

Universidad de Concepción
Facultad de Ciencias Ambientales



ESTUDIO DE VIABILIDAD DE USO DE FOTOBIORREACTORES EN LA LAGUNA TRES PASCUALAS

Habilitación presentada para optar al título de
Ingeniero Ambiental

Por: Valentina Ximena Carrasco Valenzuela

Docente Guía: Dr. Ricardo Figueroa


Concepción (Chile), 2024

“ESTUDIO DE VIABILIDAD DE USO DE FOTOBIORREACTORES EN LAGUNA LAS TRES PASCUALAS”

Profesor Guía: Dr. Ricardo Figueroa Jara



Profesor Co-Guía: Dr. Mauricio Aguayo Arias



Profesor Comisión: Dra. Ma. Elisa Díaz Burgos



CONCEPTO: APROBADO CON DISTINCIÓN MÁXIMA

Conceptos que se indica en el Título

- ✓ Aprobado por Unanimidad : (En Escala de 4,0 a 4,9)
- ✓ Aprobado con Distinción (En Escala de 5,0 a 5,6)
- ✓ Aprobado con Distinción Máxima (En Escala de 5,7 a 7,0)

Concepción, junio 2025

Índice

Índice figuras.....	4
Índice tablas	5
Agradecimientos.....	6
Resumen.....	7
1. Introducción	8
2. Marco teórico	10
2.1. Eutrofización.....	10
2.2. Microalgas, su cultivo y aplicaciones	13
2.3. Fotobiorreactores	14
2.3.1. Fotobiorreactores abiertos.....	15
2.3.2. Fotobiorreactores cerrados.....	15
2.4. Estudios previos sobre biorremediación en lagos urbanos	16
2.5. Legislación ambiental y estándares de calidad del agua	16
3. Pregunta de investigación.....	17
3.1. Objetivo general	17
3.2. Objetivos específicos.....	17
4. Metodología.....	18
4.1. Área de estudio.....	18
4.2. Toma de muestras	19
4.3 Determinación de Actividad lumínica	19
4.3.1 Recopilar información de producción de biomasa con distintas luces	19
4.3.2. Elección del tipo y color de luz óptimo para generar biomasa.....	20
4.4. Determinación de nutrientes y eficiencia	21
4.4.1. Medición de nutrientes.....	21
4.4.2. Medición de pigmentos fotosintéticos	21
4.5. Determinación de metales pesados	21
4.6. Balance de Flujo	22
4.6.1. Elegir el tipo de fotobiorreactor a utilizar para la simulación	22
4.6.2. Calcular la tasa de recambio hídrico y la duración de cada ciclo de renovación.....	22
5. Resultados.....	23
5.1. Identificación de tipo de luz a utilizar.....	23

5.2. Medición de nutrientes y pigmentos fotosintéticos	26
5.2.1. Medición de nutrientes	26
5.2.2. Medición de foto-pigmentos	27
5.3. Concentración de metales pesados	29
5.4. Balance de flujo relacionado a la laguna	30
5.4.1. Selección del fotobiorreactor	30
5.4.2. Determinar el tiempo de ciclo de tratamiento	30
5.4.3. Calcular tasa diaria de procesamiento	30
5.4.4. Determinar tiempo total para procesar volumen total de la laguna	31
5.4.5. Simulación de tiempo con más de un reactor funcionando	31
6. Discusión	32
7. Conclusiones	35
8. Referencias	37

Índice figuras

Figura 1. Principales etapas del metabolismo en un ecosistema acuático	9
Figura 2. Ubicación Laguna Las Tres Pascualas en la ciudad de Concepción, región del Biobío	17
Figura 3. Concentración de clorofila a bajo luz blanca, azul y roja	24
Figura 4. Rendimiento cuántico óptimo (Fv/Fm) bajo luz blanca, azul y roja	24
Figura 5. Tasa de transporte de electrones máxima bajo luz blanca, azul y roja	25
Figura 6. Concentración de fosfato a lo largo de 14 días	26
Figura 7. Concentración de nitrato a lo largo de 14 días	26
Figura 8. Concentración de amonio a lo largo de 14 días	27
Figura 9. Concentración de clorofila a a lo largo de 14 días	27
Figura 10. Concentración de carotenoides a lo largo de 14 días	28
Figura 11. Concentración de clorofila c1+c2 a lo largo de 14 días	28

Índice tablas

Tabla 1. Criterios de aplicación del Índice OCDE.....	10
Tabla 2. Aplicaciones de biomasa microalgal.....	12
Tabla 3. Resultados de concentraciones de metales.....	29
Tabla 4. Cantidad de tiempo que se demora en funcionar distintas cantidades de fotobiorreactores para los dos ciclos.....	30

Agradecimientos

Quiero agradecer a mi familia por apoyarme siempre a lo largo de este proceso tan difícil para mí, me dieron las oportunidades y la fortaleza para seguir adelante siempre. Gracias a mi padre por siempre hacerme creer que soy capaz de hacer todo lo que me proponga y a mi madre que me soporta en mis peores momentos. También agradecer a mis amigos, tanto los de Chile como los de otros países, que siempre me han dado fuerzas y ánimos para reírme y seguir avanzando. Agradezco a Moka por acompañarme siempre en estos últimos días de trabajo.

Agradezco la paciencia que me ha tenido mi profesor guía, Ricardo Figueroa, que no ha sido poca y siempre ha buscado ayudarme con toda su disposición. Agradezco a mis compañeros y al EULA por hacer mi proceso de estudios una experiencia amena y enriquecedora. Agradezco también al profesor Pablo Castro por darme la bienvenida a su proyecto y por su cordialidad al tratarme siempre.

Resumen

La eutrofización consiste en el enriquecimiento desmedido de nutrientes en un cuerpo de agua, en especial nitrógeno y fósforo, lo que usualmente se debe a actividades humanas. Este fenómeno provoca un impacto negativo en la biodiversidad, ya que alteran el equilibrio entre las especies presentes. En contextos urbanos, como el de la Laguna Las Tres Pascualas en Concepción, Chile, sus impactos afectan no solo al ecosistema acuático local, sino también al uso recreativo y la calidad de vida de la población.

Frente a este escenario, la presente investigación evalúa la viabilidad técnica de emplear fotobiorreactores como estrategia de biorremediación para reducir el proceso de eutrofización en dicha laguna. El estudio se fundamenta en el uso de microalgas con alta capacidad de absorción de nutrientes y metales pesados, analizando su desempeño bajo distintas condiciones de calidad lumínica. Se implementaron ensayos en laboratorio con fotobiorreactores cerrados, controlando parámetros críticos como tipo de luz, concentración de nutrientes, presencia de metales traza y rendimiento fotosintético.

Los resultados indican que la luz azul (450–495 nm) optimiza la producción de biomasa y mejora significativamente la eficiencia del fotosistema II. Asimismo, se evidenció una remoción sostenida de fosfatos, nitratos y amonio durante el tratamiento, y concentraciones de metales pesados por debajo del límite de detección, conforme a los estándares de la OMS. Finalmente, se realizó un análisis preliminar de escalabilidad para estimar la factibilidad de aplicar este sistema a mayor escala en la laguna, considerando variables de diseño, recambio hídrico y tiempo de tratamiento.

Este estudio muestra que los fotobiorreactores pueden representar una alternativa sostenible y técnicamente viable, para mitigar la eutrofización en sistemas lagunares urbanos, abriendo una línea de trabajo prometedora para la rehabilitación ecológica mediante tecnologías basadas en microalgas.

1. Introducción

El agua dulce contiene muchos nutrientes y minerales y es de primordial importancia para la salud de los ecosistemas y la vida humana, ya que de este recurso dependen muchas funciones biológicas y fisiológicas de los seres vivos (Versari, A, 2002). La proporción de agua dulce en la superficie terrestre es sólo del 2,5%, de la cual sólo el 1% es accesible para su uso. En este contexto, los lagos son uno de los recursos hídricos más importantes, se han utilizado como fuente de abastecimiento de agua para consumo humano y, en general, representan alrededor del 0,3% del total de las masas de agua superficiales (Vasistha, P 2020).

Es por ello que el manejo integral de recursos hídricos ha ganado gran relevancia para garantizar el equilibrio entre la demanda humana y la preservación de ecosistemas. Esta idea busca motivar la participación coordinada de sectores públicos, privados y comunitarios, investigando formas de optimizar el uso del agua mientras se minimizan los impactos ambientales (Global Water Partnership, 2020). Adicionalmente, estudios recientes destacan que una gestión sostenible del agua puede reducir conflictos socioambientales y mejorar la resiliencia frente a sequías e inundaciones (World Bank, 2021).

A escala mundial, un desafío constante al que se enfrenta la calidad de agua es controlar la carga de nutrientes, donde los lagos se ven especialmente afectados (WWDR, 2018) y la eutrofización continúa convirtiéndose en un problema ambiental cada vez más grave. El fenómeno de eutrofización sucede naturalmente, pero se puede ver acelerado por la intervención humana (Parra, 2018). Los efectos de la eutrofización varían entre los diferentes cuerpos de agua, pero una señal común de este incremento de nutrientes es el crecimiento excesivo de malezas acuáticas y fitoplancton (Withers, et al., 2014). Sin duda, las cargas de nutrientes están cambiando en muchos ríos, lagos, estuarios y aguas costeras de todo el mundo debido a las actividades antropogénicas (Glibert, 2017).

En Chile, históricamente las principales actividades antropogénicas que se centran en la zona centro-sur de Chile han sido la agricultura, silvicultura y la ganadería, cuya ejecución se ha ido intensificando, a medida que lo ha hecho también el crecimiento demográfico (Oyarzún, et al., 2003). Debido a esto, se puede esperar un aumento no menor en los niveles de nitrato y fosfato en los ríos y lagos chilenos. Diversos estudios

demuestran que la concentración y los flujos de nitrógeno disuelto en cuencas de la región centro-sur han aumentado significativamente debido principalmente a la agricultura, silvicultura y ganadería (Alfaro, M., & Salazar, F., 2005).

A nivel regional, la comunidad de Concepción percibe que la recreación y el turismo son los aspectos que más sufren los efectos de la eutrofización, reportando la aparición de malos olores, la acumulación de aguas estancadas, aumento de poblaciones de insectos y el crecimiento desmedido de la vegetación que impide actividades recreativas como natación, navegación y pesca (Parra, 2018).

Ante esta problemática, la biorremediación a través de fotobiorreactores es una alternativa sostenible frente a otros métodos más tradicionales de descontaminación, destacando el uso de microalgas debido a que poseen una alta eficiencia en lo que refiere a la absorción de nutrientes (Chisti, 2020). Así, las microalgas han demostrado ser eficaces en la eliminación de nitratos, fosfatos, metales pesados e incluso compuestos xenobióticos, gracias a su metabolismo versátil y su capacidad de bioacumulación (Arora et al., 2021). También, la biomasa generada por este proceso puede ser aprovechada en la fabricación de biocombustibles, biofertilizantes y compuestos de alto valor agregado, lo que convierte este tratamiento en una estrategia de economía circular.

Pese a estas ventajas, la aplicación de fotobiorreactores enfrenta sus desafíos, como los altos costos de operación y la necesidad de optimizar parámetros como la iluminación, la transferencia de masa y la productividad de cepas (Ugwu et al., 2023). Es por ello que esta investigación busca evaluar el potencial que tienen los fotobiorreactores como herramienta de biorremediación, analizando su eficiencia en la remoción de contaminantes específicos para un lugar y situación específica y de bajo costo.

2. Marco teórico

2.1. Eutrofización

La eutrofización se define como un proceso de deterioro de la calidad del recurso agua, se origina por el enriquecimiento de nutrientes (Figura 1), principalmente nitrógeno y fósforo, condicionando la utilización del agua y ejerciendo grandes impactos ecológicos, sanitarios y económicos a escala regional (Ledesma, et al., 2013). Es un proceso natural de envejecimiento, que sucede de forma lenta e independientemente de la actividad del hombre (Bonansea, et al., 2012). Sin embargo, pese a que todo lago tiende a desaparecer con el tiempo, la acción del hombre puede acelerar el proceso de eutrofización (Pérez, 2008).

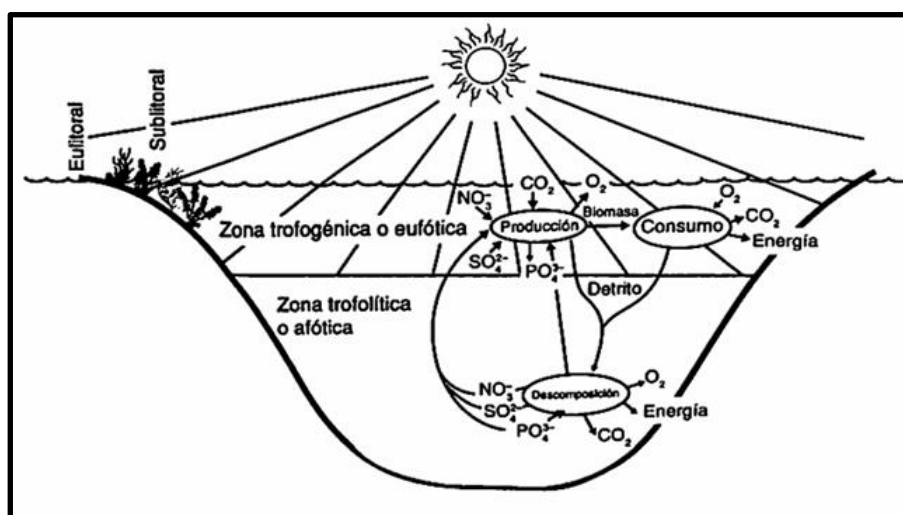


Figura 1. Principales etapas del metabolismo en un ecosistema acuático. (Fuente: Esteves (1996)).

Dentro del ciclo regular de un lago, como resultado de la descomposición aeróbica de la materia orgánica se forman dióxido de carbono, agua y sales minerales, de las cuales, las más relevantes como nutrientes son los nitritos y fosfatos. Este par de compuestos generan consecuencias como el crecimiento excesivo de algas y plantas acuáticas, las cuales, por su gran actividad fotosintética durante el día, y función respiratoria durante la noche, provocan cambios fisicoquímicos profundos con fuertes oscilaciones en los niveles de oxígeno y pH en los ciclos día a noche (Pérez & Ramírez, 2022).

Las principales consecuencias ecológicas que conlleva la eutrofización radican en la excesiva proliferación de algas y macrófitas, las cuales exceden la capacidad de herbivoría de los invertebrados y los peces. Cuando este exceso de algas y plantas muere, se van al fondo del cuerpo acuático, donde el proceso de descomposición y consecuente consumo de oxígeno se complica cada vez más. La continua acumulación de esta materia orgánica, sumada a los sedimentos de origen alóctono que llegan al lago o embalse, provocan colmatación progresiva hasta causar la desaparición del ecosistema (Pérez, 2008). Como las especies que viven en un medio determinado están adaptadas a las condiciones ambientales propias de ese medio, se puede esperar que cualquier alteración de algunos de sus factores podría significar la desaparición de una o varias especies (Paredes & Roldán, 2022).

Se define como “estado trófico” de los lagos a la relación entre el estado de nutrientes en un lago y el crecimiento de la materia orgánica del mismo, y se utiliza como herramienta fundamental en la clasificación de estos (Ongley, 1997).

Estos valores constituyen la clasificación preliminar de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE, Tabla 1) y representan la media geométrica. La profundidad de Secchi es un sistema que permite medir la turbidez de la columna de agua en un lago.

Tabla 1: Criterios de aplicación del Índice OCDE. (Adaptado de López & Madroñero, 2015).

Estado trófico	Fósforo ($\mu\text{g/L}$)	Clorofila “a” ($\mu\text{g/L}$)	Profundidad de Secchi(m)
Ultra Oligotrófico	<4	<1	>12
Oligotrófico	4-10	1-1.25	6-12
Mesotrófico	10-35	2.5-7.9	3-6
Eutrófico	35-100	8-25	1.5-3
Hipertrófico	>100	>25	>1.5

Los factores naturales y antropogénicos influyen en las variables físicas y químicas de los lagos y en la biota acuática, especialmente en las comunidades

fitoplanctónicas, fitobentos, zooplancton y zoobentos, ambientalmente sensibles (Pérez, et al., 2013).

Algunas de las causas antropogénicas que aceleran el proceso de la eutrofización son:

- Uso de fertilizantes agrícolas: el uso constante de fertilizantes es una de las principales causas de la eutrofización. Los componentes de los fertilizantes llegan a los cuerpos de agua debido a la escorrentía que se produce cuando el riego o la lluvia los arrastra hacia zonas bajas, hasta llegar a los cuerpos de agua (Espósito et al., 2016)
- Descarga de residuos industriales y municipales: se debe principalmente por la demanda de recursos materiales de la sociedad, mientras mayor es la demanda, las actividades industriales también incrementan y dentro de estas el uso del recurso agua es primordial para llevar a cabo la elaboración de estos materiales. Como se usa este recurso, debe existir una descarga de este a los cuerpos de agua (Miranda et al., 2018).
- Deforestación y erosión de suelos agrícolas: este influye en la carga de nutrientes, ya que una vez que los escurrimientos atraviesan una tierra sin protección vegetal, estos “lavan” la capa fértil, llevando consigo los nutrientes de esta (RAP-AL, 2010).
- Quema de combustibles fósiles: cuando el azufre y nitrógeno presentes en los combustibles fósiles son liberados a la atmósfera, esto puede causar el fenómeno de la lluvia ácida, retornando estos nutrientes por medio de las precipitaciones, la nieve, el rocío, o la niebla. Esto puede causar una acidificación de las aguas superficiales (Alvarez, 2016).
- Desarrollo urbano: en general las ciudades crecen en torno a los cuerpos de agua lo cuales se transforman en receptores de diversos elementos que llegan directa o por escurrimiento superficial

2.2. Microalgas, su cultivo y aplicaciones

Las microalgas son organismos fotosintéticos microscópicos, principalmente unicelulares, que habitan en ambientes acuáticos y terrestres húmedos. Estas desempeñan un papel crucial en los ciclos biogeoquímicos globales, como la fijación de carbono y la producción de oxígeno, y son una fuente prometedora de biomasa para aplicaciones biotecnológicas (Richmond, 2013). En un sentido amplio y desde el punto de vista biotecnológico, el término microalga se refiere a aquellos microorganismos que contienen clorofila a y otros pigmentos fotosintéticos, capaces de realizar fotosíntesis oxigénica. En este contexto, las cianobacterias o algas verde-azules, procariotas, se han considerado tradicionalmente dentro del grupo de las microalgas (Abalde, 1995). Las microalgas se reproducen de forma asexual, sexual y vegetativa, siendo la más común la bipartición asexual, proceso que depende fuertemente de factores como luz, temperatura, nutrientes y pH (Borowitzka & Moheimani, 2013).

El producto predominante que se extrae de las microalgas es la biomasa, la que se suele comercializar en polvo o en forma de grageas comprimidas (Becker, 2007). La biomasa se cosecha en aguas naturales, lagos artificiales o a través de fotobiorreactores con la respectiva separación del medio de cultivo para su posterior secado. Para quitarle la humedad a la biomasa existen diversos mecanismos de secado, ya sea al sol, liofilizado o por spray (Borowitzka, 1999). La biotecnología de microalgas ha ganado una notable importancia en las últimas décadas y sus aplicaciones van desde la producción de simple biomasa para alimentos, pienso para animales, productos cosméticos y farmacéuticos, biocombustibles y fertilizantes orgánicos (García, 2013) (Tabla 2). De la misma forma, son una solución elegante para el tratamiento de aguas residuales debido a su capacidad de utilizar nitrógeno y fósforo inorgánicos para su crecimiento (Acién et al., 2016).

Tabla 2. Aplicaciones de biomasa microalgal. (Fuente: Rady et al., (2018), Rashid, N., et al. (2019), Renuka, N., et al. (2016), Mussnug, J. H., et al. (2010), Passos, F., et al. (2014), Ehimen, E. A., et al. (2011), Sialve, B., et al. (2009), Tredici, M. R. (2010), Rodolfi, L., et al. (2009), Koller, M., et al. (2017), Olguín, E. J. (2012), Guedes, A. C., et al. (2011), Mandal, S., & Mallick, N. (2009), Grima, E., et al. (2003)).

Aplicaciones de biomasa	Sub-aplicaciones	Especies de microalgas más utilizadas según aplicación
Alimentación humana y animal	Suplementos proteicos	<i>Arthrospira platensis</i> y <i>Chlorella vulgaris</i> .
	Omega-3	<i>Schizochytrium sp.</i> y <i>Phaeodactylum tricornutum</i> .
	Alimentos para acuicultura	<i>Nannochloropsis gaditana</i> .
Biocombustibles y energía	Biodiesel	<i>Nannochloropsis oculata</i> .
	Bioetanol	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>
	Biogás	<i>Scenedesmus obliquus</i> .
Productos farmacéuticos y cosméticos	Antioxidantes	<i>Haematococcus pluvialis</i> .
	Antimicrobianos	<i>Dunaliella salina</i> .
Biorremediación	Absorción de CO ₂	<i>Chlorella vulgaris</i> .
	Tratamientos de aguas residuales	<i>Scenedesmus quadricauda</i> .
Otros usos emergentes	Bioplásticos	<i>Synechocystis sp.</i>
	Fertilizantes	<i>Chlorella vulgaris</i> .

2.3. Fotobiorreactores

Los fotobiorreactores tienen la función de forzar al máximo las condiciones necesarias para el crecimiento óptimo de las microalgas, reduciendo lo más posible las condiciones de contaminación y las pérdidas de CO₂ que pueden ocurrir (Duarte, 2019). Dependiendo del tipo de diseño que se realice, los fotobiorreactores pueden ser planos o tubulares, horizontales, verticales, inclinados, serpentines o múltiples. Tomando como referencia el modo de operación, estos pueden ser impulsados por aire o por bombas, reactores de una fase o reactores de dos fases. A la hora de elegir un tipo específico de fotobiorreactor debe considerarse la especie de microalga a cultivar, los niveles de resistencia a condiciones medioambientales, los costos derivados de la operación y los recursos hídricos y de suelo con los que se cuenta (Orduz, 2016). Dos variables a considerar son el pH y el oxígeno, de los que depende fuertemente la velocidad de la fotosíntesis y por lo tanto, la producción de biomasa (Sutherland et al., 2021). Es por ello que antes de usar estos sistemas se requiere

elegir un tipo de reactor adecuado para planear adecuadamente la dinámica del sistema y mantener esas variables en sus valores óptimos en pos de la mayor eficiencia posible.

Los sistemas de cultivo de microalgas se dividen principalmente en: fotobiorreactores abiertos y fotobiorreactores cerrados.

2.3.1. Fotobiorreactores abiertos

Como su nombre indica, los fotobiorreactores abiertos son sistemas expuestos al ambiente, usualmente caracterizados por su diseño superficial que opera con poca profundidad para maximizar la penetración de luz. Los más comunes son las lagunas de alta tasa (High Rate Algal Ponds) y los raceways, canales en forma de circuito (Posten, 2022). Estos sistemas permiten un bajo costo de operación en comparación con los fotobiorreactores cerrados, pero tienen limitaciones en el control de parámetros críticos como temperatura, pH y contaminación por especies invasoras (Chisti, 2020). Los fotobiorreactores abiertos son sumamente utilizados en aplicaciones de biorremediación en aguas residuales y producción de biomasa a gran escala, debido a su facilidad de escalamiento y menor requerimiento energético (Clagnan et al., 2022).

2.3.2. Fotobiorreactores cerrados

Los fotobiorreactores cerrados son sistemas transparentes, de plástico o vidrio, con geometrías de distintos tipos (tubulares, cilíndricas o planas). Su geometría depende de las condiciones locales, del producto a obtener y de las especificaciones económicas del sistema. En estos reactores se obtiene una mayor productividad, ya que se mejora la eficiencia de la fotosíntesis y la fijación del CO₂ al poder controlar en mayor medida factores como la temperatura con intercambiadores de calor (Sánchez et al., 1999). Otra ventaja importante es su capacidad para mantener un monocultivo sin contaminación por otras especies, lo que permite obtener un producto de pureza apta para su posterior procesamiento (García et al., 2017). Su principal desventaja se debe a su elevado coste económico en comparación a los estanques abiertos, ya que son mayores los costos de inversión, de operación y de mantenimiento (Posten, 2022).

Generalmente, cuando se requiere biomasa de alta calidad y con bajo índices de contaminación, se utilizan fotobiorreactores cerrados, por otro lado, cuando se prioriza que los niveles de producción sean más elevados, se hace uso de reactores abiertos (Otálora et al., 2021).

2.4. Estudios previos sobre biorremediación en lagos urbanos

La biorremediación basada en microalgas ha sido aplicada con éxito en cuerpos de agua contaminados, particularmente en sistemas eutrofizados. Diversas experiencias a nivel internacional demuestran su eficacia en la remoción de nutrientes, metales pesados y contaminantes emergentes (Arora et al., 2021; Ugwu et al., 2023). Estudios previos como los de Salgado et al. (2023) evidencian que fotobiorreactores operando bajo alta radiación solar alcanzan productividades de 1.2 g/L/día de microalgas ricas en lípidos (22%), idóneas para biodiesel, con un 40% menos de consumo hídrico que métodos tradicionales. Otros trabajos han demostrado la capacidad de *Chlorella vulgaris* y *Scenedesmus quadricauda* para reducir concentraciones de nitrato y fosfato en aguas residuales (Rebolledo-Oyarce et al., 2019; Oleas, 2024). Estas investigaciones proporcionan evidencia sólida para validar el enfoque de esta tesis, que busca replicar tales beneficios en la Laguna Las Tres Pascualas, articulando tecnología ambiental con criterios de sostenibilidad urbana.

2.5. Legislación ambiental y estándares de calidad del agua

En el contexto chileno, la calidad de las aguas destinadas a diferentes usos está regulada principalmente por la Norma Chilena NCh 1333.Of78, que establece los requisitos de calidad para riego, bebida animal e industrial, y por el Decreto Supremo N°90/2000 del Ministerio Secretaría General de la Presidencia, que fija las normas de emisión para residuos líquidos a cuerpos de agua superficiales.

Adicionalmente, los límites para consumo humano se rigen por la Norma NCh 409 y las recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2021), que fijan umbrales máximos para contaminantes prioritarios, incluidos metales pesados como cadmio, plomo y arsénico.

En materia de clasificación trófica y eutrofización, la OCDE (1982) y organismos como la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) han desarrollado

metodologías normalizadas para evaluar la carga de nutrientes y su impacto en los ecosistemas acuáticos.

El presente estudio considera estos marcos normativos como referencia para la evaluación de la viabilidad técnica y ecológica del sistema propuesto, asegurando que sus resultados sean comparables, reproducibles y compatibles con los estándares vigentes de calidad ambiental.

3. Pregunta de investigación

Si se utilizan fotobiorreactores para cultivos de microalgas en la Laguna las Tres Pascualas, entonces ¿la implementación de estos para el cultivo de microalgas en la Laguna Las Tres Pascualas representa una estrategia viable para su rehabilitación ecológica?

3.1. Objetivo general

Determinar la viabilidad ambiental de implementar un sistema de fotobiorreactores para la remoción de nutrientes mediante el cultivo de microalgas, con el fin de mitigar el proceso de eutrofización de la Laguna Las Tres Pascualas.

3.2. Objetivos específicos

- i. Determinar las condiciones lumínicas óptimas para el cultivo de microalgas en fotobiorreactores, evaluando el impacto de longitudes de onda, con el fin de optimizar la eficiencia del sistema aplicable a la remediación de la Laguna Las Tres Pascualas.
- ii. Evaluar comparativamente las concentraciones de nutrientes en los flujos de alimentación y efluentes del biorreactor, para determinar su eficiencia en la remoción de compuestos nutricionales.
- iii. Evaluar las concentraciones de metales pesados en el efluente del fotobiorreactor mediante espectrometría de masas ICP-MS, verificando el cumplimiento de los

límites máximos permisibles establecidos por la normativa OMS para garantizar la seguridad del proceso de biorremediación aplicado a la laguna.

- iv. Realizar un balance de flujo respecto al volumen filtrado y su relación con el volumen de la laguna para determinar cuánto tiempo se tarda en realizar este proceso de biorremediación en la laguna.

4. Metodología

4.1. Área de estudio

El área de estudio corresponde a la Laguna de Tres Pascualas ubicada en la región del Biobío, en la ciudad de Concepción, ($36^{\circ}48'50''\text{S}$ $73^{\circ}02'30''\text{O}$), localización donde se tomaron las muestras. Esta laguna es de origen fluvial (Valdovinos, 2006), con un área superficial de $77,6 \text{ m}^2$, una profundidad media y máxima de $4,4 \text{ m}$ y $7,9 \text{ m}$ respectivamente, y un volumen de 344.500 m^3 (Almanza-Marroquín, et al., 2016). Es una laguna ubicada en medio de la ciudad de Concepción (Figura 2), específicamente en el barrio norte, y por lo mismo está rodeada de instalaciones urbanas.



Figura 2. Ubicación Laguna Las Tres Pascualas en la ciudad de Concepción, región del Biobío. Elaboración propia con QGIS versión 3.30.2, datos: OpenStreetMap (2023).

4.2. Toma de muestras

Se recolectaron muestras en tres puntos representativos de la Laguna Las Tres Pascualas, almacenando un volumen total de 60 litros distribuidos en bidones estériles de polietileno. Las muestras fueron preservadas a 4°C durante su transporte al laboratorio Ficolab de la Universidad de Concepción, cumpliendo con el protocolo de cadena de frío para muestras biológicas (APHA, 2017).

Ya en las instalaciones del laboratorio, las muestras fueron sometidas a un régimen de iluminación controlada mediante un sistema de lámparas LED azules (emisión espectral 450-470 nm), calibradas para proporcionar un flujo fotónico constante de 50 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$. La irradiación de luz se mantuvo en un ciclo luz:oscuridad de 16:8 horas, simulando condiciones naturales.

A continuación, se detalla cómo se llevará a cabo el cumplimiento de cada actividad involucrada en el desarrollo de la investigación según el objetivo asociado.

4.3 Determinación de Actividad lumínica

4.3.1 Recopilar información de producción de biomasa con distintas luces

Se investigó sobre experimentos similares relacionados al distinto uso de luz en fotobiorreactores, donde particularmente se usó de referencia principal la investigación previa de Martínez (2024). En este experimento se utilizaron lámparas LED blancas, rojas y azules para iluminar los cultivos a un flujo fotónico de 50 $\mu\text{moles m}^{-2}\text{s}^{-1}$. En el experimento, la densidad de flujo fotónico fue establecida previamente gracias a la realización de curvas rápidas de luz mediante un fluorímetro (MINIPAM, Waltz, Alemania) donde se evidenciaba que en las irradiancias superiores a 50 $\mu\text{moles m}^{-2}\text{s}^{-1}$ existe fotoinhibición en la muestra algal.

Paralelamente, también se revisó información de otros experimentos relacionados con el uso de fotobiorreactores para generar biomasa a partir de microalgas, tal como “Obtención de lípidos a partir de cultivo microalgal de *Chlorella vulgaris* cultivada en agua residual de faenamiento avícola con luz artificial” (Marcelo Oleas, 2024).

4.3.2. Elección del tipo y color de luz óptimo para generar biomasa

Con el objetivo de determinar cuál es el tipo de luz que tiene mayor eficiencia a la hora de producir biomasa, se consideraron los resultados de experimentos realizados en la bibliografía revisada, donde se valora como factor secundario.

Fluorescencia de la clorofila: corresponde a una técnica utilizada para evaluar la eficiencia del fotosistema II (PSII), componente clave en la conversión de energía lumínica (Maxwell & Johnson, 2000). En este experimento se usó un fluorómetro portátil (MINIPAM, Walz GmbH, Alemania). Los parámetros claves considerados fueron:

- Eficiencia máxima del PSII (F_v/F_m): midió la eficiencia con la que el PSII transforma la energía lumínica en energía química en condiciones óptimas, expresado como:

$$F_v/F_m = \frac{F_m - F_0}{F_m}$$

Donde F_0 equivale a la fluorescencia mínima y F_m se refiere a la fluorescencia máxima.

- Tasa de transporte de electrones máxima (ETR_{max}): nos indicó la eficiencia con la que los organismos capturan la energía solar, se refiere a la cantidad máxima de electrones que pueden ser transportados a través de las células vegetales en un tiempo determinado.

$$ETR_{max} = (PAR * \Phi_{PSII} * \beta) / 4$$

Donde PAR es la radiación fotosintética activa, Φ_{PSII} es el rendimiento cuántico del fotosistema II y β es un factor que considera la proporción de fotones absorbidos por el PSII.

4.4. Determinación de nutrientes y eficiencia

4.4.1. Medición de nutrientes

A partir de las muestras extraídas de la Laguna las Tres Pascualas, cada dos días, fueron extraídos 10 mL de cultivo microalgal que fueron depositados en tubos Eppendorf de 15 mL de capacidad. Las muestras fueron posteriormente filtradas al vacío en filtros de nitrocelulosa de 0.22 μm y fueron centrifugadas a 4000 rpm durante 4 minutos a 4°C. Para determinar los parámetros de nitrato, fosfato y amonio se realizó la prueba fotométrica de acuicultura Kit HI83303-01 (HANNA Instruments, USA).

4.4.2. Medición de pigmentos fotosintéticos

Se procedió con el protocolo de Strickland & Parsons (1972) para cuantificar los pigmentos; se tomaron muestras de 10 mL del cultivo cada dos días, las que se filtraron al vacío utilizando filtros de nitrocelulosa con un tamaño de 0.45 μm . Posteriormente, los filtros fueron colocados en tubos Eppendorf de 12 mL, en los que se vertieron 5 mL de acetona al 90% (v/v). Estos tubos fueron envueltos en papel aluminio con el objetivo de protegerlos de la luz y fueron dejados en reposo durante 24 horas a una temperatura ambiente de 4°C; una vez pasado este tiempo, los tubos se centrifugaron a 4000 rpm por 5 minutos. Los extractos obtenidos se cuantificaron mediante espectrofotometría en longitudes de onda (750; 663; 644; 630;480; 453 y 445 nm). Las concentraciones de los pigmentos se calcularon utilizando las ecuaciones matemáticas propuestas por Wegmann y Metzner (1971).

4.5. Determinación de metales pesados

Se determinaron las concentraciones de cadmio, cromo, cobre, molibdeno, níquel, plomo y zinc por plasma acoplado inductivamente (ICP-MS) según el método EPA 200.8 para la determinación de metales pesados en muestras del cultivo. Se utilizó el equipo Equipo ThermoScientific, modelo XSerie II y se analizaron dos muestras diferentes de agua que ya pasaron por el fotobiorreactor. Para ello, se preparó la muestra en tubos de 12 mL y se sometió al proceso de digestión ácida con ácido clorhídrico con el fin de liberar los metales pesados de la matriz y transformarlos en

una forma iónica adecuada para el análisis. Posteriormente, la muestra se introduce en el plasma de argón con flujo 15 L/min del sistema ICP-MS, donde los átomos de los metales se ionizan. Los iones luego se separan según su relación masa/carga a través del espectrómetro de masas, se detecta la abundancia de cada ion, y a partir de ello es posible determinar la concentración del metal correspondiente en la muestra.

Los resultados fueron comparados con los índices de límites para agua potable establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2021) y se revisa si es que los valores están por debajo del límite permitido. También, para saber si los metales pesados son un riesgo para el sistema ecológico es que se consideró utilizar el Índice de Riesgo (RI), pero finalmente no fue posible realizar este cálculo en este caso.

4.6. Balance de Flujo

4.6.1. Elegir el tipo de fotobiorreactor a utilizar para la simulación

Como el fotobiorreactor usado en estos experimentos es un fotobiorreactor cerrado de laboratorio con capacidad volumétrica limitada. se revisó en la literatura científica y se estudiaron casos para saber qué tipo de fotobiorreactor, probablemente de escala industrial, es el adecuado para llevar a cabo esta tarea. Este análisis permitirá seleccionar un sistema que equilibre eficiencia técnica, sostenibilidad económica y factibilidad de implementación en plazos acordes con los objetivos de rehabilitación ecológica del cuerpo de agua.

4.6.2. Calcular la tasa de recambio hídrico y la duración de cada ciclo de renovación

Una vez seleccionado el fotobiorreactor se debe determinar variables como:

- **El tiempo de ciclo de tratamiento:** definido como el período requerido para que el volumen operativo del reactor complete el proceso de biorremediación. Este valor se calculará determinando un punto donde los nutrientes sean removidos casi en su totalidad, y a la vez se produzca biomasa, la que se evidenciará a través de la concentración en el tiempo del pigmento de clorofila a.

- **Tasa diaria de procesamiento:** calculado por la cantidad de volumen que puede ser procesado por el fotobiorreactor en un día.
- **El tiempo que toma en tratar toda la laguna:** calculado mediante el tiempo que tarda el ciclo de biorremediación y la cantidad de veces que debe realizarse el proceso.
- **El tiempo que toma en tratar toda la laguna con más de un reactor funcionando:** realizar simulaciones con distintas cantidades de reactores funcionando simultáneamente.

5. Resultados

5.1. Identificación de tipo de luz a utilizar

Estudios previos, como los de Borella et al. (2023) y Santos (2023), han determinado, mediante parámetros similares a los realizados en este trabajo, que las calidades lumínicas azul (450-495 nm) y roja (620-750 nm) efectivamente estimulan la actividad fotosintética de las microalgas. Estos hallazgos se explican por la mayor eficiencia de absorción de los pigmentos fotosintéticos (particularmente clorofila a y ficobiliproteínas) en estos rangos espectrales.

Además, según la investigación de Rebolledo-Oyarce et al. (2019), se observó que los sistemas de iluminación azul alcanzaron una biomasa 10 veces superior a la generada por sistemas de iluminación naranja y en un fotobiorreactor tubular el reactor con luz azul produjo 1,7 veces la biomasa del reactor con luz roja, con la particularidad de que este último mostró un comportamiento oscilante en su crecimiento.

A partir del trabajo de Martínez (2024), se determinó que, en el experimento la clorofila a se obtuvo su máximo de concentración durante el cuarto día, con el valor de 107 µg/L bajo el tratamiento de luz azul (Figura 3). A la vez, la menor concentración de

clorofila a fue de 18,3 $\mu\text{g/L}$ durante el décimo día con el tratamiento bajo luz blanca. Se puede apreciar también que es durante el día 4 que la clorofila alcanza sus valores máximos con todos los tratamientos de luces, y es durante el día 10 donde alcanza sus valores mínimos.

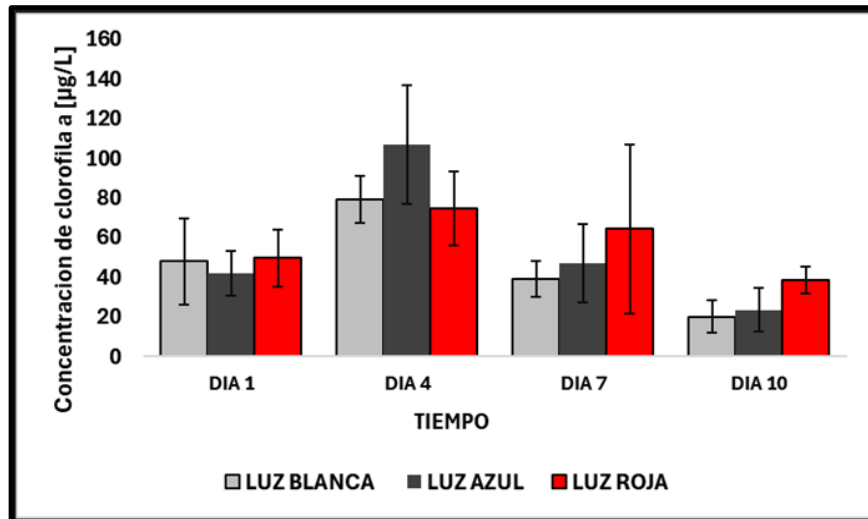


Figura 3. Concentración de clorofila a bajo luz blanca, azul y roja. Las barras indican desviación estándar de la media. Martínez, A. (2024). Evaluación de un sistema foto-depurador de capa fina para la laguna urbana Las Tres Pascualas, región del Bío-bío.

Como se puede apreciar en la figura 4, el rendimiento cuántico óptimo (F_v/F_m) bajo luz roja presenta un valor inicial de 0.5, el que se mantiene aproximadamente en ese valor hasta el cuarto día, para luego bajar el sexto día a 0.4. En lo que respecta a la luz azul, el valor inicial es más elevado que en la luz roja, registrando 0.7, para que posteriormente se reduzca hasta el valor mínimo de 0.4. Por otro lado, el rendimiento bajo luz blanca tiene un valor inicial de 0.5, el que disminuye al momento del cuarto día a 0.4.

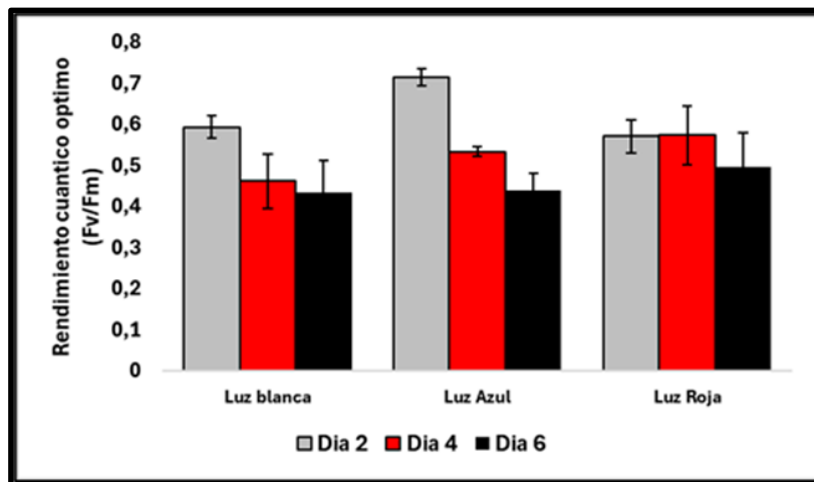


Figura 4. Rendimiento cuántico óptimo (F_v/F_m) bajo luz blanca, azul y roja. Las barras indican desviación estándar de la media. Martínez, A. (2024). Evaluación de un sistema foto-depurador de capa fina para la laguna urbana Las Tres Pascualas, región del Bío-bío.

Como se aprecia en la figura 5 la tasa de transporte de electrones máxima (ETRmax) para la luz blanca presenta una reducción continuada a lo largo del tiempo, partiendo de $316.2 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ a $130.1 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en el sexto día. Para la luz azul se presentó un valor inicial de $553.4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ para que al sexto día este valor se redujera a $68.7 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. A diferencia con la luz blanca y azul, la luz roja muestra una variabilidad más notable, ya que en el día 6 muestra un aumento en su valor luego del día 4.

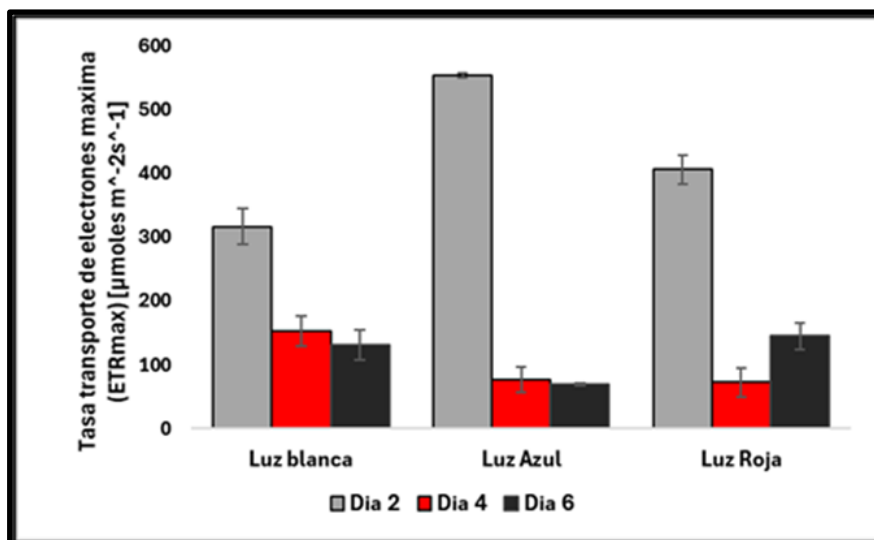


Figura 5. Tasa de transporte de electrones máxima bajo luz blanca, azul y roja. Las barras indican desviación estándar de la media. Martínez, A. (2024). Evaluación de un sistema foto-depurador de capa fina para la laguna urbana Las Tres Pascualas, región del Bío-bío.

Entonces, basados en los resultados obtenidos en la revisión bibliográfica y el estudio experimental analizado, es que se concluye que la luz azul (450-495 nm) es la más eficiente para procesos de biorremediación en sistemas fotobiorreactores, fundamentando así su selección como fuente de irradiación óptima para el tratamiento de la Laguna Las Tres Pascualas.

5.2. Medición de nutrientes y pigmentos fotosintéticos

5.2.1. Medición de nutrientes

Los resultados de las mediciones de nutrientes a lo largo de su paso por el sistema fotobiorreactor se pueden apreciar en las figuras 6-8. para fosfato, nitrato y amonio. En ellas se observa que la concentración de fosfato disminuye de manera progresiva a medida que pasan los días, llegando a su punto de quiebre al llegar el día 12, desde donde su valor se empieza a aproximar a cero, siendo el valor final 0.5 $\mu\text{g/L}$, consumiéndose en un 99.4%.

La concentración de nitrato sufre un incremento considerable a partir del segundo día, lo que luego al cuarto se convierte en un descenso más constante. Cerca del día 14 es que su valor se empieza a aproximar a cero, tomando el valor de 0.6 $\mu\text{g/L}$, lo que corresponde a una reducción del 89.2%.

La concentración de amonio sufre una leve disminución hasta el día 8 aproximadamente, desde el cual sufre un incremento hasta el día 10, desde el cual empieza a sufrir un declive constante hasta llegar al día 14, donde el valor de la concentración llega a cero.

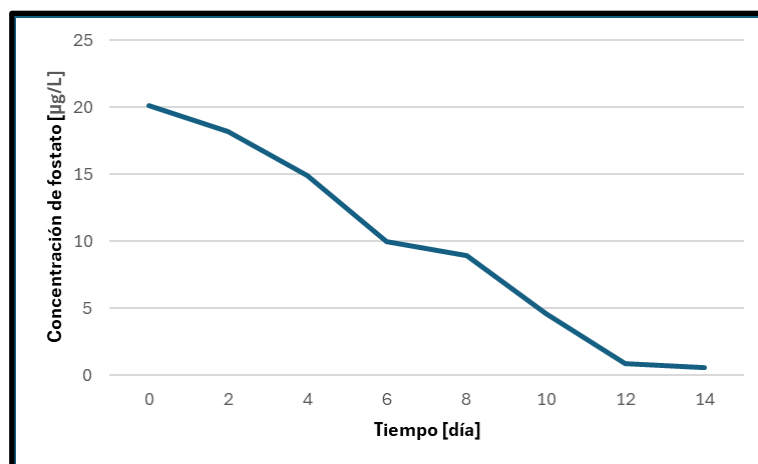


Figura 6. Concentración de fosfato a lo largo de 14 días.

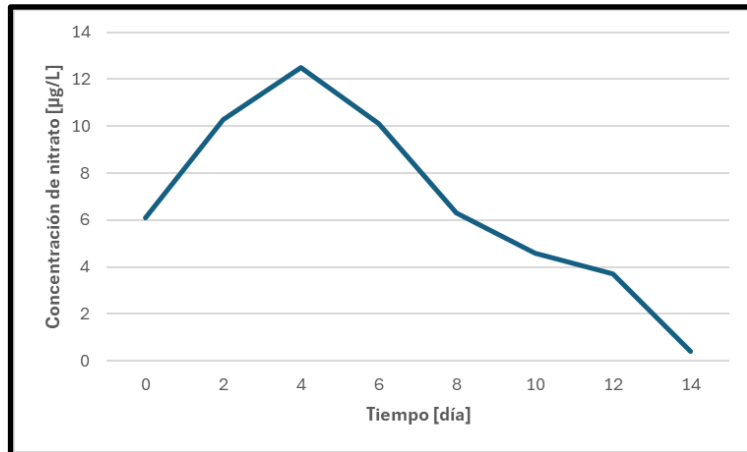


Figura 7. Concentración de nitrato a lo largo de 14 días.

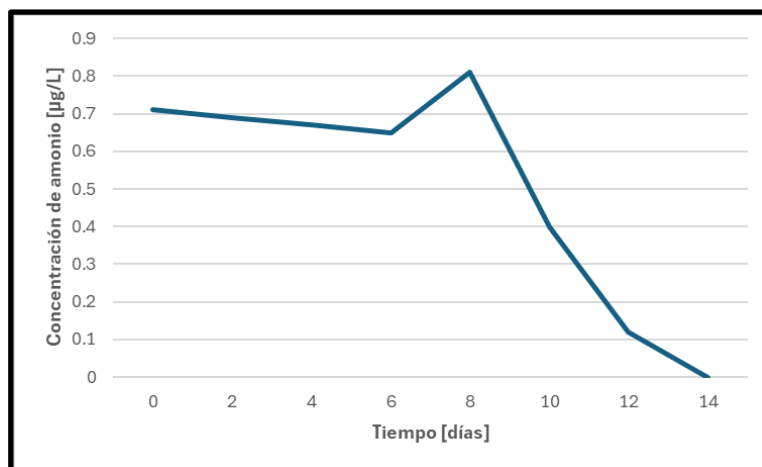


Figura 8. Concentración de amonio a lo largo de 14 días.

5.2.2. Medición de foto-pigmentos

Concentración de clorofila a

La concentración inicial de clorofila a es 181.2 µg/L, se dispara a partir del día 12 (Figura 9), y su concentración al día 14 es de 82704 µg/L, lo que significa un incremento aproximado de 456 veces desde su valor inicial.

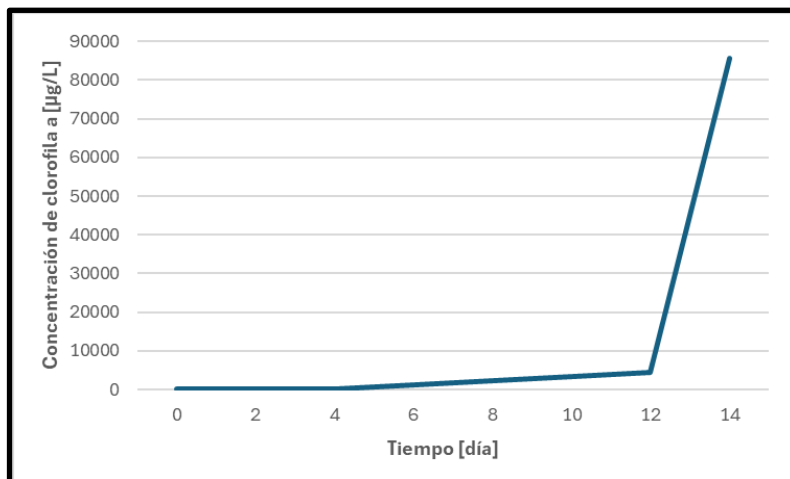


Figura 9. Concentración de clorofila a a lo largo de 14 días.

Concentración de carotenoides

La concentración inicial de carotenoides totales es 142 µg/L, tiene un incremento considerable a partir del día 8 (Figura 10), y su concentración al día 14 es de 58075 µg/L, lo que se traduce en un incremento aproximado de 402 veces respecto a su valor inicial.

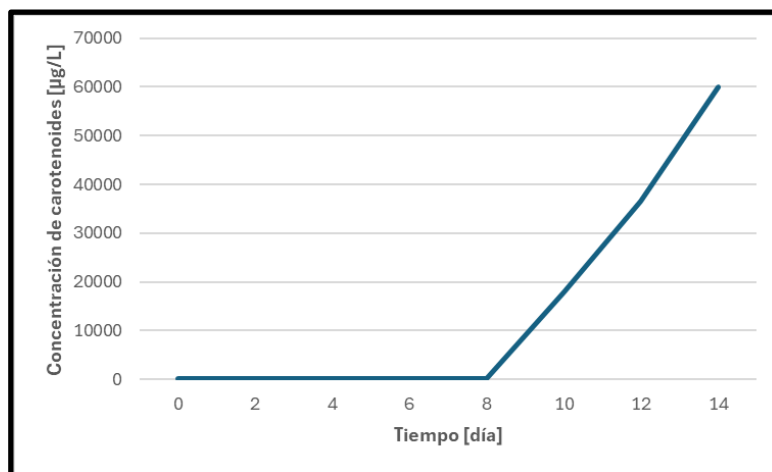


Figura 10. Concentración de carotenoides a lo largo de 14 días.

Concentración de clorofila c1+c2

La concentración de clorofila c1+c2 inicial es 45 µg/L, se dispara a partir del día 12 (Figura 11), y su concentración final es de 37476 µg/L, lo que significa que tuvo un incremento de 832 veces respecto del valor inicial.

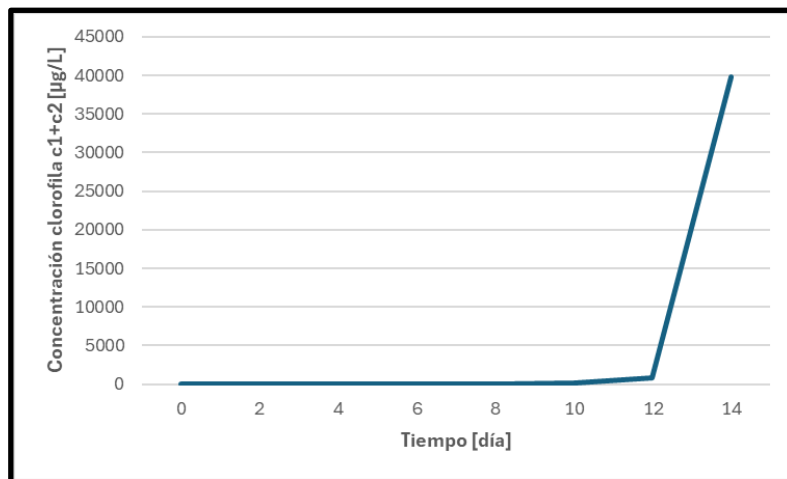


Figura 11. Concentración de clorofila c1+c2 a lo largo de 14 días.

5.3. Concentración de metales pesados

Los resultados de concentración de metales pesados encontrados en las dos muestras sometidas a la medición estuvieron siempre bajo el límite de detección (Tabla 3). Como los límites de detección son menores a los niveles máximos de concentración permitidos por la Organización Mundial de Salud (OMS), se puede deducir que los valores están dentro de un rango permitido y saludable para la vida alrededor de la laguna.

Tabla 3. Resultados de concentraciones de metales. <LOD indica que está bajo el nivel de detección.

Muestra	Cd	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Zn
1	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
2	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Nivel de detección	0.05	0.1	0.5	0.1	0.5	0.1	1.0

5.4. Balance de flujo relacionado a la laguna

5.4.1. Selección del fotobiorreactor

Para simular el proceso de biorremediación aplicado a la totalidad de la laguna Las Tres Pascualas, se seleccionó un fotobiorreactor de diseño tubular utilizado en el estudio de Quelhas et al. (2019), el cual posee una capacidad operativa máxima de 35 m³. La superficie total que ocupa el fotobiorreactor es de 133 m². La sección fótica está compuesta por tubos transparentes de polimetilmetacrilato (PMMA) (diámetro interno=56mm).

5.4.2. Determinar el tiempo de ciclo de tratamiento

Debido a la ausencia de registros temporales asociados al ciclo completo de tratamiento del fotobiorreactor seleccionado, se adoptará como referencia la tasa de procesamiento reportada en estudios previos de nutrientes y pigmentos realizados en el sistema de la investigación de Martínez (2023), estableciéndose dos tiempos de ciclos, ciclo 1 para el día 4, día en que se llega a la máxima concentración de clorofila a, y ciclo 2 para el día 8, que es cuando las concentraciones de nutrientes empiezan a decaer de forma más pronunciada.

5.4.3. Calcular tasa diaria de procesamiento:

- Volumen total de la laguna: 344500 m³.
- Tiempo ciclo 1: 4 días.
- Tiempo ciclo 2: 8 días.
- Volumen procesado por ciclo: 35 m³ cada 4 y 8 días.

$$Tasa\ diaria\ c1 = \frac{35\ m^3}{4\ día} \approx 8.75\ \frac{m^3}{día}$$

$$Tasa\ diaria\ c2 = \frac{35\ m^3}{8\ día} \approx 4.38\ \frac{m^3}{día}$$

Al día, se pueden procesar aproximadamente 8.75 m³ en el ciclo 1 y 4.38 m³ en el ciclo 2 en el fotobiorreactor.

5.4.4. Determinar tiempo total para procesar volumen total de la laguna

$$Tiempo\ total\ c1 = \frac{344500\ m3}{8.75\ \frac{m3}{día}} \approx 39371.43\ día \approx 107.87\ año$$

$$Tiempo\ total\ c2 = \frac{344500\ m3}{4.38\ \frac{m3}{día}} \approx 78652.97\ día \approx 215.49\ año$$

Se proyecta que, con un único reactor, el tratamiento completo del volumen total de la laguna requeriría aproximadamente 108 años en el ciclo 1 y 215 años en el ciclo 2.

5.4.5. Simulación de tiempo con más de un reactor funcionando

El tiempo que demora en procesar el total del volumen de la Laguna Las Tres Pascualas en el reactor mencionado con distinta cantidad de reactores se puede apreciar (Tabla 4).

Tabla 4. Cantidad de tiempo que se demoraría en procesar las nutrientes disponibles en la columna de agua según número de fotobiorreactores para los dos ciclos.

Numero de reactores	Ciclo 1 de 4 días	Ciclo 2 de 8 días
	Tiempo (años)	Tiempo (años)
Con 3 reactores	35.96	71.83
Con 5 reactores	21.57	43.01
Con 8 reactores	13.48	26.93
Con 10 reactores	10.79	21.55
Con 15 reactores	7.19	14.37
Con 20 reactores	5.39	10.78

6. Discusión

La presente investigación tuvo como propósito evaluar la viabilidad de implementar fotobiorreactores para reducir el proceso de eutrofización en la Laguna Las Tres Pascualas. Los resultados obtenidos permiten afirmar que el sistema propuesto cumplió con los objetivos específicos en condiciones controladas de laboratorio, sin embargo, cuando se trata de emplear este sistema en volúmenes más grandes como la Laguna Las Tres Pascualas, resulta complejo determinar si es viable debido a la falta de información que existe respecto a costo económico y energético. Estas incertidumbres, asociadas a la complejidad hidrodinámica y ecológica del cuerpo lacustre, impiden confirmar su aplicabilidad práctica sin estudios complementarios que integren análisis de sostenibilidad financiera y optimización temporal.

Los estudios orientados a identificar el tipo de luz que maximiza el crecimiento del cultivo microalgal, permitieron analizar, de manera integrada, los parámetros de eficiencia fotosintética: el rendimiento cuántico óptimo (F_v/F_m) y la tasa de transporte de electrones máxima (ETR). En relación con el primero, el F_v/F_m , indicador del potencial fotosintético máximo, evidenció que la luz azul (450–495 nm) induce un estímulo inicial significativamente superior al de otras longitudes de onda, con un valor de F_v/F_m al día 2 un 28% mayor que el registrado bajo luz roja (650–700 nm). Si bien este parámetro experimentó una reducción más marcada en días posteriores (día 4: caída del 15% frente al 9% en luz roja), la magnitud de la diferencia inicial ($\Delta F_v/F_m = +0.32$) sugiere que la luz azul favorece una acumulación temprana de biomasa, factor crítico en procesos de escalado.

Esta conclusión se alinea con la fisiología fotosintética de microalgas verdes y cianobacterias, cuyos pigmentos presentan máximos de absorción en el espectro azul (Kuczynska et al., 2015). Adicionalmente, los experimentos realizados por Martínez et al. (2023) corroboran que la iluminación azul y roja estimulan significativamente el crecimiento microalgal en comparación con la luz blanca, asociándose este fenómeno a mayores concentraciones de pigmentos fotosintéticos, siempre y cuando no exista fotoinhibición. Entre ambas longitudes de onda, la luz azul demostró un perfil óptimo al alcanzar la concentración máxima de clorofila a al día 4 (107 $\mu\text{g/L}$ vs. 78 $\mu\text{g/L}$ en

luz roja), consolidándose como la opción idónea para las etapas subsiguientes del estudio.

Respecto la remoción de nutrientes inorgánicos, se cumplió satisfactoriamente, alcanzando tasas de reducción superiores al 90% para fosfatos, y eliminaciones progresivas de nitratos y amonio. Esta tendencia confirma la capacidad de las microalgas para asimilar nutrientes esenciales como parte de su metabolismo primario, tal como se reporta en estudios previos sobre sistemas de tratamiento con *Chlorella vulgaris* y *Scenedesmus quadricauda* (Acién et al., 2016; Arora et al., 2021). Sin embargo, la extrapolación de estos resultados a un sistema lacustre como la Laguna Las Tres Pascualas introduce incertidumbres críticas. Es importante mencionar la posible interacción con depósitos sedimentarios de nutrientes, los que podrían liberar fosfatos y nitrógeno almacenados en sedimentos ante cambios en la columna de agua, sugiere un efecto de retroalimentación geoquímica (equilibrio interface agua/sedimento). Este fenómeno, reportado en ecosistemas eutróficos someros (Smith et al., 2020), podría contrarrestar parcialmente la eficacia del sistema, evidenciando la necesidad de integrar modelos hidro-sedimentológicos para determinar con mayor exactitud la eficacia del uso de fotobiorreactores en esta escala.

En relación con las concentraciones de metales pesados se mantuvieron por debajo del límite de detección en todas las muestras analizadas. Esto sugiere una muy baja presencia de contaminantes traza en el cuerpo de agua en el momento de la toma de muestras, pero también valida la capacidad del sistema para operar sin efectos adversos de toxicidad aguda para los cultivos algales, lo cual era el objetivo de esta medición. Sin embargo, lo que no se puede evidenciar en este estudio en particular, es si este proceso de biorremediación afecta a la presencia de metales pesados o si estos tenían unas cantidades pequeñas desde el principio, ya que el estudio se enfoca en medir estas trazas solo en la salida del fotobiorreactor. Para futuras investigaciones orientadas a evaluar la eficacia del fotobiorreactor respecto a la remoción de metales traza, se recomienda implementar un monitoreo comparativo de parámetros fisicoquímicos en el influente y efluente, con el fin de cuantificar la capacidad real de remoción de contaminantes si los hubieran. Como en el objetivo anterior, también existe incertidumbre respecto si los sedimentos pueden liberar

metales pesados no considerados en este estudio, ya que son focos críticos de acumulación de metales en sistemas lacustres (Wang et al., 2022).

Finalmente, en relación con la simulación de recambio hídrico, esta permitió determinar el tiempo teórico necesario para tratar el volumen total de la laguna con dos ciclos posibles. Los resultados demostraron que la implementación del sistema a escala real requeriría la operación simultánea de múltiples reactores para alcanzar plazos operativos viables. Además, la elección del ciclo dependerá del objetivo: el ciclo de 4 días (ciclo 1) ofrece mayor rapidez en el proceso, mientras que el ciclo de 8 días (ciclo 2) maximiza la producción de biomasa. No obstante, el escenario óptimo identificado plantea desafíos prácticos: la propuesta de emplear 20 reactores en paralelo implicaría costos operativos económicos y energéticos elevados, cuya cuantificación exacta resulta compleja en el marco de este estudio. Adicionalmente, la superficie requerida para su instalación (2660 m²) excede significativamente el espacio disponible en el entorno de la laguna Las Tres Pascualas, lo que cuestiona la factibilidad técnica de esta configuración bajo las condiciones actuales. Entonces, para lograr el objetivo de biorremediación que se busca, se deberían considerar otras opciones o la combinación de tratamientos para reducir el tiempo operativo de estos u otros fotobiorreactores.

Los resultados confirman que, bajo condiciones controladas, los fotobiorreactores pueden reducir concentraciones de nitrato y fosfato por debajo de los niveles críticos asociados a eutrofización. Asimismo, los análisis de metales realizados en laboratorio mediante ICP-MS revelaron concentraciones por debajo de los límites de detección y de los máximos permitidos por el DS 1/2010, lo que resulta jurídicamente relevante frente a estándares de protección de la salud pública.

7. Conclusiones

La presente investigación permitió evaluar, en condiciones de laboratorio, la viabilidad técnica del uso de fotobiorreactores como herramienta de biorremediación del proceso de eutrofización en la Laguna Las Tres Pascualas demostrando que:

1. Los ensayos con el sistema fotobiorreactor cerrado, operando bajo iluminación azul, es altamente eficiente para estimular el crecimiento de biomasa microalgal, logrando una significativa remoción de nutrientes como fosfato, nitrato y amonio.
2. Los análisis de metales pesados indicaron que las concentraciones de contaminantes trazan eran no detectables, lo que sugiere que el sistema no enfrentó restricciones derivadas de toxicidad química.
3. El ejercicio de escalamiento reveló que, si bien el sistema es técnicamente eficaz, su implementación a escala real requiere de un diseño modular con múltiples unidades funcionando en paralelo para alcanzar tiempos de tratamiento compatibles con los objetivos de rehabilitación ecológica.
4. Se requiere incorporar criterios de factibilidad económica, social, territorial y nuevas aproximaciones de adaptabilidad climática en futuras etapas del proyecto.
5. La Laguna Las Tres Pascualas, constituye un caso representativo de lagunas urbanas con valor ambiental y social, pero sin regulación específica respecto de sus parámetros de calidad, ni estrategias formalizadas de restauración. En este sentido, el uso de sistemas biotecnológicos se ubica en un área gris normativa, sin reconocimiento legal explícito que facilite su financiamiento, operación o evaluación institucional.
6. Los estándares normativos en vigor no regulan de manera obligatoria la concentración de nutrientes como límites preventivos para ambientes susceptibles a eutrofización. Esta omisión no permite anticiparse a procesos de deterioro ambiental, antes de que alcancen niveles críticos. La tesis evidencia la mejora de la calidad del agua en lagunas urbanas mediante fotobiorreactores contribuye indirectamente al cumplimiento de objetivos de salud pública, calidad de vida urbana y adaptación a escenarios climáticos

extremos. Este enfoque preventivo y restaurador debería ser respaldado por una normativa que reconozca el valor estratégico de los cuerpos de agua urbanos en el marco de una gestión hídrica integral y resiliente.

7. Este estudio se alinea directamente con el ODS 6: Agua limpia y saneamiento, ya que plantea la necesidad de reducir la contaminación de las aguas mediante tecnologías adecuadas de tratamiento. La remoción de nutrientes inorgánicos, metales pesados y la mejora de las condiciones fotosintéticas del agua constituyen una contribución específica a la recuperación de la calidad hídrica en un entorno urbano afectado por procesos de eutrofización. Asimismo, la investigación responde a los propósitos del ODS 11: Ciudades y comunidades sostenibles, al proponer una solución tecnológicamente viable para la restauración de un ecosistema urbano con valor paisajístico y cultural. La mejora en la calidad ambiental de la laguna no sólo repercute en su estado ecológico, sino también en el bienestar de la población que la rodea, al ofrecer condiciones más seguras, atractivas y resilientes en el espacio público urbano.

8. Referencias

- Abalde, J., Cid, A., Fidalgo, P., Torres, E., & Herrero, C. (1995). *Microalgas: cultivo y aplicaciones*. Universidade da Coruña, Servizo de Publicacións.
- Acién, F. G., Gómez-Serrano, C., Morales-Amaral, M. M., Fernández-Sevilla, J. M., & Molina-Grima, E. (2016). Wastewater treatment using microalgae: How realistic a contribution might it be to significant urban wastewater needs? *Applied Microbiology and Biotechnology*, 100(21), 9013–9022. <https://doi.org/10.1007/s00253-016-7777-9>
- Alfaro, M., & Salazar, F. (2005). Ganadería y contaminación difusa, implicancias para el sur de Chile. *Agricultura Técnica*, 65(3), 330-340
- Alvarez, M. (2016). Lluvia ácida y su impacto en los ecosistemas acuáticos. *Revista de Ciencias Ambientales*, 50(2), 115–122.
- American Public Health Association. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23rd ed.). APHA-AWWA-WEF.
- Arora, N., Patel, A., & Mehtani, J. (2021). Microalgae-based bioremediation: A sustainable approach to tackle eutrophication. *Journal of Environmental Management*, 288, 112387. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112387>
- Becker, W. (2007). Microalgae as a source of protein. *Biotechnology Advances*, 25(2), 207–210. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2006.11.002>
- Bonansea, M., Ledesma, R., & Rodriguez, M. (2012). Eutrofización de lagos: Origen, consecuencias y perspectivas. *Ecología Austral*, 22(1), 109–118.
- Borowitzka, M. A. (1999). Commercial production of microalgae: ponds, tanks, tubes and fermenters. *Journal of biotechnology*, 70(1-3), 313-321.
- Borowitzka, M. A., & Moheimani, N. R. (2013). Sustainable biofuels from algae. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 18(1), 13–25. <https://doi.org/10.1007/s11027-012-9399-1>
- Chisti, Y. (2020). Large-scale production of algal biomass: Progress and constraints. *Current Opinion in Biotechnology*, 61, 139–145. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2019.12.028>
- Clagnan, E., D'Imporzano, G., Dell'Orto, M., Sanchez-Zurano, A., Acién-Fernandez, F. G., Pietrangeli, B., & Adani, F. (2022). Profiling microalgal cultures growing on

- municipal wastewater and fertilizer media in raceway photobioreactors. *Bioresource Technology*, 360, 127619.
- Duarte, J. (2019). Diseño y evaluación de fotobiorreactores para la producción sostenible de microalgas. *Ingeniería Ambiental*, 35(4), 92–101.
- Ehimen, E. A., Sun, Z. F., Carrington, C. G., Birch, E. J., & Eaton-Rye, J. J. (2011). Anaerobic digestion of microalgae residues resulting from the biodiesel production process. *Applied Energy*, 88(10), 3454-3463.
- Espósito, M. E., Blanco, M., Sequeira, M. E., Paoloni, J. D., Fernández, S. N., Amiotti, N. M., & Díaz, S. L. (2016). Contaminación natural (As, F) y eutrofización (N, P) en la cuenca del arroyo El Divisorio, Argentina. *Phyton (Buenos Aires)*, 85(1), 51-62.
- García, D. (2013). Aplicaciones biotecnológicas de microalgas en el tratamiento de aguas residuales. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 15(1), 45–53.
- García, D., Posadas, E., Grajeda, C., Blanco, S., Martínez-Páramo, S., Acién, G., ... & Muñoz, R. (2017). Comparative evaluation of piggery wastewater treatment in algal-bacterial photobioreactors under indoor and outdoor conditions. *Bioresource Technology*, 245, 483-490.
- Glibert, P. M. (2017). Eutrophication, harmful algae and biodiversity—challenging paradigms in a world of complex nutrient changes. *Marine Pollution Bulletin*, 124(2), 591–606. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.027>
- Grima, E. M., Belarbi, E. H., Fernández, F. A., Medina, A. R., & Chisti, Y. (2003). Recovery of microalgal biomass and metabolites: process options and economics. *Biotechnology advances*, 20(7-8), 491-515.
- Guedes, A. C., Amaro, H. M., & Malcata, F. X. (2011). Microalgae as sources of carotenoids. *Marine drugs*, 9(4), 625-644.
- Koller, M., et al. (2017). Producing microbial polyhydroxyalkanoate (PHA) biopolyesters in a sustainable manner. *New Biotechnology*, 37, 24–38. <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2016.05.001>
- Kuczynska, P., Jemiola-Rzeminska, M., & Strzalka, K. (2015). Photosynthetic pigments in diatoms. *Marine Drugs*, 13(9), 5847–5881. <https://doi.org/10.3390/md13095847>
- Ledesma, C., Bonansea, M., Rodriguez, C. M., & Sánchez Delgado, A. R. (2013). Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Revista Ciência Agronômica*, 44, 419-425.

- López Martínez, M. L., & Madroñero Palacios, S. M. (2015). Estado trófico de un lago tropical de alta montaña: caso laguna de La Cocha. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 25(2), 21-42.
- Mandal, S., & Mallick, N. (2009). Microalga *Scenedesmus obliquus* as a potential source for biodiesel production. *Applied microbiology and biotechnology*, 84, 281-291.
- Martínez, A. (2024). Evaluación de un sistema foto-depurador de capa fina para la laguna urbana Las Tres Pascualas. Tesis de pregrado en Ingeniería Ambiental, Universidad de Concepción.
- Miranda-Yuquilema, J. E., Marin-Cárdenas, A., Sánchez-Macías, D., & García-Hernández, Y. (2018). Obtención, caracterización y evaluación de dos preparados candidatos a probióticos desarrollados con residuos agroindustriales. *Revista MVZ Córdoba*, 23(1), 6487-6499.
- Mussgnug, J. H., Klassen, V., Schlüter, A., & Kruse, O. (2010). Microalgae as substrates for fermentative biogas production in a combined biorefinery concept. *Journal of biotechnology*, 150(1), 51-56.
- Oleas, M. (2024). Obtención de lípidos a partir de cultivo microalgal en agua residual avícola con luz artificial. Tesis de pregrado, Universidad Técnica Particular de Loja.
- Olguín, E. J. (2012). Dual purpose microalgae–bacteria-based systems that treat wastewater and produce biodiesel and chemical products within a biorefinery. *Biotechnology Advances*, 30(5), 1031–1046. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2012.05.001>
- Ongley, E. D. (1997). Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. (Estudio FAO Riego y Drenaje-55). GEMS/Water Collaborating Center Canada Center for Inland Waters, 21-37.
- Otálora, P., Guzmán, J. L., Acién, F. G., Berenguel, M., & Reul, A. (2021). Microalgae classification based on machine learning techniques. *Algal Research*, 55, 102256.
- Parra, O. (2018). El río Biobío: el recurso natural base del desarrollo de la Región. <http://repositorio.cultura.gob.cl/handle/123456789/945>
- Paredes García, J. M., & Roldán Panaifo, D. M. (2022). Detergentes y eutrofización en lagos y ríos: Una Revisión Sistemática, 2022.
- Passos, F., Uggetti, E., Carrère, H., & Ferrer, I. (2014). Pretreatment of microalgae to improve biogas production: a review. *Bioresource technology*, 172, 403-412.

- Pérez, G. R., & Restrepo, J. J. R. (2008). Fundamentos de limnología neotropical (Vol. 15). Universidad de Antioquia.
- Pérez, J., Basaguren, A., Descals, E., Larranaga, A., & Pozo, J. (2013). Leaf-litter processing in headwater streams of northern Iberian Peninsula: moderate levels of eutrophication do not explain breakdown rates. *Hydrobiologia*, 718, 41-57.
- Posten, C. (2022). Design principles of photobioreactors for algal cultures. *Engineering in Life Sciences*, 22(5), 429–439. <https://doi.org/10.1002/elsc.202100108>
- Rady, A., et al. (2018). Anticancer properties of graviola (*Annona muricata*): A comprehensive mechanistic review. *Journal of Ethnopharmacology*, 220, 294–304. <https://doi.org/10.1016/j.jep.2018.03.024>
- RAP-AL, Red de Acción en Plaguicidas y sus Alternativas para América Latina. (2010). Contaminación y eutrofización del agua, informe técnico.
- Rashid, N. L. R. M., Samat, A. A., Jais, A. A., Somalu, M. R., Muchtar, A., Baharuddin, N. A., & Isahak, W. N. R. W. (2019). Review on zirconate-cerate-based electrolytes for proton-conducting solid oxide fuel cell. *Ceramics International*, 45(6), 6605-6615.
- Rebolledo-Oyarce, M., Ramírez, J., & Ávila, F. (2019). Influencia de la calidad de luz sobre la eficiencia fotosintética de microalgas. *Revista Chilena de Ingeniería*, 27(4), 515–524. <https://doi.org/10.4067/S0718-33052019000400515>
- Renuka, N., Prasanna, R., Sood, A., Ahluwalia, A. S., Bansal, R., Babu, S., ... & Nain, L. (2016). Exploring the efficacy of wastewater-grown microalgal biomass as a biofertilizer for wheat. *Environmental science and pollution research*, 23, 6608-6620.
- Richmond, A. (2013). *Handbook of Microalgal Culture: Applied Phycology and Biotechnology* (2nd ed.). Wiley-Blackwell.
- Rodolfi, L., et al. (2009). Microalgae for oil: Strain selection, induction of lipid synthesis and outdoor mass cultivation in a low-cost photobioreactor. *Biotechnology and Bioengineering*, 102(1), 100–112. <https://doi.org/10.1002/bit.22033>
- Roldán Pérez, G., & Ramírez Restrepo, J. J. (2022). Fundamentos de limnología neotropical.

- Sánchez Mirón, A., García Camacho, F., Contreras Gómez, A., Grima, E. M., & Chisti, Y. (1999). Bubble-column and airlift photobioreactors for algal culture. *AIChE Journal*, 46(9), 1872-1887.
- Salgado, E. M., Esteves, A. F., Gonçalves, A. L., & Pires, J. C. (2023). Microalgal cultures for the remediation of wastewaters with different nitrogen to phosphorus ratios: Process modelling using artificial neural networks. *Environmental Research*, 231, 116076.
- Sialve, B., Bernet, N., & Bernard, O. (2009). Anaerobic digestion of microalgae as a necessary step to make microalgal biodiesel sustainable. *Biotechnology advances*, 27(4), 409-416.
- Smith, V. H., Tilman, G. D., & Nekola, J. C. (2020). Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 284, 117409. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117409>
- Sutherland, D. L., Ralph, P. J., & Turnbull, M. H. (2021). Light management in photobioreactors for photosynthetic efficiency and biomass productivity. *Algal Research*, 56, 102282. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2021.102282>
- Tredici, M. R. (2010). Photobiology of microalgae mass cultures: understanding the tools for the next green revolution. *Biofuels*, 1(1), 143-162.
- Ugwu, C. U., Aoyagi, H., & Uchiyama, H. (2023). Photobioreactors for mass cultivation of microalgae: A review. *Bioresource Technology Reports*, 22, 101512. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2023.101512>
- Valdovinos, C. (2006). Caracterización ecológica de la Laguna Tres Pascualas. Informe técnico, Universidad de Concepción.
- Vasistha, P., & Ganguly, R. (2020). Water quality assessment of natural lakes and its importance: An overview. *Materials Today: Proceedings*, 32, 544-552.
- Versari, A., Parpinello, G. P., & Galassi, S. (2002). Chemometric survey of Italian bottled mineral waters by means of their labelled physico-chemical and chemical composition. *Journal of food composition and analysis*, 15(3), 251-264.
- World Bank. (2021). *Export of goods and services (% of GDP), all countries* <https://databank.worldbank.org/reports.aspx?source=2&series=NE.EXP.GNFS.ZS&country=>
- World Health Organization (WHO). (2021). Guidelines for Drinking-water Quality (4th ed., updated 2021). <https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950>

WWDR, United Nations World Water Assessment Programme (UN-Water). (2018).

The United Nations World Water Development Report 2018: Nature-based solutions for water. UNESCO. <https://www.unwater.org/publications/world-water-development-report-2018>