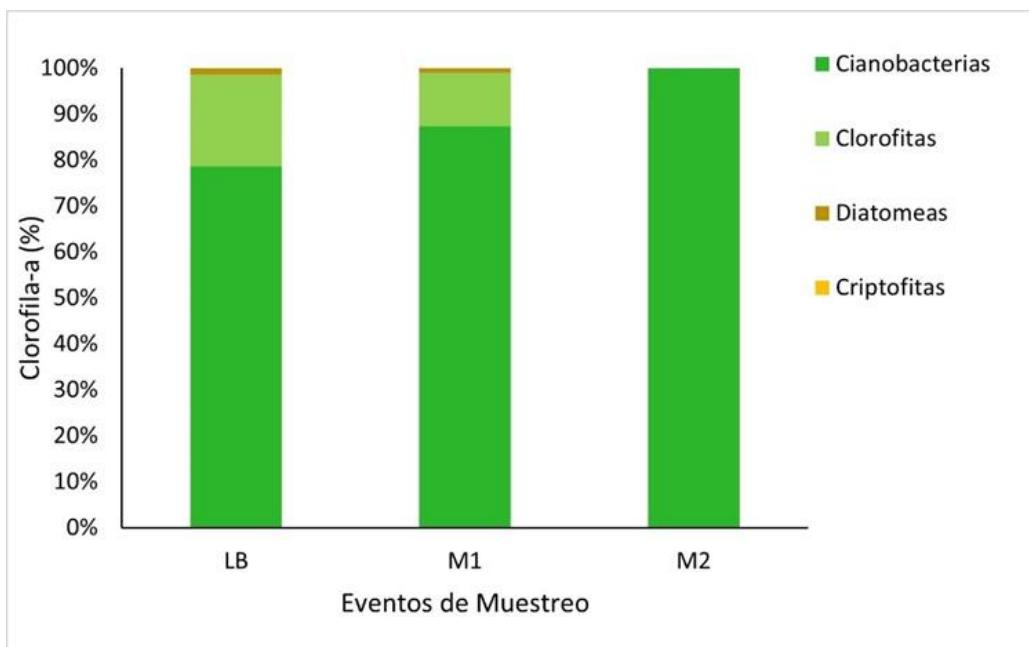


Figura 10. Clorofila-a (%) de los principales grupos de la comunidad de fitoplancton en los tres eventos de muestreo para el punto del lago. LB: Línea de Base, M1: primer muestreo y M2: segundo muestreo.

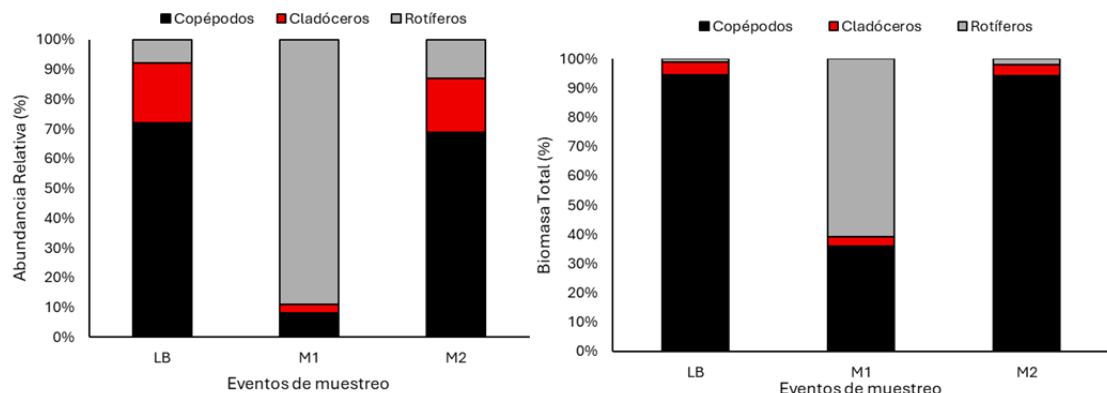


Figura 11. Abundancia y Biomasa total relativa (%) de los principales grupos de la comunidad de zooplancton en los tres eventos de muestreo para el punto del lago. LB: Línea de Base, M1: primer muestreo y M2: segundo muestreo. Rojo: Cladóceros, gris; Rotíferos, negro: Copépodos.

Tabla 8. Composición específica de la comunidad de zooplancton en el punto del lago en los distintos eventos de muestreo, LB (línea de base), M1 (primer muestreo) y M2 (segundo muestreo). La x indica presencia.

	LM	M1	M2
Rotíferos			
<i>Brachionus calyciflorus</i> (Pallas, 1766)	X	X	
<i>Brachionus havanaensis</i> (Rousselet, 1911)	X	X	X
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	X	X	
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)			X
<i>Keratella tecta</i> (Gosse, 1851)	X		
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	X	X	X
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	X		
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	X		X
<i>Pompholyx complanata</i> (Gosse, 1851)	X		X
<i>Trichocerca</i> sp.			X
Cladóceros			
<i>Alona</i> sp.	X		
<i>Bosmina longirostris</i> (Müller, 1776)	X	X	X
<i>Diaphanosoma</i> sp.	X	X	X
<i>Moina</i> sp.	X	X	
Copépodos			
Calanoide sp.	X	X	X
Cyclopoide sp.	X		X
<i>Notodiaptomus incompositus</i> (Brian, 1925)	X	X	X
Nauplios	X	X	

12. Anexo II

Mesocosmos

Tabla 9. Promedio de las variables fisicoquímicas entre los 0 y 50 cm de profundidad para cada tratamiento y en cada evento de muestreo; (Min - Max) de todo el perfil durante el período de muestreo.

Variables	Fecha	C	TB	PP	PPP
T (°C)	LB	28 (26 -29)	28 (27-29)	28 (27-28)	28 (27-29)
	M1	25 (25-26)	25 (25-26)	25 (25-26)	25 (17-20)
	M2	18 (17-20)	18 (17-19)	19 (17.-20)	20 (25-26)
K (μS/cm)	LB	718 (708-730)	735 (690-765)	727 (723-748)	734 (727-744)
	M1	725 (714-747)	735 (732-740)	728 (722-757)	732 (731-748)
	M2	705 (602-754)	632 (421-745)	737 (727-756)	740 (731-747)
SST (mg/L)	LB	42 (38-49)	44 (36-53)	30 (20-39)	40 (35-49)
	M1	38 (36-40)	23 (19-27)	31 (29-33)	28 (2-29)
	M2	33 (23-44)	29 (20-38)	27 (24-33)	36 (24-33)
pH	LB	8.3 (7.3-8.7)	8.3 (7.4-8.8)	8.1 (7.3-8.5)	8.2 (7.4-8.6)
	M1	7.9 (7.3-8.2)	7.8 (7.4-8.0)	7.8 (7.3-8.1)	7.8 (7.4-8.0)
	M2	8.2 (7.7-8.3)	8.0 (7.2-8.3)	8.2 (5.3-8.5)	8.5 (7.8-8.9)
OD (mg/L)	LB	7.3 (3.3-8.8)	7.2 (1.9-9.0)	6.8 (2.1-8.8)	6.9 (2.1-9.1)
	M1	2.1 (0.6-4.0)	1.8 (0.6-3.1)	1.3 (0.6-2.6)	2.2 (0.4-6.6)
	M2	1.2 (0.5-1.8)	0.8 (0.5-1.7)	1.7 (0.5-3.1)	2.6 (0.6-3.8)
TUR (NTU)	LB	3.5 (1.9-6.4)	10.1 (2.5-23)	2.2 (1.6-2.6)	2.9 (2.08-4.2)
	M1	26 (23-30)	14 (5.3-28)	23(18-33)	21 (13-26)
	M2	39 (33-47)	53(21-78)	33 (30-39)	42 (34-51)
NT (mg/L)	LB	2.1(1.6-2.5)	2.7 (2.3-3.3)	2 (1.5-2.3)	2.7 (2.5-3.0)
	M1	4.02 (3.9-4.1)	3.3 (3.1-3.4)	3.6 (3.5-3.8)	4.0 (3.9-4.3)
	M2	5.2 (4.3-6.1)	4.6 (3.8-5.3)	5.1 (4.9-5.2)	4.9 (4.9-5.0)
PT (mg/L)	LB	0.1 (0.04-0.1)	0.1 (0.04-0.1)	0.05 (0.04-0.1)	0.1 (0.05-0.1)
	M1	0.1 (0.1-0.1)	0.1 (0.1-0.1)	0.1(0.1-0.1)	0.1 (0.1-0.1)
	M2	0.2 (0.1-0.2)	0.2 (0.1-0.2)	0.1 (0.1-0.1)	0.2 (0.2-0.2)

Tabla 10. Promedio de la Clorofila-a total para cada tratamiento y (Min y Max) del perfil durante todo el período de muestreo.

Clorofila-a total (μg Clo -a/L)				
Fecha	C	TB	PP	PPP
LB	13.1 (5.6-27.4)	38.3 (12.0-90.5)	8.5 (6.5-12)	112 (8.5-17)
M1	145 (127-163)	68.(19.4 -141)	118 (110-129)	112 (88.2 -131)
M2	283 (228-328)	319 (170-396)	242 (207-269)	315 (256-422)

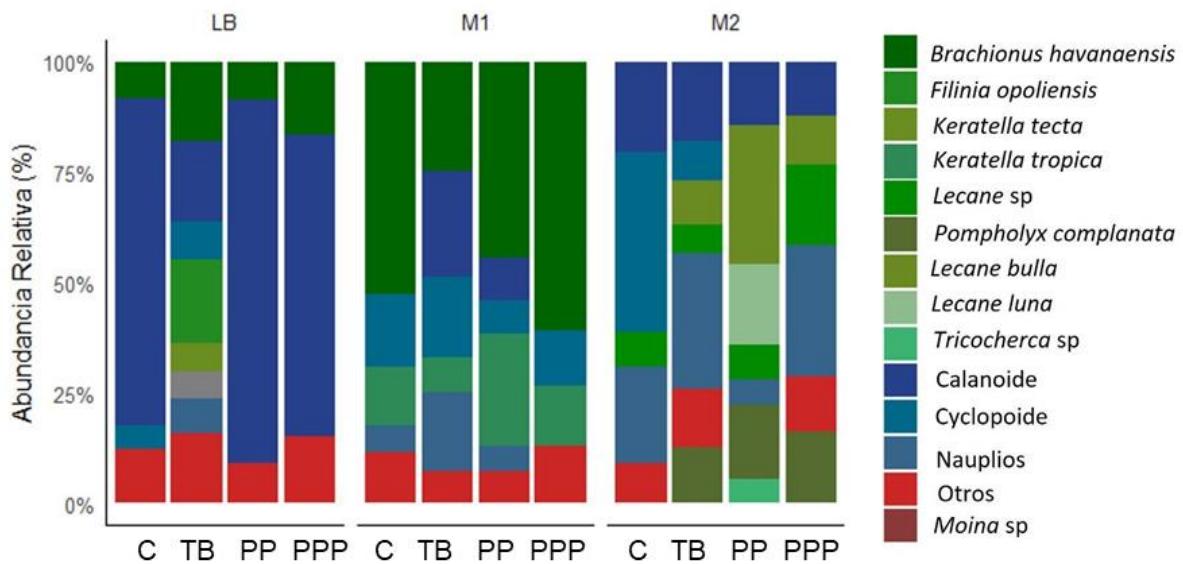


Figura 12. Abundancia relativa de los taxa (%) zooplanctónicos para cada tratamiento y en cada evento de muestreo. La categoría “otros” corresponde a aquellos taxa donde la abundancia fue < 10%, comprendiendo taxa de rotíferos, cladóceros y copépodos.

Tabla 11. Riqueza específica (S), diversidad de Shannon (H') y equitatividad (E) de la comunidad zooplanctónica para los diferentes tratamientos y en los tres eventos de muestreo, LB: Línea de Base, M1: primer muestreo y M2: segundo muestreo.

LB				M1				M2				
	TB	C	PP	PPP	TB	C	PP	PPP	TB	C	PP	PPP
S	15	10	8	10	13	15	14	12	15	12	8	12
H'	2.2	1.3	1.2	1.2	1.9	1.6	1.5	1.5	1.9	1.6	1.8	2.0
E	0.8	0.6	0.6	0.6	0.7	0.6	0.6	0.6	0.7	0.7	0.8	0.8

Tabla 12. Relación entre la varianza de mesocosmos (V_Mesocosmo) y la varianza residual (V_Residual) para las variables analizadas a través del análisis de efectos mixtos.

Variable	V_Mesocosmo	V_Residual
Temperatura	0.223	0.0356
Conductividad	2988	478
Oxígeno disuelto	1.02	0.106
pH	0.94	0.065
Turbidez	17.9	0.087
Sólidos suspendidos totales	37.9	6.07
Nitrógeno Total	1.67	0.389
Fósforo Total	3.51	1.14
Riqueza especies	0.0000573	0.00498
Clorofila-a	1534	1524
Biomasa Total	10300	20800
Abundancia Total	32343	32343