

**EFFECTO DEL GLIFOSATO EN LA CONCENTRACIÓN DE FÓSFORO EN EL  
AGUA DE UNA LAGUNA PAMPEANA**

Trabajo Final de Grado  
de la alumna



**Escuela de Ciencias Agrarias, Naturales y Ambientales.**

**Universidad Nacional del Noroeste de la Provincia de Buenos Aires.**

Junín, 28 de Noviembre de 2025

**EFFECTO DEL GLIFOSATO EN LA CONCENTRACIÓN DE FÓSFORO EN EL  
AGUA DE UNA LAGUNA PAMPEANA**

Trabajo Final de Grado  
de la alumna

**MARÍA VICTORIA TALLEDO**

Aprobada por el Tribunal Evaluador

(Nombre y Apellido)  
**Evaluador/a**

(Nombre y Apellido)  
**Evaluador/a**

(Nombre y Apellido)  
**Evaluador/a**

María Pía Quiroga  
**Co-Director/a**

María Romina Schiaffino  
**Director/a**

**Escuela de Ciencias Agrarias, Naturales y Ambientales,  
Universidad Nacional del Noroeste de la Provincia de Buenos Aires**

Junín, 28 de Noviembre de 2025

## RESUMEN

El uso masivo del herbicida glifosato en la Región Pampeana, principal zona productiva de Argentina, ha generado preocupación respecto a su destino ambiental y su potencial impacto en ecosistemas acuáticos, particularmente en las lagunas. El glifosato contiene un 14% de fósforo en su molécula, y su degradación en el agua puede liberar este nutriente, potenciando el proceso de eutrofización que ya afecta a estos sistemas.

Este trabajo evaluó el impacto de la aplicación de glifosato sobre la concentración de fósforo en el agua de la Laguna de Gómez, un humedal pampeano clave, mediante un ensayo controlado en microcosmos durante 30 días. Se monitoreó la evolución temporal del Fósforo Total (PT) y el Fósforo Reactivo Soluble (PRS) en tres condiciones: Control (C), Baja concentración (L): 200 µg/L de glifosato y Alta concentración (H): 1000 µg/L de glifosato. Además, se midieron algunas variables fisicoquímicas durante el ensayo.

Se observó un aumento significativo y transitorio de PRS en H con respecto al control en T14. Este incremento podría atribuirse a la degradación del glifosato por parte de las cianobacterias detectadas en la muestra de agua.

La adición de glifosato en la concentración H causó una caída significativa del pH en T0 con respecto al C, lo cual es coherente con la naturaleza ácida del herbicida.

Los microcosmos con concentraciones L y H mostraron correlaciones positivas y elevadas entre PRS y conductividad eléctrica (CE), indicando que el fósforo liberado contribuyó a aumentar la CE del agua.

**Palabras clave:** Glifosato, fósforo, eutrofización, herbicida, laguna pampeana.

## AGRADECIMIENTOS

La culminación de este Trabajo Final de Grado fue posible gracias al apoyo, la guía y el acompañamiento incondicional de personas muy valiosas, a quienes deseo expresar mi más sincera gratitud.

En primer lugar, a mi directora Romi, por brindarme la oportunidad de desarrollar esta tesis en el laboratorio de Limnología. Le agradezco profundamente su confianza, su apoyo constante y su orientación en cada etapa de este proyecto. A mi co-directora Pía, quien fue no solo una excelente guía profesional, sino también una amiga, una compañera y un sostén emocional durante todo el proceso. A Guille y Marita, gracias por su infinita predisposición para responder preguntas, por las horas de catarsis compartidas y por las palabras de aliento que siempre estuvieron presentes. A la Universidad Nacional del Noroeste de Buenos Aires (UNNOBA) y a todos los docentes de la Escuela de Ciencias Agrarias, Naturales y Ambientales (ECANA), por haber contribuido de manera esencial a mi formación académica y profesional. A mi gran compañero Chris, por su apoyo incondicional, por acompañarme con paciencia y amor, y por darme la tranquilidad necesaria para culminar mi carrera.

A mi familia: a mi hermana Elina, por haberme mostrado el camino de la vida universitaria; a mi papá, por haberme brindado la oportunidad de estudiar; y a la Nowy, por ser un verdadero modelo a seguir y estar presente en cada etapa de mi carrera.

A todos los colegas y amigos con quienes compartí las aulas, y que hasta el día de hoy me siguen acompañando, gracias por su compañía, risas y aprendizajes compartidos.

Finalmente, a mí misma, por el esfuerzo, la perseverancia y la dedicación que me permitieron alcanzar este desafío y convertirme en Ingeniera Agrónoma.

## ÍNDICE

RESUMEN.....	3
AGRADECIMIENTOS .....	4
1. INTRODUCCIÓN .....	6
2. HIPÓTESIS.....	13
3. OBJETIVO GENERAL.....	13
4. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	13
5. MATERIALES Y MÉTODOS .....	13
5.1. Área de estudio .....	13
5.2. Obtención de muestras y medición de variables fisicoquímicas .....	16
5.3. Experimentos en microcosmos .....	17
5.4. Variables fisicoquímicas.....	19
5.5. Medición de PT .....	20
5.6. Medición de PRS.....	22
5.7. Análisis estadísticos .....	23
6. RESULTADOS .....	24
6.1. Condiciones ambientales o fisicoquímicas de la laguna al momento del muestreo .....	24
6.2. Análisis de las variables fisicoquímicas en los microcosmos del ensayo.....	25
6.3. Fósforo Total .....	27
6.4. Fósforo Reactivo Soluble.....	29
6.5. Análisis de las variables fisicoquímicas en relación al P .....	31
7. DISCUSIÓN .....	33
8. CONCLUSIÓN .....	35
9. BIBLIOGRAFÍA .....	37

## 1. INTRODUCCIÓN

La Región Pampeana (33–39° S; 57–66° O, Argentina) es una extensa llanura que abarca aproximadamente 700.000 km<sup>2</sup> en la porción centro-este del país (Paruelo et al., 2007). Dentro de esta región se encuentra la cuenca del río Salado, un sistema fluvial típico de tierras bajas (Gabellone et al., 2005). Esta cuenca atraviesa zonas de alta importancia productiva, siendo la actividad agropecuaria predominante, al aportar entre el 25% y el 30% de la producción nacional de granos y carne (INA, 2012; Quirós, 2005; Soriano, 1992).

En la Región Pampeana predominan los ecosistemas acuáticos someros, principalmente lagunas de origen eólico-fluvial (Renella & Quirós, 2006). Estos cuerpos de agua son poco profundos (menos de 3 metros) y polimícticos, ya que se mezclan varias veces al año en lugar de estratificarse térmicamente (Quirós et al., 2002a). Además exhiben una notable variabilidad en salinidad, que abarca desde condiciones oligohalinas hasta hipersalinas, así como en sólidos en suspensión y niveles de turbidez (Conzonno & Claverie, 1990; Fermani et al., 2015; Quirós & Drago, 1999; Quirós et al., 2002b). Las lagunas pampeanas también se caracterizan por poseer alto contenido de materia orgánica y nutrientes (Diovisalvi et al., 2015; Quirós & Drago, 1999; Ringuelet et al., 1967; Seoane Rocha, 2018).

En las últimas décadas, la mayor parte de estos sistemas acuáticos han experimentado un proceso de eutrofización (aporte masivo y externo de nutrientes) debido al impacto de actividades antrópicas, entre ellas las descargas urbano-industriales con escaso o nulo tratamiento (Maizels et al., 2003; Quirós et al., 2006), la construcción de infraestructuras para el control de inundaciones (Gabellone et al., 2005; Torremorell et al., 2007) y las actividades vinculadas al desarrollo agropecuario, en especial el uso intensivo de agroquímicos (Peluso et al., 2009; Vera et al., 2010). La expansión de la agricultura intensiva en reemplazo de pastizales naturales y pasturas cultivadas, junto con la implementación de siembra directa, ha modificado el balance hídrico de la región.

El cambio climático (que se ha expresado como un aumento de la temperatura media, la intensificación de los ciclos de inundación-sequía y el incremento de las precipitaciones) asociado al cambio de modelo productivo agropecuario, ha favorecido la generación de un mayor escurrimiento superficial, incrementando de esta manera el transporte de agroquímicos hacia los sistemas acuáticos ubicados en las áreas más bajas del terreno (Aragón et al., 2011; Villamar-Ayala et al., 2019). Como resultado, las lagunas pampeanas han recibido una creciente carga de agroquímicos, nutrientes (principalmente fósforo (P) y nitrógeno (N)) y otros contaminantes (Castro Berman et al., 2018; Ronco et al., 2016), cuyas concentraciones se incrementan con la intensificación del uso del suelo (Quirós et al., 2004). Estas descargas podrían provocar que se generen condiciones adversas en los cursos de agua por aumento de fósforo total (PT). Asimismo, concentraciones de fósforo reactivo soluble (PRS) superiores a 0,06 mg/L se han asociado con deterioro de la calidad del agua y efectos negativos indirectos sobre las comunidades de peces (Miltner & Rankin, 1998). Esta situación también afecta a las comunidades de algas que habitan estos ecosistemas, ya que se modifican su estructura y composición, lo que conlleva a una disminución en la riqueza y diversidad, y al predominio de especies tolerantes a condiciones eutróficas (Bere, 2010; Quirós, 2005; Sierra et al., 2013; Vilches et al., 2014).

Las lagunas hipereutróficas (PT >1,0 mg/L) (Quirós, 2005) presentan frecuentes floraciones (crecimiento excesivo) de cianobacterias, también conocidas como algas verde-azules (Crisci et al., 2017). Estos microorganismos fotosintéticos procariontes, tienen la notable habilidad de sobrevivir en ambientes hostiles. Dichas proliferaciones son eventos transitorios que pueden afectar playas, zonas costeras, lagunas, ríos, arroyos, embalses u otros cuerpos de agua durante lapsos variables de tiempo, que van desde algunas horas hasta varios días, para luego desaparecer (Ministerio de Salud de la Nación, 2020; O'Farrell et al. 2021; Schiaffino et al., 2019, 2020).

Las cianobacterias son capaces de producir toxinas peligrosas como dermatoxinas que afectan la piel y mucosas generando alergias, hepatotoxinas que pueden atacar el hígado y riñón y neurotoxinas que afectan el sistema nervioso central, pudiendo generar la muerte de humanos o animales (Zanchett & Oliveira-Filho, 2013). La toxicidad de una floración no es constante ya que

puede variar incluso dentro de una misma especie, en un mismo cuerpo de agua y durante el mismo evento (Cocciolo et al., 2021; Ministerio de Salud de la Nación, 2020).

Por otro lado, diversas investigaciones han dilucidado la capacidad intrínseca de las cianobacterias para biotransformar una amplia gama de contaminantes presente en los sistemas acuáticos, incluyendo: agroquímicos, metales pesados y compuestos orgánicos tóxicos (Dudeja et al., 2025; Kumar & Singh, 2017; Singh et al., 2011; Singh et al., 2018; Touliabah et al., 2022). Esta habilidad se fundamenta en la diversidad de sus vías metabólicas y enzimáticas, que les permiten la detoxificación o incluso la utilización de dichos compuestos. Específicamente, se ha documentado su potencial para alterar la estructura molecular de diversos contaminantes presentes en el ambiente, empleándolos como fuente alternativa de P, N o carbono (C) bajo condiciones de limitación de nutrientes (Drzyzga & Lipok, 2018; Lin et al., 2023; Lozano et al., 2018). Asimismo, demuestran mecanismos de bioadsorción y bioacumulación de metales pesados, así como procesos de degradación oxidativa o reductiva de varios compuestos tóxicos (Touliabah et al., 2022; Dudeja et al., 2025).

En particular, las cianobacterias pueden poseer mecanismos genéticos específicos, que involucran los genes *phn*, *gox*, *glpA* (Forlani et al., 2008; Gomez-Garcia et al., 2011; Ilikchyan et al., 2009, 2010), que le permiten utilizar o degradar el herbicida glifosato. Esta degradación puede ocurrir por dos vías (Figura 1): a través de la escisión del enlace C-N, que forma ácido aminometilfosfónico (AMPA), un metabolito más tóxico y resistente que el glifosato; o a través de la escisión del enlace C-P, que produce productos mucho más seguros, la sarcosina y luego la glicina. Estos productos de degradación eventualmente generan formas inorgánicas de P, N y C (Mingjing Sun et al., 2018; Rossi et al., 2021).

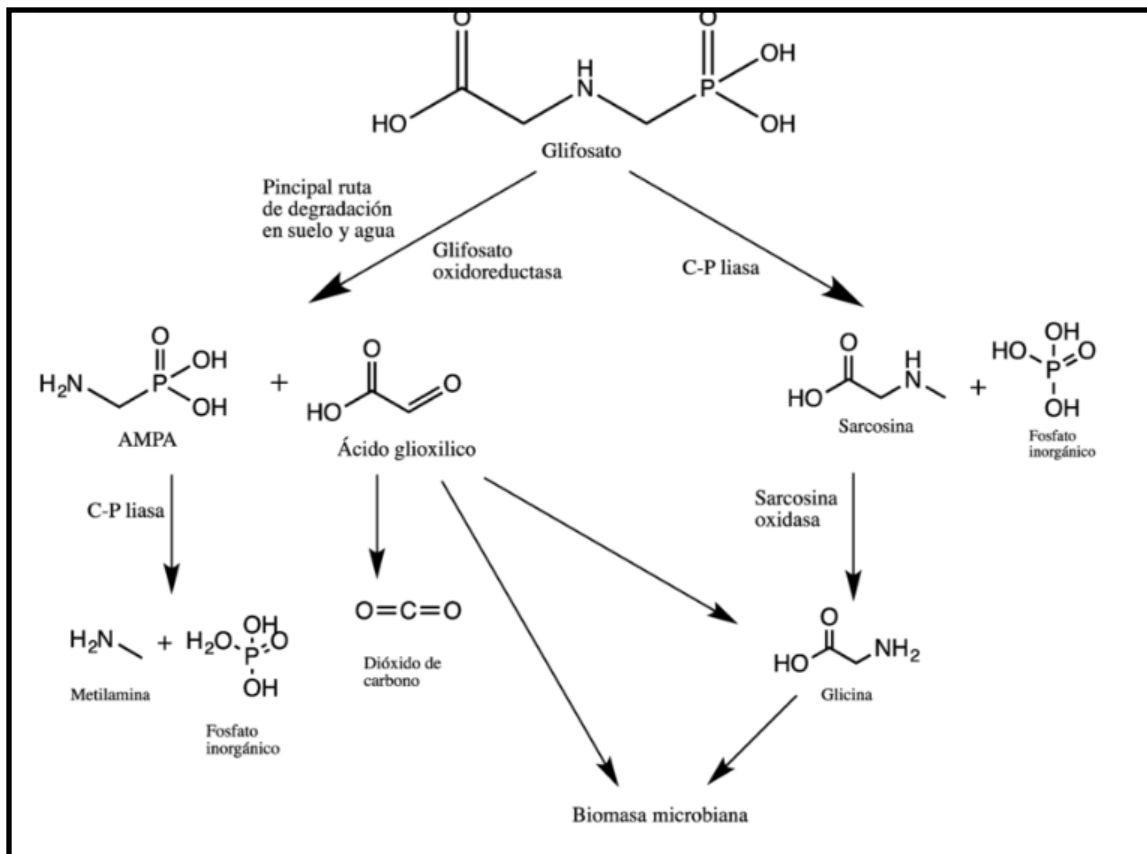


Figura 1. Rutas de degradación del glifosato. Fuente: Reynoso et al. (2020).

El herbicida glifosato, desarrollado en 1974 es uno de los agroquímicos más difundidos y usados a nivel global (Baylis, 2000). Su mecanismo de acción (Figura 2) se basa en la inhibición de la enzima 5-enolpiruvil-shikimato-3-fosfato sintasa (EPSPS), que cataliza la transferencia del grupo enolpiruvil desde el fosfoenolpiruvato al shikimato-3-fosfato para producir 5-enolpiruvil shikimatomato 3-fosfato y fosfato inorgánico. La reacción catalizada por la enzima EPSPS constituye el paso limitante de la vía del shikimato, una vía metabólica esencial para la síntesis de aminoácidos aromáticos (Duke & Powles, 2008). Su inhibición interrumpe estos procesos, provocando un colapso metabólico que detiene el crecimiento y conduce finalmente a la muerte del organismo. La vía del shikimato se encuentra presente en algas, arqueas, bacterias y hongos como así también en parásitos apicomplejos, pero no en animales (Richards et al., 2006; Roberts et al., 2002). Este herbicida se comercializa usualmente como la sal del ácido desprotonado y un catión (ej.: potasio, isopropilamina, dimetilamonio), siendo los ingredientes básicos de los

formulados comerciales la sal de glifosato más uno o varios surfactantes en solución acuosa (CONICET, 2009).

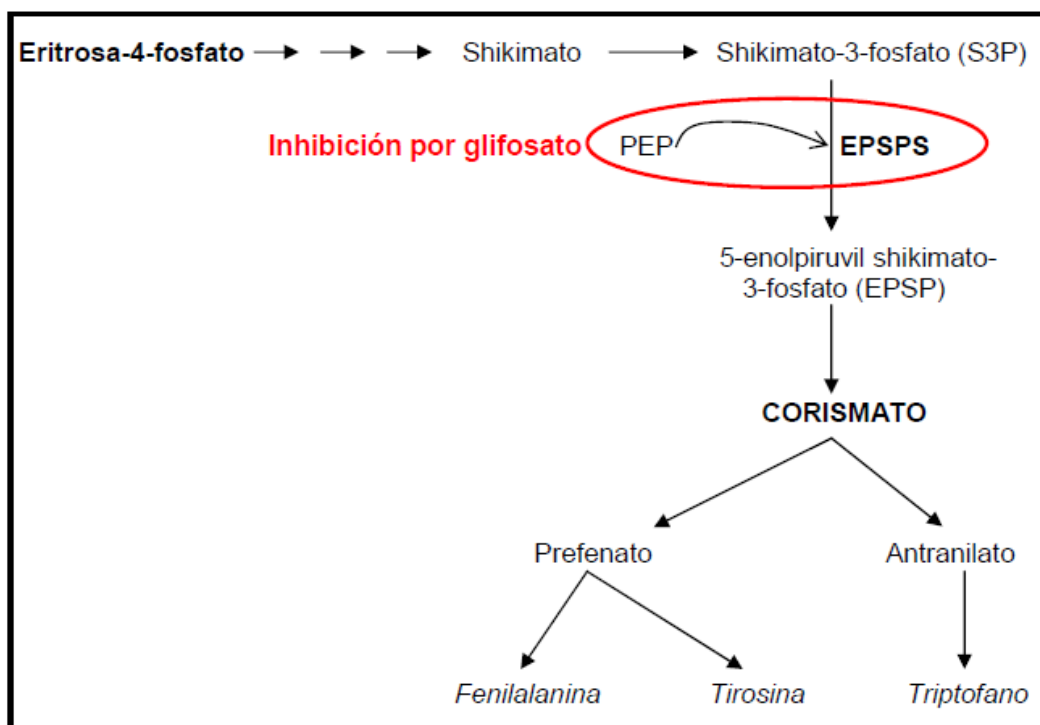


Figura 2. Esquema de la vía metabólica del shikimato y mecanismo de acción del glifosato. Adaptado de Giesy et al. (2000).

A nivel global, el uso total de glifosato se incrementó más de 12 veces, pasando de aproximadamente 67 millones de kg en 1995 a 826 millones en 2014. En la última década se han aplicado 6,1 mil millones de kg de glifosato (Benbrook, 2016). En Argentina es el herbicida sistémico de amplio espectro más utilizado, principalmente en cultivos transgénicos tolerantes como soja, maíz y algodón (Castro Berman et al., 2018). El uso masivo de glifosato en el país comenzó en 1996 con la introducción de la variedad de soja genéticamente modificada tolerante a este herbicida, conocida como soja *Roundup Ready* (RR). Su aplicación ha aumentado de manera exponencial, alcanzando aproximadamente 200 millones de kg en 2012 y representando el 80% de los herbicidas comercializados (Primost et al., 2017).

Este herbicida es aplicado en distintas etapas del ciclo agrícola, incluyendo el barbecho químico, presembrado, preemergencia y postemergencia de cultivos

(Martin, 2011). La difusión masiva del herbicida, tanto en cultivos de soja RR como en lotes manejados bajo siembra directa, ha favorecido la propagación de malezas tolerantes o con mecanismos de escape, dificultando su control mediante las dosis convencionalmente recomendadas (Binimelis et al., 2009; Myers et al., 2016). Esta situación ha llevado a la necesidad de modificar los tratamientos tradicionales, incrementando las dosis, realizando aplicaciones sucesivas o incorporando nuevos principios activos en la mezcla para mantener la eficacia del control químico (Allegrini et al., 2017).

El uso generalizado y creciente de este producto ha generado preocupación en la comunidad científica respecto a su destino ambiental y los impactos que este agroquímico y sus metabolitos pueden ejercer sobre los ecosistemas (Aparicio et al., 2013; De Gerónimo et al., 2014; Lupi et al., 2015). Aunque inicialmente se consideró al glifosato un herbicida de rápida degradación y alta especificidad, diversos estudios han demostrado que su vida media en suelos varía entre 2 y 215 días (e.g., Battaglin et al., 2014) y puede afectar a organismos no blancos como microorganismos (Lozano et al., 2018; Pérez et al., 2007, 2011; Pizarro et al., 2015) y vertebrados (Myers et al., 2016). La vida media del glifosato en aguas superficiales puede variar desde los 7 a los 142 días (Annett et al., 2014; Coupe et al., 2012; Tomlin, 2006), pero otros estudios han reportado que el glifosato puede persistir hasta 503 días en aguas subterráneas (Van Stempvoort et al., 2016).

Tanto el glifosato como su principal producto de degradación, el ácido AMPA, han sido detectados en diversos cuerpos de agua (Battaglin et al., 2014; Castro Berman et al., 2018; Ronco et al., 2016). En lagunas pampeanas, se han registrado concentraciones de hasta 4,5 µg/L de glifosato y 0,9 µg/L de AMPA en aguas superficiales, mientras que en sedimentos los valores alcanzaron 20,3 µg/Kg y 32,9 µg/Kg, respectivamente (Castro Berman et al., 2018). Peruzzo et al. (2008) reportaron niveles notablemente superiores, entre 100 y 700 µg/L en aguas superficiales pampeanas.

El glifosato puede ingresar a los sistemas acuáticos a través de diversas vías, principalmente por la deriva accidental o eólica del herbicida pulverizado, así como por su transporte en la escorrentía superficial y en material particulado en

suspensión (Daouk et al., 2013; Yang et al., 2015). En Argentina, se ha identificado una vía adicional y preocupante: la acción humana directa, que implica el lavado de tanques de máquinas fumigadoras en arroyos y cuerpos de agua poco profundos cercanos a los campos de cultivo (Vera et al., 2010).

Teniendo en cuenta que el glifosato contiene un 14% de P en su estructura molecular (Pérez et al., 2007), que su uso masivo ha favorecido su presencia en sistemas acuáticos de la región y que puede ser metabolizado liberando P, potenciando así los procesos de eutrofización, resulta relevante estudiar su efecto sobre las lagunas pampeanas. Estos cuerpos de agua cumplen funciones ambientales fundamentales: moderan el régimen fluvial, mitigan los efectos del cambio climático, albergan una alta biodiversidad y brindan múltiples servicios ecosistémicos, como riego, pastoreo, agua de bebida para el ganado, pesca, transporte y recreación. En consecuencia, constituyen indicadores clave de la salud del paisaje (Geraldini et al., 2011) y representan un recurso natural, económico y social de gran valor para la región. Por lo tanto, comprender cómo la introducción de este herbicida puede alterar su equilibrio resulta esencial para preservar su integridad ecológica y su valor como recurso estratégico para la región.

## 2. HIPÓTESIS

La presencia y degradación del glifosato en los sistemas acuáticos contribuye al aumento de la concentración de fósforo, debido a la liberación de este elemento a partir de su estructura molecular.

## 3. OBJETIVO GENERAL

Evaluar el impacto de la aplicación de glifosato sobre la concentración de P en aguas de un sistema acuático pampeano.

## 4. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Evaluar la asociación entre las concentraciones de P y las variables fisicoquímicas medidas a lo largo del ensayo en microcosmos.
- Analizar y comparar la variación de P en el tiempo en respuesta a dos concentraciones de glifosato mediante un ensayo controlado en microcosmos.

## 5. MATERIALES Y MÉTODOS

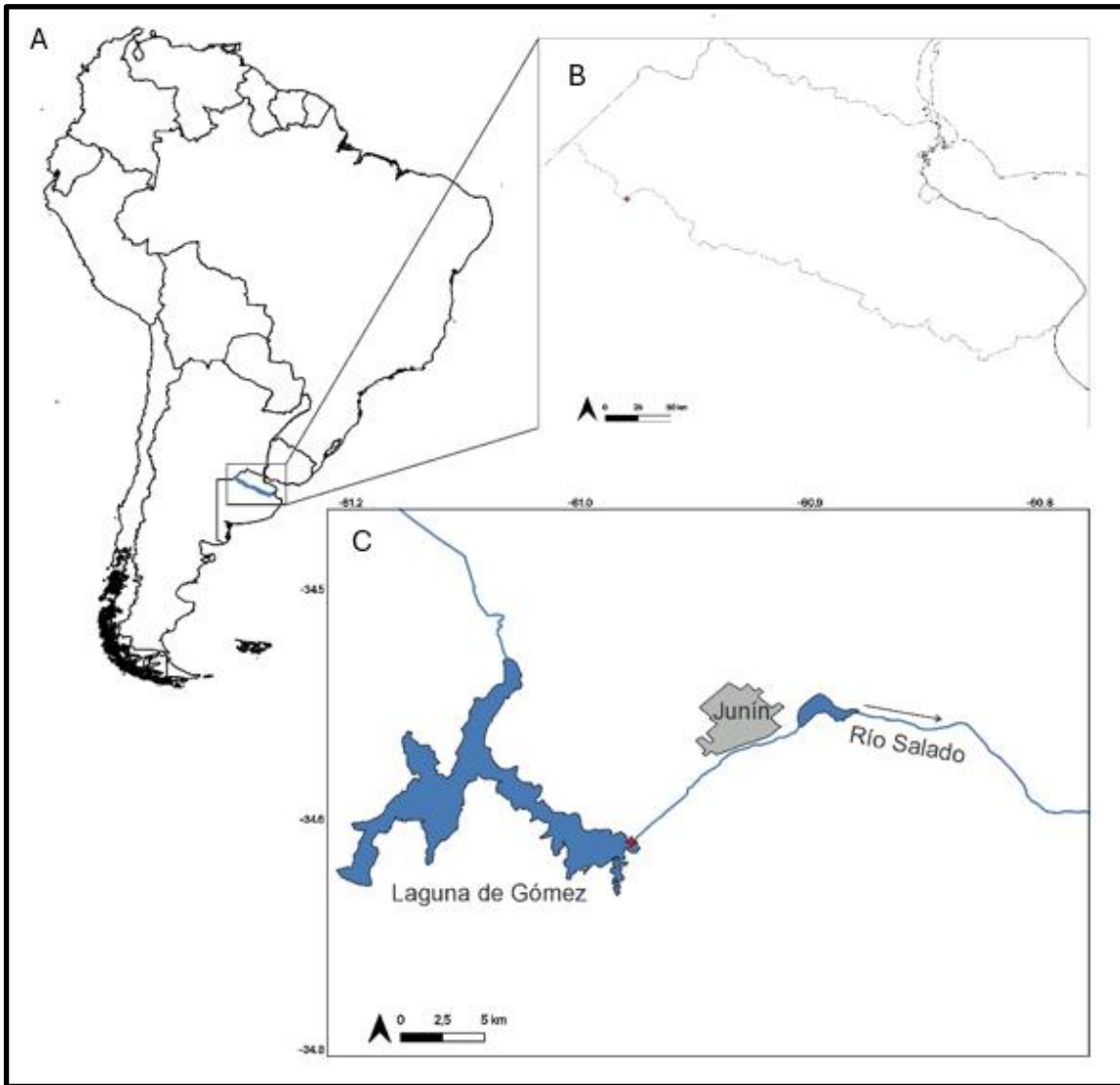
### 5.1. Área de estudio

La cuenca del río Salado es reconocida como el segundo humedal más importante de Sudamérica, abarca unos 170000 km<sup>2</sup> de una porción central y norte de la provincia de Buenos Aires. Esta cuenca presenta contrastes significativos en el uso del suelo: la actividad agrícola predomina en su sector

superior, mientras que la ganadería y las pasturas son características de la cuenca inferior (Gabellone et al., 2005; INA, 2012; Sagua et al., 2023; Sánchez et al., 2021).

Dentro de esta cuenca, se encuentra la Laguna de Gómez (34° 39,6' S; 61° 1,4' O), ubicada a 12 km de la ciudad de Junín, provincia de Buenos Aires (Figuras 3 y 4) que fue la elegida como sitio de estudio. Este cuerpo de agua es un sistema turbio y rico en nutrientes, con un área de 36,6 km<sup>2</sup> y una profundidad media de 1,5 metros. Su columna de agua se mezcla varias veces al año, resultando en una gran homogeneidad para la mayoría de sus parámetros físicos y químicos (Rennella & Quirós, 2006).

El estudio de esta laguna reviste especial relevancia debido a la influencia constante de diversas actividades antrópicas, entre ellas la agricultura, la ganadería y el vertido de efluentes urbano-industriales. Adicionalmente, constituye un ecosistema de gran valor ecológico, económico y social, al ser un sitio de importancia para la pesca y el turismo, así como un espacio clave para actividades recreativas como los deportes acuáticos y las inmersiones (Rennella, 2007).



*Figura 3. A. Ubicación del área de estudio en el mapa de Sudamérica. B. Ubicación de la laguna de estudio dentro de la cuenca de río Salado en la Provincia de Buenos Aires. C. Laguna de estudio: Laguna de Gómez.*



*Figura 4. Fotografía del área de estudio: muelle o espigón de la Laguna de Gómez.*

## 5.2. Obtención de muestras y medición de variables físicoquímicas y biológicas

Para el presente trabajo, se recolectaron muestras de agua superficial (30 – 40 cm de profundidad) en el mes de abril del 2025, en el espigón de la Laguna de Gómez (Figura 4). Dicha laguna, presentó desde el año 2020 una baja significativa de caudal por la sequía que se extendió hasta 2024, incluso durante algunos meses de dicho año se encontró completamente seca (Reinke, 2024).

Las muestras se recolectaron en bidones limpios, y se transportaron en oscuridad y frío hasta el laboratorio. Además, se registraron diversas variables

ambientales o fisicoquímicas *in situ*: conductividad eléctrica (CE), pH, temperatura (HANNA HI991301 portable pH/conductivity/TDS/temperature meter), oxígeno disuelto (OD) (multisensor HACH® HQ30d), turbidez nefelométrica (TUR) (Lutron TU-2016 Turbidimeter), nivel hídrico mediante una varilla graduada y transparencia del agua mediante el disco de Secchi.

Para determinar la presencia o ausencia de cianobacterias se visualizó una muestra de agua natural en el microscopio óptico Zeiss Primo Star con aumento 40X.

### 5.3. Experimentos en microcosmos

Para investigar la dinámica de las variables de interés en un entorno controlado, se diseñaron experimentos en microcosmos (Carles et al., 2019; Lozano et al., 2018; Pesce et al., 2009; Tao et al., 2020). Estos sistemas a pequeña escala permiten simular condiciones naturales mientras se controlan variables fisicoquímicas claves. Se seleccionaron frascos plásticos, dado que el polietileno minimiza la absorción de fósforo en soluciones acuosas, asegurando que las mediciones no se vean significativamente afectadas (Jarvie et al., 2002).

Cada frasco fue llenado con 450 mL de agua de laguna previamente homogeneizada y sin filtrar, ya que se buscó replicar la matriz acuática natural. Se empleó una tapa que permitió el intercambio gaseoso con el exterior. Todos los microcosmos se mantuvieron en un ambiente controlado con una temperatura constante de  $25 \pm 2^\circ\text{C}$  y un fotoperíodo de 12 horas de luz y 12 horas de oscuridad (Figura 5).



*Figura 5. Fotografía de los microcosmos en ambiente controlado*

Los microcosmos fueron sometidos a tres niveles de exposición de glifosato (Fideplus de AFA, con 54 g de equivalente ácido de sal potásica de n-fosfonometil glicina en 100 mL):

**C-** Control: Agua de laguna sin la adición de glifosato.

**L-** Baja concentración (Low): Agua de laguna con una concentración de glifosato de **200 µg/L**.

**H-** Alta concentración (High): Agua de laguna con una concentración de glifosato de **1000 µg/L**.

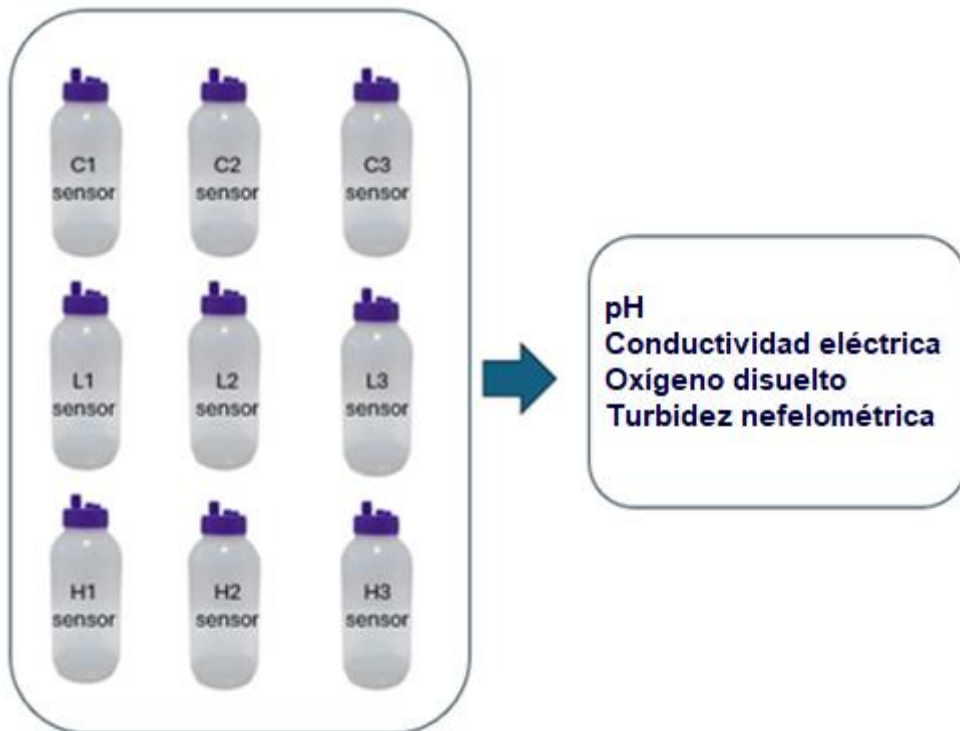
Las concentraciones de glifosato utilizadas en este estudio fueron seleccionadas en función de los valores previamente registrados en la laguna de Gómez (Castro Berman et al., 2018) y niveles similares reportados en estudios previos (Pérez et al., 2007; Peruzzo et al., 2008; Pizarro et al., 2015; Vera et al., 2010, 2012).

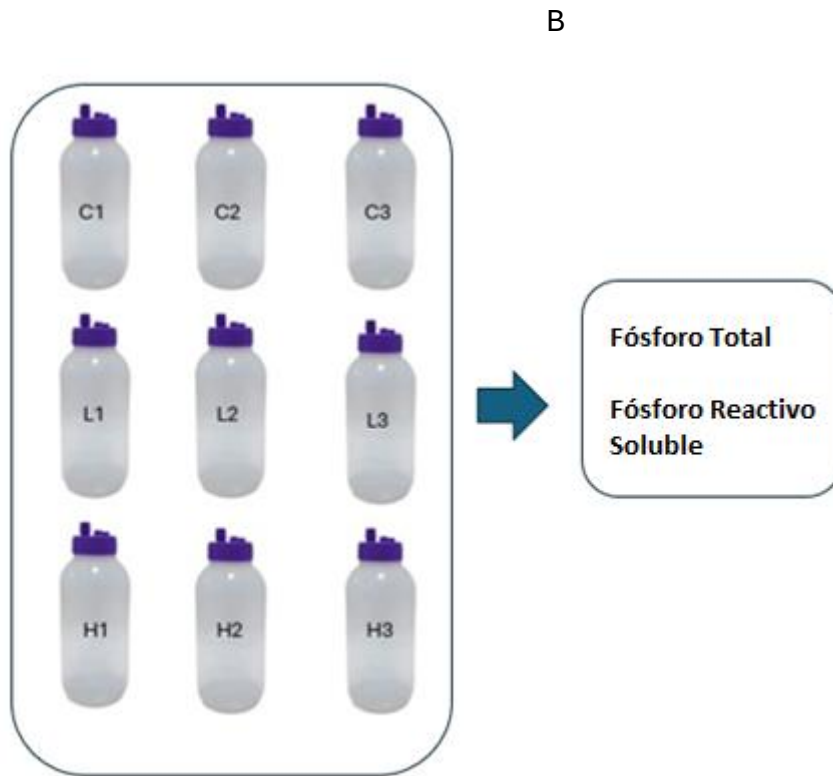
El diseño experimental incluyó tres réplicas para cada frasco. Las variables de interés se monitorearon en intervalos de tiempo predefinidos: a los 0, 6, 14, 21 y 30 días de iniciado el ensayo (Pérez et al., 2007; Tao et al., 2020; Vera et al., 2010, 2012).

#### 5.4. Variables fisicoquímicas

Para evitar cualquier posible contaminación cruzada o alteración de las muestras destinadas a las mediciones fisicoquímicas, se designaron frascos sensores, los cuales fueron dedicados únicamente a la medición de ciertas variables (Figura 6 A). Se realizaron mediciones de CE, pH, OD y TUR durante todo el experimento, en los tiempos estipulados.

A





*Figura 6. Diagrama detallado de microcosmos y variables medidas. A. Microcosmos sensores. B. Microcosmos para PT y PRS.*

### 5.5. Medición de PT

Para la cuantificación del P se empleó el método espectrofotométrico del Ácido Ascórbico (APHA, 2005). Este método consiste en una reacción colorimétrica donde el ortofosfato presente en la muestra reacciona con molibdato amónico en un ambiente ácido, formando un compuesto incoloro llamado molibdofosfato. Posteriormente, este molibdofosfato se reduce con ácido ascórbico, dando origen al característico “azul de molibdeno”, un color azul intenso (Figura 7). La intensidad de este color es directamente proporcional a la cantidad de P, permitiendo de esta manera medirlo con precisión. Para ello, se utilizó un espectrofotómetro (Hach® DR3900) que cuantifica la absorbancia de la luz a una longitud de onda específica, en este caso entre 880 nm y 890 nm (Figura 8).

Para la determinación del PT, en cada uno de los tiempos evaluados se extrajeron 20 mL de agua de cada microcosmo (Figura 6 B) y se almacenaron en freezer (-18°C). Posteriormente, tras su descongelación se añadió a cada muestra una solución de digestión, 4 mL cada 20 mL de muestra (reactivo oxidante de persulfato de potasio 0,185 M, ácido bórico 0,485 M; NaOH 0,350 M) y las muestras se llevaron a autoclave por 30 min a 120 °C. Este proceso de oxidación y alta temperatura se realizó para romper las moléculas orgánicas complejas y las estructuras celulares, liberando el P contenido en ellas.

Una vez que las muestras salieron del autoclave y alcanzaron temperatura ambiente, se realizó una dilución 1:2 con agua Milli-Q y se agregaron 300 µL de L-cisteína, luego fueron llevadas a baño termostático por 5 minutos a 80°C. Este paso asegura que la L-cisteína, un aminoácido que forma complejos estables con el arsénico y que puede estar presente en las muestras, no interfiera en la determinación de PT.

Finalmente, se añadió el reactivo *PhosVer 3* (Hach®). Tras dejar estabilizar el color por 10 minutos, se midieron los valores de PT en el espectrofotómetro (Figura 8).



*Figura 7. Muestras previo a determinación PT.*



*Figura 8. Espectrofotómetro Hach DR3900.*

#### 5.6. Medición de PRS

El procedimiento para medir PRS comparte la base metodológica del PT, empleando también el método espectrofotométrico del ácido ascórbico con kits HACH®. Sin embargo, difieren en dos aspectos: el primero es que se realiza un filtrado previo de la muestra y el segundo es que carece del proceso de digestión y uso de autoclave.

De cada microcosmo (Figura 6 B), y en los tiempos de muestreo definidos, se extrajo una muestra de agua que se filtró utilizando filtros de 0,45  $\mu\text{m}$  de polietersulfona (PES) de la marca Hixwer. Este paso se realizó para separar el P disuelto de las partículas en suspensión del P asociado a la biomasa microbiana. Se utilizaron filtros de PES por su baja capacidad de unión a proteínas y a otras moléculas polares como los iones de fosfato, y de esta manera se minimizó el riesgo de que el P disuelto en la muestra se adhiera a la superficie del filtro en lugar de pasar a través de él (Jarvie et al., 2002).

Luego de esta filtración inicial, los pasos subsiguientes para la medición de PRS fueron idénticos a los descritos previamente para PT.

## 5.7. Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos fueron realizados con el programa RStudio (versión 2025.05.0), utilizando el entorno de programación R (R versión 4.5.0). La misma plataforma se empleó para realizar las curvas de PT Y PRS de cada concentración con glifosato versus el tiempo (Pizarro et al., 2015; Tao et al., 2020; Vera et al., 2010).

Dado que las transformaciones de los datos no permitieron cumplir los supuestos del Análisis de Varianza de Medidas Repetidas (ANOVA MR), se optó por el uso de pruebas no paramétricas.

Para evaluar las diferencias entre las distintas concentraciones a lo largo del tiempo se aplicó la prueba no paramétrica de Friedman. Las comparaciones post-hoc se realizaron con valores  $p$  corregidos por el método de Bonferroni.

Con el fin de comparar las diferencias de PT y PRS entre las concentraciones de glifosato y el control en cada tiempo de muestreo (días 0, 6, 14, 21 y 30), se utilizó el test de Kruskal-Wallis. Cuando esta prueba resultó significativa, se realizaron comparaciones post-hoc de Dunn con ajuste de significancia por el método de Holm para identificar diferencias específicas entre pares. En todos los casos se tomaron niveles de significancia de  $\alpha = 0,05$ .

Finalmente, para explorar la asociación entre las variables fisicoquímicas y las concentraciones de P se calcularon coeficientes de correlación bivariada de Spearman en cada concentración de glifosato. Estas correlaciones fueron representadas gráficamente mediante *correlation plots*. Los paquetes utilizados para el procesamiento, análisis estadístico y representación grafica de los datos fueron: tidyverse, ggplot2, ggpubr, agricolae, car, multcompView, corrplot, Hmisc, readxl, openxlsx y here.

## 6. RESULTADOS

### 6.1. Condiciones fisicoquímicas y biológicas de la laguna al momento del muestreo

Durante la campaña de muestreo, la laguna presentó un nivel hídrico notablemente inferior al promedio de años anteriores, mientras que la CE fue casi tres veces mayor, lo que sugiere que se encontraba en un período de aguas bajas (Tabla 1).

La transparencia del agua (Secchi) resultó levemente inferior a los registros previos y el OD mostró una marcada disminución. El pH y la TUR evidenciaron un marcado incremento. En cuanto a los nutrientes, el PT presentó valores más elevados que los registrados años anteriores, mientras que el PRS fue levemente menor (Tabla 1).

Además, con el microscopio óptico se confirmó la presencia de cianobacterias del tipo *Aphanothece* sp./*Aphanocapsa* sp.

Laguna de Gómez	Valores 2025	Promedio 2018, 2019, 2020
Nivel hídrico (cm)	98,5	132,3
Secchi (cm)	8,0	8,7
pH	10,2	9,2
Temperatura (°C)	15,5	13,9
Conductividad eléctrica (mS/cm)	10,8	3,7
Oxígeno disuelto (mg/L)	6,8	10,8
Turbidez nefelométrica (NTU)	162,0	104,0
Fósforo Total (mg/L)	0,9	0,7
Fósforo Reactivo Soluble (mg/L)	0,2	0,4

*Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos medidos en la Laguna de Gómez, abril 2025 y promedio de años anteriores obtenido de Sagua, 2025.*

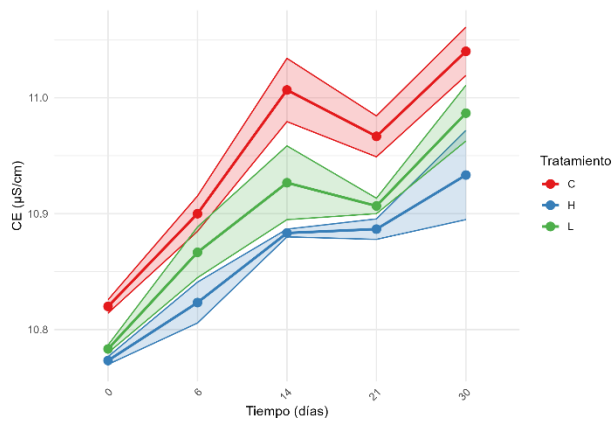
## 6.2. Análisis de las variables fisicoquímicas en los microcosmos del ensayo

En la Tabla 2, se resumen las variables evaluadas durante todo el experimento. Las CE medias fueron de 10,95 mS/cm, 10,89 mS/cm y 10,86 mS/cm para C y las concentraciones de glifosato L y H, respectivamente (Tabla 2). Con respecto a la variación temporal, se observó una tendencia ascendente a lo largo del ensayo en las tres condiciones (Figura 9 A). En cuanto al OD, disminuyó durante los primeros días, se mantuvo relativamente estable hasta el día 21 y luego aumentó en C, L y H; siendo este incremento más marcado en C hacia el día 30 (Figura 9 B), el valor de OD en C alcanzó un máximo de 21,63 mg/L, mientras que en L y H los valores máximos fueron menores (17,17 mg/L y 17,85 mg/L, respectivamente) (Figura 9 B). Sin embargo, estas fluctuaciones no presentaron diferencias significativas en concentraciones y tiempos. El pH se mantuvo en valores alcalinos en todos los frascos (Figura 9 C). Sin embargo, en T0 se detectaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre C y H, registrándose un valor mayor en C (Figura 9 C). A lo largo del ensayo, el pH presentó una disminución no significativa pero progresiva hasta el día 21, con una leve recuperación hacia el final para C, L y H.

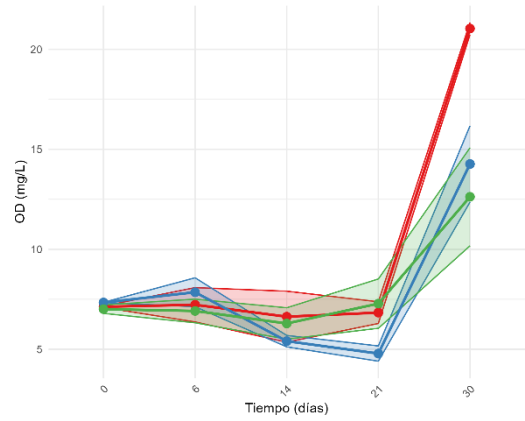
La media de TUR fue más elevada en C (128,13 NTU) y menor en H (103,36 NTU) (Tabla 2). En cuanto a la variación temporal, la TUR mostró inicialmente valores elevados, seguido de una tendencia descendente en C, L y H (Figura 9 D), alcanzando un valor mínimo de 41,39 NTU en H.

	Control		Low		High	
	Media	DE	Media	DE	Media	DE
pH	9,60	0,43	9,65	0,34	9,55	0,35
Conductividad eléctrica (mS/cm)	10,95	0,09	10,89	0,08	10,86	0,06
Oxígeno disuelto (mg/L)	9,77	5,94	8,02	3,07	7,93	3,75
Turbidez nefelométrica (NTU)	128,13	28,40	120,41	32,66	103,36	37,66
Fósforo Total (mg/L)	1,09	0,11	1,14	0,08	1,24	0,07
Fósforo Reactivo Soluble (mg/L)	0,27	0,14	0,29	0,15	0,36	0,19

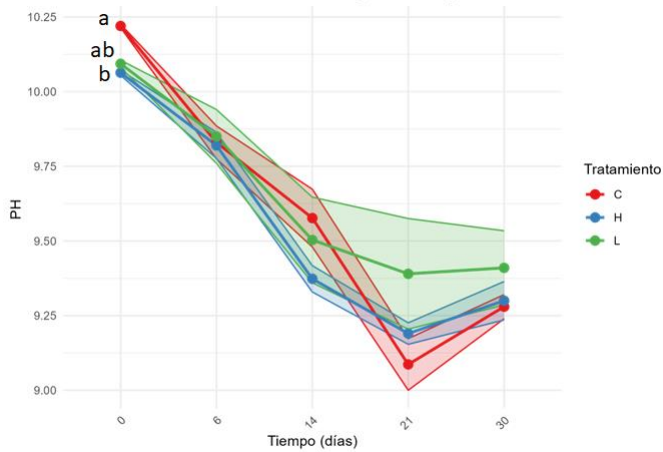
*Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos medidos en los microcosmos. Valores medios y desvíos estándares (DE).*



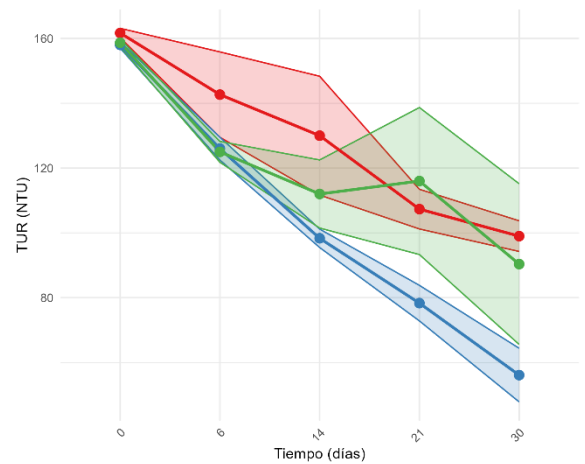
**A.**



**B.**



**C.**



**D.**

**Figura 9.** Dinámica temporal de las variables fisicoquímicas medidas durante el ensayo. **A.** Conductividad eléctrica. **B.** Oxígeno disuelto. **C.** pH. **D.** Turbidez. La significancia estadística ( $p < 0,05$ ) se representa mediante las letras (a,b), letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre sí, para el tiempo evaluado.

### 6.3. Fósforo Total

A partir de los datos obtenidos en el ensayo realizado, se calcularon las medias y el error estándar entre réplicas para trazar curvas de evolución de la concentración de P en los tres niveles de glifosato (C, L y H) para comparar y evaluar la significancia estadística de dichas diferencias (Figura 10 y 12).

En el caso de la variable PT, se observó que en el día 0 los frascos con alta concentración de glifosato presentaron los valores más elevados, siendo estas diferencias estadísticamente significativas en comparación con los frascos control ( $p < 0,05$ ) (Figura 10). En los días posteriores no se registraron diferencias significativas. No obstante, los valores de PT en las concentraciones L y H se mantuvieron consistentemente por encima de C en casi todos los tiempos (Figura 10).

Luego de graficar los resultados en *boxplots* (Figura 11) se observó la misma tendencia, en T6, T14, T21 y T30, las cajas muestran amplia superposición, sugiriendo distribuciones similares y concordando con la ausencia de significancia. En T0, en cambio, la menor superposición entre C y H coincide con la diferencia significativa en ese momento con respecto al C.

En síntesis, el PT se mantuvo similar dentro de cada concentración de glifosato y las diferencias entre concentraciones fueron puntuales y restringidas al inicio del ensayo.

**Evolución de Fósforo Total (PT) a lo largo del Tiempo**

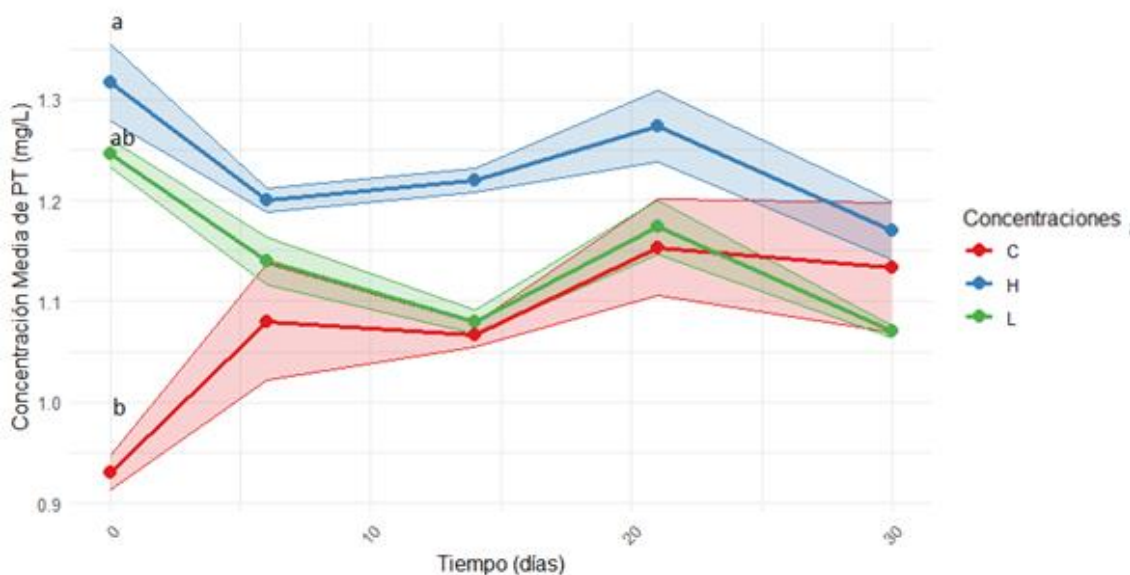


Figura 10. Curvas de evolución de PT en el tiempo. La significancia estadística se representa mediante las letras (a,b). Las concentraciones que tienen letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre sí para ese tiempo ( $p < 0,05$ ).

**Fósforo Total según concentraciones en cada tiempo**

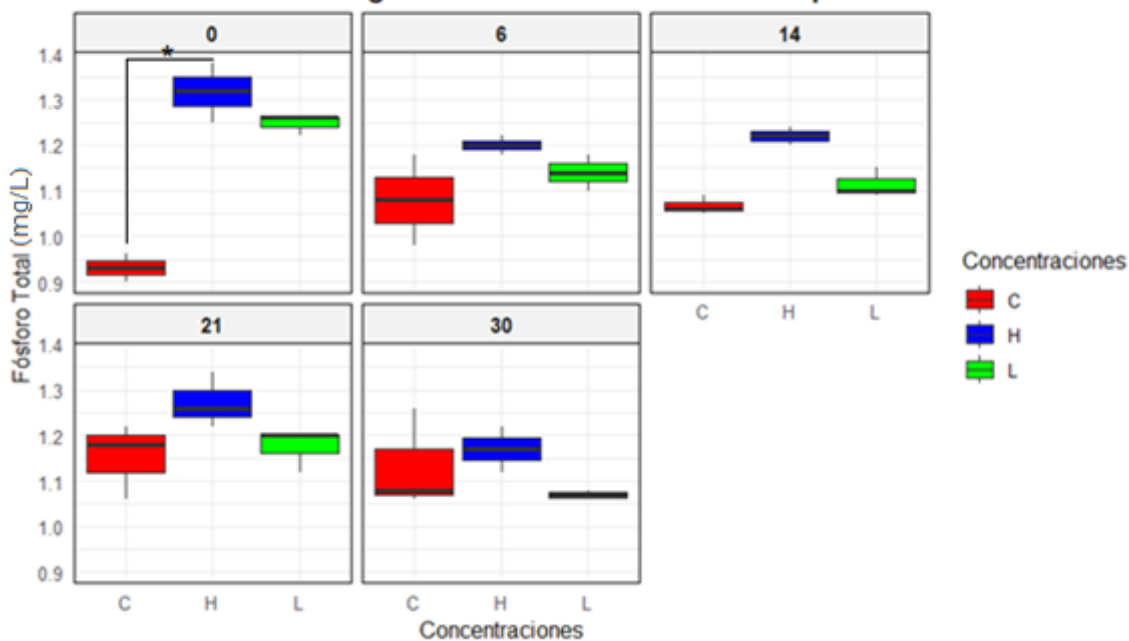


Figura 11. Boxplots, concentraciones de PT en cada tiempo. Se indica con el símbolo: \*, la diferencia estadísticamente significativa ( $p < 0,05$ ).

#### 6.4. Fósforo Reactivo Soluble

La Figura 12, muestra la evolución del PRS para C, L y H entre T0 y T30. Al inicio del ensayo los tres presentaron valores similares. A partir de T14 se inicia un ascenso sostenido de los valores de PRS para H y L, observándose diferencias significativamente mayores ( $p < 0,05$ ) en H respecto al C (Figura 12). Desde el T14 al fin del experimento los tres tuvieron un aumento en las concentraciones medias de PRS, hasta llegar a su punto máximo en T30, sin observarse diferencias significativas para tiempos y concentraciones.

Los *boxplots* (Figura 13) respaldan el patrón del gráfico de medias y los estadísticos: T0 y T6 con valores similares y sin diferencias significativas entre C, L y H. En T14 aparece una separación nítida ( $H > L > C$ ), con diferencias significativas entre H y C. En T21 y T30 las distribuciones aumentan, pero se asemejan, coherente con la ausencia de diferencias.

En síntesis, PRS exhibió un patrón creciente con valores máximos en C, H y L al final del ensayo, pero las diferencias estadísticamente significativas se restringieron a T14 (C vs H), y dentro de cada concentración de glifosato no se identificaron pares con diferencias significativas pese al incremento visual representado en el gráfico (Figuras 12 y 13).

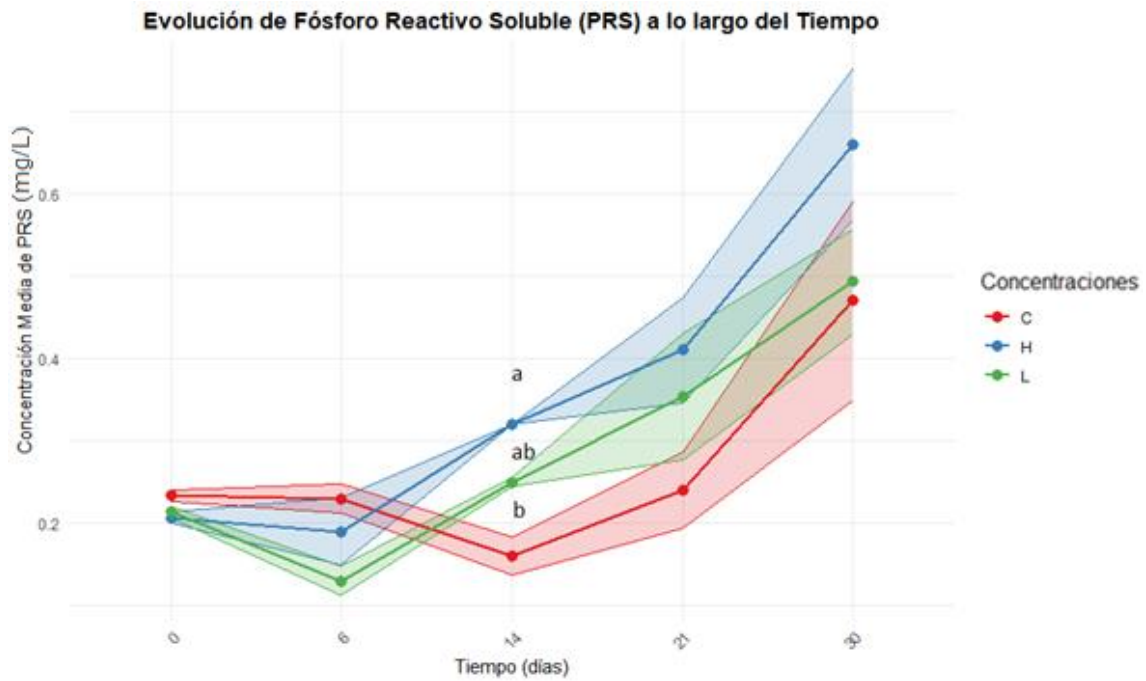


Figura 12. Curvas de evolución de PRS en el tiempo. La significancia estadística se representa mediante las letras (a,b). Las concentraciones que tienen letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre sí para ese tiempo ( $p < 0,05$ ).

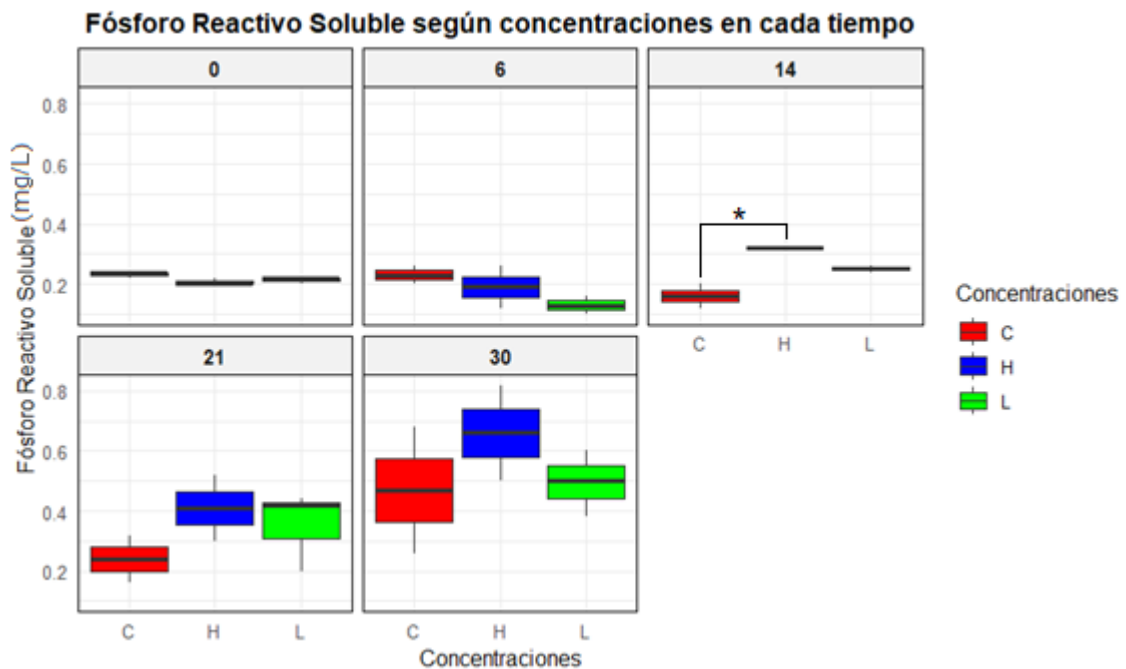
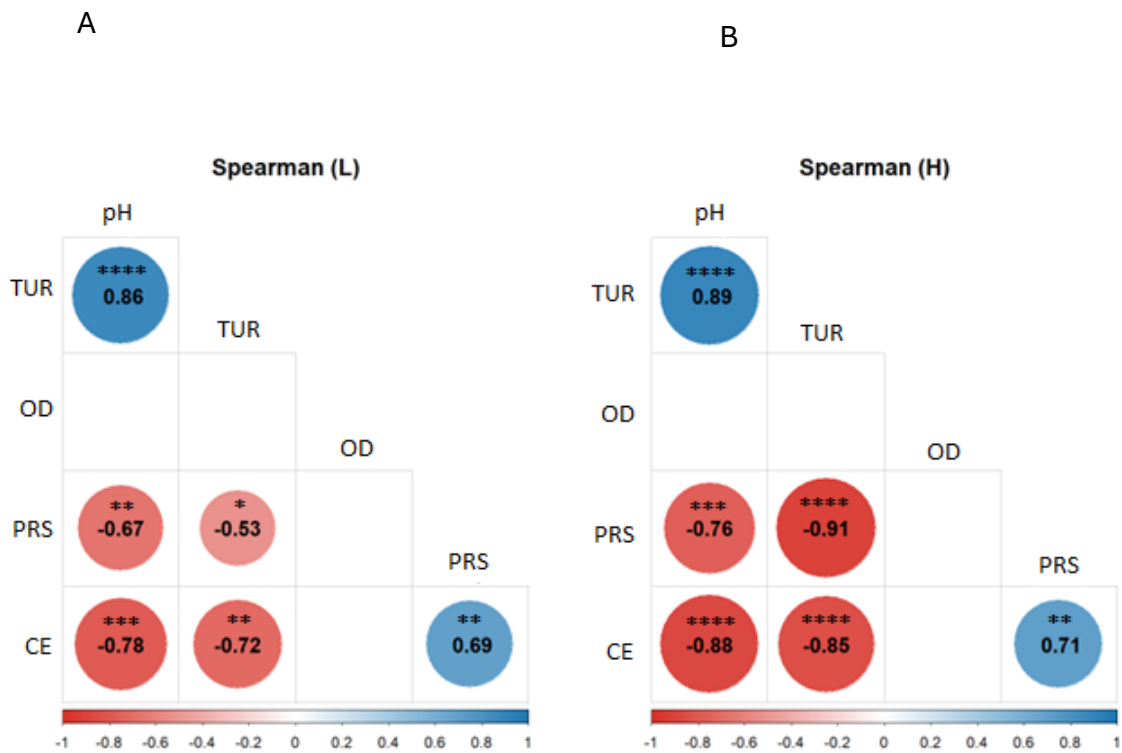
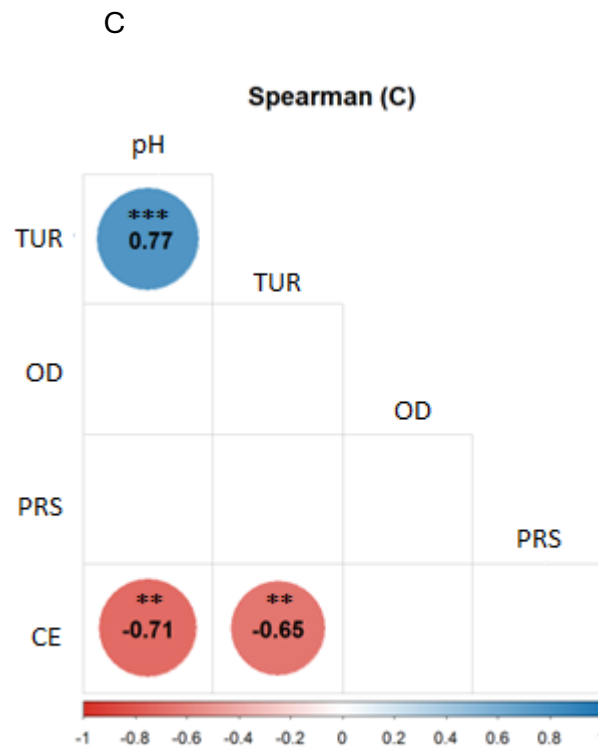


Figura 13. Boxplots, PRS según concentraciones en cada tiempo. Se indica con el símbolo: \*, la diferencia estadísticamente significativa ( $p < 0,05$ ).

## 6.5. Análisis de las variables fisicoquímicas en relación con el P

Se realizó el análisis de correlación de Spearman entre las variables fisicoquímicas para cada una de las concentraciones de glifosato (Figura 14), con el objetivo de explorar posibles asociaciones entre estos parámetros y el P en los microcosmos estudiados. En particular, no se observaron correlaciones significativas ( $p > 0,05$ ) entre el PT y las variables fisicoquímicas en ninguna de las tres condiciones del ensayo.





*Figura 14. Diagramas o gráficos de correlaciones de Spearman entre variables fisicoquímicas. A. Concentración Low; B. Concentración High; C. Control. Nivel de significancia ( $\alpha = 0,05$ ): \* $p < 0,05$ . \*\*  $p < 0,01$ . \*\*\*  $p < 0,001$ . \*\*\*\*  $p < 0,0001$ .  
N = 15*

Se encontraron las mismas tendencias en las correlaciones entre el PRS y las variables fisicoquímicas para L y H, y no así para el C. Se observaron altas correlaciones positivas entre PRS y CE ( $r = 0,69$  y  $r = 0,71$ ) para L y H, respectivamente (Figura 14 A y B). Asimismo, se observaron correlaciones negativas entre PRS y pH ( $r = -0,67$  y  $r = -0,76$ ), así como para PRS y TUR ( $r = -0,53$ ,  $r = -0,91$ ) (Figura 14 A y B).

Por otro lado, en las tres condiciones del ensayo se observaron las mismas asociaciones entre algunas variables fisicoquímicas medidas. La TUR siempre se correlacionó de forma significativa y positiva con pH ( $r = 0,77$ ,  $r = 0,86$  y  $r = 0,89$  para C, L y H respectivamente). Por otro lado, se observaron correlaciones significativas negativas entre CE y pH ( $r = -0,71$ ,  $r = -0,78$  y  $r = -0,88$ ) además de TUR y CE ( $r = -0,65$ ,  $r = -0,72$  y  $r = -0,85$ ) (Figura 14 A, B y C).

## 7. DISCUSIÓN

En la presente tesis se investigó la degradación de glifosato en el agua de la Laguna de Gómez mediante un ensayo en microcosmos. La cuantificación de PT y PRS se utilizó como una herramienta indirecta para evaluar la degradación de dicho herbicida. Los resultados del ensayo mostraron que la degradación de glifosato generó un aumento transitorio de PRS (Figura 12), acompañado por una disminución del pH (Figura 9 C) y un incremento de la CE (Figura 14). Una de las causas de este incremento de PRS podría deberse a la degradación del glifosato por parte de las cianobacterias detectadas en las muestras de agua.

Al analizar las variables fisicoquímicas medidas en los microcosmos, se encontró que el pH en T0 presentó diferencias significativas, siendo menor en H respecto a C (Figura 9 C). Este patrón es coherente con la acidificación que ocurre al adicionar glifosato al agua, ya que este herbicida es un ácido cuya disociación parcial libera protones y reduce el pH de la solución. Además, varias formulaciones comerciales poseen un pH intrínsecamente bajo, lo que puede acentuar la caída observada (Christoffoleti et al., 2008; Stahlman & Phillips, 1979). En L, se evidencia una caída del pH pero no difiere significativamente con C, lo que indicaría que la concentración utilizada del herbicida es lo que genera la fuerte caída.

Según lo observado en trabajos anteriores (Pérez et al., 2007; Pizarro et al., 2015; Vera et al., 2010, 2012), se esperaba un aumento de PT a lo largo de todo el ensayo, que podría atribuirse a la degradación microbiana de glifosato. Sin embargo, esto no sucedió ya que se observó una diferencia significativa únicamente en T0 entre C y H (Figura 10). Este resultado podría atribuirse a la elección de la metodología utilizada para la cuantificación de PT, ya que existen antecedentes que indican que los radicales generados durante la digestión oxidativa con este tipo de técnica son capaces de romper el enlace C-P, liberando fosfato de la molécula de glifosato, por lo que podría sobreestimarse el valor de PT (Diaz Kirmser et al., 2010; Dung et al., 2021). De este modo se pierde la posibilidad de seguir con precisión la degradación microbiana del glifosato a lo largo del ensayo midiendo este parámetro. De igual manera, los resultados sugieren una relación directa entre la dosis de glifosato agregada y los valores

de PT obtenidos, influida por la técnica de digestión utilizada. Se observó que la muestra de alta concentración (H) presentó valores mayores de PT, seguida por L con valores intermedios, mientras que C (ausencia de glifosato) mostró los menores. Sin embargo, no se observaron diferencias estadísticamente significativas a excepción de la mencionada anteriormente.

Sin embargo, sí se evidenció un aumento de PRS significativo en T14 para H con respecto al C (Figura 12). La metodología utilizada para la cuantificación de este parámetro no involucra el proceso de oxidación, por lo que el incremento observado podría atribuirse a la degradación parcial del herbicida mediada por cianobacterias. Este resultado coincide además con antecedentes que señalan que el agregado de glifosato puede contribuir al aumento de PRS (Fugère et al., 2020; Vera et al., 2012).

No obstante, dicho aumento no resultó significativo en los tiempos posteriores a T14, lo cual podría explicarse por la limitada capacidad de degradación del consorcio microbiano presente. Asimismo, parte de las cianobacterias detectadas en la muestra de agua podrían no poseer el gen *phn*, necesario para la utilización de glifosato como fuente de fósforo (Carles et al., 2019; Gómez García et al., 2011; Ilikchyan et al., 2009, 2010). Esto habría resultado en una degradación parcial del compuesto a lo largo del ensayo. Estudios previos han reportado que el gen *phn* no siempre se encuentra presente en comunidades microbianas de humedales pampeanos, incluida la Laguna de Gómez, y que su presencia puede variar a lo largo del tiempo, no estando necesariamente detectado en todos los meses o momentos del año (Castro Berman en prep.).

Por otro lado, la limitada degradación del glifosato podría estar relacionada con la disponibilidad de P en el agua de la laguna (sistema hipereutrófico con PT >1 mg/L; Quirós, 2005). Bajo esta condición, las cianobacterias tienden a incorporar directamente el P inorgánico presente en el medio, reduciendo la necesidad de utilizar el glifosato como fuente alternativa de este nutriente (Carles et al., 2019; Forlani et al., 2008; Tao Lu et al., 2020).

Al analizar los resultados de las correlaciones entre las variables físicoquímicas y el PRS, se observó una similitud en las correlaciones encontradas para las

condiciones de ensayo L y H (Figura 14 A y B), indicando que las variables de ambos sistemas responden de modo semejante ante el agregado de glifosato.

La CE es la capacidad del agua de conducir corriente y se relaciona con la salinidad total (Kong et al., 2012); esta variable depende de los iones presentes, como aniones cloruro, nitrato, sulfato y fosfato, y cationes sodio, magnesio, calcio, hierro y aluminio (EPA, 2012). En este contexto, en L y H se observó una correlación positiva alta entre PRS y CE (Figura 14 A y B), lo que indica que el P disuelto contribuye a elevar la CE.

Para concluir, las muestras de agua para este ensayo se tomaron luego de un periodo prolongado de sequía en la laguna. La CE registrada *in situ* fue elevada, alcanzando 10,83 mS/cm, un valor notablemente superior al promedio de años anteriores, que rondaba los 4,41mS/cm (Quiroga, 2020; Nuoizzi et al., 2019; Sagua et al., 2023; Sagua, 2025; Seoane Rocha, 2018; Viale, 2024). En este sentido, cabe destacar que, durante el año 2000, en un período también caracterizado por una marcada sequía, Renella y Quiróz (2006) registraron en la laguna de Gómez conductividades elevadas y atípicas, de hasta 8,26 mS/cm. De manera similar, Padulles (2023) reportó en la laguna pampeana de Lobos, un incremento de la CE asociado a condiciones de sequía.

## 8. CONCLUSIÓN

Se cumple la hipótesis de trabajo con respecto al parámetro PRS, por lo que la presencia y posterior degradación de la molécula de glifosato en sistemas acuáticos contribuyen al aumento de la concentración de P en el agua.

Para ensayos futuros donde se quiera replicar o continuar con esta investigación, sería conveniente contemplar la elección de una técnica metodológica que no requiera la oxidación con ácido ascórbico, para no sobreestimar la cuantificación de P producto de degradación microbiana. Además, sería deseable contar con la cuantificación de glifosato presente a lo largo del ensayo, esto no fue posible en este trabajo debido a la falta de fondos y equipamientos requeridos. Asimismo, determinar la concentración de cianobacterias y la detección y

cuantificación del gen *phn* en las muestras, aportaría un aval para atribuir que la liberación de P por degradación de glifosato es debido a las cianobacterias presentes.

Resulta de suma importancia continuar estudiando el impacto de este contaminante en la calidad del agua, dado que, la laguna de Gómez es un humedal pampeano de gran importancia ambiental y social. La preservación de este ecosistema es fundamental para el bienestar humano y para mantener su biodiversidad.

## 9. BIBLIOGRAFÍA

Allegrini, M., Gomez, E., Zabaloy, M. C. (2018) Análisis del impacto de glifosato sobre comunidades microbianas de suelos de la región pampeana mediante un enfoque fisiológico y molecular. (Tesis Doctoral). Universidad Nacional de Rosario.

Aparicio, V. C., De Gerónimo, E., Marino, D., Primost, J., Carriquiriborde, P., & Costa, J. L. (2013). Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. *Chemosphere*, 93(9), 1866-1873.

American Public Health Association (APHA) (2005) Standard methods for the examination of water and wastewaters. Washington DC.

Annett, R., Habibi, H. R., & Hontela, A. (2014). Impact of glyphosate and glyphosate-based herbicides on the freshwater environment. *Journal of Applied Toxicology*, 34(5), 458-479.

Aragón, R., Jobbágy, E. G., & Viglizzo, E. F. (2011). Surface and groundwater dynamics in the sedimentary plains of the Western Pampas (Argentina). *Ecohydrology*, 4(3), 433-447.

Battaglin, W. A., Meyer, M. T., Kuivila, K. M., & Dietze, J. E. (2014). Glyphosate and its degradation product AMPA occur frequently and widely in US soils, surface water, groundwater, and precipitation. *Journal of the American Water Resources Association*, 50(2), 275-290.

Baylis, A. D. (2000). Why glyphosate is a global herbicide: strengths, weaknesses and prospects. *Pest Management Science: Formerly Pesticide Science*, 56(4), 299-308.

- Benbrook, CM. (2016). Trends in glyphosate herbicide use in the United States and globally. *Environmental Sciences Europe* 28(1), 3.
- Bere T (2010) Benthic diatom community structure and habitat preferences along an urban pollution gradient in the Monjolinho River, São Carlos, SP, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22(1):80–92
- Binimelis R., Pengue W., Monterroso I. (2009). “Transgenic treadmill”: Responses to the emergence and spread of glyphosate-resistant johnsongrass in Argentina. *Geoforum* 40: 623- 633.
- Carles, L., Gardon, H., Joseph, L., Sanchís, J., Farré, M., & Artigas, J. (2019). Meta-analysis of glyphosate contamination in surface waters and dissipation by biofilms. *Environment international*, 124, 284-293.
- Cocciolo, F.; Yema, L.; Sánchez, M.L.; González, C.; O'Farrell, I. (2021) Toxic cyanobacterial blooms in a Pampean shallow lake: An approach to their ecology from morpho-physiological traits Floraciones tóxicas de cianobacterias en una laguna pampeana: Una aproximación a su ecología desde los rasgos morfo-fisiológicos. *Ecología Austral* 31:505 – 519.
- Berman, M. C., Marino, D. J. G., Quiroga, M. V., & Zagarese, H. (2018). Occurrence and levels of glyphosate and AMPA in shallow lakes from the Pampean and Patagonian regions of Argentina. *Chemosphere*, 200, 513-522.
- Christoffoleti, P. J., de Carvalho, S. J. P., Nicolai, M., Dias, A. C. R., do Brasil Cardinali, V. C., & Osório, M. Condutividade elétrica e pH da calda de glifosato utilizado nas pulverizações.
- Comisión Nacional de Investigación sobre Agroquímicos (CONICET) (2009). Evaluación de la información científica existente vinculada a la incidencia del glifosato sobre la salud humana y el ambiente. Decreto 21/2009. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas.

- Conzonno, V. H., & Claverie, E. F. (1990). Chemical characteristics of the water of Chascomús Pond (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Limnological implications. *Revista Brasileira de Biología*, 50(1), 15-21.
- Coupe, R. H., Kalkhoff, S. J., Capel, P. D., & Gregoire, C. (2012). Fate and transport of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters of agricultural basins. *Pest management science*, 68(1), 16-30.
- Crisci, C., Goyenola, G., Terra, R., Lagomarsino, J. J., Pacheco, J. P., Díaz, I., & Mazzeo, N. (2017). Dinámica ecosistémica y calidad de agua: estrategias de monitoreo para la gestión de servicios asociados a Laguna del Sauce (Maldonado, Uruguay). *Innotec*, (13 ene-jun), 46-57.
- Daouk, S., Copin, P. J., Rossi, L., Chèvre, N., & Pfeifer, H. R. (2013). Dynamics and environmental risk assessment of the herbicide glyphosate and its metabolite AMPA in a small vineyard river of the Lake Geneva catchment. *Environmental toxicology and chemistry*, 32(9), 2035-2044.
- De Gerónimo, E., Aparicio, V. C., Bárbaro, S., Portocarrero, R., Jaime, S., & Costa, J. L. (2014). Presence of pesticides in surface water from four sub-basins in Argentina. *Chemosphere*, 107, 423-431.
- Diaz Kirmser, E. M., Martire, D. O., Gonzalez, M. C., & Rosso, J. A. (2010). Degradation of the herbicides clomazone, paraquat, and glyphosate by thermally activated peroxydisulfate. *Journal of agricultural and food chemistry*, 58(24), 12858-12862.
- Diovisalvi, N., Bohn, V. Y., Piccolo, M. C., Perillo, G. M., Baigún, C., & Zagarese, H. E. (2015). Shallow lakes from the Central Plains of Argentina: an overview and worldwide comparative analysis of their basic limnological features. *Hydrobiologia*, 752(1), 5-20.

- Drzyzga, D., & Lipok, J. (2018). Glyphosate dose modulates the uptake of inorganic phosphate by freshwater cyanobacteria. *Journal of Applied Phycology*, 30(1), 299-309.
- Dudeja, C., Masroor, S., Mishra, V., Kumar, K., Sansar, S., Yadav, P., ... & Kumar, A. (2025). Cyanobacteria-based bioremediation of environmental contaminants: advances and computational insights. *Discover Agriculture*, 3(1), 42.
- Duke, S. O., & Powles, S. B. (2008). Glyphosate: a once-in-a-century herbicide. *Pest Management Science: formerly Pesticide Science*, 64(4), 319-325.
- Dung, N. T., Thao, V. D., & Huy, N. N. (2021). Decomposition of glyphosate in water by peroxymonosulfate activated with CuCoFe-LDH material. *Vietnam Journal of Chemistry*, 59(6), 813-822.
- EPA. Environmental Protection Agency. (2012). *Water: Monitoring & Assessment*. U.S. EPA, Washington DC.
- Ericsson, M., Hanstorp, D., Hagberg, P., Enger, J., & Nyström, T. (2000). Sorting out bacterial viability with optical tweezers. *Journal of Bacteriology*, 182(19), 5551–5555. <https://doi.org/10.1128/JB.182.19.5551-5555.2000>.
- Fermani, P., Torremorell, A., Lagomarsino, L., Escaray, R., Unrein, F., & Pérez, G. (2015). Microbial abundance patterns along a transparency gradient suggest a weak coupling between heterotrophic bacteria and flagellates in eutrophic shallow Pampean lakes. *Hydrobiologia*, 752(1), 103-123.
- Forlani, G., Pavan, M., Gramek, M., Kafarski, P., & Lipok, J. (2008). Biochemical bases for a widespread tolerance of cyanobacteria to the phosphonate herbicide glyphosate. *Plant and cell physiology*, 49(3), 443-456.
- Fugère, V., Hébert, M. P., Da Costa, N. B., Xu, C. C., Barrett, R. D., Beisner, B. E., & Gonzalez, A. (2020). Community rescue in experimental phytoplankton communities facing severe herbicide pollution. *Nature Ecology & Evolution*, 4(4), 578-588.

- Gabellone, N. A., Claps, M. C., Solari, L. C., & Neschuk, N. C. (2005). Nutrients, conductivity and plankton in a landscape approach to a Pampean saline lowland river (Salado River, Argentina). *Biogeochemistry*, 75(3), 455-477.
- Geraldi, A. M., Piccolo, M. C., Perillo, G. M. E. (2011). El rol de las lagunas bonaerenses en el paisaje pampeano. *Ciencia Hoy*, 21(123), 9-14.
- Giesy, J. P., Dobson, S., & Solomon, K. R. (2000). Ecotoxicological risk assessment for Roundup® herbicide. In *Reviews of environmental contamination and toxicology: Continuation of residue reviews* (pp. 35-120). New York, NY: Springer New York.
- Gomez-Garcia, M. R., Davison, M., Blain-Hartnung, M., Grossman, A. R., & Bhaya, D. (2011). Alternative pathways for phosphonate metabolism in thermophilic cyanobacteria from microbial mats. *The ISME journal*, 5(1), 141-149.
- Ilikchyan, I. N., McKay, R. M. L., Zehr, J. P., Dyhrman, S. T., & Bullerjahn, G. S. (2009). Detection and expression of the phosphonate transporter gene *phnD* in marine and freshwater picocyanobacteria. *Environmental Microbiology*, 11(5), 1314-1324.
- Ilikchyan, I. N., McKay, R. M. L., Kutovaya, O. A., Condon, R., & Bullerjahn, G. S. (2010). Seasonal expression of the picocyanobacterial phosphonate transporter gene *phnD* in the Sargasso Sea. *Frontiers in Microbiology*, 1, 135.
- Instituto Nacional del Agua. (2012). Evaluación de las inundaciones y las obras de drenaje en la cuenca del Salado (Prov. Buenos aires) mediante modelación numérica. Proyecto LHA, 331.
- Jarvie, H. P., Withers, P. J. A., & Neal, C. (2002). Review of robust measurement of phosphorus in river water: Sampling, storage, fractionation and sensitivity. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6(1), 113–131. <https://doi.org/10.5194/hess-6-113-2002>

- Kong, P., Lea-Cox, J. D., & Hong, C. X. (2012). Effect of electrical conductivity on survival of *Phytophthora alni*, *P. kernoviae* and *P. ramorum* in a simulated aquatic environment. *Plant Pathology*, 61(6), 1179-1186.
- Kumar, A., & Singh, J. S. (2017). Cyanoremediation: a green-clean tool for decontamination of synthetic pesticides from agro-and aquatic ecosystems. *Agro-Environmental Sustainability: Volume 2: Managing Environmental Pollution*, 59-83.
- Lin, W., Zhang, Z., Chen, Y., Zhang, Q., Ke, M., Lu, T., & Qian, H. (2023). The mechanism of different cyanobacterial responses to glyphosate. *Journal of Environmental Sciences*, 125, 258-265.
- Lozano, V. L., Vinocur, A. Y., y García, C. S., Allende, L., Cristos, D. S., Rojas, D., & Pizarro, H. (2018). Effects of glyphosate and 2, 4-D mixture on freshwater phytoplankton and periphyton communities: a microcosms approach. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 148, 1010-1019.
- Lupi, L., Miglioranza, K. S., Aparicio, V. C., Marino, D., Bedmar, F., & Wunderlin, D. A. (2015). Occurrence of glyphosate and AMPA in an agricultural watershed from the southeastern region of Argentina. *Science of the total environment*, 536, 687-694.
- Maizels, P., Etchepare, E., Chornomaz, E., Bustingorry, J. F., Escaray, R. U., & Conzonno, V. H. (2003). Parámetros abióticos y biomasa planctónica en la laguna Chascomús (provincia de Buenos Aires). *Biología Acuática*.
- Martin, M.L. (2011). Impacto del uso de plaguicidas asociados al cultivo de soja transgénica sobre especies no blanco de la flora riparia y acuática. (Tesis doctoral). Universidad Nacional de La Plata.
- Miltner, R. J., & Rankin, A. E. T. (1998). Primary nutrients and the biotic integrity of rivers and streams. *Freshwater biology*, 40(1), 145-158.

Ministerio de Asuntos Agrarios y Producción de la Provincia de Buenos Aires.  
(2003). Resolución N° 336/03.  
<https://normas.gba.gob.ar/documentos/0P3k4eSA>.

Ministerio de Salud de la Nación. (2020). Floraciones de cianobacterias en aguas de uso recreativo: Programa de Gestión Integral de Cianobacterias.  
<https://www.argentina.gob.ar/salud/cianobacterias>

Mingjing Sun, Hui Li, Deb P. Jaisi (2018) Degradation of glyphosate and bioavailability of phosphorus derived from glyphosate in a soil-water system. *Water research*, 163, 114840.

Myers, J. P. Antoniou, M.N., Blumberg, B., Carroll, L., Colborn, T., Everett, G.L., Hansen, M., Landrigan, P.J., Lanphear, B.P., Mesnage, R., Vandenberg, L.N., vom Saal, F.S., Welshons, W.V. & Benbrook, C.M. (2016). Concerns over use of glyphosate-based herbicides and risks associated with exposures: a consensus statement. *Environmental Health*, 15, 1-13. DOI 10.1186/s12940-016-0117-0

Nuozzi, G., Seoane Rocha, C., Sagua, M., Llamas, M. E., Huber, P., Metz, S., Lagomarsino, L., & Schiaffino, M. R. (2022). Estructura y dinámica del bacterioplancton en cuatro lagunas pampeanas de la cuenca del río Salado (Buenos Aires, Argentina). *Ecología Austral*, 32(2), 343–360.  
<https://doi.org/10.25260/EA.22.32.2.0.1811>

O'Farrell I., Sánchez M.L., Schiaffino M.R., Izaguirre I., Huber P., Lagomarsino L., Yema L. (2021) Human impacted shallow lakes in the Pampean plain are ideal hosts for cyanobacterial harmful blooms. *Environmental Pollution* 288: 117747. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117747>

Padulles, María Luz. (2023). Eutrofización en lagunas pampeanas, el caso de la Laguna de Lobos, el fósforo como modulador de un estado de equilibrio no deseado y las posibilidades de revertir el proceso. (Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.).

- Paruelo, J. M., Jobbágy, E. G., Oesterheld, M., Golluscio, R. A., & Aguiar, M. R. (2007). The grasslands and steppes of Patagonia and the Rio de la Plata plains. *The physical geography of South America*, 232-248.
- Peluso, F., Grosman, F., & Gonzalez Castelain, J. (2009). Health risk by organochlorine pesticides in waters of an Argentine pampean shallow lake. *Acta Bioquímica Clínica Latinoamericana*, 43(2), 233-240.
- Pérez, G. L., Torremorell, A., Mugni, H., Rodríguez, P., Solange Vera, M., do Nascimento, M., Allende, L., Bustingorry, J., Escaray, R., Ferraro, M., Izaguirre, I., Pizarro, H., Bonetto, C., Morris, D. P. y Zagarese, H. (2007). Effects of the herbicide roundup on freshwater microbial communities: A mesocosm study. *Ecological Applications*, 17, 2310-2322.
- Pérez, G. L., Vera, M. S. y Miranda, L.A. (2011). Effects of herbicide glyphosate and glyphosate-based formulations on aquatic ecosystems. *Herbicides and the Environment*, 16, 343-368.
- Peruzzo, P. J., Porta, A.A. y Ronco, A.E. (2008). Levels of glyphosate in surface waters, sediments and soils associated with direct sowing soybean cultivation in north pampasic region of Argentina. *Environmental Pollution*, 156, 61-66.
- Pesce, S., Batisson, I., Bardot, C., Fajon, C., Portelli, C., Montuelle, B., & Bohatier, J. (2009). Response of spring and summer riverine microbial communities following glyphosate exposure. *Ecotoxicology and environmental safety*, 72(7), 1905-1912.
- Pizarro, H., Vera, M. S., Vinocur, A., Pérez, G., Ferraro, M., Menendez Helman, R. J., & Dos Santos Afonso, M. (2016). Glyphosate input modifies microbial community structure in clear and turbid freshwater systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(6), 5143-5153.
- Primost, J. E., Marino, D. J., Aparicio, V. C., Costa, J. L., & Carriquiriborde, P. (2017). Glyphosate and AMPA, "pseudo-persistent" pollutants under real-world

agricultural management practices in the Mesopotamic Pampas agroecosystem, Argentina. *Environmental Pollution*, 229, 771-779.

Quiroga, M. P. (2020). Diversidad de bacterias planctónicas en lagunas pampeanas utilizadas con fines recreativos (Tesis de grado. Facultad de Ciencias Exactas. Universidad Nacional de La Plata, Buenos Aires, Argentina).

Quirós, R. (2005). La ecología de las lagunas de las Pampas. *Investigación y Ciencia*, 1(6), 1-13.

Quirós, R., & Drago, E. (1999). The environmental state of Argentinean lakes: an overview. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 4(1-2), 55-64.

Quirós, R., Rennella, A. M., Boveri, M. A., Rosso, J. J., & Sosnovsky, A. (2002a). Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología austral*, 12(2), 175-185.

Quirós, R., Rosso, J. J., Rennella, A., Sosnovsky, A., & Boveri, M. (2002b). Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). *Interciencia*, 27(11), 584-591.

Quirós, R. (2004). Sobre la morfología de las lagunas pampeanas. Documento de trabajo del área de Sistemas de Producción Acuática, (3).

Quirós, R., Boveri, M.B., Petracchi, C.A., Rennella, A.M., Rosso, J.J., Sosnovsky, A. y von Bernard, H.T. (2006). Los efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. En J. G. Tundisi, T. Matsumura-Tundisi y C. S. Galli (Eds.), *Eutrofização na América do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle*. The International Institute of Ecology, Sao Carlos: 1–16.

Reinke, M. (2024). "Luz de alarma encendida": preocupación en el campo por una laguna que se secó por completo. *La Nación*. <https://www.lanacion.com.ar/economia/campo/luz-de-alarma-encendida->

[preocupacion-en-el-campo-por-una-laguna-que-se-seco-por-completo-nid30012024/](#)

Rennella, A. M. (2007). Ecological restoration of urban eutrophic lakes. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1160.3286>

Renella, A. M., & Quirós, R. (2006). The effects of hydrology on plankton biomass in shallow lakes of the Pampa Plain. *Hydrobiologia*, 556, 181–191.

Reynoso, E., Moreno, R., Torres, E., Tenorio Arvide, M. G., Morales-Lara, L., Reyes-López, D., & Mauricio, A. (2020). Evaluación Espacio-Temporal del Herbicida Glifosato en Aguas de la Localidad de Tenampulco, Puebla para la Modelación de la Exposición Humana.

Richards, T.A., Dacks, J.B., Campbell, S.A., Blanchard, J. L., Foster, P. G., McLeod R., et al. (2006). Evolutionary origins of the eukaryotic shikimate pathway: gene fusions, horizontal gene transfer, and endosymbiotic replacements. *Eukaryotic Cell* 5, 1517–1531.

Ringuelet, R. A., Salibian, A., Clavérie, E., & Ilhero, S. (1967). Limnología química de las lagunas pampásicas (Provincia de Buenos Aires). *Physis*, 27.

Roberts, C.W., Roberts, F., Lyons, R.E., Kirisits, M.J., Mui, E.J., Finnerty, J., Johnson, J.J., Ferguson, D.J., Coggins, J.R., Krell, T., Coombs, G.H., Milhous, W.K., Kyle, D.E., Tzipori, S., Barnwell, J., Dame, J.B., Carlton, J., McLeod, R. (2002). The shikimate pathway and its branches in apicomplexan parasites. *The Journal of Infectious Diseases* 185 (Supplement\_1), S25–S36.

Ronco, A. E., Marino, D.J.G., Abelando, M., Almada, P. y Apartin, C. D. (2016). Water quality of the main tributaries of the Paraná Basin: Glyphosate and AMPA in surface water and bottom sediments. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(8), 458.

- Rossi, F., Carles, L., Donnadieu, F., Batisson, I., & Artigas, J. (2021). Glyphosate-degrading behavior of five bacterial strains isolated from stream biofilms. *Journal of Hazardous Materials*, 420, 126651.
- Sagua, M., Nuozzi, G., Sánchez, M. L., Huber, P., Perdomo, S., & Schiaffino, M. R. (2023). Unraveling the effect of land use on the bacterioplankton community composition from highly impacted shallow lakes at a regional scale. *FEMS Microbiology Ecology*, 99(10), fiad109. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiad109>
- Sagua, MI (2025) Biodiversidad y Ecología de las comunidades microbianas en lagunas pertenecientes a la cuenca del río Salado (Tesis de Doctorado, Universidad Nacional de Luján).
- Sánchez, M. L., Schiaffino, M. R., Graziano, M., Huber, P., Lagomarsino, L., Minotti, P., Zagarese, H., Izaguirre, I. (2021). Effect of land use on the phytoplankton community of Pampean shallow lakes of the Salado River basin (Buenos Aires Province, Argentina). *Aquatic Ecology*, 55(2), 417-435.
- Schiaffino, M. R., Diovisalvi, N., Marfetán Molina, D., Fermani, P., Li Puma, C., Lagomarsino, L., & Pérez, G. L. (2019). Microbial food-web components in two hypertrophic human-impacted Pampean shallow lakes: interactive effects of environmental, hydrological, and temporal drivers. *Hydrobiologia*, 830(1), 255-276.
- Schiaffino, M. R., Huber, P., Sagua, M., Sabio Y García, C. A., & Reissig, M. (2020). *FEMS Microbiology Ecology*, 96(11), fiaa161.
- Seoane Rocha, C. (2018). Estructura y dinámica del bacterioplancton en la cuenca superior en inferior de río Salado. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional del Noroeste de la Provincia de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina.
- Sierra, M. V., Gómez, N., Marano, A. V., & Di Siervi, M. A. (2013). Functional and structural characteristics of the epipellic biofilms in a lowland Pampean stream

(Argentina) exposed to the increase of the urbanization. *Ecología Austral*, 23(02).

Singh, A. K., Singh, P. P., Tripathi, V., Verma, H., Singh, S. K., Srivastava, A. K., & Kumar, A. (2018). Distribution of cyanobacteria and their interactions with pesticides in paddy field: A comprehensive review. *Journal of environmental management*, 224, 361–375.

Singh DP, Khattar JIS, Nadda J, Singh Y, Garg A, Kaur, N and Gulati, A (2011) Chlorpyrifos degradation by the cyanobacterium *Synechocystis* sp. strain PUPCCC 64. *Environmental science and pollution research international*18:1351- 1359.

Soriano, A. (1992). Río de la Plata grasslands. *Natural grasslands: introduction and western hemisphere. Ecosystems of the World*, 367–407.

Stahlman, P.W. y Phillips, W.M. (1979). Effects of water quality and spray volume on glyphosate phytotoxicity. *Weed Science* 27(1):38-41.

Tao Lu, Xu, N., Zhang, Q., Zhang, Z., Debognies, A., Zhou, Z., ... & Qian, H. (2020). Understanding the influence of glyphosate on the structure and function of freshwater microbial community in a microcosm. *Environmental Pollution*, 260, 114012.

Tomlin C (2006) *A world compendium: the pesticide manual* (14thed.). British Crop Protection Council, Alton, Hampshire, UK

Touliabah, H. E. S., El-Sheekh, M. M., Ismail, M. M., & El-Kassas, H. (2022). A review of microalgae-and cyanobacteria-based biodegradation of organic pollutants. *Molecules*, 27(3), 1141.

Torremorell, A., Bustigorry, J., Escaray, R., & Zagarese, H. E. (2007). Seasonal dynamics of a large, shallow lake, laguna Chascomús: The role of light limitation and other physical variables. *Limnologica*, 37(1), 100- 108.

- Van Stempvoort, D. R., Spoelstra, J., Senger, N. D., Brown, S. J., Post, R., & Struger, J. (2016). Glyphosate residues in rural groundwater, Nottawasaga River Watershed, Ontario, Canada. *Pest Management Science*, 72(10), 1862–1872.
- Vera, M. S., Lagomarsino, L., Sylvester, M., Pérez, G. L., Rodríguez, P., Mugni, H., & Pizarro, H. (2010). New evidences of Roundup® (glyphosate formulation) impact on the periphyton community and the water quality of freshwater ecosystems. *Springer; Ecotoxicology*, 19(4), 710-721.
- Vera, M. S., Di Fiori, E., Lagomarsino, L., Sinistro, R., Escaray, R., Iumato, M. M., & Pizarro, H. (2012). Direct and indirect effects of the glyphosate formulation Glifosato Atanor® on freshwater microbial communities. *Springer; Ecotoxicology*, 21(7), 1805-1816.
- Viale, A. R. (2024). Supervivencia y potencial multiplicación de *Escherichia coli* en una laguna pampeana utilizada con fines recreativos. Tesis de Licenciatura en genética. Universidad Nacional del Noroeste de la Provincia de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina
- Vilches, C., Giorgi, A. D. N., Rodríguez Castro, M. C., & Casco, M. A. (2014). *Periphyton Responses to Non-Point Pollution in Eutrophic-Humic Environments: An Experimental Study*.
- Villamar-Ayala, C. A., Carrera-Cevallos, J. V., Vasquez-Medrano, R. y Espinoza-Montero, P. J. (2019). Fate, eco-toxicological characteristics, and treatment processes applied to water polluted with glyphosate: A critical review. *Environmental Science and Technology*, 49(16), 1476-1514.
- Yang, X., Wang, F., Bento, C. P., Meng, L., van Dam, R., Mol, H., & Geissen, V. (2015). Decay characteristics and erosion-related transport of glyphosate in Chinese loess soil under field conditions. *Science of the Total Environment*, 530, 87-95.

Zanchett, G., y Oliveira-Filho, E. (2013). Cyanobacteria and Cyanotoxins: From Impacts on Aquatic Ecosystems and Human Health to Anticarcinogenic Effects. *Toxins*, 5(10), 1896–1917.