



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA

**EVALUACIÓN TÉCNICA Y ECONÓMICA DE UN
FOTOBIORREACTOR EN UN PROCESO DE
POTABILIZACIÓN DE AGUA DE POZO PARA
ELIMINAR CONTAMINANTES ESPECÍFICOS**

TESIS

Que para obtener el título de

Ingeniera Química

P R E S E N T A

Pamela Kasandra Pedroza González



Ciudad Universitaria, Cd. Mx., 2025



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas

Tesis Digitales

Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©

PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

PROTESTA UNIVERSITARIA DE INTEGRIDAD Y HONESTIDAD ACADÉMICA Y PROFESIONAL

De conformidad con lo dispuesto en los artículos 87, fracción V, del Estatuto General, 68, primer párrafo, del Reglamento General de Estudios Universitarios y 26, fracción I, y 35 del Reglamento General de Exámenes, me comprometo en todo tiempo a honrar a la Institución y a cumplir con los principios establecidos en el Código de Ética de la Universidad Nacional Autónoma de México, especialmente con los de integridad y honestidad académica.

De acuerdo con lo anterior, manifiesto que el trabajo escrito titulado ***“EVALUACIÓN TÉCNICA Y ECONÓMICA DE UN FOTOBIORREACTOR EN UN PROCESO DE POTABILIZACIÓN DE AGUA DE POZO PARA ELIMINAR CONTAMINANTES ESPECÍFICOS”*** que presenté para obtener el título/grado de ***INGENIERA QUÍMICA***, es original, de mi autoría y lo realicé con el rigor metodológico exigido por mi Entidad Académica, citando las fuentes de ideas, textos, imágenes, gráficos u otro tipo de obras empleadas para su desarrollo.

En consecuencia, acepto que la falta de cumplimiento de las disposiciones reglamentarias y normativas de la Universidad, en particular las ya referidas en el Código de Ética, llevará a la nulidad de los actos de carácter académico administrativo del proceso de titulación/graduación.

Atentamente



SUSTENTANTE

Pamela Kasandra Pedroza González

316202112

JURADO ASIGNADO:

PRESIDENTE: Dr. Víctor Manuel Luna Pabello

VOCAL: M. en I. María Rafaela Gutiérrez Lara

SECRETARIO: Dr. Alfonso Durán Moreno

1er. SUPLENTE: Dra. Luz María Lazcano Arriola

2ª SUPLENTE: I.Q. Úrsula Manríquez Tolsá

SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA:

Laboratorios 301, 302 y 303 de la Unidad de Proyectos e Investigación en Ingeniería Ambiental (UPIIA).

Facultad de Química, Conjunto E.

Universidad Nacional Autónoma de México



ASESOR DEL TEMA: _____

Dr. Alfonso Durán Moreno



SUPERVISOR TÉCNICO: _____

Dr. Sergio Adrián García González



SUSTENTANTE: _____

Pamela Kasandra Pedroza González

RECONOCIMIENTOS

A la UNAM, por todo el apoyo que económico que invirtió en mis estudios desde nivel preparatoria para brindarme una educación de calidad, recursos bibliográficos, culturales y recreativos.

Un reconocimiento especial al Subprograma 127 “Formación Básica en Investigación”, de la Facultad de Química de la UNAM, que estuvo en este último tramo de mi preparación, brindándome su apoyo en mi incorporación al proyecto de investigación llevado a cabo en esta tesis y el cargo asignado como ayudante de profesor. El apoyo brindado fue parte esencial para llevar a cabo la culminación de mi desarrollo como profesionista.

A los profesores que encontré en el camino, que me brindaron su tiempo y dedicación para la formación en mi etapa como estudiante y que gracias a eso pudiera desarrollar este trabajo de investigación.

A los sinodales, M. en I. María Rafaela Gutiérrez Lara y Dr. Víctor Manuel Luna Pabello, que se tomaron el tiempo para leer y darme sus correcciones para la mejora de este trabajo.

Al personal encargado del laboratorio 301, 302 y 303 de Ingeniería Química Ambiental del Departamento de Ingeniería Química de la Facultad de Química de la UNAM, quienes facilitaron la parte técnica de este trabajo.

ÍNDICE

RECONOCIMIENTOS	III
ÍNDICE DE TABLAS	V
ÍNDICE DE FIGURAS	VI
ÍNDICE DE REACCIONES	VIII
ÍNDICE DE ECUACIONES	VIII
RESUMEN	VIII
INTRODUCCIÓN.....	1
Planteamiento del problema	1
Crisis de agua	1
Contaminación de los pozos	1
Problemas de incrustación en tuberías y equipos	3
Purificación de agua	3
Justificación.....	5
OBJETIVOS.....	9
Objetivo general.....	9
Objetivos particulares	9
ANTECEDENTES.....	10
Microalgas.....	10
Principios de las microalgas	10
Chlorella vulgaris.....	11
Fotosíntesis	12
Fotoabsorción de energía	14
Fotoasimilación de los elementos esenciales	16
Fotobiorreactor	24
Condiciones de operación del fotobiorreactor	27
METODOLOGÍA	29
Etapa 1. Inoculación del microorganismo.....	30

Etapa 2. Montaje de pruebas analíticas.....	30
Etapa 3. Pruebas por lotes	32
Etapa 4. Evaluación técnica del fotobiorreactor.....	34
Montaje del equipo.....	34
Pruebas hidráulicas	35
Arranque del fotobiorreactor	36
Etapa 5. Evaluación económica	36
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	37
Inoculación del microorganismo.....	37
Montaje de pruebas analíticas.....	39
Pruebas por lotes	41
Evaluación técnica del fotobiorreactor.....	46
Evaluación económica.....	49
CONCLUSIÓN.....	55
SUGERENCIAS Y RECOMENDACIONES	57
ANEXO	58
a)Ejemplo de cálculo del coeficiente de rendimiento, $Y_{x/s}$:	58
b)Determinación del porcentaje de la desviación media relativa	59
c)Índices CAPEX (Garret, 1989)	62
REFERENCIAS.....	63

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Técnicas analíticas empleadas

Tabla 2. Caracterización del agua de pozo y del agua tratada

Tabla 3. Tiempo de degradación del ion amonio por cada densidad de flujo de fotones

Tabla 4. Volumen requerido de los módulos de los fotobiorreactores

Tabla 5. Costos de capital directos

Tabla 6. Costos de operación, costos variables de energía

Tabla 7. Tasa Interna de Rendimiento

Tabla 8. Precio de la biomasa por kilogramo

Tabla 9. Total de costos de producción anual

Tabla 10. Ganancias

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mecanismo de absorción de nutrientes e interacciones con bacterias en el interior celular de las microalgas (Chai *et al.*, 2021).

Figura 2. Fotoabsorción de energía, flujo de electrones cíclicos y no cíclicos (Fase Luminosa, n.d.)

Figura 3. Longitud de onda de la clorofila a y b (Azcón-Bieto & Talón, 2008).

Figura 4. Reducción del nitrato a amonio catalizada por las enzimas NR y NiR (Monza y Márquez, 2004)

Figura 5. Esquema del ciclo GS/GOGAT Azcón-Bieto & Talón, 2008).

Figura 6. Asimilación del nitrógeno con la reducción de nitrato a amonio y el ciclo de GS/GOGAT

Figura 7. Mecanismo básico de concentración del carbono en una célula de alga verde (Azcón-Bieto & Talón, 2008).

Figura 8. Papel de la anhidrasa carbónica (CA) (Azcón-Bieto & Talón, 2008).

Figura 9. Modulo del reactor

Figura 10. Morfología de la microalga *Chlorella vulgaris* vista con un objetivo de 10x

Figura 11. Morfología de la microalga *Chlorella vulgaris* (Coronado-Reyes et al., 2022)

Figura 12. Degradación del sustrato con el modelo determinado con el programa informático AQUASIM y los valores determinados experimentalmente

Figura 13. Porcentaje de desviación media relativa de la degradación del sustrato entre los datos obtenidos por el programa informático AQUASIM y los valores determinados experimentalmente con la biomasa inicial de 416 mg/L

Figura 14. Porcentaje de desviación media relativa de la degradación del sustrato entre los datos obtenidos por el programa informático AQUASIM y los valores determinados experimentalmente con la biomasa inicial de 624 mg/L

Figura 15. Tiempo requerido para el consumo total del sustrato con valores simulados por AQUASIM vs los valores extrapolados experimentalmente, con una biomasa inicial de 416 mg/L

Figura 16. Tiempo requerido para el consumo total del sustrato con valores simulados por AQUASIM vs los valores extrapolados experimentalmente, con una biomasa inicial de 624 mg/L

Figura 17. Sistema completo montado

Figura 18. Degradación del sustrato con la densidad de flujo de fotones de 18, 36 y 54 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$

Figura 19. Evaluación económica de la cantidad de energía eléctrica suministrada en el fotobiorreactor

Figura 20. Indicador financiero EBITDA

Figura 21. Coeficiente de rendimiento con cinética de 416 mg/L de biomasa inicial

Figura A. Metodología en 5 etapas

ÍNDICE DE REACCIONES

Reacción 1. Fotosíntesis oxigénica

Reacción 2. Fotosíntesis; segunda fase

Reacción 3. Interconversión de CO_2 en HCO_3^-

Reacción 4. Absorción de NO_3^-

ÍNDICE DE ECUACIONES

Ecuación 1. Porcentaje de la desviación media relativa

Ecuación 2. Volumen del PBR

Ecuación A. Coeficiente de rendimiento $Y_{x/s}$

RESUMEN

Este trabajo de investigación se centra en la evaluación del uso de un fotobiorreactor tubular con la microalga *Chlorella vulgaris* como una etapa inicial dentro de un proceso más amplio de potabilización de agua de pozo contaminada. Aunque existen varios métodos tradicionales para la purificación del agua, el enfoque propuesto busca complementar estas técnicas al integrar una fase biológica de tratamiento, capaz de reducir significativamente ciertos contaminantes antes de que el agua pase a las etapas finales de potabilización. La necesidad de innovar en tecnologías de tratamiento de agua subterránea surge debido a la insostenibilidad a largo plazo de los métodos convencionales. La fitorremediación, particularmente mediante el uso de microalgas, se presenta como una alternativa prometedora debido a sus ventajas ambientales y económicas.

El estudio se llevó a cabo utilizando un fotobiorreactor tubular equipado con luz LED roja y un sistema de mezcla ideal. Se prepararon medios de cultivo específicos con *Chlorella vulgaris*, y se realizaron pruebas con diferentes concentraciones iniciales de biomasa. El crecimiento de la biomasa se monitoreó a través de cinéticas de reacción de los parámetros de sólidos suspendidos totales, pH y nitrógeno amoniacal para determinar el coeficiente de rendimiento entre la biomasa y el ion amonio.

La investigación se centró en optimizar la densidad de flujo de fotones, evaluando tres niveles: 18, 36 y 54 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$. La evaluación económica analizó los costos de capital (CAPEX) y los costos operativos (OPEX) asociados con cada nivel de densidad de flujo de fotones, tomando en cuenta un flujo de efluente de 3,600 L/h. Los resultados indicaron que la densidad de flujo de fotones de 54 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ era la más viable económicamente, proporcionando una ganancia del 47.32% mayor comparada con la densidad más baja evaluada.

El estudio concluye que la cantidad inicial de biomasa y la densidad de flujo de fotones son factores críticos para la operación óptima del fotobiorreactor. Una densidad de 54 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ es recomendada por su rentabilidad y eficiencia en la producción de biomasa. Sin embargo, se sugiere que futuros estudios profundicen en el análisis económico para reducir los costos estimados. En general, el uso de fotobiorreactores con microalgas se presenta como una solución viable y efectiva para la purificación de agua de pozo, combinando beneficios ambientales y económicos cuando se optimizan las condiciones operativas adecuadas.

INTRODUCCIÓN

Planteamiento del problema

Crisis de agua

En las últimas décadas, ha surgido un reconocimiento generalizado de la crisis global en cuanto a la cantidad y calidad de agua dulce disponible. Este fenómeno se atribuye, en gran medida, al crecimiento poblacional y económico, que han desencadenado una serie de cambios significativos.

Aunque, en términos globales, el agua superficial sigue siendo la fuente de abastecimiento, dependerá de la región. En el caso de la Ciudad de México, se extrae actualmente el 70% de sus recursos hídricos de acuíferos regionales e importa el restante 30% para cubrir sus necesidades, se destaca la importancia crítica del agua subterránea como su principal fuente. No obstante, la calidad del agua subterránea se encuentra amenazada (Mazarí-Hiriart *et al.*, 2019). En este contexto, la preservación de la integridad de los pozos se vuelve de suma relevancia, dado el papel fundamental que desempeña el agua subterránea en la Ciudad de México, sino también a nivel global.

Contaminación de los pozos

En el contexto global, donde la contaminación del agua subterráneas se ha convertido en un problema considerable, se ha introducido el término "vulnerabilidad" para definir la susceptibilidad de estos recursos hídricos. Tanto la vulnerabilidad intrínseca, relacionada con las características geológicas e hidrogeológicas inherentes a un área, como la vulnerabilidad específica, que describe la susceptibilidad del acuífero a contaminantes particulares, amplían la complejidad de esta problemática (Leal *et al.*, 2010).

Para entrar en más detalles de la calidad del agua subterránea en la Cuenca de México Leal *et al.* (2010) define que puede ser impactada por factores tanto antropogénicos como naturales, en el caso de los factores antropogénicos están asociados a diversas fuentes potencialmente contaminantes, como rellenos sanitarios, cementerios, canales abiertos, estaciones de servicio y zonas industriales. Por otro lado, la contaminación de origen natural se vincula a las salmueras situadas en el antiguo lago de Texcoco. Basándose en estudios realizados para evaluar la distribución de los rellenos en la zona metropolitana, revela que la mayoría se encuentra en áreas de alta vulnerabilidad, con implicaciones significativas para la calidad del agua (Leal *et al.*, 2010).

Otros estudios han evidenciado los cambios en cuestión de contaminantes en el agua subterránea en la Ciudad de México, el análisis de datos por este estudio entre los años de 2002 y 2017, comparado con información reciente posterior al terremoto de septiembre de 2017, arroja resultados inquietantes. Aunque el cloro libre cumple con las normativas, se evidencia la presencia excesiva de coliformes fecales, aluminio, amoníaco, hierro y manganeso. El aumento progresivo de parámetros como turbidez, sulfatos, nitratos, arsénico, manganeso, plomo y hierro subraya la urgencia de abordar la contaminación de los pozos en la Ciudad de México, con consecuencias potenciales para la salud pública (Mazarí-Hiriart *et al.*, 2019).

De la información ya planteada, también es importante resaltar la disparidad en la calidad del agua, con valores más altos hacia los límites de la cuenca y en las zonas de recarga, contrasta con la presencia de agua de menor calidad en áreas específicas, como Tláhuac e Iztapalapa, hogar de los pozos de flujo regional. Estos pozos se caracterizan por concentraciones elevadas de amonio, cloruro y valores altos de pH, junto con bajas concentraciones de nitratos, aportando a la complejidad y gravedad de la problemática que enfrenta la Ciudad de México (Mazarí-Hiriart *et al.*, 2019). Esto es importante destacar ya que la muestra de agua tratada en esta investigación proviene de un pozo de la demarcación de la alcaldía de Tláhuac.

Problemas de incrustación en tuberías y equipos

Una de las problemáticas más recurrentes que llega a afectar a las plantas de purificación de agua son las incrustaciones en las tuberías y equipos de estas. En el caso de la extracción de agua de pozos, se presenta el fenómeno de incrustación calcárea, según lo explica Acquotech, s. f se manifiesta en forma de costras calcáreas dentro de tuberías, válvulas, accesorios hidráulicos y equipos, en consecuencia, se presentan daños y costos extra debido a la demanda de mantenimientos correctivos (Fenómenos de Incrustaciones En Tuberías, Acquotech, s. f.).

Las causas principales de la generación de estas incrustaciones se deben a la relación entre la alcalinidad y dureza, ya que pueden formar precipitados insolubles. Cuando el agua con alta alcalinidad y dureza se calienta o se evapora, los bicarbonatos y carbonatos presentes pueden reaccionar con los iones de calcio y magnesio, formando precipitados sólidos de carbonato de calcio (CaCO_3) y carbonato de magnesio (MgCO_3), por lo que es necesario controlar la alcalinidad y la dureza del agua para prevenir la formación de incrustaciones no deseadas en sistemas de agua y equipos industriales. Existen productos comercializados para aumentar y disminuir la alcalinidad total, que elevan el costo de producción de agua limpia. (Letterman, 2001, Cristina, et al., 2010).

Purificación de agua

Considerando el problema existente en cuestiones de agua subterránea se han implementado tratamientos de purificación, los tratamientos convencionales, aunque solventan algunas necesidades de remediación de esta no mitigan el problema de contaminación, presentando deficiencias técnicas o son más costosas de implementar cada que aumenta el porcentaje de remoción de contaminantes. Para remediar las aguas subterráneas contaminadas y garantizar la sostenibilidad de estos recursos, se han desarrollado diversas tecnologías de remediación, como el bombeo y tratamiento, la biodegradación, la oxidación química y la reducción a adsorción. Cada opción de tratamiento presenta ventajas y desventajas, lo que destaca la complejidad de seleccionar tecnologías sostenibles y diseñar estrategias de

remediación eficaces (Chen *et al.*, 2019). En el contexto de la potabilización y purificación de agua, es fundamental que los procesos empleados cumplan con las normativas vigentes para garantizar la seguridad y calidad del agua destinada al consumo humano. En México, la *Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021*, "Salud ambiental, agua para uso y consumo humano, límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización" (Secretaría de Salud, 2021), establece los criterios y estándares que deben cumplir los sistemas de potabilización de agua. Esta norma especifica los límites permisibles de diversas sustancias químicas, bacteriológicas, y físicas en el agua destinada al consumo humano, así como los tratamientos necesarios para asegurar que el agua sea segura. La NOM-127 se convierte en un marco de referencia esencial para este trabajo de investigación, ya que proporciona los parámetros que se deben cumplir en el proceso de purificación del agua de pozo contaminada.

Es importante considerar que no existe un método único para tratar todos los compuestos en un solo paso. Algunas técnicas se centran en la reducción de metales pesados, mientras que otras abordan la reducción de nitrógeno y fósforo. Las limitaciones de las técnicas convencionales se hacen evidentes, ya que no son eficaces para reducir metales pesados, nitrógeno, fósforo, entre otros (Rajasulochana y Preethy, 2016). Además, algunas técnicas convencionales para eliminar contaminantes nitrogenados presentan peligros potenciales, como la "cloración al punto de quiebre", que genera Cloruro de nitrógeno explosivo, y la "eliminación de amoníaco", que genera subproductos peligrosos en forma de amoníaco (Sharma *et al.*, 2023).

En el caso de la eliminación de metales, los métodos convencionales están resultando inadecuados para cumplir con los estrictos límites regulatorios actuales o están incrementando en costo (Rajasulochana y Preethy, 2016). Las tecnologías físicas, químicas y biológicas utilizadas para eliminar iones metálicos de soluciones acuosas presentan desafíos, como la generación de lodos difíciles de tratar y costos significativos, dependiendo de diferentes factores, ejemplificando lo último, el intercambio iónico, las tecnologías de membranas y los procesos de adsorción de carbón activado son extremadamente costosos cuando se tratan grandes cantidades de agua (Wang y Chen, 2009). La selección de una técnica de tratamiento particular depende principalmente de una variedad de factores, por ejemplo, tipo y

concentración de residuos, heterogeneidad del efluente, nivel requerido de limpieza, así como factores económicos (Rajasulochana y Preethy, 2016)

Aunque hay varias tecnologías disponibles para el tratamiento del agua, su viabilidad a largo plazo sigue siendo discutible. Los tratamientos comunes generan subproductos que requieren eliminación y tratamiento adicionales, aumentando los costos de tratamiento. La necesidad apremiante de desarrollar soluciones rápidamente evolutivas para un mejor tratamiento del agua se convierte en un aspecto crítico (Sharma *et al.*, 2023).

Justificación

Al ser un problema universal el tema hídrico en el planeta, ya se han establecido acuerdos internacionales referente al tema de la calidad de agua, que están plasmados en la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, el ODS número 6 busca “un acceso universal y equitativo al agua potable y a servicios de saneamiento e higiene adecuados” (Pacto Mundial ONU, 2023). A pesar de estos esfuerzos, la viabilidad a largo plazo de las tecnologías existentes para el tratamiento del agua subterránea sigue siendo incierta. La evolución constante y la implementación de nuevas tecnologías se presentan como imperativas, ya que los tratamientos convencionales, aunque abordan algunas necesidades de remediación, enfrentan dificultades que pueden no ser sostenibles a largo plazo por lo que cada vez es más importante la implantación de nuevas tecnologías sostenibles que satisfagan las necesidades hídricas.

En el caso de la Ciudad de México al enfrentar desafíos para cumplir con los mandatos constitucionales relacionados con la adecuada cantidad y calidad del agua para sus habitantes (Mazarí-Hiriart *et al.*, 2019), se ve orillada a tomar acciones para desarrollar e implementar nuevas tecnologías que ayuden a cumplir dichos mandatos. Aunque hasta el momento ya se pueden implementar una cantidad de técnicas para la purificación de agua subterránea como ya se mencionó, estas suelen ser; costosas, con generación de subproductos indeseados y consumo de gran cantidad de energía, por mencionar algunas de las desventajas que suelen tener y lo que difiere en utilizar

el método de fitorremediación es que a comparación con otros métodos no genera subproductos dañinos (Sharma *et al.*, 2023) La fitorremediación al ser un tratamiento económico para el agua en cuanto a operación y mantenimiento, es respetuoso con el medio ambiente y eficaz en la disminución de la contaminación del agua a niveles bajos, para así cumplir con las exigencias de las normas ambientales (Mendoza, 2016) se convierte en una excelente alternativa de los métodos convencionales actuales.

Es crucial subrayar que las microalgas desempeñan un papel fundamental en la fitorremediación y han demostrado su eficacia en diversas aplicaciones de la biotecnología ambiental (Boopathy, 2000; Emparan *et al.*, 2019). Este enfoque biológico del tratamiento del agua con microalgas se destaca por su alta eficiencia fotosintética y tasas de crecimiento, convirtiéndolo en un proceso confiable para la absorción de nutrientes, incluyendo nitrógeno, fósforo y metales pesados (Abdel-Raouf *et al.*, 2012; Emparan *et al.*, 2019). Esto se debe a que las microalgas requieren cantidades significativas de fósforo y nitrógeno para la síntesis de proteínas, ácidos nucleicos y fosfolípidos para su crecimiento (Rao *et al.*, 2011; Emparan, *et al.*, 2019). De esta manera, la eliminación de nutrientes mediante microalgas presenta importantes perspectivas para el tratamiento terciario del agua destinado a eliminar amoníaco, nitrato y fosfato (Rawat *et al.*, 2011; Abdel-Raouf *et al.*, 2012; Gani *et al.*, 2015b; Emparan, *et al.*, 2019).

Ahora bien, durante la fotosíntesis las microalgas utilizan la luz como fuente de energía y el CO₂ como fuente de carbono y absorben nitrógeno y fósforo para sus funciones celulares. Así, este proceso ayuda a reducir la concentración de nutrientes del agua y contribuye a la mitigación del CO₂, ya que para producir 1 kg de biomasa de microalgas se necesitarían 1.83 kg de dióxido de carbono, lo que ofrece la posibilidad de acoplar el secuestro de CO₂ mientras se tratan aguas contaminadas (Al-Jabri , *et al.* 2021).

Además, las microalgas producen oxígeno, como subproducto de la fotosíntesis, que las bacterias aeróbicas pueden utilizar para biodegradar los contaminantes orgánicos presentes en el agua. Como resultado, las microalgas pueden ayudar a reducir la necesidad de aireación mecánica durante el tratamiento de aguas contaminadas. Además, el tratamiento con microalgas proporciona un entorno que aumenta la

muerte de organismos patógenos debido al pH elevado y a las sustancias antibacterianas que las microalgas pueden excretar (Otondo, *et al.*, 2018). No menos importante por mencionar, las microalgas en la oxigenación in situ mediante la actividad fotosintética tiene el potencial de satisfacer los requisitos de oxígeno disuelto sin el uso de aireación mecánica o mezcla, reduciendo así la demanda de energía para el proceso de tratamiento (Otondo, *et al.*, 2018). Con respecto al tratamiento de ablandamiento del agua, se ha demostrado que las microalgas acumulan metales en sus paredes celulares y en las vacuolas sin ningún daño fisiológico, incluso en altas concentraciones (Ameen, *et al.*, 2022). En conclusión, las microalgas podrían usarse para tratar aguas subterráneas contaminadas y utilizarlas como agua potable (Ameen, *et al.*, 2022)

Las microalgas aparte de su capacidad de remediación de agua contaminada con gran cantidad de nutrientes, metales pesados y alcalinidad, su aprovechamiento como biomasa tiene un valor comercial en el campo de producción de biocombustibles, proteínas, carbohidratos, pigmentos, lípidos, fertilizantes, alimento de animales, por mencionar algunos ejemplos. No obstante, su viabilidad de producción presenta un problema de alto costo debido a la sensibilidad de los parámetros del cultivo masivo (nutrientes, agitación, pH, luz, temperatura, desgasificación y controles), por ello la integración del cultivo de microalgas con la purificación del agua subterránea que presente valores de pH alcalinos, con concentraciones de nutrientes altas (nitrógeno y fósforo) y dureza, es una de las soluciones factibles para reducir los costos operativos y, posteriormente, reducir el costo del cultivo de microalgas (Sathinathan, *et al.*, 2023).

La integración del cultivo de microalgas y el efluente proveniente de agua de pozo se lleva a cabo con un fotobiorreactor, en este trabajo de investigación se propone utilizar un fotobiorreactor tubular que puede desempeñar un papel muy importante en el control de los parámetros esenciales para el cultivo de microalgas en comparación con el cultivo en estanques abiertos, en la adopción de tecnologías innovadoras se convierte en una necesidad dominante para abordar eficazmente los retos asociados con la contaminación y garantizar un suministro eficiente. En este contexto, los fotobiorreactores emergen como una solución prometedora y eficiente para la purificación del agua de pozo, aprovechando la capacidad de las microalgas para reducir el nitrógeno amoniacal, fósforo y alcalinidad, mejorando la calidad del agua.

En el presente trabajo se presentan las razones fundamentales detrás de la elección de los fotobiorreactores como una herramienta integral y viable para la purificación del agua de pozo, eficacia en la remoción de los contaminantes ya mencionados y su contribución a la seguridad hídrica a largo plazo. Además de tomar en cuenta que los fotobiorreactores (PBR por sus siglas en inglés de *photobiological reactors*) se encuentran entre los sistemas de cultivo más prometedores para la producción potencial a gran escala de productos de alto valor derivados de microalgas (Sánchez *et al.*, 2013).

Los PBR cerrados son más fáciles de manipular, permitiendo la optimización de las variables esenciales y consiguiendo, en general, mayores tasas de producción que sus contrapartes abiertas. Además, una de las ventajas de los PBR cerrados es que pueden diseñarse para uso en interiores o exteriores según su tamaño, las condiciones climáticas locales, por mencionar algunas variables principales. Las geometrías de PBR cerrados más comunes son la placa plana, la anular y la tubular (Sánchez *et al.*, 2013), sin que corran el riesgo de contaminarse. Teniendo en cuenta la posibilidad real de comercializar microalgas como productos químicos naturales y, más recientemente, biocombustibles, requiere de fotobiorreactores (PBR) muy eficientes (Touloupakis *et al.*, 2022), por lo que el diseño del fotobiorreactor a utilizar en este trabajo de investigación, consiste de 2 módulos cerrados conectados entre sí, para permitir un crecimiento óptimo y reducir el peligro de contaminación del cultivo por microorganismos indeseables y pueden ser especialmente efectivos cuando se cultivan microorganismos fotosintéticos para producir productos de alto valor (Siebert y Torzillo, 2018; Touloupakis *et al.*, 2022).

La generación de turbulencia en un PBR sobre el que incide la luz es uno de los métodos recomendados para conseguir una secuencia luz-oscuridad favorable para la fotosíntesis, las microalgas se mueven de las secciones iluminadas a las regiones oscuras y viceversa por el movimiento aleatorio de la turbulencia perpendicular a la dirección del flujo, aumentando la productividad y la eficiencia fotosintética al aumentar el intercambio de nutrientes y metabolitos entre las células y su medio de crecimiento, así como las frecuencias de luz oscuridad (Ye *et al.*, 2018; Touloupakis *et al.*, 2022). Algunas de las líneas de investigación actuales sobre los fotobiorreactores se enfocan en el mejoramiento de las eficiencias fotosintéticas (PCE), reduciendo la energía auxiliar al mínimo y reducir los costos de inversión en el escalamiento y transferencia

comercial persisten como problemas para su expansión (Posten, 2009), Los diseños tubulares ofrecen la ventaja de que las microalgas tienen una mayor área de contacto con la luz LED y se aprovecha con mayor eficiencia este recurso, aumentando su eficiencia fotosintética, reduciendo los costos mediante el diseño (Posten, 2009)

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar técnica y económicamente un fotobiorreactor como un pretratamiento de agua de un pozo con alta carga de materia orgánica y nitrógeno amoniacal, evaluando parámetros fisicoquímicos y los costos del proceso (CAPEX y OPEX), estableciendo si la tecnología es factible de implementarse a escala comercial.

Objetivos particulares

- Identificar y cuantificar los diferentes contaminantes presentes en la misma, tales como nitrógeno amoniacal, dureza y DQO.
- Evaluar las cinéticas de reacción en reactores por lote en un periodo de tiempo de 12 h para determinar los coeficientes cinéticos.
- Evaluar técnicamente el fotobiorreactor mediante pruebas hidráulicas y de eliminación del nitrógeno amoniacal, determinando los parámetros de diseño y criterios de operación, así como el efecto de la luz irradiada en la degradación del sustrato $[NH_4^+]$, y verificar si el agua tratada cumple con los estándares de calidad establecidos.
- Evaluar económicamente los diferentes casos del tamaño del fotobiorreactor tomando de base la eficiencia de las diferentes cantidades de luz irradiadas en este.

ANTECEDENTES

Microalgas

Principios de las microalgas

Las microalgas son organismos microscópicos formados por células eucariotas que son impulsadas por el mismo proceso fotosintético que las plantas superiores. Las células de microalgas comprenden pared celular, membrana plasmática, citoplasma, núcleo y orgánulos. Las microalgas también tienen plastidios que contienen clorofila que se encarga de fabricar los alimentos realizando la fotosíntesis, a diferencia de las plantas superiores, las microalgas cuentan con la ausencia de un sistema vascular para el transporte de nutrientes, ya que cada célula es fotoautótrofa con absorción directa de nutrientes (Chai *et al.*, 2021).

La productividad de las microalgas dependiendo de las condiciones ambientales como la temperatura, el pH, la disponibilidad de nutrientes y, lo más importante, la disponibilidad de luz (Vejrazka *et al.*, 2015). En presencia de luz, estas microalgas autótrofas se denominan fotoautótrofas ya que utilizan fotones de luz como fuente de energía para generar energía química mediante la fotosíntesis (Amaro *et al.*, 2011)., Para su crecimiento se necesitan elementos como carbono, nitrógeno, fósforo y azufre, junto con pequeñas cantidades de metales traza (por ejemplo, sodio, calcio, hierro, por mencionar los principales), entre estos elementos, la absorción de nitrógeno y fósforo son los más relevantes (Cai *et al.*, 2013; , Emparan, *et al.*, 2019). Las microalgas autótrofas fijan carbono (en forma de CO₂) biológicamente de la atmósfera mediante la fotosíntesis. Las microalgas también pueden utilizar carbono en forma de carbonatos solubles para su crecimiento, ya sea mediante absorción directa o conversión de carbonato en CO₂ libre a través de una actividad carboanhidrasa (Cai *et al.*, 2013; Emparan, *et al.*, 2019). Durante la fotosíntesis de algas autótrofas, CO₂ y el agua se convierten en carbohidratos (glucosa) y se metabolizan aún más para producir energía que impulsa la formación de trifosfato de adenosina (ATP) a partir de difosfato de adenosina (ADP). Luego, la energía del ATP se utiliza para impulsar diversos procesos en las células y, al hacerlo, se vuelve a

convertir en ADP, listo para captar más energía y permitir el crecimiento (Brennan y Owende, 2010, Emparan, *et al.*, 2019), todo este proceso se ilustra en la figura 1.

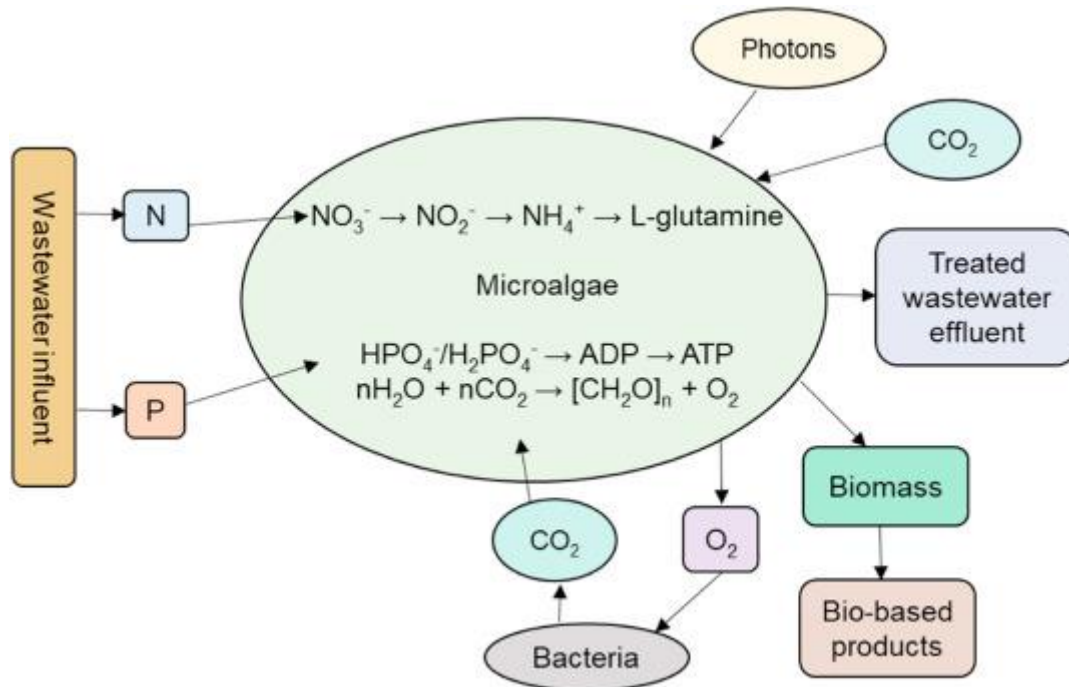


Figura 1. Mecanismo de absorción de nutrientes e interacciones con bacterias en el interior celular de las microalgas (Chai *et al.*, 2021).

Chlorella vulgaris

Chlorella vulgaris, una microalga unicelular que desempeña un papel central en esta investigación, fue descubierta en 1890. Su nombre deriva del término griego "*chloros*", que significa verde, y un sufijo que hace referencia a su tamaño microscópico. Es una microalga sin flagelo que prospera en agua dulce y es considerada termotolerante. Su composición típica incluye un 14-22% de lípidos, 51-58% de proteínas, 12-17% de carbohidratos y 4-5% de ácidos nucleicos. Morfológicamente, presenta una forma esférica con un diámetro de 2-10 μm y contiene los pigmentos fotosintéticos clorofila a y clorofila b en su cloroplasto (Céspedes, 2019). La especie *Chlorella* se ha

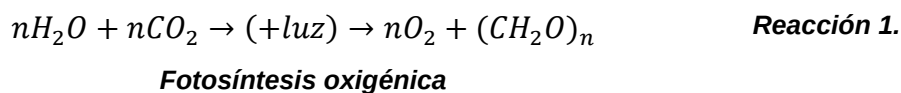
empleado extensivamente en diversas áreas, como la salud, la nutrición tanto humana como animal (Santos *et. al*, 2014).

Esta microalga, pertenece a la siguiente clasificación científica: Dominio: *Eukaryota*, Reino: Protista, División: *Chlorophyta*, Clase: *Trebouxiophyceae*, Orden: *Chlorella*, Familia: *Chlorella*, Género: *Chlorella*. Además de caracterizarse por su rápido crecimiento y su destacado potencial en el tratamiento de aguas residuales. Además, es capaz de adaptarse a las condiciones ambientales adversas propias de aguas contaminadas y de absorber de manera eficiente el nitrógeno y el fósforo presentes en estas (Céspedes, 2019).

Fotosíntesis

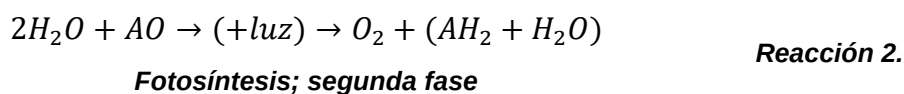
La fotosíntesis es un proceso biológico complejo que consta de dos etapas claramente diferenciadas. La primera consiste en la absorción y conversión de la energía luminosa, mientras que la segunda implica la captación y asimilación biológica de los elementos esenciales para formar materia orgánica, como carbono, hidrógeno, oxígeno, nitrógeno y azufre, entre otros. Durante este proceso, las biomoléculas fotosensibles absorben la luz y la convierten en energía bioquímica estable. Los elementos constitutivos se toman de fuentes minerales inorgánicas incluyendo el agua misma (dióxido de carbono, CO_2 ; nitratos, NO_3^- ; sulfatos, SO_4^{2-} , etc.) y se incorporan a biomoléculas orgánicas metabolizables (Azcón-Bieto & Talón, 2008). Ambas etapas, la captación de energía y la asimilación de elementos, están estrechamente coordinadas y vinculadas entre sí. Este proceso puede describirse como una fotoabsorción de energía y una fotoasimilación de los elementos esenciales. La primera etapa consiste en convertir la energía luminosa en energía electroquímica, comenzando con la absorción de luz por complejos pigmento-proteína especializados, conocidos como antenas, «cosechadores» de luz (LHC, Light Harvesting) (Azcón-Bieto & Talón, 2008). En la segunda fase de la fotosíntesis se produce toda una serie de reacciones de asimilación de elementos necesarios para la construcción biomolecular: C, H, O, N, S. (Azcón-Bieto & Talón, 2008).

La ecuación global de la fotosíntesis es:



La reacción 1 representa la fotosíntesis oxigénica, un proceso en el que el oxígeno se genera como producto final. Este oxígeno es liberado a la atmósfera, donde juega un papel crucial al servir como elemento esencial para el proceso biológico de la respiración. En esta reacción, $(CH_2O)_n$ representa un azúcar como producto final fotosintetizado, genéricamente llamado fotosintato o fotoasimilado (Azcón-Bieto & Talón, 2008). Esta ecuación necesita un aporte de energía libre ($-\Delta G$) para moverse en el sentido indicado por la flecha, la cual es aportada por la luz absorbida fotosintéticamente. (Azcón-Bieto & Talón, 2008).

Es posible representar de manera general la segunda fase de la fotosíntesis mediante una reacción global integradora, como se muestra en la reacción 2. En esta etapa, se realiza la asimilación de diversos elementos esenciales provenientes de fuentes inorgánicas (CO_2 , NO_3^- , SO_4^{2-}): (Azcón-Bieto & Talón, 2008).



La molécula AO incluye el elemento aceptor final de electrones y protones ($A = C, N, S$) que es reducido parcialmente (Azcón-Bieto & Talón, 2008).

Fotoabsorción de energía

Según Azcón-Bieto y Talón (2008), los organismos fotosintéticos convierten la energía solar que absorben en biomasa. En la primera fase de la fotosíntesis, que implica una cadena redox de transferencia de electrones, se genera un gradiente de protones. Este proceso ocurre en los tilacoides, donde los complejos proteicos gestionan electrones y protones con la ayuda de biomoléculas cofactoras engarzadas en los polipéptidos de cada complejo (Azcón-Bieto & Talón, 2008).

Los pigmentos localizados en los tilacoides de los cloroplastos están estructurados en fotosistemas (Fase Luminosa, n.d.), los cuales tienen la capacidad de capturar y convertir la energía fotónica en energía electroquímica redox. Estos fotosistemas se denominan fotosistema I (FSI) y fotosistema II (FSII) (Nelson, N. y Yocum, 2006; Azcón-Bieto & Talón, 2008).

En el Fotosistema II (FSII), la luz es captada por la clorofila P680, que libera un electrón que asciende a un nivel de mayor energía. Este electrón es aceptado por la plastoquinona (PQ) y pasa por una cadena de electrones, incluyendo varios citocromos, hasta llegar a la plastocianina (PC), que lo transfiere al Fotosistema I (FSI). A medida que el electrón viaja a lo largo de la cadena, libera energía que se usa para bombear protones hacia el interior de los tilacoides, creando un gradiente electroquímico de protones. Estos protones regresan al estroma a través de la ATP-asa, generando ATP. El FSII se repone con electrones provenientes de la fotólisis del agua, proceso en el cual el agua se descompone en hidrógeno y oxígeno bajo la acción de la luz. Esto permite un flujo continuo de electrones. En el Fotosistema I (FSI), la luz excita la clorofila P700, lo que libera un electrón que es transferido a la ferredoxina y luego pasa por otra cadena de transporte hasta ser utilizado para reducir NADP^+ a NADPH, con la ayuda de electrones y protones del agua. (Fase Luminosa, n.d.) en la figura 2 se puede observar el mecanismo del proceso explicado.

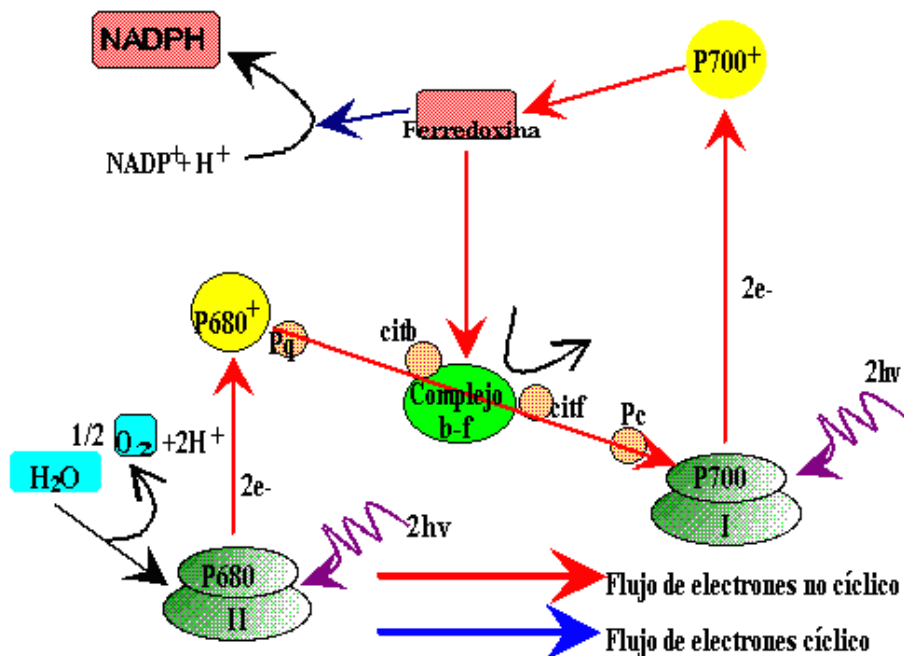


Figura 2. Fotoabsorción de energía, flujo de electrones cíclicos y no cíclicos (Fase Luminosa, n.d.)

En las plantas, los pigmentos fotosintéticos, como las clorofilas y los carotenoides, absorben la luz necesaria para la fotosíntesis (Azcón-Bieto & Talón, 2008). Las clorofilas emiten luz fluorescente roja con longitudes de onda superiores a 660 nm y absorben principalmente en las regiones azul y roja del espectro, lo que explica su color verde característico (Azcón-Bieto & Talón, 2008).

Existen dos tipos de clorofilas en los vegetales: la clorofila a, con un pico de absorción en 660 nm, y la clorofila b, en 643 nm, (figura 3), (Azcón-Bieto & Talón, 2008).

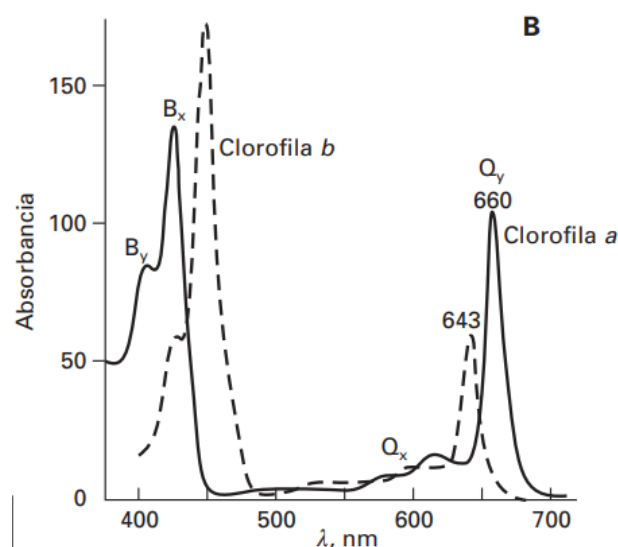


Figura 3. Longitud de onda de la clorofila a y b (Azcón-Bieto & Talón, 2008).

Fotoasimilación de los elementos esenciales

Nitrógeno

En la situación actual donde la calidad del agua se ve amenazada por la presencia de compuestos nocivos, donde el exceso de nitrógeno amoniacal emerge como una preocupación ambiental crucial, ya que, el nitrato al encontrarse naturalmente en el agua, es una sustancia indeseable por qué en altas concentraciones puede causar problemas de salud, como metahemoglobinemia (síndrome del bebé azul) o fuente de nitrosaminas después de su reducción a nitrito (Schoeman y Steyn, 2003; Abdel-Raouf et al., 2012). El uso de microalgas es una alternativa viable para la remoción de este compuesto del agua, ya que, las concentraciones de fósforo y nitrato disminuyen porque el fósforo y el nitrato se utilizan para la síntesis celular y la producción de energía dentro de las células de las microalgas. A medida que las microalgas crecen y se produce el proceso de fotosíntesis, la concentración de fósforo y nitrato disminuye (Otondo, et al., 2018).

El proceso de remoción de amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-) del agua de pozo con el proceso de fitorremediación de la microalga *Chlorella vulgaris*, primero el nitrato (NO_3^-) se transporta al interior de la célula. En el citoplasma, el nitrato se reduce

a nitrito mediante la enzima nitrato reductasa (NR). Luego, el nitrito (NO_2^-) se transporta al cloroplasto donde la enzima nitrito reductasa (NiR) cataliza su reducción a amonio (Sanz-Luque *et al.*, 2015), como se aprecia en la figura 4.

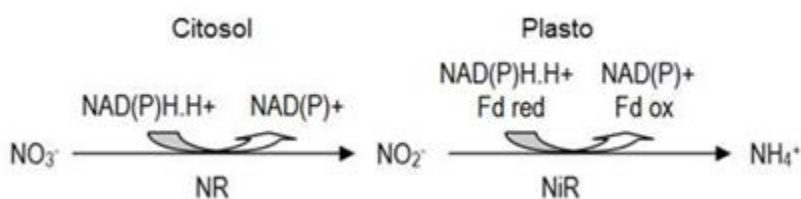


Figura 4. Reducción del nitrato a amonio catalizada por las enzimas NR y NiR (J. Monza, A. Márquez, 2004)

Finalmente, el amonio se integra mediante el ciclo GS/GOGAT. En el transcurso de este ciclo, el amonio se une al glutamato para formar glutamina antes de volver a dividirse en dos moléculas de glutamato. (Sanz-Luque *et al.*, 2015).

En los tejidos vegetales, casi todo el nitrógeno presente como amonio es incorporado mediante una reacción catalizada por la enzima glutamina sintetasa (GS), seguida de una segunda reacción catalizada por el glutamato sintasa (GOGAT), una enzima de tipo amido transferasa (Monza, A. Márquez, 2004). Las reacciones se resumen en la figura 5.

La GS cataliza la incorporación del NH_4^+ al glutamato para dar glutamina (figura 5) en una reacción que requiere ATP. El bajo K_M de la GS para el NH_4^+ asegura su inmediata asimilación, lo que evita que este ión tóxico, quede libre en la célula (Monza y Márquez, 2004).

La reacción posterior es catalizada por la enzima GOGAT, que emplea como cofactores NAD(P)H.H+ o ferredoxina en su forma reducida. Durante esta reacción, el grupo amida de la glutamina se transfiere al α -cetoglutarato, generando dos moléculas de glutamato. Una de estas moléculas actúa como aceptor de NH_4^+ , completando el "Ciclo GS/GOGAT", mientras que la otra se destina a la síntesis de aminoácidos a través de la acción de aminotransferasas (figura 5) (Monza y Márquez, 2004).



The diagram illustrates the nitrate assimilation pathway in higher plants, showing the transport of nitrate and its reduction to nitrite in the cytosol, and then to ammonium in the chloroplast. The pathway involves several key enzymes and cofactors:

- Nitrate Transporters:** NRT1, NRT2, and NAR1/NAR2 transport nitrate across the plasma membrane.
- Nitrate Reduction:** NR (Nitrate Reductase) reduces nitrate to nitrite in the cytosol.
- Nitrite Reduction:** NiR (Nitrite Reductase) reduces nitrite to ammonium in the chloroplast.
- Ammonium Assimilation:** GS (Glutamine Synthetase) and GOGAT (Glutamate Oxaloacetate Transaminase) assimilate ammonium into glutamate and 2-oxoglutarate.
- Regulation:** The pathway is regulated by nitric oxide (NO) and various cofactors, including cAMP, cGMP, and cPMP.
- Enzymes and Cofactors:** Cnx1E, Cnx1G, Cnx6, Cnx7, Cnx2, Cnx3, MPT, MPT-AMP, Moco, MCP, MCF, X-S, and X are involved in the regulation and transport of the pathway.

18

También es importante destacar que la *Chlorella vulgaris* crece con nitrato de amonio como fuente de nitrógeno, aunque asimila preferentemente el amonio. La asimilación de nitrato cesa por completo cuando se añade amonio y se reinicia tan pronto como el amonio desaparece.

Dureza

La contaminación del agua por metales pesados se ha convertido en una preocupación creciente a nivel internacional. La presencia de metales tóxicos en cuerpos de agua representa una amenaza significativa para la salud humana y el equilibrio ecológico, basta decir que a medida que las normas de emisión se endurecen, se vuelven progresivamente más inadecuadas. Por otro lado, las mejores tecnologías son más costosas y muchas veces simplemente no son viables. Por lo que se buscan soluciones eficaces y especialmente rentables (Volesky, 2001).

Varias industrias producen y vierten desechos que contienen diferentes metales pesados al medio ambiente, como la minería y fundición de metales, industria de acabado de superficies, producción de energía y combustible, industria y aplicación de fertilizantes y pesticidas, metalurgia, hierro y acero, galvanoplastia, electrólisis, electro- ósmosis, peletería, fotografía, fabricación de electrodomésticos, tratamiento de superficies metálicas, instalaciones aeroespaciales y de energía atómica, por mencionar los ejemplos más importantes. Por lo tanto, los metales como tipo de recurso está escaseando y también provoca una grave contaminación ambiental, amenazando la salud humana junto con los ecosistemas (Wang y Chen, 2006, Wang y Chen, 2009).

Los investigadores han enfatizado globalmente las ventajas del uso de microalgas en la biosorción de metales (Monteiro *et al.*, 2012; Suresh, *et. al.*, 2015). Las microalgas poseen una variedad de mecanismos, tanto extracelulares como intracelulares, que les permiten resistir la toxicidad de los metales pesados. Se ha señalado que su capacidad para absorber metales pesados supera a los métodos fisicoquímicos comúnmente utilizados para eliminarlos (Kumar *et al.*, 2015).

Los grupos funcionales de los lípidos, carbohidratos y proteínas que se encuentran en las paredes celulares del biomaterial son responsables de la absorción (biosorción) de iones metálicos, las algas como biomasa natural renovable exhiben diferentes afinidades hacia diferentes metales y, por lo tanto, son candidatos muy importantes, empleados como materiales biosorbentes (Doshi *et al.*, 2006 , Mallick, 2002; Kumar *et al.*, 2015). Las macro y microalgas exhiben mecanismos constitutivos para la eliminación de iones metálicos libres del agua, desintoxicando y remediando así el agua en cuestión. Por estas razones, la ficorremediación (el uso de macro y microalgas para la eliminación o biotransformación de contaminantes) ha ganado popularidad. Se informa que la capacidad de absorción de metales de ciertas algas marinas y fluviales (estudiadas para la adsorción y elución de Au, Ag y Co) es mucho mayor que la del carbón activado, la zeolita natural y la resina sintética de intercambio iónico (Doshi *et al.*, 2006; Kumar *et al.*, 2015), Khan *et al.* (2008) informaron que *Chlorella vulgaris* tiene eficiencia de eliminación de Cd (II).

CO₂

La microalga *Chlorella vulgaris*, se destaca como una opción interesante para la absorción y fijación de CO₂, ofreciendo una perspectiva innovadora y viable para mitigar la concentración de este compuesto del medio. Esta especie es útil en la asimilación de CO₂, en este proceso primero el CO₂ gaseoso debe transferirse a la fase líquida para formar carbono inorgánico disuelto (DIC), una vez disueltos, las reacciones dependientes del pH disocian el carbono inorgánico en tres especies químicas diferentes: CO_{2,d} , HCO₃⁻ y CO₃²⁻. De estos, sólo el dióxido de carbono (CO₂) y el bicarbonato (HCO₃⁻) disueltos son asimilados por las células. (Gouic *et al.*, 2021).

El equilibrio químico del carbono en el agua se desplaza hacia el bicarbonato, especialmente en condiciones alcalinas con un pH igual o superior a 8, donde casi todo el carbono inorgánico está en esta forma. En tales condiciones, la asimilación de CO₂ por simple difusión, como ocurre en las plantas terrestres, es muy ineficiente. Por ello, organismos acuáticos como *Chlorella vulgaris* han desarrollado mecanismos especializados para concentrar CO₂ en el entorno de la enzima RuBisCO,

optimizando la fijación de carbono incluso en ambientes alcalinos (Azcón-Bieto & Talón, 2008).

Uno de los mecanismos que puede ser utilizado por la microalga para la asimilación del CO_2 es el CCM, se entiende por definición que un mecanismo de concentración de CO_2 es un proceso activo por el cual se aumenta en el sitio de la RuBisCO la concentración del CO_2 , y no del HCO_3^- , excediendo la concentración que es habitual en una situación de equilibrio con la atmósfera. La forma inorgánica del carbono es importante porque el CO_2 y no el HCO_3^- , es el sustrato de la RuBisCO que compite con el O_2 en el estroma cloroplástico (Lara y Andreo, 2008).

Las especies acuáticas tiene la posibilidad de asimilar el CO_2 por una vía alterna mediante el uso del HCO_3^- del medio, porque están expuestas a éste en mayor cantidad a diferencia del CO_2 . La toma activa de HCO_3^- a nivel de membrana plasmática o cloroplástica puede ser una forma efectiva para concentrar el CO_2 (Lara y Andreo, 2008). Para que el bicarbonato (HCO_3^-) pueda ser asimilado, se lleva a cabo una catálisis extracelular que convierte HCO_3^- en CO_2 , permitiendo su rápida incorporación al interior celular. Alternativamente, puede ocurrir un bombeo directo de HCO_3^- al interior de la célula, donde es convertido en CO_2 por la acción de la anhidrasa carbónica (CA) (Azcón-Bieto & Talón, 2008). Estos mecanismos son fundamentales para optimizar la fijación de carbono en organismos acuáticos

Desarrollando un poco más el concepto de la anhidrasa carbónica (CA) es una metaloenzima que contiene zinc y cataliza la interconversión entre CO_2 y HCO_3^- (Azcón-Bieto & Talón, 2008). Este proceso permite que el bicarbonato se deshidrate externamente, generando CO_2 , el cual difunde a través de la plasmalema hacia el citoplasma. En la mayoría de las algas, esta enzima está asociada a una estructura globosa llamada pirenoide, localizada dentro del cloroplasto (Azcón-Bieto & Talón, 2008). La Figura 7 ilustra algunos de los mecanismos de incorporación de esta enzima, mientras que la Figura 8 detalla el mecanismo básico de concentración de carbono inorgánico en una célula de alga verde, mostrando la localización de diferentes anhidrasas carbónicas dentro de la célula (Azcón-Bieto & Talón, 2008)

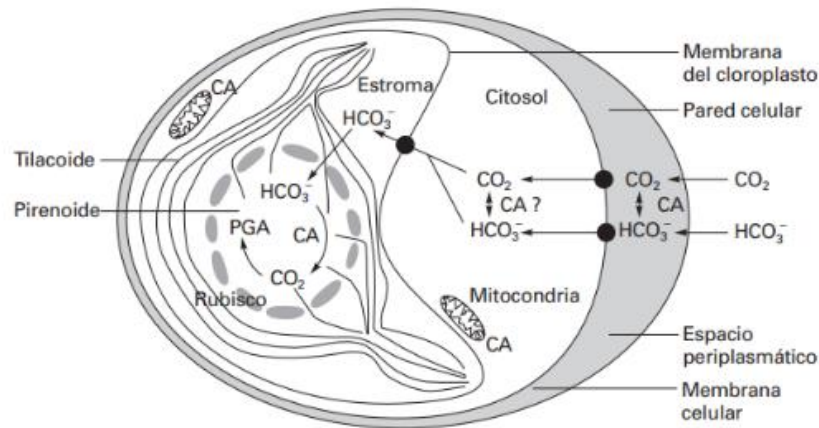


Figura 7. Mecanismo de concentración del carbono en célula de alga verde (Azcón-Bieto & Talón, 2008).

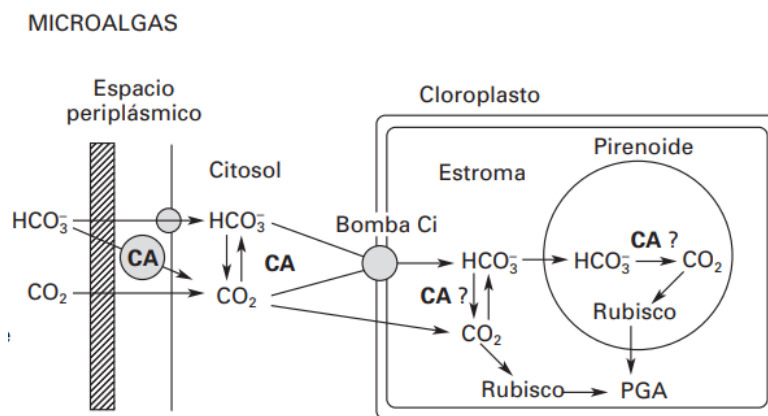
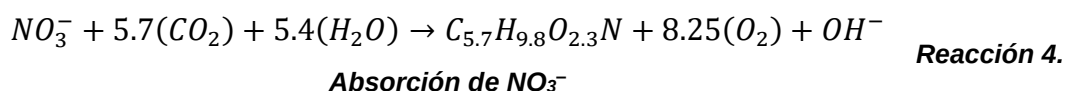


Figura 8. Papel de la anhidrasa carbónica (CA) (Azcón-Bieto & Talón, 2008).

La interconversión de CO_2 en HCO_3^- catalizada por la anhidrasa carbónica, genera un aumento significativo en el pH. Esto ocurre debido al consumo de iones HCO_3^- , cuya disociación en CO_2 suministra el carbono necesario para el crecimiento de las microalgas. Simultáneamente, se produce una acumulación de iones OH^- , lo que provoca un incremento del pH, como se describe en la reacción 3 (Martinez et al. 2000; Beltrán-Rocha et al., 2017):



También se ha analizado que existen otras formas que provocan el incremento del pH como es la absorción del NO_3^- por microalgas que produce OH^- , como se puede observar en la reacción 4 (Song et al. 2011, Rashid et al. 2014):



Fósforo

El fósforo inorgánico en forma de fosfatos forma parte crucial en el crecimiento de las células de las algas y también en su metabolismo energético (Emparan, et al., 2018). Durante el metabolismo, el PO_4^{3-} se asimila a partir de las formas dihidrógeno fosfato (H_2PO_4^-) e hidrogenofosfato (HPO_4^{2-}) y se incorpora en compuestos orgánicos mediante el proceso de fosforilación. En este proceso, una gran parte del PO_4^{3-} se utiliza para la síntesis de adenosín trifosfato (ATP) a partir de adenosín difosfato (ADP), proporcionando así el suministro necesario de energía para las funciones celulares (Martínez et al. 1999, Cai et al. 2013; Beltrán-Rocha et al., 2017). La oxidación de los sustratos respiratorios, el sistema de transporte de electrones de las mitocondrias o la luz (fotosíntesis) son fuentes de aporte de energía. Los fosfatos se transfieren a través de la membrana plasmática de las células de las algas para su utilización (Emparan, et al., 2018).

El pH influye directamente en la formación de especies de PO_4^{3-} , afectando su absorción por las microalgas. En ambientes tanto ácidos como alcalinos, la captación de PO_4^{3-} se reduce significativamente. En condiciones alcalinas, esta disminución de biodisponibilidad se debe a la eliminación de fosfatos mediante coprecipitación química con Ca^{2+} , lo que lleva a la formación de fosfato de calcio $[\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2]$ en un rango de pH de 9 a 11 (Rigby et al. 1980, Craggs 2005, Markou & Georgakakis 2011, Cai et al. 2013).

Fotobiorreactor

El fotobiorreactor (PBR) es un reactor de sistema cerrado que ayuda al crecimiento de microalgas en aguas contaminadas para producir biomasa a través de la fotosíntesis (Pulz y Scheibenbogen, 2007; Sevugamoorthy y Rangarajan, 2023). El PBR también proporciona condiciones favorables para el cultivo de organismos fototróficos (Lorenzo *et al.*, 2022). Se identificaron cerca de 1 millón de especies de microalgas en los informes existentes, pero muy pocas de ellas se usaron de manera efectiva en el proceso de depuración de agua debido a su supervivencia e idoneidad para mantenerse en las condiciones de estrés del proceso de tratamiento del agua (P.Sharma y Sharma, 2017; Sevugamoorthy y Rangarajan, 2023).

Los reactores tubulares están formados por tubos transparentes dispuestos en líneas paralelas. Los tubos individuales pueden ser rectos, pueden seguir un curso serpenteante, ya sea planos sobre el suelo u ordenados en paneles o bobinas (el llamado reactor helicoidal). Los tubos tienen diámetros de 10 a 60 mm como máximo y longitudes de hasta varios cientos de metros. El empleo de tubos conduce a una relación superficie-volumen bastante alta en 100 m^{-1} que es una de las principales ventajas de este diseño. Además, el llamado "lente" o "efecto de enfoque" tiene la ventaja añadida de una distribución homogénea de la luz. La luz incidente se diluye a lo largo de la circunferencia y se enfoca en dirección radial sobre el eje del tubo. De esta manera, la disminución exponencial de la luz debido al sombreado mutuo de las células se compensa en cierta medida con un aumento hiperbólico impuesto geométricamente en la intensidad de la radiación. En tubos muy finos, por ejemplo de 1 cm, se pueden obtener concentraciones de biomasa bastante altas, de más de 6 g/L. Por supuesto, la disposición de los tubos debe calcularse para lograr las condiciones de luz incidente más homogéneas. El bombeo del medio con velocidades lineales del líquido de 20 cm/s a 50 cm/s se realiza mediante circuladores de aire o mediante bombas centrífugas. La aireación y la desgasificación también se consiguen en la parte del puente aéreo, mientras que junto con las bombas debe equiparse una estación de intercambio de gas independiente. Una velocidad de más de 1 m/s

provocará micro remolinos de menos de 50 μm de diámetro que potencialmente pueden dañar las células. La velocidad relativamente alta es necesaria para lograr condiciones turbulentas que conduzcan a ciclos de luz/oscuridad aceptables. Encontraron un mejor rendimiento en comparación con las columnas de burbujas. Para el aumento de escala de un solo tubo sólo se pueden considerar el diámetro y la longitud. Recientemente se ha retirado del mercado un desarrollo. Si bien el consumo de energía y el alto costo excluyen a los reactores tubulares para la producción, por ejemplo, de productos energéticos, la posibilidad de operación monoséptica y las condiciones bien definidas dentro del reactor los convierten en una buena opción para la producción de compuestos de alto valor (Posten, 2009).

Los PBR tubulares proporcionan una gran área de iluminación y son bastante económicos. En estos PBR se utilizan uno o más tubos transparentes hechos de vidrio o plástico con varios valores de diámetro. Los tubos se pueden organizar en diferentes formas y orientaciones (p. ej., bucle, espiral, múltiple, horizontal, vertical e inclinado). Se utilizan bombas o sistemas de transporte de aire para airear, mezclar y hacer circular el cultivo. El número de tubos y su diámetro, concentración de biomasa y tipo de PBR afectan la productividad del cultivo (Touloupakis et al., 2022).

El primer reactor tubular (bucle) fue investigado al aire libre por Tamiya et al. (1953) (Touloupakis et al., 2022). El cultivo (40 litros de volumen total) se hizo circular en una serie de tubos de vidrio (3,0 cm de diámetro interno (di) y 33,3 m de longitud) conectados con tubos de goma, sumergidos en agua y expuestos a la luz solar. El cultivo de *Chlorella* se hizo circular en el sistema mediante una bomba accionada por motor a una velocidad lineal de 15 a 30 cm/s, mediante una torre de intercambio de gases, aireada por CO_2 -aire enriquecido suministrado a razón de 1.0 a 1.5 L/min. El mayor rendimiento obtenido en este sistema fue de 0.6 g L/día. En los años siguientes, comenzó el desarrollo de tecnología intensiva de microalgas para PBR tubulares. En 1971, Jüttner y colaboradores describieron un aparato tubular (40 mm de diámetro interno, 79 m de largo, 110 L de volumen) para el cultivo puro de organismos fototróficos (Jüttner, 1971). El reactor (propuesto para la producción en masa de algas y bacterias fotosintéticas) se usó durante muchos años y en 1982, el autor obtuvo resultados sobre el cultivo semicontinuo de muchos microorganismos (Jüttner, 1982; Touloupakis et al., 2022). En 1983, Pirt y sus colaboradores sentaron las bases para el desarrollo de la tecnología de microalgas basada en PBR tubulares, investigaron la

tasa de flujo de líquido en un PBR tubular de flujo laminar a turbulento y, por lo tanto, aumentaron la producción de biomasa de *Chlorella* (Pirt et al., 1983; Touloupakis et al., 2022).

El criterio de diseño más importante para los PBR es maximizar la relación superficie-volumen de iluminación; por lo tanto, el espesor del cultivo debe ser muy delgado. La generación de turbulencia en un biorreactor sobre el que incide la luz es uno de los métodos recomendados para conseguir una secuencia luz-oscuridad, ya que las células de microalgas individuales deben alternar intervalos cortos de alta intensidad de luz con períodos más largos de oscuridad para que el cultivo de algas prolifere vigorosamente (Touloupakis et al., 2022)

Las configuraciones más efectivas para futuras aplicaciones industriales entre la amplia gama de sistemas de cultivo al aire libre son los sistemas cerrados como los PBR tubulares, de columnas y de panel plano. Los sistemas cerrados permiten la producción de productos de alta calidad porque están libres de contaminantes externos. Otras ventajas de estos sistemas incluyen: alta concentración de biomasa, control óptimo de los parámetros de cultivo, alta productividad y eficiencia fotosintética. Estos sistemas de producción necesitan un mayor desarrollo para aumentar su viabilidad económica para la comercialización (Touloupakis et al., 2022).

Los PBR deben construirse con un uso óptimo de la luz y una mezcla eficiente para lograr una iluminación homogénea del cultivo. La combinación de captura, transmisión y distribución de luz determina la eficiencia de los PBR. La absorción de luz y el sombreado mutuo de las células contribuyen a la formación de un gradiente de luz dentro del PBR. Este gradiente de luz (dentro del reactor) expone las microalgas a un microambiente más iluminado (cerca de la superficie del reactor). En consecuencia, las microalgas están expuestas a ciclos de luz/oscuridad cuando el líquido está suficientemente mezclado. Las altas tasas de crecimiento y fotosíntesis están asociadas con ciclos frecuentes de luz/oscuridad (Abu-Ghosh et al., 2016; Touloupakis et al., 2022). Una forma de acercarse a mejores rendimientos es ampliar no la superficie exterior sino ampliar la superficie interior mediante componentes transparentes incorporados en el volumen interno del reactor. Se trata de diluir la luz sobre una gran superficie interna, teniendo sólo finas capas de líquido y ahorrando material. Se han concedido o presentado varias patentes en esa dirección. Entre ellos

se encuentran ligamentos, barras o fibras de vidrio que emiten lados dentro de tubos o placas. Aunque el argumento para aumentar la profundidad de penetración de la luz con tales accesorios es un poco engañoso, el punto básico es aumentar la superficie del reactor (Posten, 2009).

Las categorías principales de los sistemas cerrados son las siguientes:

- Tubulares
- Plano
- Columnas verticales
- Algunos otros PBR de forma.

Todos están contruidos con materiales transparentes como polietileno flexible y cloruro de polivinilo o vidrio y plástico rígidos. Los PBR tubulares son el grupo más grande de sistemas de reactores (Touloupakis *et al.*, 2022).

Condiciones de operación del fotobiorreactor

Agitación

El tratamiento del agua mediante microalgas se puede realizar en forma de cultivo de células libres en suspensión y células inmovilizadas. El cultivo de células libres suspendidas es la condición en la que las células vivas de las microalgas se mueven de forma independiente dentro del sistema que contienen el medio bajo una condición que garantiza una distribución uniforme de las células (Katarzyna *et al.*, 2015, Emparan, *et al.*, 2019). Mientras tanto, las células inmovilizadas son la condición de que las células vivas de las microalgas impidan que fluyan libremente desde su ubicación original a todas las partes del medio, este enfoque se puede realizar manteniendo las células vivas de las microalgas en portadores como cápsulas de NaCS-PDMAAC (Zeng *et al.*, 2012, Emparan, *et al.*, 2019), alginato (Sumithrabhai *et al.*, 2016, Emparan, *et al.*, 2019) y perlas de quitosano (Fierro *et al.*, 2008, Emparan, *et al.*, 2019).

La agitación es esencial en los cultivos de microalgas para mantener su homogeneidad, evitando su sedimentación, lo que podría detener su crecimiento por falta de luz y nutrientes. Este movimiento asegura la absorción de nutrientes, el desarrollo metabólico, previene la acumulación de oxígeno disuelto y mejora la transferencia de carbono, favoreciendo así la captura de CO₂ (Lim *et al.*, 2021).

METODOLOGÍA

En la figura A se presenta la metodología empleada en esta investigación, la cual consiste en 5 etapas, a continuación, se presenta más a detalle cada una de ellas:

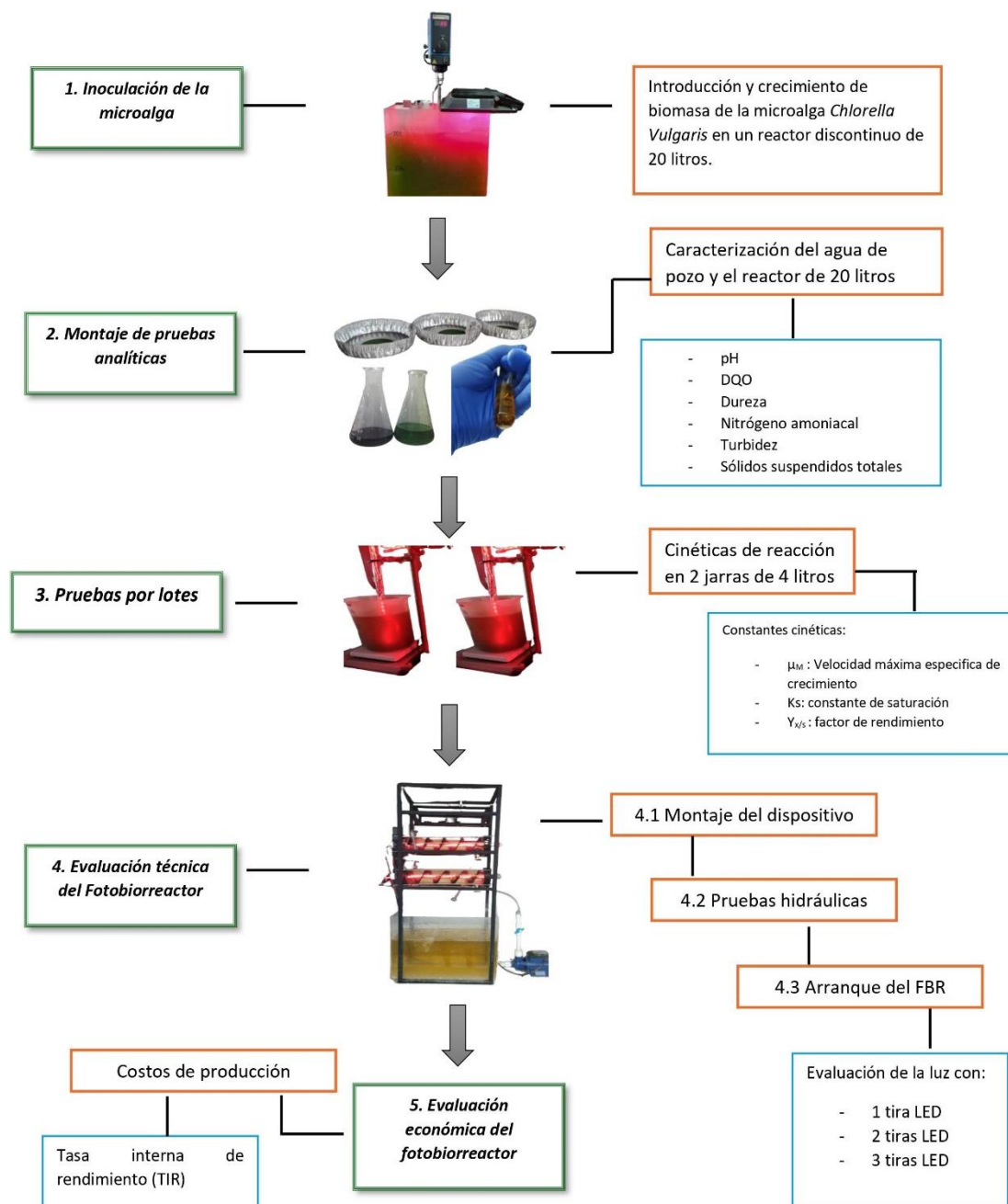


Figura A. Metodología en 5 etapas

Etapas 1. Inoculación del microorganismo

El microorganismo utilizado en este trabajo fue la microalga *Chlorella vulgaris*. En un trabajo previo en el 2023 Martínez utilizó un cultivo mixto de microalgas y cianobacterias y agua de pozo como medio de crecimiento, obteniendo buenos resultados para el crecimiento del microorganismo adicionalmente determinó mediante un análisis de purificación de proteínas de alta pureza con fenol básico y una comparación en la base de datos UniProt la concordancia total con el perfil de *Chlorella Vulgaris*. En específico, una proteína determinó el resultado, esta fue fragmentos de actina de *Chlorella Vulgaris* con un 99% de seguridad ya que el equipo está especializado para no dar falsos positivos.

Teniendo la investigación previa de la inoculación e identificación del microorganismo microalgal *Chlorella vulgaris*, se utilizó este microorganismo y agua de pozo como medio rico en nutrientes, este medio fue usado desde la fase de incubación hasta el escalamiento del fotobiorreactor, donde se llevó a cabo la generación de biomasa requerida en un reactor batch de 20 litros para realizar el montaje de los experimentos siguientes en esta investigación. Para mantener el microorganismo en condiciones adecuadas de crecimiento, se requirió una agitación constante, dada por un agitador eléctrico (IKA EUROSTAR 20 digital) a 65 rpm, para que las microalgas estuvieran en suspensión homogénea. Otro requerimiento importante es la luz, las microalgas al contener los pigmentos fotosintéticos clorofila a y b se ven afectadas por la luz roja y azul (Alami et al., 2021, Hou et al. 2024), teniendo en cuenta esto se utilizó un reflector fijo de LEDs de 4500-5000 lumenes (laser&led, REF50RGB) en un rango de luz 625 a 700 nm.

Etapas 2. Montaje de pruebas analíticas

Se estandarizaron las técnicas de pH, DQO, nitrógeno amoniacal, dureza, sólidos suspendidos totales y turbidez, estas técnicas fueron seleccionadas basándonos en la información obtenida por un estudio diagnóstico de acuerdo por la NOM-127 el cual

arrojaba valores superiores permitidos por esta norma de estos parámetros, para que los datos obtenidos sean confiables, según las normas establecidas en la tabla 1.

Tabla 1. Técnicas analíticas empleadas

Nombre	Técnica	Norma
pH	El valor de pH se mide mediante la diferencia de potencial en una celda electroquímica utilizando un pHmetro adecuado.	NMX-AA-008-SCFI-2016
DQO	Se determina mediante dicromato, lo que sirve como una estimación aproximada de la demanda teórica de oxígeno, es decir, la cantidad de oxígeno consumido en la oxidación química completa de los compuestos orgánicos e inorgánicos presentes en el agua.	NMX-AA-030/2-SCFI-201
Nitrógeno amoniacal	Método de prueba para medir el nitrógeno en aguas naturales, residuales y tratadas.	NMX-AA-026-SCFI-2010
Dureza	Procedimiento para determinación de dureza en agua por titulación.	NMX-AA-072-SCFI-2001

Sólidos Totales	Suspendidos	Método para la medición de sólidos y sales disueltas.	NMX-AA-034-SCFI-2015
Turbidez		Procedimiento para la determinación de turbiedad en un intervalo de trabajo de 0,01 a 40 UNT	NMX-AA-038-SCFI-2001

Se siguieron los procedimientos rigurosos que se presentan en las normas tomando en cuenta una adecuada preparación en los reactivos utilizados, considerando un control de calidad en llevar a cabo las pruebas por triplicado con el fin de monitorear la precisión de las mediciones, además de realizar ajustes en los procedimientos para optimizar la precisión y la eficacia de las pruebas, como fue el caso de la técnica de DQO, donde se llevó a cabo una dilución de 3:5, por la interferencia de la alta concentración de cloruros que presenta el agua de estudio, como lo recomienda la norma.

Debido a las limitaciones de tiempo en el desarrollo de la presente investigación, no se incorporó la técnica de medición y análisis del fósforo. Aunque el fósforo no este considerado en la NOM-127 es un parámetro relevante en la calidad del agua, especialmente en el contexto de la eutrofización, el enfoque del estudio se centró en la evaluación del fotobiorreactor y en la eliminación del nitrógeno amoniacal. La decisión de priorizar estos aspectos se tomó para asegurar la obtención de resultados concluyentes dentro del plazo establecido, dejando la evaluación del fósforo para futuras investigaciones complementarias.

Etapas 3. Pruebas por lotes

Se llevaron a cabo pruebas por lotes, donde se simuló las condiciones en las que se operó el prototipo del fotobiorreactor, con luz LED roja y mezclado lo más ideal posible, para llevar a cabo estas pruebas se requirió preparar el medio de cultivo

tomando en cuenta las necesidades específicas de la microalga *Chlorella vulgaris*, las cuales son luz roja que será aportada por tiras de LED (PIN MARKT, LED152), mezclado ideal por medio de un agitador magnético (IKA EUROSTAR 20 digital) y los nutrientes que fueron dados por el agua de pozo. Para la inoculación del microorganismo en las jarras, se tomaron 2 recipientes de un volumen de 4 litros con la muestra del agua recolectada del pozo de estudio, con una cantidad conocida en gramos de cultivo de 208 mg/L, 416 mg/L y 624 mg/L de biomasa. previamente generados en el reactor batch de 20 litros.

Utilizando un equipo de prueba de jarras se estudió el seguimiento del crecimiento de la biomasa con cinéticas de reacción, por medio de la técnica de sólidos suspendidos totales, tomando muestra del sistema cada 2 horas durante un periodo de 12 horas, además de evaluar también los parámetros de pH y nitrógeno amoniacal con el fin de determinar el coeficiente de rendimiento entre la biomasa y el sustrato del ion amonio NH_4^+ .

La rapidez específica de crecimiento microbiano, definida por Monod en 1942, se sigue utilizando hoy en día para describir el crecimiento microbiano en sistemas de tratamiento de lodos activados (Sayago *et al.*, 2016). El sistema de estudio del presente trabajo se comporta de una manera similar con un sistema de lodos activados en lo que se refiere a la generación de la biomasa dentro del fotobiorreactor, por lo que se utilizará el modelo de Monod. Existen dos casos de interés en la aplicación de este modelo en los sistemas biológicos de tratamiento de aguas (Mackenzie, 2010):

1. En casos donde hay un exceso de sustrato limitante, entonces $S \gg K_s$ y la constante de la tasa de crecimiento μ es aproximadamente $\mu_{\text{máx}}$. Se vuelve de orden cero en el sustrato
2. Por otro lado, cuando $S \ll K_s$ el sistema está limitado por el sustrato y la tasa de crecimiento se vuelve de primer orden con respecto al sustrato.

Al determinar la constante específica del sustrato (K_s) y la concentración del sustrato se puede determinar de qué orden es la reacción que ocurre en el fotobiorreactor tomando en cuenta los casos anteriores y verificando que el modelo de Monod es el adecuado para este proceso. Para determinar esta constante, con las pruebas llevadas a cabo con diferentes cantidades de biomasa inicial y determinando cinéticas

de crecimiento celular se obtuvo el coeficiente de rendimiento $Y_{x/s}$ el cual se utilizó en el programa informático AQUASIM, con el fin de obtener los parámetros cinéticos de rapidez específica de crecimiento máxima ($\mu_{m\acute{a}x}$) y la constante específica del sustrato del ion amonio NH_4^+ (K_s) ya mencionada. Se tomó como criterio el porcentaje de la desviación media relativa para evaluar el ajuste del modelo simulado en AQUASIM con los datos obtenidos experimentalmente.

Etapas 4. Evaluación técnica del fotobiorreactor

Montaje del equipo

El sistema está planteado de forma similar a un proceso de lodos activados, en donde el reactor biológico es propiamente el fotobiorreactor y el decantador estará conformada por un recipiente de acrílico que estará trabajando en recirculación que tiene como objetivo llevar a cabo la recirculación del agua tratada, donde su alimentación es la salida de los módulos y a la salida del recipiente junto con una bomba alimenta los módulos. El fotobiorreactor está constituido por dos módulos donde se lleva la mayor parte de la depuración del agua de estudio, ya que están diseñados con el fin de brindar todas las adecuaciones que requieren las microalgas para la formación de biomasa y/o degradación de contaminantes; las cuales son la agitación constante para brindar una mejor disponibilidad de los nutrientes con el fin de que estos sean degradados por las células de las microalgas donde la hélice que rodea el tubo de cuarzo al pasar el agua tratada genera una especie de remolino por el diseño de la hélice, cumpliendo la función de la agitación y evitando la sedimentación de las microalgas en este sistema. Por otra parte, en el caso de la luz, la forma de los módulos para evitar su limitación fue por medio de un tubo de cuarzo que se colocó en la parte central de cada uno de los módulos, donde se colocan las tiras de luz LED rojas con la finalidad de reducir las fases de oscuridad que se van formando por una mala agitación y la misma generación de biomasa, la luz eléctrica toma un papel importante en este sistema ya que será convertida en energía química que es necesaria para llevar a cabo la fotosíntesis.

Cada módulo se constituyó por un tubo de cuarzo que contiene dentro tiras de luz LED roja (PIN MARKT, LED152), con un diámetro exterior de 2.4 cm y alrededor de éste se presenta una hélice que rodea el espacio entre este tubo y un tubo de acrílico de 9.4 cm de diámetro exterior y 44 cm de largo, con el fin de realizar un mezclado ideal de las microalgas en el medio. La biomasa que circula dentro del sistema que pasa sobre la hélice es con el objetivo de mantener las propiedades del cultivo homogéneas y evitando la sedimentación, figura 9.



Figura 9. Módulo del reactor

Pruebas hidráulicas

Al introducir la hélice con el tubo de cuarzo en el tubo de acrílico, se colocaron las tapas con una junta mecánica de goma y para asegurarse que las tapas estuvieran lo más sujetas posibles y que fueran a prueba de altas presiones sin tener fugas, se utilizaron cuatro espárragos que se sujetaron en unas placas de metal para asegurar el sellado completo. Teniendo el equipo montado, se iniciaron las pruebas hidráulicas, con la finalidad de verificar que antes de poner en marcha el fotobiorreactor, todos los componentes de éste hayan sido correctamente instalados y no presenten fugas u algún impedimento físico que puedan comprometer el proceso y evitar que el equipo montado este en las mejores condiciones.

Para comprobar que no hubiera fugas dentro del sistema se verificó que las mariposas junto con las tuercas y rondanas que se colocaron para el ajuste de los espárragos estuvieran lo más apretado posible, con respecto al sello de caucho negro se cotejó que estuviera bien colocado y sujeto entre el tubo de acrílico y la tapa, también se revisó que las conexiones de las mangueras de flujo de entrada y salida estuvieran bien sujetas al sistema y no presentaran fugas, se probó el funcionamiento correcto de las válvulas de tope angular de entrada y salida del flujo y por último se verificó el funcionamiento ideal de la bomba.

Posterior a esto se puso en funcionamiento el fotobiorreactor con un flujo de 100 mL/s y al no tener goteos o derrames que impidieran su funcionamiento se procedió a llevar a cabo las pruebas siguientes.

Arranque del fotobiorreactor

El arranque del fotobiorreactor consistió en evaluar la cantidad de luz LED irradiada al sistema teniendo en cuenta los parámetros fijos de cantidad de biomasa inicial de 113 mg/L y la cantidad de efluente inicial de 35 litros, agua de pozo, que estuvieron en recirculación durante 10 horas seguidas, se llevaron a cabo 3 corridas, la primera con una tira de luz LED roja de 235 lux, seguida por dos tiras de luz LED roja de 470 lux y finalizando con tres tiras de luz LED roja de 705 lux.

Para evaluar el crecimiento celular se utilizó el modelo de Monod para definir los parámetros cinéticos con ayuda del programa informático AQUASIM y con estos se terminó el dimensionamiento que el fotobiorreactor debe de tener por medio de un diseño como el de lodos activados por el crecimiento microbiano que en este caso se trata de la biomasa generada.

Etapas 5. Evaluación económica

Para la evaluación de la parte económica del fotobiorreactor se determinaron los costos del proceso, los cuales están divididos en costos de capital (CAPEX) y costos

operativos anuales (OPEX) como se describe Tredici *et al.* (2016) en su análisis tecnoeconómico de la producción de biomasa de microalgas en una planta de Green Wall Panel (GWP®) de 1 ha. En este estudio no se consideraron los costos del capital no relacionados directamente con la construcción del fotobiorreactor a gran escala para dar relevancia solo a aquellos costos que están directamente relacionados con la construcción, para garantizar que el análisis se centre solo en los costos directamente asociados al proyecto con el fin de proporcionar más claridad y precisión económica, además de permitir una comparación más directa entre los 3 tamaños propuestos. La suma del OPEX y el CAPEX fijo por año se dividió por la productividad anual de la biomasa para obtener el costo de 1 kg de biomasa.

Y con los costos de producción obtenidos se calculó el índice de rentabilidad Tasa Interna de Retorno (TIR), para determinar si el proyecto es viable económicamente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Inoculación del microorganismo

Para determinar que el microorganismo *Chlorella vulgaris* se inoculó con éxito, se tomó una muestra del cultivo y se analizó en un microscopio a un aumento de 10x, como se parecía en la figura 10.

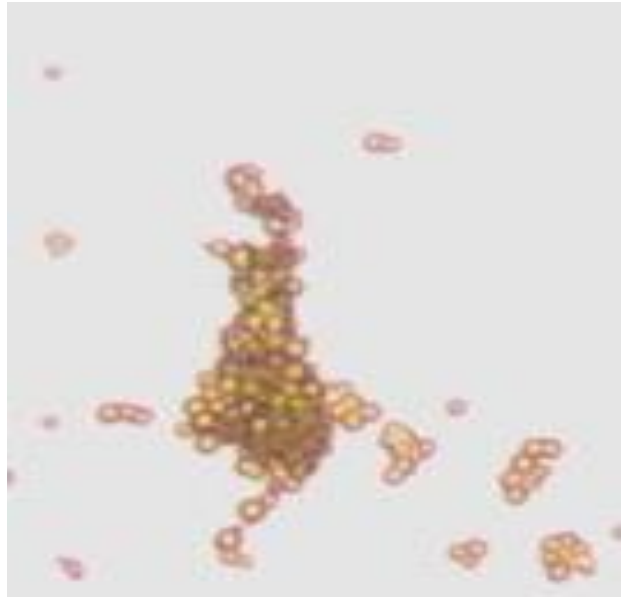


Figura 10. Fotografía propia de la morfología de la microalga *Chlorella vulgaris* vista con un objetivo de 10x

Coronado *et al.* (2022), define que la morfología de la microalga *Chlorella vulgaris* tiene una forma esférica definida y la cantidad de clorofila y pigmentos que contienen permite observar al microscopio las células vivas que mantienen intacta su pared celular, como se puede observar en la figura 11 tomada del estudio de Coronado y colaboradores.

Comparando las figuras 10 y 11, se puede observar determinar que los microorganismos de este trabajo presentan una morfología similar de células con las características reportadas en el estudio mencionado.

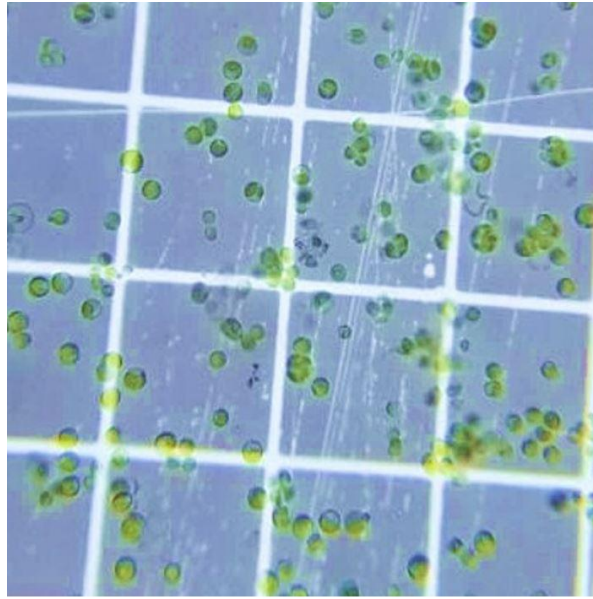


Figura 11. Morfología de la microalga *Chlorella vulgaris* (Coronado et al., 2022)

Montaje de pruebas analíticas

En la Tabla 2 se presentan los resultados de los análisis practicados al agua de pozo de estudio. Asimismo, se presentan los resultados obtenidos de los análisis practicados al agua a la salida del reactor discontinuo de 20 litros, después de haber pasado un tiempo determinado en contacto con la microalga *Chlorella vulgaris* en el reactor discontinuo de 20 litros, con lo que se pone en evidencia el efecto depurador que tienen las microalgas sobre el agua, sobre todo en lo que se refiere a la concentración de nitrógeno amoniacal.

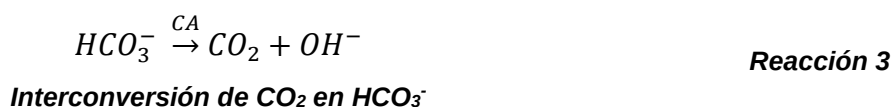
Tabla 2. Caracterización del agua de pozo

Resultados/Técnica	NOM-127-SSA1-2021	Pozo	Reactor discontinuo 20 L	%
pH	6.5-8.5	8.38 ± 0	9.82 ± 0	+ 17.18%
Nitrógeno amoniacal [mg/L]	0.50	28.33 ± 1.1	0	100%
Dureza [CaCO₃ mg/L]	500.00	501.79 ± 16.18	416.5 ± 4.3	17%
DQO [mg/L]	30.00	96.17 ± 9.46	110.25 ± 2.5	+ 14.64%
Turbidez [NTU]	5.00	11.20 ± 0.14	3.65 ± 0.18	67.41%

En la tabla 2, se una puede apreciar una remoción completa del nitrógeno amoniacal debido a que las microalgas consumen el ion amonio como uno de los nutrientes principales para la generación de biomasa y por su afinidad en su consumo del sustrato con la microalga y para fines de este trabajo se consideró como un reactivo limitante de los parámetro evaluados, en el caso de la dureza se observa una reducción en un 17% de este contaminante llevando este valor a niveles permisibles por la NOM-127, al igual que la turbidez, ya que al ser reducido en un 67.41% cumple dicha norma. Ahora bien, en el caso del DQO presenta un aumento del 17.18% en las concentraciones de este parámetro, que se debe principalmente a los compuestos poliméricos metabólicos y extracelulares liberados por las microalgas en suspensión (Otondo *et al.*, 2018) por lo que es importante tomar en cuenta el tiempo de residencia del efluente en el fotobiorreactor debido a estas sustancias que secreta la biomasa de la microalga que puede añadir al medio.

En el caso del aumento del pH se debe a que las microalgas al asimilar el CO₂ lo hacen por medio de los bicarbonatos disueltos en el medio, para después ser convertidos por la enzima anhidrasa carbónica en CO₂ dentro de la célula como se aprecia en la reacción 3, aquí se puede observar la generación de iones OH⁻ que son

liberados al medio provocando así el aumento de este parámetro (Martinez *et al.* 2000; Beltrán-Rocha *et al.*, 2017)



Pruebas por lotes

Los valores de los parámetros cinéticos, de rapidez específica de crecimiento máxima ($\mu_{m\acute{a}x}$) y la constante específica del sustrato del ión amonio NH_4^+ (K_s), obtenidos de la cinética de reacción llevada a cabo con 208 mg/L de biomasa inicial, simulados por medio del programa AQUASIM, con el coeficiente de rendimiento de 26.59 [(mg biomasa/L) / (mg sustrato/L)] previamente calculado como se muestra en el ANEXO A, dan los valores que se presentan en la figura 12.

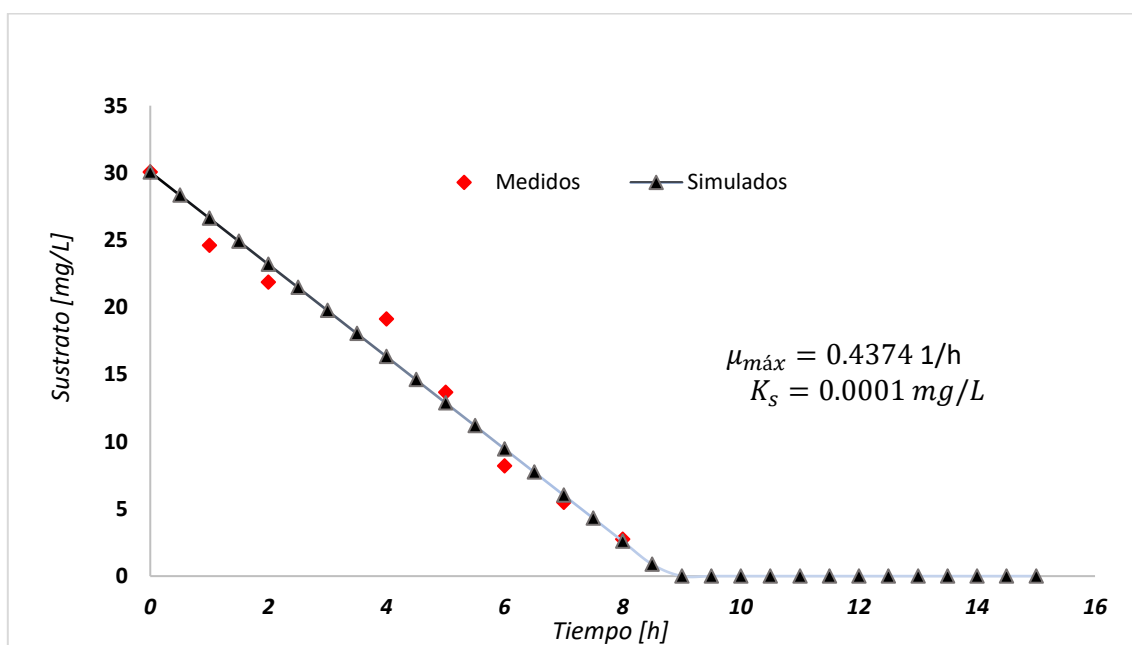


Figura 12. Degradación del sustrato con el modelo determinado con el programa informático AQUASIM y los valores determinados experimentalmente

El criterio para evaluar el ajuste del modelo fue el porcentaje de la desviación media relativa:

$$P(\%) = \frac{100}{N} \sum_{i=1}^N \frac{|Me_i - Mc_i|}{Me_i}$$

Ecuación 1

Porcentaje de la desviación media relativa

Donde Me_i y Mc_i son la concentración de sustrato medido experimental y el calculado, respectivamente, y N es el número de datos experimentales.

Aplicando la ecuación 1 se obtiene un valor de **8.18%**, se puede aceptar este modelo sabiendo que un modelo es considerado aceptable si el valor de P está por debajo del 10%, (Lomauro *et al.*, 1985; Azuara-Nieto, E., & Beristain-Guevara, C. I., 2007). Habiéndolo aceptado se tomaron los parámetros cinéticos ya que fueron determinados bajo condiciones ideales, sin limitación de nutrientes ni luz, los cuales fueron $\mu_{\max}$ de 0.4374 1/h y K_s de 0.0001 mg/L para evaluar las cinéticas de reacción con las cantidades de biomasa inicial de 416 mg/L y 624 mg/L.

En el caso de tener una biomasa inicial de 416 mg/L se puede apreciar en la figura 13 que existe una desviación del 66.85 % y que con esta cantidad de biomasa inicial debería de requerirse un tiempo de 4 horas 30 minutos para consumirse por completo el sustrato (NH_4^+). Por otro lado, con una biomasa inicial de 634 mg/L la desviación se incrementa hasta un 87.09 % como se aprecia en la figura 14, indicándo que debería de consumirse por completo el sustrato (NH_4^+) en un tiempo de 3 horas.

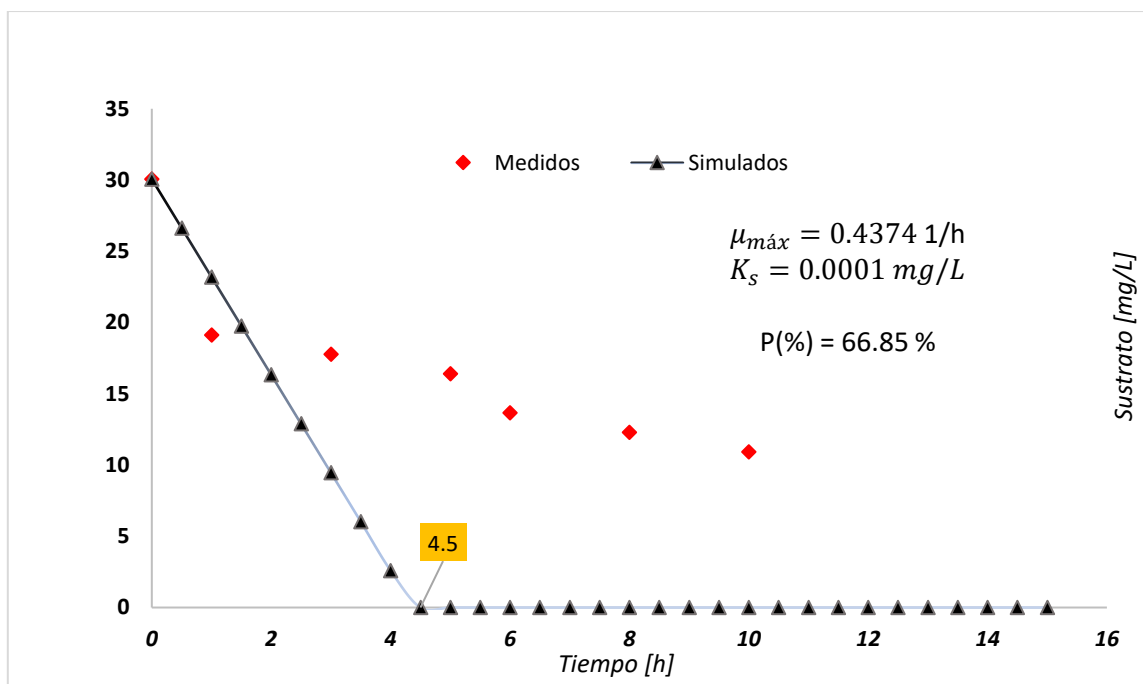


Figura 13. Porcentaje de desviación media relativa de la degradación del sustrato entre los datos obtenidos por el programa informático AQUASIM y los valores determinados experimentalmente con la biomasa inicial de 416 mg/L

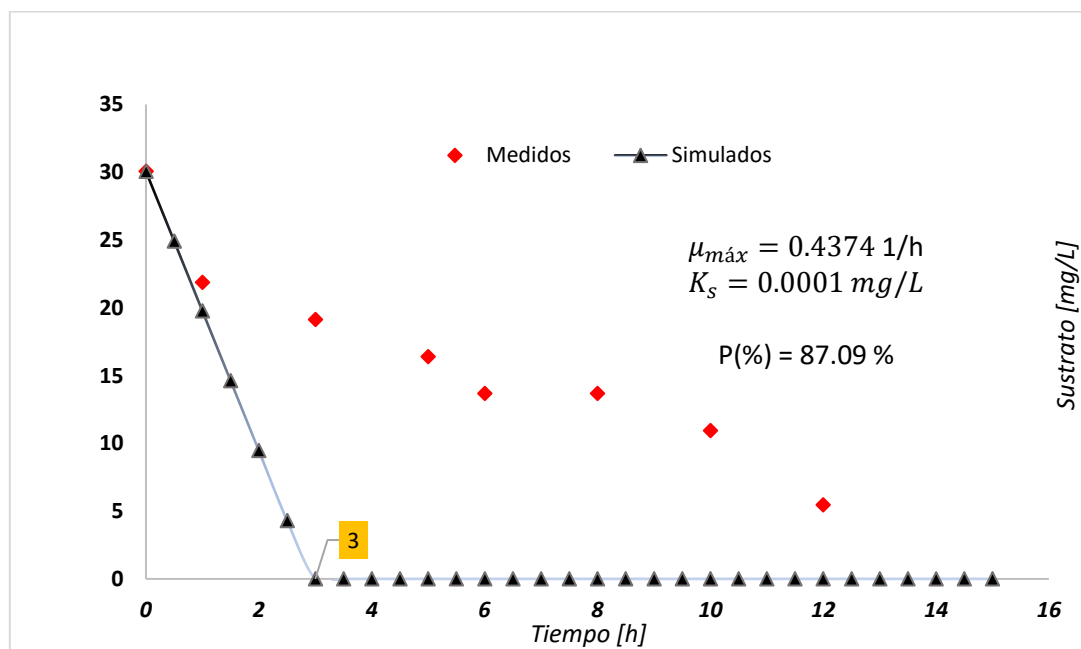


Figura 14. Porcentaje de desviación media relativa de la degradación del sustrato entre los datos obtenidos por el programa informático AQUASIM y los valores determinados experimentalmente con la biomasa inicial de 624 mg/L

Las desviaciones de ese nivel que se presentan con la simulación dada por el programa AQUASIM en las figuras 13 y 14, son en parte porque se esperaba que se redujera el tiempo requerido para el consumo del sustrato (NH_4^+) conforme se incrementa la biomasa inicial debido a la disponibilidad de las células que requieren consumir este nutriente para su crecimiento, pero los resultados obtenidos experimentalmente al extrapolarlos por medio del programa AQUASIM con el fin de determinar un tiempo aproximado en que se podría consumir el sustrato hasta llevarlos a los límites permisibles por la NOM-127 presentados en la figura 15 y 16, con una biomasa inicial de 416 mg/L y 624 mg/L respectivamente, indican que entre mayor sea la cantidad inicial de biomasa que esté presente también será mayor el tiempo que se requerirá para el consumo deseado del sustrato. El aumento de la biomasa puede interferir en la disponibilidad de los nutrientes dentro del sistema ya que la difusión del sustrato en el medio podría no ser eficiente por la interferencia de las células inhibiendo la eficiencia de su consumo por falta de movilidad provocando gradientes de concentración del NH_4^+ . Por otra parte, también el aumento en la cantidad de células de la microalga favorece los espacios de oscuridad en el sistema, limitando la captación de la luz por las células de las microalgas, lo que con lleva a un menor rendimiento del consumo del sustrato (NH_4^+) en un tiempo determinado, provocando su aumento, esto sucede ya que en la fotosíntesis, específicamente en la etapa de la fase luminosa estaría retrasando la generación del NADPH y ATP debido a que las moléculas de clorofila en los fotosistemas se ven limitados lumínicamente como lo indica Emparan, *et al.*, 2019 en su investigación. En el caso de la biomasa inicial de 416 mg/L se puede observar en la figura 15 que el tiempo real que se requiere aumenta 5.7 veces más de lo que se esperaba por el modelo del programa establecido y con una biomasa inicial de 624 mg/L estaría aumentando 12 veces más el tiempo requerido, figura 16.

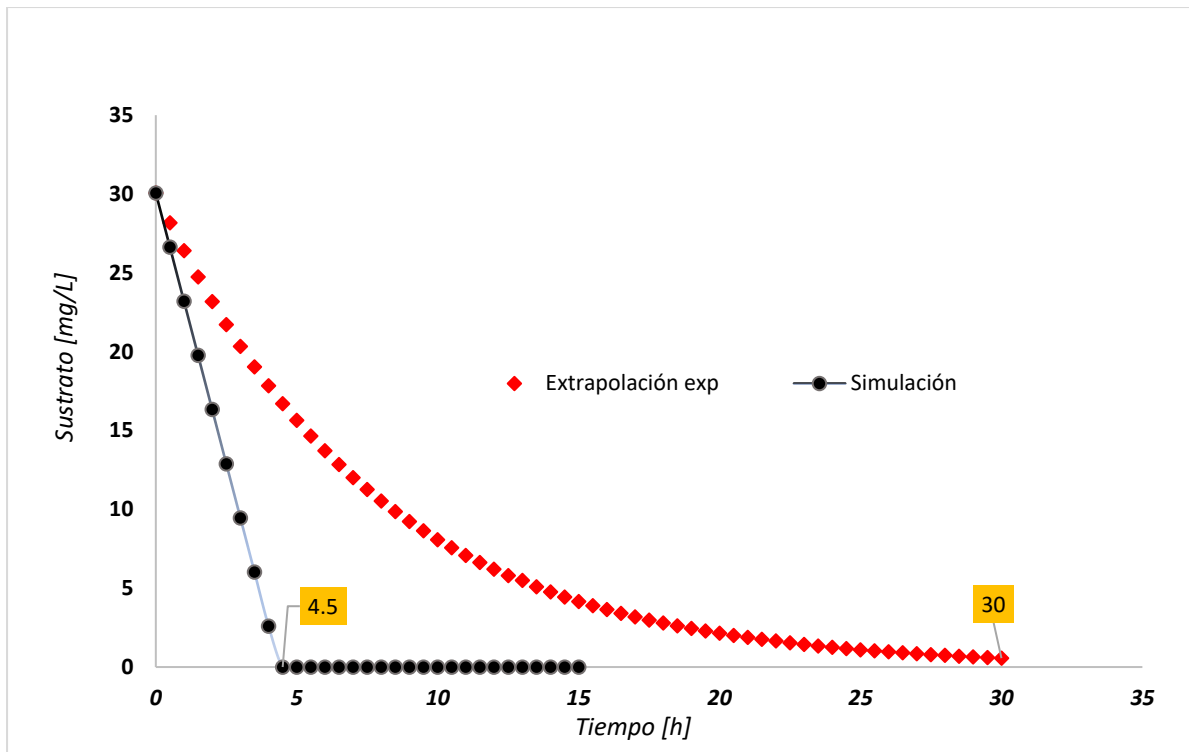


Figura 15. Tiempo requerido para el consumo total del sustrato con valores simulados por AQUASIM vs los valores extrapolados experimentalmente, con una biomasa inicial de 416 mg/L

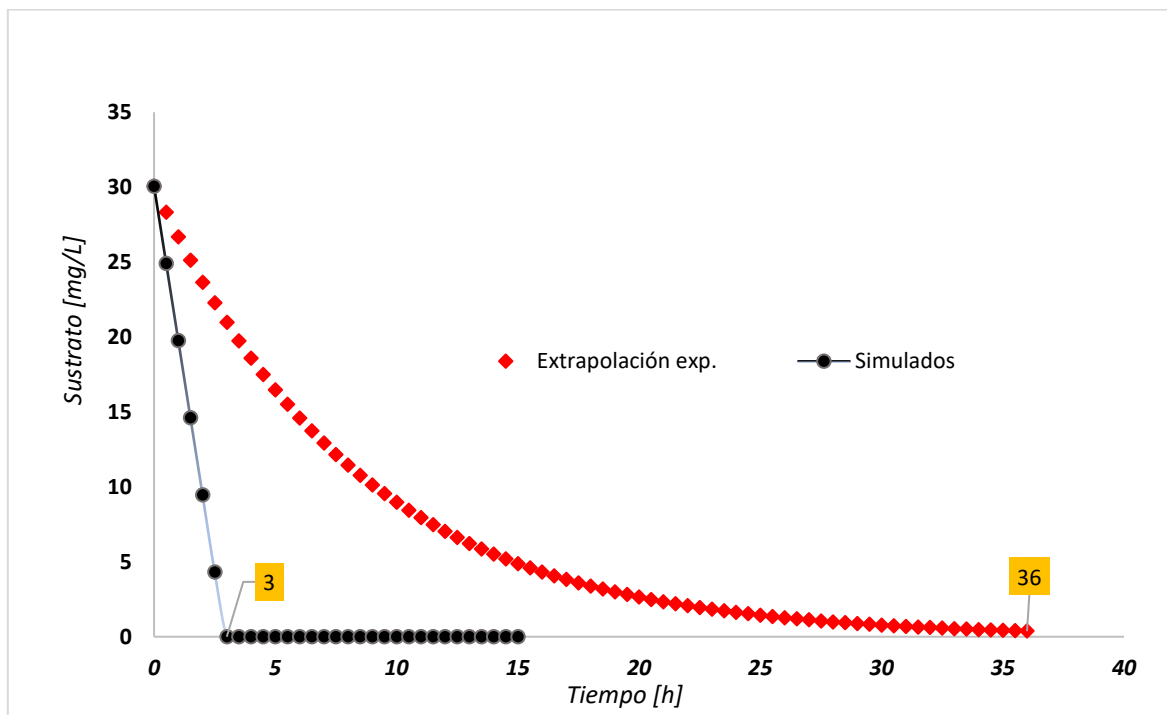


Figura 16. Tiempo requerido para el consumo total del sustrato con valores simulados por AQUASIM vs los valores extrapolados experimentalmente, con una biomasa inicial de 624 mg/L

Estos resultados permiten hacer un análisis comparativo experimental entre las diferentes concentraciones iniciales de biomasa: 208 mg/L, 416 mg/L, y 624 mg/L, para determinar la cantidad ideal de biomasa inicial que se debe agregar al fotobiorreactor con el fin de obtener resultados más favorables en el crecimiento de la microalga *Chlorella vulgaris* y la reducción del nitrógeno amoniacal, de esto se concluye que una cantidad de biomasa inicial menor o igual que 208 mg/L maximizará el crecimiento de la microalga y la eficiencia de remoción del sustrato.

Evaluación técnica del fotobiorreactor

Montaje del equipo y pruebas hidráulicas

El resultado final del sistema se observa en la figura 17.

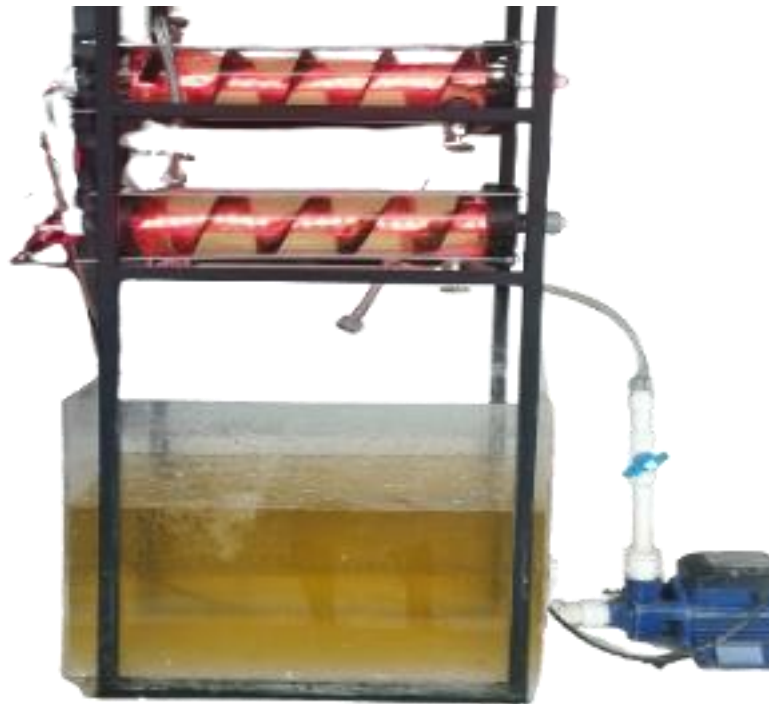


Figura 17. Sistema completo montado del fotobiorreactor

Después de haber montado el sistema se analizaron las pruebas hidráulicas con la finalidad de hallar las fugas que pudieran estar presentes en el sistema o que se generaran con el tiempo, por lo que se dejó una semana completa en recirculación con el agua de pozo y microalgas, teniendo un resultado satisfactorio debido a que al finalizar este tiempo no se presentó alguna complicación para poner en marcha el fotobiorreactor, ya que las fugas que se pudiesen llegar a generar por las presiones, los sólidos se encargaban de taparlas evitando goteos o pérdidas de agua.

Arranque del fotobiorreactor

Se compararon los rendimientos en términos de energía y consumo de sustrato con diferentes cantidades de densidad de flujo de fotones. De los resultados obtenidos por las pruebas por lotes se observó que la luz es un indicador importante para la degradación del contaminante, que en este caso son los nutrientes y específicamente el ion amonio (NH_4^+), una cantidad de luz insuficiente tiene la capacidad de retrasar el tiempo de consumo del NH_4^+ , además de encontrar en la literatura evidencia científica suficiente que está respaldada por investigadores en la que observaron que la luz incidente es un importante factor de crecimiento en forma de densidad de flujo de fotones (Singh & Singh, 2015). Por lo que se fijó una biomasa inicial de 113 mg/L, ya que con esta cantidad de biomasa inicial promueve las condiciones ideales en que el sustrato no es limitante, esto con el objetivo de determinar la velocidad específica de crecimiento máxima ($\mu_{\text{máx}}$) y la constante específica del sustrato del ion amonio NH_4^+ (K_s) en tres cinéticas de reacción con diferentes cantidades de luz para evaluar la cantidad de luz que favorece la depuración de agua. En la figura 18 se puede observar la $\mu_{\text{máx}}$ obtenida con 18, 36 y 54 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ de densidad de fotones, los valores presentados fueron determinados por el programa AQUASIM, el cual fue utilizado para determinar las constantes cinéticas de $\mu_{\text{máx}}$ y K_s , además de tomar los valores simulados para determinar el tiempo aproximado para degradar por completo el sustrato $[\text{NH}_4^+]$, tomando como aceptable estos modelos ya que al aplicar el criterio

para evaluar su ajuste el cual es el porcentaje de la desviación media relativa, obteniendo valores menores al 10%, como se puede apreciar en el anexo B.

De la figura 18 se puede deducir que entre menor densidad de fotones se tenga en el sistema mayor será el tiempo requerido para la degradación total del sustrato, por lo que se obtiene una $\mu_{\text{máx}}$ menor. Es decir, la $\mu_{\text{máx}}$ se verá directamente afectada por la densidad de fotones ya que una tasa de absorción de luz más alta permite que el cloroplasto fabrique mayores cantidades de energía química utilizable, lo que daría como resultado un aumento en el crecimiento de la biomasa con mayor rapidez (Blair et al., 2014) y por lo tanto una reducción más rápida del sustrato dentro del intervalo de tiempo. La luz en el sistema podría tener la función de un catalizador, en este caso la presencia de la luz favorece la formación del ATP, el cual será utilizado en la reacción donde el GS cataliza la incorporación del NH_4^+ al glutamato para dar glutamina, por lo que la formación del ATP es crucial para una asimilación más rápida (Monza y Márquez, 2004).

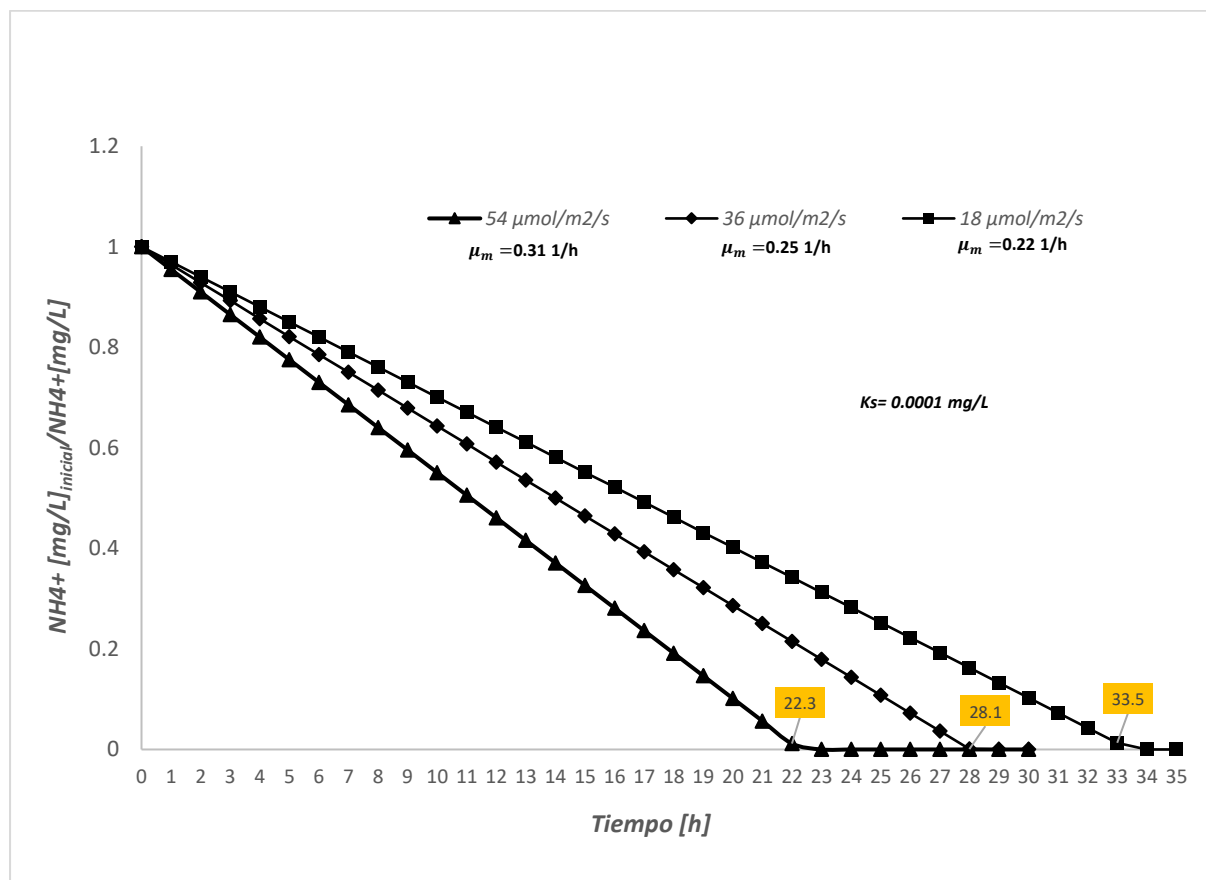


Figura 18. Degradación del sustrato con la densidad de flujo de fotones de 18, 36 y 54 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$

Evaluación económica

La evaluación económica se realizó considerando como variables críticas de operación la cantidad de energía que debe suministrarse al sistema con respecto al beneficio obtenido en la generación de biomasa. Para ello se plantearon tres escenarios de evaluación con base en la densidad de flujo de fotones [$\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$] y el tiempo requerido para la degradación del sustrato (Tabla 3) determinado por el programa AQUASIM.

Tabla 3. Tiempo de degradación del ion amonio por cada densidad de flujo de fotones

<i>Densidad de flujo de fotones [$\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$]</i>	<i>Tiempo de degradación del sustrato [h]</i>
18	33.5
36	28.1
54	22.3

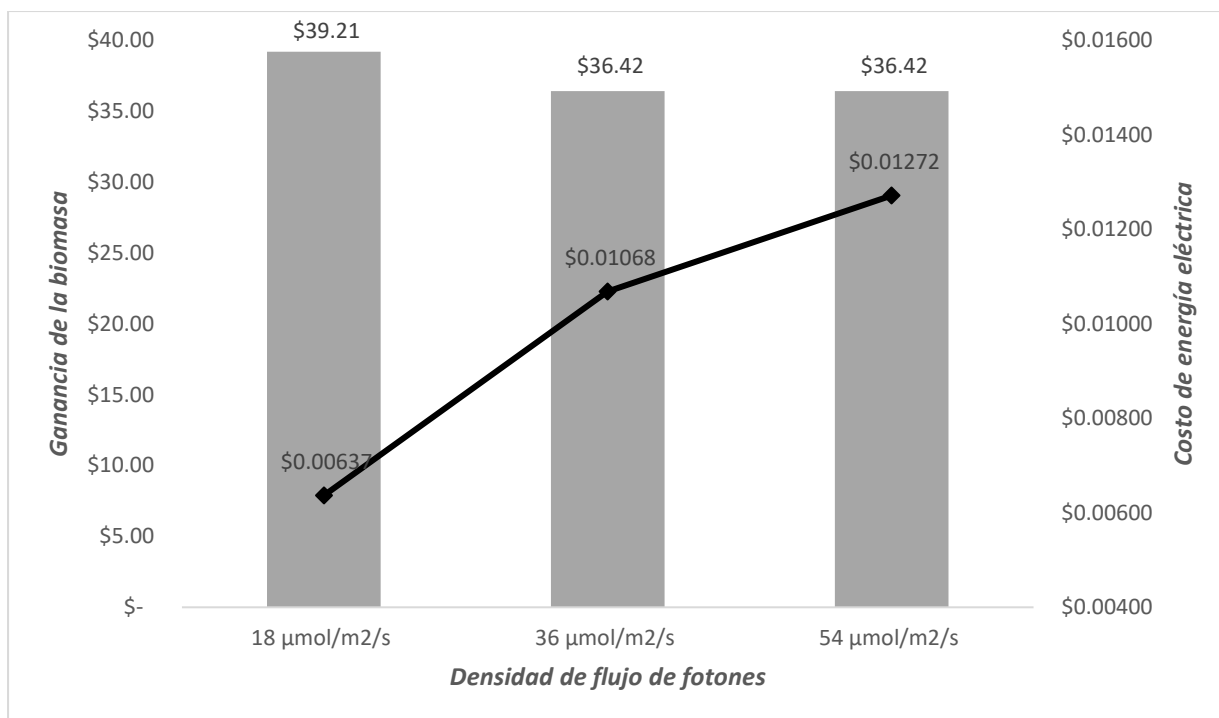


Figura 19. Evaluación económica de la cantidad de energía eléctrica suministrada en el fotobiorreactor

De la evaluación económica presentada en la Figura 19, se identifica una idea preliminar sobre la cantidad ideal de densidad de flujo de fotones necesaria para optimizar el funcionamiento del fotobiorreactor. Sin embargo, para realizar un análisis más profundo y determinar la densidad de flujo de fotones óptima, es esencial calcular el volumen requerido del fotobiorreactor de los 3 casos. Esto se hace considerando un flujo constante del efluente a la entrada del fotobiorreactor, por fines prácticos se acoto el flujo a los requerimientos de una planta local para abastecer una comunidad pequeña en 3600 L/h por medio de la ecuación 2 y el tiempo de residencia de la tabla 4 para cada caso.

$$HRT = \frac{V}{Q}$$

Volumen del PBR

Ecuación 2

Donde:

- HRT: Tiempo de retención
- V: Volumen

- Q: caudal volumétrico

Aplicando la expresión anterior se calculó el volumen requerido para cada uno de los 3 casos (tabla 4), cada módulo tiene un volumen de 0.00285 m³ y con este dato se obtuvo la cantidad de módulos que se requieren en cada caso.

Tabla 4. Volumen requerido de los módulos de los fotobiorreactores

$\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$	HRT [h]	Volumen [m3]	Módulos a utilizar
18	33.5	120.60	42250
36	28.1	101.16	35440
54	22.3	80.28	28125

A continuación, se deben calcular los costos de capital (CAPEX) y los costos operativos (OPEX) para cada configuración de densidad de flujo de fotones y volumen del reactor.

Para el cálculo del CAPEX solo se consideraron los costos de capital directos en la construcción de cada módulo y con la cantidad de módulos determinados en la tabla 4 se obtuvo el costo total de construcción de cada configuración como se muestra en la tabla 5. Para estimar los costos de montaje, tuberías, sistemas eléctricos y estructuras se tomaron en cuenta los índices del trabajo de Garret (1989), que se encuentran en el Anexo C.

Tabla 5. Costos de capital directos

Concepto	Cantidad	Precio \$	%
Tubo de acrílico	1	\$ 50.00	
Tubo de cuarzo	1	\$ 100.00	
Tiras LED	18 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$	0.088 \$ 8.80	
	36 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$	0.176 \$ 17.60	
	54 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$	0.264 \$ 26.40	
Tapas y aspa	2	\$ 10.00	
Total de equipamiento			
Módulos	18 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$	42250 \$ 8,990,758.38	
	36 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$	35440 \$ 7,541,501.80	

	54 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$	28125	\$	5,984,892.89	
	Montaje				0.15
	Tuberías				0.15
	Sistemas eléctricos				0.1
	Estructuras				0.07
Costos totales de capital 2024	18 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$		\$	13,216,414.81	47%
	36 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$		\$	11,086,007.65	
	54 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$		\$	8,797,792.55	

Teniendo los costos anuales de capital (CAPEX), tabla 5, se continuo con el cálculo de los costos anuales operativos (OPEX), tabla 6, para definir los costos totales de producción. Cabe señalar que este trabajo es un diseño preliminar de acuerdo con la estimación de costos es una clase 5 que corresponde a una evaluación conceptual.

El OPEX está relacionado con los costos de operación y mantenimiento anuales, pero en nuestro caso sólo se tomará en cuenta los costos variables, los cuales son atribuidos al consumo energético de la luz de las lámparas LED y el consumo de la bomba, para calcular los costos variables de energía se tomó en cuenta el valor de 3.6 \$/Kwh registrado por CFE, tabla 6.

Tabla 6. Costos de operación, costos variables de energía

Costos variables (año)		\$		\$/kg	
Energía	18 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$	\$	1,962,510.18	\$	110.18
	36 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$	\$	2,010,180.31	\$	94.66
	54 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$	\$	2,032,650.37	\$	75.96

Ya con el cálculo del CAPEX y el OPEX se determinaron los flujos de efectivo, tomando como consideración que el prototipo del fotobiorreactor tendrá una vida útil de 20 años (A pagar en 20 anualidades) y suponiendo una tasa de interés del 4%, se determinó el indicador financiero EBITDA por cada año para los 3 casos de diseño del fotobiorreactor propuesto (figura 20), de estos valores se puede definir una imagen clara de que el proyecto es rentable ya que el indicador es positivo en cada año, el EBITDA nos muestra cuánto dinero está disponible para pagar las deudas generadas por la inversión inicial, una vez restados sus gastos más importantes. También de la figura 20 se rescata que al ir aumentando la densidad del flujo de fotones dentro del

sistema se obtiene un valor más grande de este indicador, donde la densidad de flujo de fotones de $54 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ es un 47.32% mayor en contraste a $18 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ en el año 20.

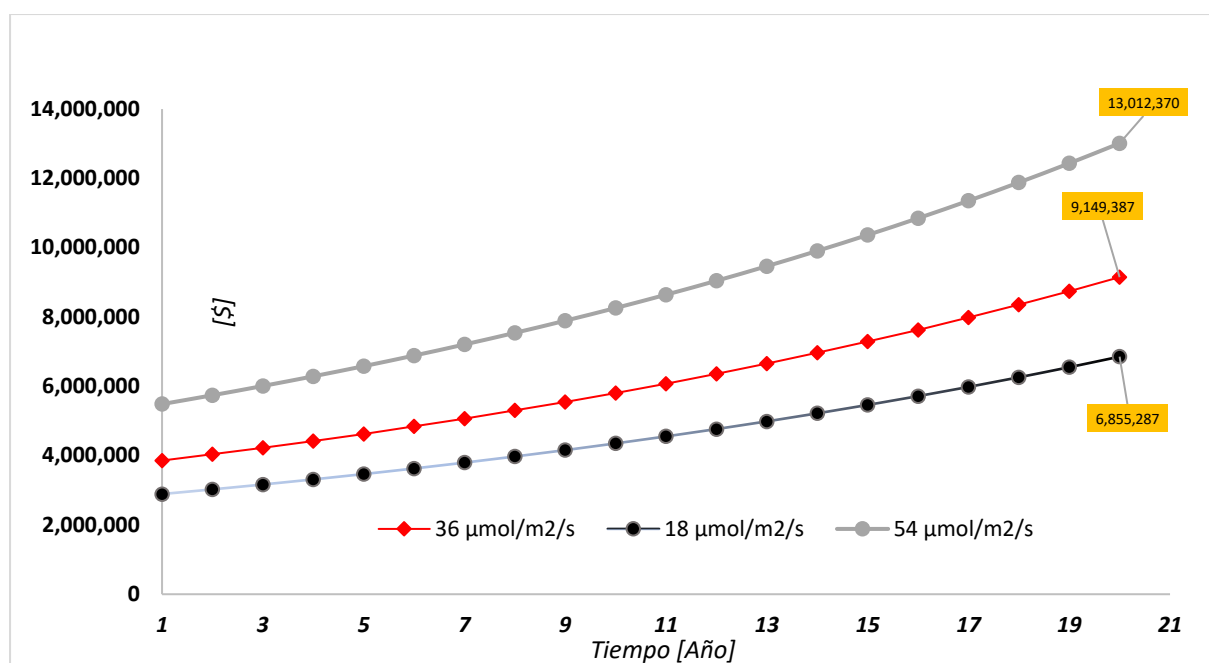


Figura 20. Indicador financiero EBITDA

Al determinar que el indicador EBITDA proyectado como se muestra en la figura 20 es suficiente para cubrir los costos fijos y variables del proyecto, ya que es mayor que los costos totales, el proyecto es financieramente viable desde este punto de vista. Teniendo estos valores calculados se determinó la Tasa Interna de Retorno (TIR) en los 3 modelos del fotobiorreactor, como se indica la tabla 7.

Tabla 7. Tasa Interna de Rendimiento

	$18 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$	$36 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$	$54 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$
TIR	4%	15%	40%
VPN	- \$ 14,771,612.65	\$ 4,657,624.05	\$ 35,120,350.13
PERIODO DE RECUPERACIÓN (años)	17.02	11.82	4.59

Considerando que la biomasa generada en el fotobiorreactor al venderla se obtenga una ganancia de \$300.00, se determinó la Tasa Interna de Retorno (TIR),

concluyendo que el proyecto en cada uno de los 3 casos al tener una TIR positiva indica que la inversión generará un rendimiento superior a la tasa de descuento utilizada para calcularla, por otro lado tomando en cuenta el Valor Presente Neto en el caso particular del flujo de fotones de $18 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ se obtiene un valor negativo lo que indica que al comparar el valor de los ingresos futuros generados por la inversión con el costo de realizarla, la inversión no está generando un retorno suficiente para cubrir su costo, concluyendo que este caso no es económicamente rentable a comparación con los otros dos casos, y analizando los resultados de los casos de 36 y $54 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ en cuestión de rentabilidad el caso del fotobiorreactor que utiliza $54 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ tiene un valor de VPN, TIR más alto lo que lo hace ser más favorable y un periodo de recuperación menor.

Tabla 8. Precio de la biomasa por kilogramo

	<i>\$/kg</i>
<i>18 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$</i>	\$ 59.54
<i>36 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$</i>	\$ 41.89
<i>54 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$</i>	\$ 26.38

En la tabla 8 se puede encontrar el precio requerido para generar un kilogramo de biomasa en cada caso, siendo más costoso la producción en el fotobiorreactor con la densidad del flujo de fotones de $18 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$.

CONCLUSIÓN

En este trabajo, se ha evaluado la viabilidad técnica y económica de utilizar un fotobiorreactor para la purificación de agua de pozo contaminada mediante el uso de la microalga *Chlorella vulgaris*. A través de los experimentos realizados, se ha demostrado que el fotobiorreactor es efectivo en la reducción de contaminantes específicos, como metales pesados y el nitrógeno amoniacal, mejorando significativamente la calidad del agua. De las pruebas realizadas técnicamente en el fotobiorreactor comparando los 3 casos diferentes de las cantidades de densidad de flujo de fotones irradiadas, podemos concluir que $54 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ es el valor óptimo. Además, se identificó que la producción de biomasa de microalgas no solo contribuye a la purificación del agua, sino que también ofrece un valor añadido debido a su potencial uso en la producción de suplementos alimenticios, biocombustibles, alimento para animales y otros productos de alto valor comercial.

Desde el punto de vista económico, se realizó un análisis detallado del CAPEX (costos de capital) y OPEX (costos operativos), concluyendo que la implementación de este sistema puede ser competitiva en comparación con los métodos tradicionales de tratamiento de agua, especialmente cuando se considera la posibilidad de ingresos adicionales derivados de la biomasa. La integración de un fotobiorreactor en el proceso de potabilización de agua subterránea representa una solución viable y eficiente, alineada con los objetivos de desarrollo sostenible y la creciente demanda de tecnologías verdes. Para la evaluación económica la mejor propuesta fue el caso de la densidad de flujo de fotones de $54 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ donde la TIR fue del 40%. Aunque los indicadores financieros evaluados en este proyecto resultan positivos y sugieren viabilidad para su aprobación, la magnitud de la inversión inicial requerida para la instalación del dispositivo es considerablemente mayor en comparación con una planta de purificación de agua convencional. Esta diferencia en el capital necesario podría disminuir el atractivo del proyecto para los inversionistas. Por lo tanto, es crucial realizar un análisis más exhaustivo orientado a la optimización de los recursos. Este estudio adicional debería enfocarse en identificar oportunidades para reducir costos sin comprometer la eficiencia del sistema, explorando opciones como el rediseño de componentes, la adopción de tecnologías más económicas, o la

búsqueda de economías de escala en la producción. El objetivo es disminuir el monto de la inversión inicial a un nivel más competitivo, mejorando así la propuesta de valor del proyecto y su potencial de aceptación en el mercado financiero.

En resumen, este estudio confirma que el uso de fotobiorreactores es una alternativa prometedora para la purificación de agua de pozo que presente las mismas condiciones de valores altos en alcalinidad, nitrógeno amoniacal y dureza, ofreciendo ventajas tanto ambientales como económicas, y subraya la necesidad de continuar explorando y optimizando estas tecnologías para su aplicación a gran escala.

SUGERENCIAS Y RECOMENDACIONES

Debido a la ineludible crisis de agua para consumo humano que está atravesando el valle de México, la tecnología propuesta en este trabajo de investigación cobra gran relevancia y aunque se ha llevado a cabo un análisis el cual indica que este proceso si cubre algunas de las necesidades de los límites permisibles por la NOM-127, aún se puede llevar a cabo un seguimiento en parámetros como la alcalinidad del agua para aprovechar al máximo la tecnología implementada para la reducción de este parámetro, que aunque no se encuentre regulado, un nivel alto de alcalinidad puede provocar graves daños en los equipos utilizados por la incrustación, además de llevar un seguimiento en la degradación del fósforo que contiene el agua de pozo tratada ya que este contaminante puede limitar el proceso debido a su rápida degradación, también se pueden llevar estudios referentes a la cantidad de biomasa inicial óptima, la cual el reactor aproveche al máximo sin que inhiba la penetración de la luz dentro del fotobiorreactor.

Aunque las microalgas han demostrado ser un tratamiento viable para la remediación de aguas subterráneas también se debe de considerar un procedimiento adicional en el tren de tratamiento de la potabilización para remover la coloración que las microalgas añaden al medio.

ANEXO

a) Ejemplo de cálculo del coeficiente de rendimiento, $Y_{x/s}$:

Para determinar los coeficientes de rendimientos utilizados en el programa AQUASIM, $Y_{x/s}$ se utilizaron los valores obtenidos en las pruebas de jarra en la fase exponencial del crecimiento celular como se aprecia en la figura 21.

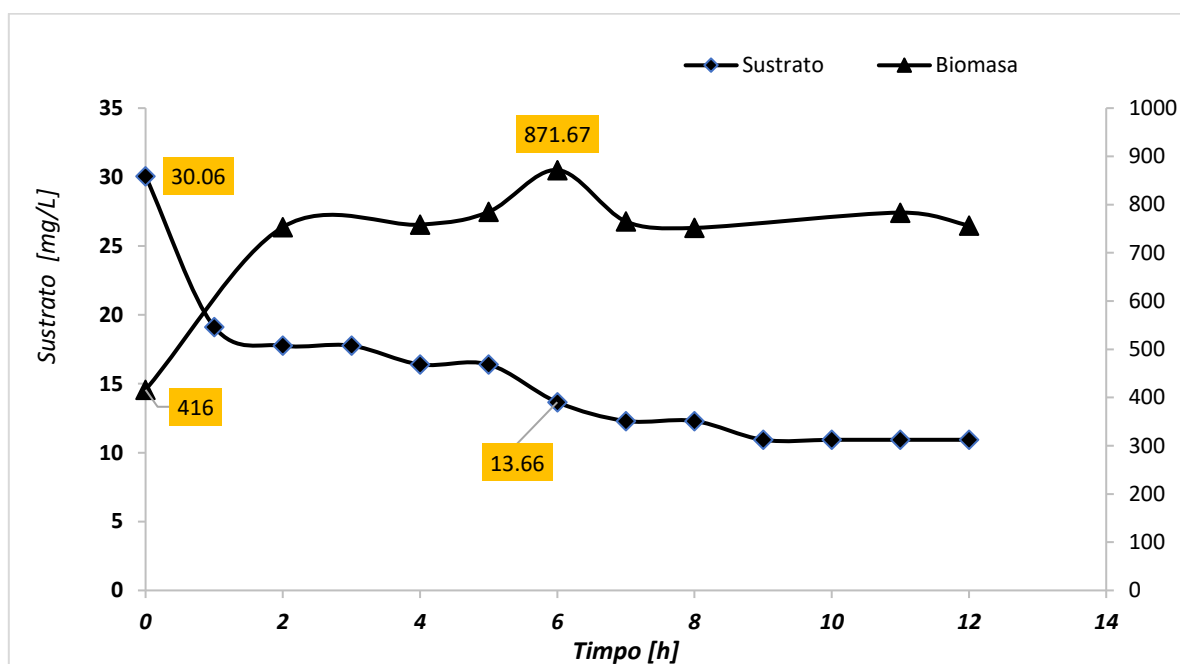


Figura 21. Coeficiente de rendimiento con cinética de 416 mg/L de biomasa inicial

Para el cálculo del coeficiente de rendimiento se utilizó la siguiente expresión:

$$Y_{x/s} = \frac{X_{max} - X_0}{S_0 - S_f}$$

Ecuación A. Coeficiente de rendimiento $Y_{x/s}$

Donde:

- $X_{m\acute{a}x}$: Concentración máxima de biomasa generada
- X_0 : Concentración de biomasa inicial

- S_0 : Concentración inicial de sustrato
- S_f : Concentración final de sustrato

Obteniendo estos valores de la figura XX , se sustituyen en la ecuación A:

$$Y_{x/s} = \frac{871.67 \text{ mg/L} - 416 \text{ mg/L}}{30.06 \text{ mg/L} - 13.96 \text{ mg/L}} = 27.785 \frac{\text{mg biomasa/L}}{\text{mg sustrato/L}}$$

Repitiendo el procedimiento anterior con otra serie de datos se obtuvo una $Y_{x/s}$ de 25.395 (mg biomasa/L)/(mg sustrato/L).

Tomando un promedio de estos valores para definir nuestra $Y_{x/s}$ de 26.59 (mg biomasa/L)/(mg sustrato/L), con este valor se determinaron los parámetros cinéticos de velocidad específica de crecimiento máxima ($\mu_{\text{máx}}$) y la constante específica del sustrato del ion amonio (K_s), utilizando el programa AQUASIM, con los valores obtenidos por la cinética de 5 g de biomasa, esto con el fin de trabajar en condiciones ideales, sin limitaciones referentes al sustrato del ion amonio $[\text{NH}_4^+]$ y la penetración de la luz en el sistema, que puede ser ocasionada por el volumen la biomasa inicial más la biomasa generada presentando fases de oscuridad.

- $\mu_{\text{máx}}$: 0.43742919 1/h
- K_s : 0.0001 mg/L

b)Determinación del porcentaje de la desviación media relativa

El criterio para evaluar el ajuste del modelo en esta investigación fue el porcentaje de la desviación media relativa:

$$P(\%) = \frac{100}{N} \sum_{i=1}^N \frac{|Me_i - Mc_i|}{Me_i}$$

Ecuación 1. Porcentaje de la desviación media relativa

Donde Me_i y Mc_i son la concentración de sustrato medido experimental y el calculado, respectivamente, y N es el número de datos experimentales, aplicando la ecuación 1 en las diferentes densidades de fotones agregadas al medio se obtuvieron los siguientes resultados:

- Para el flujo de fotones de $18 \mu\text{mol/m}^2/\text{s}$ se obtuvo una desviación media relativa siguiente

		<i>Experimental</i>		<i>Calculado</i>	
<i>h</i>		<i>mg/L</i>	<i>mg/L</i>	<i>Suma</i>	<i>P(%)</i>
0		32.01	32.01	0.00	4.92
2		32.01	30.1	0.06	
4		30.01	28.18	0.06	
6		24.41	26.27	0.08	
<i>N</i>	4				
				<i>Total</i>	0.20

- Para el flujo de fotones de $36 \mu\text{mol/m}^2/\text{s}$ se obtuvo una desviación media relativa siguiente

		Experimental		Calculado			
		h	mg/L	mg/L	Suma	P(%)	
		0	29.74	29.74	6.39E-05	4.52	
		2	28.81	27.62	0.04		
		4	26.81	25.49	0.05		
		6	25.21	23.37	0.07		
		8	20.81	21.25	0.02		
		10	17.61	19.13	0.09		
N	6				Total	0.27	

- Para el flujo de fotones de $54 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ se obtuvo una desviación media relativa siguiente

<	
--	--

c) Índices CAPEX (Garret, 1989)

Table 3-4
Plant Cost Estimating Factors

<i>Component</i>	<i>Plant Cost Factor, Fraction of Total Purchased Equipment Cost</i>	
Purchased equipment	1.00	
Piping	0.15-0.70	
Electrical	0.10-0.15	
Instrumentation	0.10-0.35	
Utilities	0.30-0.75	
Foundations	0.07-0.12	
Insulation	0.02-0.08	
Painting, fireproofing, safety	0.02-0.10	
Yard improvements	0.05-0.15	Optional Estimating Factors, Fraction of (Subtotal) Plant Costs
Environmental	0.10-0.30	
Buildings	0.05-1.00	
Land	0-0.10	
	Subtotal	1.96-4.80
Construction, engineering	0.30-0.75	0.10-0.40
Contractors fee	0.10-0.45	0.03-0.10
Contingency	0.15-0.80	0.05-0.20
Total	2.51-6.80	2.31-8.16
<i>Usual limits for total factor</i>		<i>Lang Factor</i>
Minimum (solids processing)	3.00	3.4
Average (mixed processing)	4.00	
Maximum (fluid processing)	5.50	5.2
<i>Other capital requirements</i>		<i>Additional Factor, % of Total Plant Cost</i>
Off-site facilities	0-30	
Plant start-up	5-10	
Working capital	10-20, or 10-35% of mfg. cost	

REFERENCIAS

Azuara-Nieto, E., & Beristain-Guevara, C. I. (2007). Estudio termodinámico y cinético de la adsorción de agua en proteína de suero de leche. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 6(3), 359-365.

Abdel-Raouf, N., Al-Homaidan, A. A., Ibraheem, I. B. M. (2012): Microalgae and wastewater treatment. – *Saudi Journal of Biological Sciences* 19(3): 257-275.

Al-Jabri, H., Das, P., Khan, S., Thaher, M., & AbdulQuadir, M. (2020). Treatment of wastewaters by microalgae and the potential applications of the produced Biomass—A review. *Water*, 13(1), 27. <https://doi.org/10.3390/w13010027>

Ameen, F., Dawoud, T., & Arif, I. A. (2022). Purification treatment of polluted groundwater using wheat straw inoculated with microalgae. *Algal Research*, 62, 102639. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2022.102639>

Azcón-Bieto, J. & Talón, M., (2008). *Fundamentos de fisiología vegetal*. Segunda Edición ed. Barcelona: McGRAW-HILL.

Beltrán-Rocha, J. C., Guajardo-Barbosa, C., Barceló-Quintal, I. D., & López-Chuken, U. J. (2017). Biotratamiento de efluentes secundarios municipales utilizando microalgas: Efecto del pH, nutrientes (C, N y P) y enriquecimiento con CO₂. *Revista De Biología Marina Y Oceanografía*, 52(3), 417–427. <https://doi.org/10.4067/s0718-19572017000300001>

Blair, M. F., Kokabian, B., & Gude, V. G. (2014). Light and growth medium effect on *Chlorella vulgaris* biomass production. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(1), 665–674. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2013.11.005>

Céspedes B., D.N. (2019). Tratamiento terciario de aguas residuales no domésticas empleando *Chlorella* sp. y conversión de la biomasa microbiana por pirólisis lenta. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.

Chai, W. S., Tan, W. G., Munawaroh, H. S. H., Gupta, V. K., Ho, S., & Show, P. L. (2021). Multifaceted roles of microalgae in the application of wastewater biotreatment: A review. *Environmental Pollution*, 269, 116236. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116236>

Chen, Q., Fan, G., Na, W., Liu, J., Cui, J., & Li, H. (2019). Past, Present, and Future of Groundwater Remediation Research: A Scientometric analysis. *International Journal of Environmental Research and Public Health/International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(20), 3975. <https://doi.org/10.3390/ijerph16203975>

Coronado-Reyes, J. A., Salazar-Torres, J. A., Juárez-Campos, B., & González-Hernández, J. C. (2022). *Chlorella vulgaris*, a microalgae important to be used in Biotechnology: a review. *Food Science and Technology*, 42. <https://doi.org/10.1590/fst.37320>

Da Rosa, A. P. C., Carvalho, L. F., Goldbeck, L., & Costa, J. a. V. (2011). Carbon dioxide fixation by microalgae cultivated in open bioreactors. *Energy Conversion and Management*, 52(8–9), 3071–3073. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2011.01.008>

Emparan, Q., Harun, R., & Danquah, M. K. (2019). Role of phycoremediation for nutrient removal from wastewaters: A review. *Applied Ecology & Environmental Research*, 17(1).

Fase luminosa. (n.d.). <https://www.juntadeandalucia.es/averroes/centros-tic/29000694/helvia/aula/archivos/repositorio/0/10/html/faseluminosa.html>

Garret, Donald E. (1989). *Chemical Engineering Economics*. 1.a ed. Van Nostrand Reinhold, pág. 29. isbn: 9789401165464 (vid. págs. 51, 53).

Gouic, B. L., Marec, H., Pruvost, J., & Cornet, J. (2021). Investigation of growth limitation by CO₂ mass transfer and inorganic carbon source for the microalga *Chlorella vulgaris* in a dedicated photobioreactor. *Chemical Engineering Science*, 233, 116388. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2020.116388>

Kumar, K. S., Dahms, H., Won, E., Lee, J., & Shin, K. (2015). Microalgae – A promising tool for heavy metal remediation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 113, 329–352. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.12.019>

Leal, J. a. R., Medrano, C. N., & Silva, F. O. T. (2010). Aquifer vulnerability and groundwater quality in mega cities: case of the Mexico Basin. *Environmental Earth Sciences*, 61(6), 1309–1320. <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0434-5>

Lim, Y. A., Chong, M. N., Foo, S. C., & Ilankoon, I. (2021). Analysis of direct and indirect quantification methods of CO₂ fixation via microalgae cultivation in photobioreactors: A critical review. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 137, 110579. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110579>

Mackenzie Leo, D. (2010). *Water and wastewater engineering*. New York: McGraw-Hill,. ISBN 10: 0073397865

Martínez Franco, V. (2023). Evaluación de *Chlorella vulgaris* para la reducción de dureza total, DQO y eliminación de nitrógeno amoniacal en agua de origen subterráneo [Tesis de licenciatura, UNAM]

Mazari-Hiriart, M., Tapia-Palacios, M. A., Zarco-Arista, A. E., & Espinosa-García, A. C. (2019). Challenges and opportunities on urban water quality in Mexico City. *Frontiers in Environmental Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00169>

McNaught, A. D. y Wilkinson, A. (1997) Compendium of Chemical Terminology, 2a ed. (the “Gold Book”). Oxford: Blackwell Scientific Publications. IUPAC. [ISBN 84-7738-955-1].

Monza, J., Márquez, A. (2004). Metabolismo de nitrógeno en las plantas. Nelson y Cox, Lenhinger principios de bioquímica. Editorial Omega.

Nelson N, Yocum CF. Structure and function of photosystems I and II. *Annu Rev Plant Biol.* 2006;57:521-65. doi: 10.1146/annurev.arplant.57.032905.105350. PMID: 16669773.

ODS 6 Agua limpia y saneamiento | Pacto Mundial ONU. (2023, April 20). Pacto Mundial. <https://www.pactomundial.org/ods/6-agua-limpia-y-saneamiento/>

Otondo, A., Kokabian, B., Stuart-Dahl, S., & Gude, V. G. (2018). Energetic evaluation of wastewater treatment using microalgae, *Chlorella vulgaris*. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(2), 3213–3222. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.04.064>

Posten, C. (2009). Design principles of photo-bioreactors for cultivation of microalgae. *Engineering in Life Sciences*, 9(3), 165–177. <https://doi.org/10.1002/elsc.200900003>

Rajasulochana, P., & Preethy, V. (2016). Comparison on efficiency of various techniques in treatment of waste and sewage water – A comprehensive review. *Resource-efficient Technologies*, 2(4), 175–184. <https://doi.org/10.1016/j.reffit.2016.09.004>

Sánchez, J., Dormido, R., Duro, N., Fernández, I., & Dormido, S. (2013). A virtual laboratory for tubular photobioreactors for outdoor microalgae culture. *IFAC Proceedings Volumes*, 46(17), 297–302. <https://doi.org/10.3182/20130828-3-uk-2039.00066>

Santos M., A.M., González A., Y., & Martín S., C. (2014). Uso y aplicaciones potenciales de las microalgas.

Sanz-Luque, E., Chamizo-Ampudia, A., Llamas, A., Galvan, A., & Fernandez, E. (2015). Understanding nitrate assimilation and its regulation in microalgae. *Frontiers in Plant Science*, 6. <https://doi.org/10.3389/fpls.2015.00899>

Sathinathan, P., Parab, H., Yusoff, R., Ibrahim, S., Vello, V., & Ngoh, G. (2023). Photobioreactor design and parameters essential for algal cultivation using industrial wastewater: A review. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 173, 113096. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.113096>

Secretaría de Salud. (2021). Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021, Salud ambiental, agua para uso y consumo humano, límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. <https://www.dof.gob.mx/2021/NOM-127-SSA1-2021>

Sevugamoorthy, D., & Rangarajan, S. (2023). Comparative analysis of biodegradation and characterization study on agal-assisted wastewater treatment in a bubble column photobioreactor. *Environmental Challenges*, 10, 100659. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2022.100659>

Sharma, K. S., Panchal, K., Chhimwal, M., & Kumar, D. (2023). Integrated detection and natural remediation technology as a low-cost alternative for wastewater treatment. *Health Sciences Review*, 8, 100111. <https://doi.org/10.1016/j.hsr.2023.100111>

Touloupakis, E., Faraloni, C., & Carlozzi, P. (2022). An outline of photosynthetic microorganism growth inside closed photobioreactor designs. *Bioresource Technology Reports*, 18, 101066. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101066>

Tredici, M. R., Rodolfi, L., Biondi, N., Bassi, N., & Sampietro, G. (2016). Techno-economic analysis of microalgal biomass production in a 1-ha Green Wall Panel (GWP®) plant. *Algal Research*, 19, 253–263. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.09.005>

Vejrazka, C., Streefland, M., Wijffels, R., & Janssen, M. (2015). The role of an electron pool in algal photosynthesis during sub-second light–dark cycling. *Algal Research*, 12, 43–51. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2015.07.017>

Volesky, B. (2001). Detoxification of metal-bearing effluents: biosorption for the next century. *Hydrometallurgy*, 59(2–3), 203–216. [https://doi.org/10.1016/s0304-386x\(00\)00160-2](https://doi.org/10.1016/s0304-386x(00)00160-2)

Wang, J., & Chen, C. (2009). Biosorbents for heavy metals removal and their future. *Biotechnology Advances*, 27(2), 195–226. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.11.002>