

Tratamiento de aguas residuales domésticas aplicando tecnologías verdes (reactor raceway con microalgas-bacteria y membranas dinámicas de filtración)

Treatment of domestic wastewater using green technologies (raceway reactor with microalgae-bacteria and dynamic filtration membranes)

Jesús M. Barabata Félix¹, Josué C. Acosta Hernández¹, Arodí Bernal Martínez², Germán Cuevas Rodríguez^{2*}

¹ Tecnológico Nacional de México. Campus Villahermosa.

² División de Ingenierías, Campus Guanajuato, Universidad de Guanajuato.

* german28@ugto.mx

Resumen

El tratamiento de aguas residuales domésticas es esencial para reducir el impacto ambiental y preservar los recursos hídricos. En esta investigación se evaluó un reactor tipo raceway con un consorcio microalgas-bacterias acoplado a un módulo de filtración con membranas dinámicas de bajo costo, el cual representa una alternativa sostenible y económica para el tratamiento de aguas residuales domésticas. El sistema se evaluó a nivel de laboratorio durante 30 días de operación continua. Durante este periodo, el reactor se alimentó con agua residual doméstica pretratada, recolectada en la planta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Guanajuato. Un cultivo microalga-bacteria, previamente cultivado y adaptado en el laboratorio, se utilizó como inóculo. En los primeros 15 días de operación, el biorreactor se operó con un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 4 días, y en la segunda etapa, con un TRH de 6 días. Durante estas etapas, las cargas orgánicas volumétricas (COV) aplicadas fueron de 0.23 ± 0.06 y 0.09 ± 0.03 kg DQO/m³·día, respectivamente. Los resultados mostraron una eficiencia de remoción del 69 % para la demanda química de oxígeno total (DQO_{Total}) en la primera etapa y del 81 % en la segunda. La eliminación de fosfatos ($P-PO_4^{-3}$) fue del 42 % y 70 %, alcanzándose la mayor remoción con un TRH de 6 días. La eliminación de amonio ($N-NH_4^+$), evaluada únicamente en la segunda etapa, fue de 99 %. La incorporación del módulo de filtración permitió retener la biomasa en el interior del reactor, logrando así una reducción en la superficie requerida para la planta de tratamiento y una mejora en la calidad del efluente tratado. La turbidez media del permeado, medida como Unidades Nefelométricas de Turbidez (NTU), fue de 1.5 ± 0.61 y 1.2 ± 0.32 NTU en la primera y segunda etapa, respectivamente. En conclusión, la aplicación de un reactor raceway con microalgas y bacterias con un módulo de filtración constituye una tecnología eficiente y de bajo costo, para el tratamiento de aguas residuales domésticas.

Palabras clave: reactor raceway, microalga, bacteria, aguas residuales domésticas, membranas de filtración.

Introducción

El crecimiento poblacional acelerado y la intensificación de las actividades antropogénicas han incrementado significativamente la generación de aguas residuales domésticas, planteando desafíos críticos para la sostenibilidad ambiental y la salud pública. Estas aguas contienen una compleja mezcla de contaminantes orgánicos e inorgánicos, entre los que se encuentran la materia orgánica, metales pesados, microorganismos patógenos, fósforo, nitrógeno, etc. Algunos macronutrientes si no se eliminan de las aguas residuales pueden provocar eutrofización en los cuerpos receptores afectando la calidad del agua y la biodiversidad presente en el medio.

Los sistemas convencionales para tratamiento de aguas residuales, aunque efectivos, presentan desventajas importantes como son: los procesos de aireación en lodos activados que representan aproximadamente el 60-70% del consumo total de energía en una planta de tratamiento convencional, con demandas energéticas de 0.3-0.6 kWh/m³ de agua tratada. Los costos de operación de la planta de tratamiento no incluyen solo el consumo energético, sino también la generación de lodos residuales que requieren tratamiento y disposición final, representando hasta el 30% de los costos totales de operación (Rodríguez-González *et al.*, 2015). Por otro lado, en los sitios dónde se construyen, generan impactos ambientales negativos debido a la producción de olores, atracción de fauna nociva y ruido principalmente.

Adicionalmente, los sistemas convencionales utilizan en el tratamiento secundario, procesos de separación sólido-líquido basados en sedimentadores los cuales ocupan grandes superficies de terreno, son susceptibles a perturbaciones por las variaciones de caudal. Además, la formación de capas de espuma, la acumulación de sólidos flotantes y los problemas de microorganismos filamentosos los cuales representan desafíos operacionales frecuentes que requieren intervención constante, lo cual ocasiona un aumento en los costos de mantenimiento. Estas desventajas han impulsado la búsqueda de alternativas de plantas para el tratamiento de aguas residuales que sean más sostenibles y eficientes, alineadas con los principios de la economía circular e ingeniería verde, dentro de estas tecnologías se encuentran los reactores raceway los cuales utilizan un consorcio microbiano compuesto principalmente por microalgas y bacterias para el tratamiento de las aguas residuales.

En estos sistemas biotecnológicos, las microalgas crecen en aguas residuales ricas en nutrientes (Nitrógeno y fósforo, principalmente) junto con un consorcio de diferentes bacterias que pueden reciclar sinérgicamente los nutrientes presentes en las aguas residuales y ayudar en la reducción de la demanda biológica de oxígeno y la demanda química de oxígeno. Las microalgas proporcionan oxígeno a través de la fotosíntesis para la oxidación bacteriana de contaminantes orgánicos, mientras que las bacterias generan dióxido de carbono (CO₂) que las microalgas utilizan para su crecimiento (Chen *et al.*, 2023).

Los reactores raceway, tradicionalmente utilizados en cultivos de microalgas, se han adaptado para el tratamiento de aguas residuales debido a su capacidad para controlar las condiciones del mezclado, el TRH y la exposición a la luz (Priya *et al.*, 2023). Su aplicación ha permitido tratar aguas residuales con muy altas eficiencias, sin embargo, la separación de la biomasa ha sido uno de los principales retos debido a que se necesitan sistemas de sedimentación por gravedad para llevar a cabo de manera exitosa el efluente tratado. Una de las innovaciones que actualmente se está llevando a cabo en los reactores biológicos que se aplican en el tratamiento de aguas residuales es la incorporación de módulos con membranas para mejorar la calidad del efluente. La integración de estos sistemas con tecnologías de membrana representa una ventaja significativa sobre los sedimentadores convencionales, ya que permite reducir el área de construcción de la planta de tratamiento, además de obtener una mejor calidad del agua tratada. Sin embargo, todavía los costos de las membranas, instalación y operación son altos todavía, por lo que, si se quiere incorporar a un sistema de bajo costo, como son los reactores raceway con microalgas y bacterias, es necesario desarrollar un módulo con membranas económico y funcional que permita obtener un efluente con alta calidad.

Es por esta razón que el objetivo planteado en esta investigación fue evaluar la eficiencia de eliminación de contaminantes aplicando un reactor híbrido raceway con microalgas-bacteria y membranas dinámicas de filtración para el tratamiento de aguas residuales domésticas, con el fin de determinar la viabilidad de esta tecnología verde como alternativa sostenible a los sistemas convencionales para tratamiento de aguas residuales, lo cual contribuirá al desarrollo de sistemas de tratamiento más sostenibles, que no solo mejoren la calidad del agua tratada, sino que también generen subproductos de valor como la biomasa, cerrando así el ciclo de recursos y promoviendo la transición hacia una gestión más circular del agua (Cai *et al.*, 2023; Rawat *et al.*, 2024).

Metodología

Plan General de Experimentación.

La experimentación se desarrolló en dos etapas diferenciadas por el tiempo de retención hidráulica (TRH) aplicado al sistema. El tiempo de operación del sistema fue de 30 días:

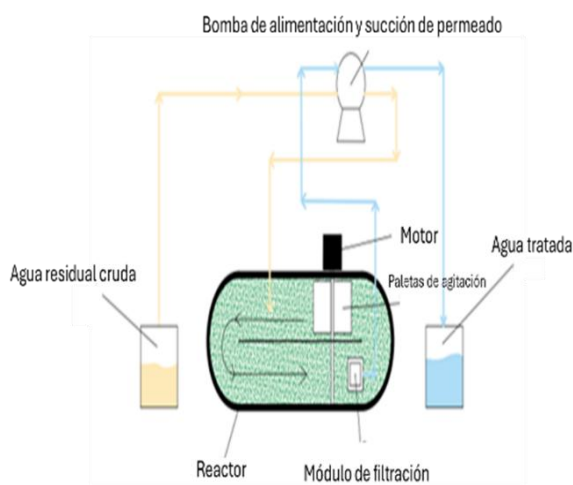
Etapas 1: Arranque y Estabilización del Reactor. Durante esta primera etapa se implementó un tiempo de retención hidráulica de 4 días, periodo en el cual se enfocó el análisis en la eliminación de contaminantes generales del sistema. Esta etapa fue fundamental para establecer las condiciones de operación estables del reactor y permitir el desarrollo del consorcio microalgas-bacteria. El tiempo de operación de esta etapa del reactor fue de 15 días.

Etapas 2: Modificación del Tiempo de Retención Hidráulica. En la segunda etapa se modificó el tiempo de retención hidráulica a 6 días y se inició el análisis específico de la eliminación de nitratos, nitritos y nitrógeno amoniacal. Esta modificación permitió evaluar el efecto del tiempo de contacto en la remoción de compuestos nitrogenados y optimizar las condiciones operacionales del sistema. Esta etapa, al igual que la anterior fue de 15 días.

Descripción del Reactor Raceway

El volumen de operación del reactor raceway fue de 50 litros. El cuerpo del reactor está fabricado en fibra de vidrio para garantizar la resistencia a la corrosión y durabilidad del sistema. El reactor cuenta con un sistema de paletas impulsado por un motor que proporciona el mezclado necesario para mantener las microalgas y bacterias en suspensión y facilitar la transferencia de masa entre los microorganismos y el medio líquido.

El control del caudal tanto del influente como del efluente se realizó mediante una bomba peristáltica de la marca Cole-Parmer modelo Masterflex 7528-10 L/S, que permite un control preciso y continuo del flujo volumétrico. La conducción del agua residual y el permeado de realizó a través de mangueras de la marca Masterflex modelo 96410-14, las cuales garantizaron la compatibilidad química con las aguas residuales y la estabilidad del sistema de bombeo. El bioreactor también tenía un sistema de iluminación con lámparas led, las cuales eran controladas, encendido y apagado, con un timer. En la figura 1 se muestra el diagrama de proceso del sistema utilizado (A), así como el reactor empleado en el laboratorio (B).



(A)



(B)

Figura 1. Configuración de sistema utilizado a nivel laboratorio. A) Diagrama del proceso y B) Vista del sistema en el laboratorio.

El sistema incorpora un módulo de filtración desarrollado como una alternativa económica y eficiente para la separación sólido-líquido que funciona bajo el modo de las membranas dinámicas. Este módulo está constituido por un textil con separación muy pequeña y permeabilidad adecuada que permite el paso del agua tratada mientras excluye efectivamente la biomasa (microalga-bacteria) y los sólidos en suspensión. Durante la operación del sistema, se formó una biopelícula alrededor del filtro que contribuyó mejorar la eficiencia de separación ya que actúa como una capa adicional de filtración biológica. La estructura del módulo cuenta con una base fabricada en PVC que proporciona la resistencia estructural necesaria, mientras que la carátula está elaborada en acrílico, facilitando las tareas de mantenimiento y limpieza del sistema. Esta configuración de materiales económicos representa una alternativa viable y sostenible para la implementación de tecnologías de membrana en sistemas de tratamiento de aguas residuales. En la figura 2 se muestra el módulo con las membranas y su posición al interior del reactor.



Figura 2. Módulo de filtración con membranas dinámicas.

Muestreo

Se aplicó un muestreo de reconocimiento con dos objetivos principales:

- Muestreo de entrada y salida del sistema: Con el fin de conocer las concentraciones de contaminantes en el influente y efluente del sistema, permitiendo evaluar la eficiencia de remoción de cada parámetro analizado.
- Muestreo de biomasa en el reactor: Para determinar la concentración de biomasa microalga-bacteria dentro del reactor y evaluar su desarrollo durante las diferentes etapas de operación.

Características del Agua

El agua residual utilizada en esta investigación fue agua residual doméstica recolectada en influente que sale después de los tamices estáticos ubicados en el proceso de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Centro de la ciudad de Guanajuato, Guanajuato, México. En la tabla 1 se muestran las concentraciones detectadas en el agua residual durante el periodo experimental. Es importante mencionar que esta caracterización se realizó durante el periodo de lluvia, factor que pudo influir en las concentraciones detectadas en las muestras, ya que la ciudad no cuenta con redes separativas en los sistemas de recolección y conducción de las aguas residuales generadas por la población.

Tabla 1. Características de las aguas residuales utilizadas.

Parámetros	Promedio	Desviación estándar	Máximo	Mínimo
pH	7.57	0.28	8.00	7.20
Temperatura (°C)	21.65	0.85	23.20	19.80
Turbidez (NTU)	73.84	34.16	192.00	24.00
Color (Pt-Co)	80.57	16.86	100.00	50.00
DQO _{Total} (mg/l)	698.79	238.32	1139.95	321.22
DQO _{SOLUBLE} (mg/l)	410.60	100.81	670.76	212.13
P-PO ₄ (mg/l)	12.47	4.93	25.40	6.95
SST (mg/l)	65.20	41.84	286.66	20.83
N-NH ₄ (mg/l)	806.20	191.76	1066.00	406.00
N-NO ₃ (mg/l)	1.10	0.30	2.00	0.80
N-NO ₂ (mg/l)	6.50	1.83	11.00	4.00

Inóculo

El consorcio de microalgas-bacterias utilizado en el reactor raceway fueron previamente cultivadas con aguas residuales domésticas reales en el Laboratorio Ambiental 1 de la Universidad de Guanajuato. Este consorcio de microalgas-bacterias, una vez alcanzada la fase de crecimiento exponencial y las condiciones óptimas de concentración celular, fueron transferidas al reactor raceway como inóculo inicial para establecer la biomasa que se utilizó para llevar a cabo la experimentación. En la figura 3 se muestra el consorcio de microalgas-bacteria utilizado, el color verde que se observa corresponde a las colonias de microalgas las cuales están junto a las bacterias formando una simbiosis. El momento de la inoculación del sistema fue considerado el tiempo de arranque y estabilización del sistema.



Figura 3. Inóculo de macroorganismos inoculados en el biorreactor (microalgas-bacteria).

Parámetros de Operación del Reactor

Las condiciones de operación aplicadas en el reactor durante el periodo experimental se muestran en la tabla 2. Se observa que el tiempo de retención hidráulico (TRH) manejado en el reactor fue de 3.59 ± 0.2 días, aunque se había planeado que fuera de 4 días, este cambio se debe a que la bomba de alimentación tuvo algunas variaciones. Sin embargo, en la segunda etapa este se estableció de 6 días y el detectado fue de 6.16 ± 0.2 . Este último se estableció, ya que estudios previos muestran que un TRH de 7 días es el recomendado para este tipo de reactores cuando se utilizan para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Las cargas orgánicas volumétricas (COV) manejadas en cada etapa fueron de 0.23 ± 0.06 y 0.09 ± 0.03 Kg DQO_{Total}/m³*día, los cuales son valores de COV bajas si los comparamos con las que se manejan en los sistemas convencionales para tratamiento de aguas residuales domésticas. Los valores de pH y temperatura fueron muy estables durante las dos etapas de experimentación, a pesar de que estos no fueron controlados. El rango de pH se mantuvo entre 8.08 ± 0.04 y 8.20 ± 0.13 (valor ligeramente alcalino) mientras que la temperatura se mantuvo entre 19.89 ± 1.13 y 20.72 ± 1.51 °C (rango mesófilico 20-45 °C). La iluminación se llevó a cabo de manera artificial usando ciclos de 12 horas de luz y 12 horas de oscuridad, lo cual proporcionó las condiciones de fotoperíodo necesarias para optimizar tanto el crecimiento celular como la eficiencia fotosintética del sistema (Kim et al., 1997; Janssen et al., 2003). La concentración de oxígeno disuelto detectada en el reactor fue de 1.64 mg/L y la radiación en la superficie del reactor fue de 1753 lux.

Tabla 2. Condiciones de operación utilizadas en el reactor.

Etapas de operación	TRH (días)	Caudal (L/día)	COV (KgDQO _{Total} /m ³ *d)	SST en reactor (mg/L)	Temperatura (°C)	pH
Etapas 1	3.59±0.22	13.68±0.77	0.23±0.06	228.61±53.05	19.89±1.13	8.08±0.04
Etapas 2	6.16±0.29	8.31±0.43	0.09±0.03	262.66±123.2	20.72±1.51	8.20±0.13

Análisis de Muestras y Métodos Analíticos

Los parámetros evaluados fueron sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos fijos (SSF), sólidos suspendidos volátiles (SSV), índice volumétrico de lodos, demanda química de oxígeno (DQO), fosfatos, nitratos, nitritos, nitrógeno amoniacal, turbidez, color, pH, temperatura y carga orgánica. Las técnicas analíticas empleadas para la determinación de cada parámetro se muestran en la tabla 3.

Tabla 3: *Métodos y parámetros analizados.*

ANÁLISIS	METODO	EQUIPO(S)
SST, SSV, SSF	NMX-AA-034-SCFI-2015	Mufla Felisa FE-361. Horno Felisa FE-291AD. Balanza analítica OHAUS PA214
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	Método 5220 APHA	Reactor DRB200 y Espectrofotómetro DR2800
Fosfatos	HACH METHOD 8114	Espectrofotómetro DR2800
Nitratos	HACH METHOD 8039	Espectrofotómetro DR2800
Nitritos	HACH METHOD 8153	Espectrofotómetro DR2800
Nitrógeno Amoniacal (Amonio)	HACH METHOD 9155	Espectrofotómetro DR2800
Turbidez	HACH METHOD	HACH 2100P TURBIDIMETER
Color	HACH METHOD	TEST KIT HACH COLOR Model CO-1
PH	NMX-AA-008-SCFI-2018	Potenciómetro HANNA HI98127
Temperatura	NMX-AA-007-SCFI-2000	Termómetro Digital
Índice volumétrico de lodos (IVL)	NMX-AA-179-SCFI-2018	Cono "Imhoff"

Resultados y discusión

El reactor raceway operó de manera continua durante 30 días, permitiendo la evaluación integral del sistema híbrido microalgas-bacteria con módulo de filtración. Los resultados obtenidos permiten conocer las condiciones de operación del reactor raceway para el tratamiento de aguas residuales con el consorcio bacteria-microalga junto con el módulo de filtración, utilizando como influente agua residual doméstica real proveniente de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la ciudad de Guanajuato.

Carga Orgánica

Durante la primera etapa de operación (TRH = 4 días), el reactor operó con una carga orgánica volumétrica promedio de 0.23 ± 0.061 kg DQO/m³·día y una carga orgánica promedio de 6.77 ± 4.12 kg DQO/kg SSV·día. Estos valores indican condiciones de carga orgánica moderada, las cuales favorecieron el equilibrio entre los procesos aeróbicos realizados por las microalgas mediante fotosíntesis y los procesos de biodegradación bacteriana. La desviación estándar relativamente alta en la carga orgánica específica (4.120 kg DQO/kg SSV·día) refleja la variabilidad típica del agua residual doméstica real y las fluctuaciones en la concentración de biomasa durante el período de establecimiento del consorcio.

En la segunda etapa (TRH = 6 días), el reactor se operó con una carga orgánica volumétrica promedio de 0.09 ± 0.03 kg DQO/m³·día y una carga orgánica promedio de 3.55 ± 1.65 kg DQO/ kg SSV·día. La reducción significativa en ambos parámetros evidencia una relación directa entre la carga orgánica y el TRH, ya que el incremento del TRH de 4 a 6 días permite un mayor tiempo de contacto entre los microorganismos y los sustratos, resultando en una mayor eficiencia de remoción de materia orgánica y una estabilización del sistema.

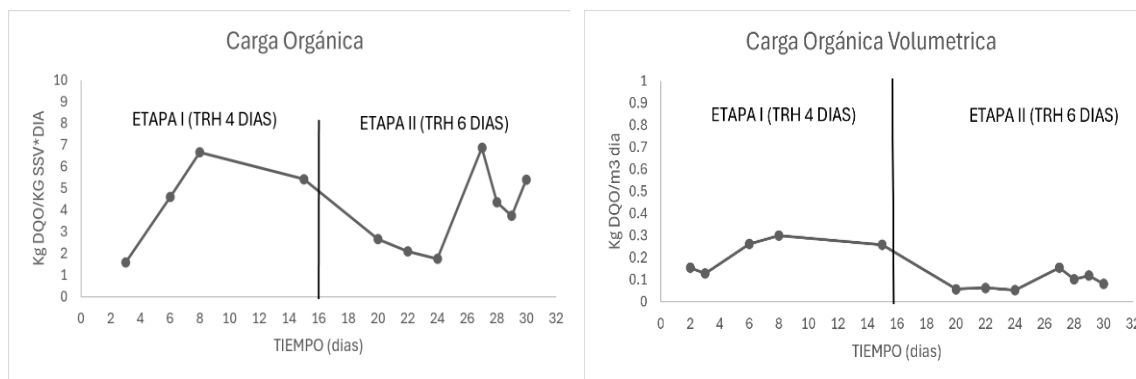


Figura 4. Comportamiento de la carga orgánica y carga orgánica volumétrica en el reactor raceway.

Remoción de materia orgánica (DQO)

La evaluación de la demanda química de oxígeno (DQO) se realizó considerando tanto los compuestos totales como solubles presentes en el agua residual doméstica real, obtenida de la planta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Guanajuato. La caracterización del agua residual doméstica real presentó variaciones naturales en su composición, reflejando las fluctuaciones típicas de este tipo de efluentes debido a factores como horarios de descarga, actividades domésticas y dilución por aguas pluviales (García-Cubero *et al.*, 2021). Esta variabilidad inherente del influente proporcionó condiciones de operación realistas para evaluar la robustez y adaptabilidad del sistema reactor raceway con consorcio microalgas-bacterias acoplado al módulo de filtración con membranas dinámicas y biopelícula.

Durante la primera etapa de operación, correspondiente a los primeros 15 días de funcionamiento del sistema con un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 4 días, el agua residual doméstica del influente presentó una concentración media de DQO total de 975.67 ± 179.14 mg/l, mientras que la DQO soluble alcanzó valores de 539.62 ± 106.13 mg/l. Estos valores se encuentran dentro del rango típico reportado para aguas residuales domésticas, donde la DQO total generalmente varía entre 800-1200 mg/l (Chen *et al.*, 2017).

El tratamiento mediante el sistema reactor raceway-módulo de filtración demostró una capacidad significativa de remoción de materia orgánica durante esta primera etapa. El efluente presentó concentraciones de DQO total de 306.84 ± 107.83 mg/l y DQO soluble de 187.33 ± 101.49 mg/l, lo que representó eficiencias de remoción del 69% para la DQO total y 67% para la DQO soluble. Estos resultados son comparables con los reportados por estudios que observaron una disminución del 72% en la Demanda Química de Oxígeno (DQO) cuando el vertimiento fue tratado en el reactor raceway con microalgas.

La eficiencia de remoción obtenida durante esta etapa inicial puede atribuirse al establecimiento gradual del consorcio microalgas-bacterias y a la formación progresiva de la biopelícula en las membranas dinámicas. Park & Craggs (2010) reportan que los sistemas microalgas-bacterias requieren un período de aclimatación para alcanzar su máximo potencial de remoción de materia orgánica, lo cual es consistente con los resultados observados en esta primera etapa.

La segunda etapa de operación, que comprendió los siguientes 15 días con un TRH extendido a 6 días, mostró variaciones en las características del influente debido a la naturaleza variable del agua residual doméstica real. Las concentraciones del influente fueron DQO_{total} de 540.574 ± 195.554 mg/l y $DQO_{soluble}$ de 336.873 ± 77.413 mg/l, valores menores que los registrados en la primera etapa, posiblemente debido a factores estacionales o variaciones en los patrones de descarga doméstica. Haciendo un balance de masa de DQO en esta etapa, el flujo másico eliminado fue de 9.27 ± 0.57 g DQO/día.

El incremento del TRH a 6 días resultó en una mejora sustancial de la eficiencia del sistema. El efluente de esta segunda etapa presentó concentraciones notablemente menores: DQO_{total} de 84.519 ± 30.960 mg/l y $DQO_{soluble}$ de 34.06 ± 15.479 mg/l. Estas concentraciones representaron eficiencias de remoción del 81% para la DQO_{total} y 88% para la DQO soluble, demostrando una mejora significativa respecto a la primera etapa. El flujo másico eliminado en este periodo fue de 3.87 ± 3.02 g DQO/días.

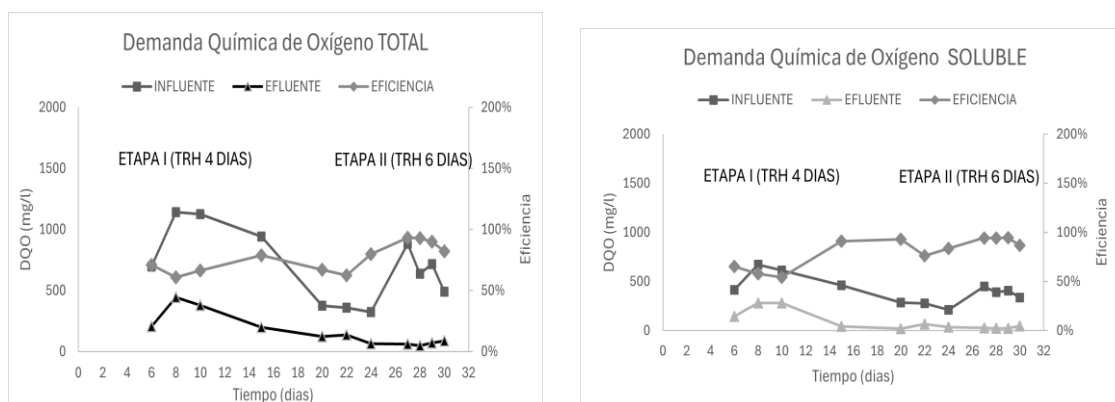


Figura 5. Comportamiento remoción de DQO en el sistema evaluado.

Las eficiencias de remoción obtenidas en la segunda etapa se encuentran dentro del rango superior reportado para sistemas de tratamiento biológico avanzado. Velásquez-Orta *et al.* (2024), en su meta-análisis sobre cultivo de microalgas a escala piloto y tratamiento de aguas residuales usando estanques de alta tasa, reportan que este tipo de reactores pueden remover de manera efectiva el 70% de DQO. Los resultados obtenidos en esta investigación, con eficiencias de remoción de DQO del 81% y 88% para total y soluble respectivamente, superan el promedio del 70% reportado para DQO en la literatura científica sobre reactores de estas características, demostraron la efectividad del sistema integrado reactor raceway-módulo de filtración implementado. La mejora en el rendimiento puede atribuirse a varios factores: la maduración de la biopelícula en las membranas dinámicas, el establecimiento completo del consorcio microalgas-bacterias, y el mayor tiempo de contacto proporcionado por el TRH extendido (Sutherland *et al.*, 2014).

Remoción fosfatos ($P-PO_4^{-3}$)

La remoción de fósforo representa uno de los aspectos más críticos en el tratamiento de aguas residuales, ya que este nutriente es el principal responsable de los procesos de eutrofización en cuerpos de agua receptores.

Durante la primera etapa de operación, correspondiente a los primeros 15 días con tiempo de retención hidráulica de 4 días, el agua residual doméstica del influente presentó una concentración media de fosfatos de 15.075 ± 4.687 mg/l. Esta concentración se encuentra dentro del rango típico reportado para aguas residuales domésticas, donde el fósforo total generalmente varía entre 10-20 mg/l, dependiendo de factores como el uso de detergentes fosfatados y las características demográficas de la población (Park & Craggs, 2010).

El tratamiento mediante el sistema integrado demostró una capacidad significativa de remoción de fosfatos ($P-PO_4^{-3}$) durante esta primera etapa. El efluente presentó una concentración media de 3.95 ± 0.871 mg/l, lo que representó una eficiencia de remoción del 70.39%.

La segunda etapa de operación, que comprendió los siguientes 15 días con un tiempo de retención hidráulica extendido a 6 días, mostró variaciones en las características del influente consistentes con la naturaleza variable del agua residual doméstica real. Las concentraciones medias de $P-PO_4^-$ en el influente fueron de 10.985 ± 5.990 mg/l, estas concentraciones fueron menores que los registrados en la primera etapa, posiblemente debido a variaciones estacionales en el uso de detergentes o cambios en los patrones de descarga doméstica.

El efluente de la segunda etapa presentó una concentración media de $P-PO_4^-$ fue de 5.4 ± 0.451 mg/l. Aunque la concentración del influente fue menor en esta etapa, la concentración del efluente fue ligeramente superior a la primera etapa, lo que puede atribuirse a la variabilidad natural del agua residual doméstica y a las condiciones específicas de operación durante este período. Esta concentración final sigue representando una remoción significativa de fosfatos del sistema.

En esta etapa se presenta una disminución en la eficiencia de remoción al 42%, esta reducción podría atribuirse a la posible inhibición del crecimiento de las microalgas o a cambios en la dinámica poblacional de las comunidades bacterianas, afectando la asimilación biológica del fósforo (Smith et al., 2023).

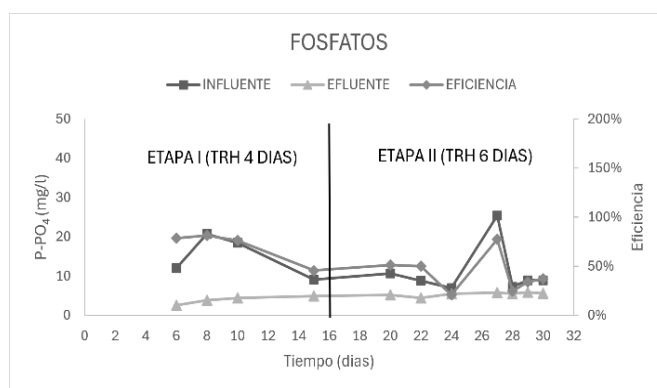


Figura 6. Comportamiento de las concentraciones de fosfatos en el sistema.

Remoción de nitrógeno amoniacal ($N-NH_4^+$)

Los resultados obtenidos en la segunda etapa del reactor raceway con microalgas-bacterias demuestran eficiencias diferenciales en la remoción de las distintas formas de nitrógeno, reflejando los complejos procesos bioquímicos que ocurren en estos sistemas simbióticos.

La remoción de $N-NH_4^+$ mostró la mayor eficiencia con 99.651%, reduciendo la concentración de 806.2 ± 191.76 mg/l a 2.3 ± 1.114 mg/l. Esta excepcional eficiencia es consistente con los hallazgos reportados en el meta-análisis de sistemas de lagunas de alta velocidad, donde las eficiencias de remoción de amonio típicamente oscilan entre 85-95% en condiciones operacionales similares (Sutherland et al., 2014). Los consorcios microalgas-bacterias removieron amonio a tasas superiores (100 ± 18 mg NH_4^+-N $L^{-1} d^{-1}$), lo que explica la alta eficiencia observada (Gonçalves et al., 2017). El mecanismo predominante para la remoción de amonio involucra tanto la asimilación directa por parte de las microalgas como la nitrificación bacteriana. Las microalgas son capaces de convertir nutrientes (nitrógeno y fósforo) del agua residual en biomasa y bioproductos, mientras que las bacterias nitrificantes oxidan el amonio a nitrito y posteriormente a nitrato (Zhang et al., 2020). La alta concentración de oxígeno producida fotosintéticamente por las microalgas durante las horas de luz favorece significativamente este proceso de nitrificación (Park et al., 2011). Para el $N-NO_2^-$, se observó una eficiencia de remoción del 73.09%, con concentraciones que disminuyeron de 6.5 ± 1.833 mg/l a 1.714 ± 0.816 mg/l. Este comportamiento es característico de sistemas donde ocurre nitrificación parcial, donde el 34% del nitrógeno fue oxidado a $N-NO_2^-$ y $N-NO_3^-$ (Muñoz & Guieysse, 2006). La acumulación transitoria de nitrito es común en estos sistemas debido a la diferencia en las tasas de crecimiento entre las bacterias oxidantes de amonio (AOB) y las oxidantes de nitrito (NOB) (Ruiz-Martínez et al., 2012).

Tabla 4. Concentraciones de compuestos de nitrógenos analizados en el proceso.

INFLUENTE (mg/l)					EFLUENTE ((mg/l)			
Parámetro	Promedio	Desviación estándar	Mínimo	Máximo	Promedio	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
N-NH ₄ ⁺	806.20	191.76	406.00	1066.00	2.30	1.11	0.50	4.80
N-NO ₂ ⁻	6.50	1.83	4.00	11.00	1.70	0.81	1.00	3.00
N-NO ₃ ⁻	1.10	0.30	0.80	2.00	1.64	0.63	2.90	0.60

Contrariamente, las concentraciones de nitratos (N-NO₃⁻) aumentaron ligeramente de 1.1±0.3 mg/l a 1.642±0.636 mg/l, indicando producción neta de nitrato. Este fenómeno confirma la ocurrencia de nitrificación completa, donde el nitrito producido en la primera etapa de oxidación del amonio es posteriormente oxidado a nitrato por las bacterias NOB. La concentración de nitrógeno hasta 82.5 mg/l favorece la nitrificación por consorcios microalgas-bacterias, lo que explica la conversión eficiente observada (Alcántara *et al.*, 2015).

La sinergia entre microalgas y bacterias es fundamental para estos resultados. El oxígeno producido por microalgas convirtió completamente la demanda de oxígeno para nitrificación, eliminando la necesidad de aireación externa y creando condiciones óptimas para la actividad de las bacterias nitrificantes (de Godos *et al.*, 2009).

Evaluación del rendimiento del módulo de filtración

Los resultados obtenidos para la remoción de turbidez demostraron una alta eficiencia del sistema de filtración en ambas etapas operacionales. Durante la primera etapa (TRH = 4 días), los valores medios de turbidez del influente fueron de 81.444 ± 36.246 NTU, mientras que el efluente presentó valores de 1.556 ± 0.617 NTU, alcanzando una eficiencia de remoción del 98%. En la segunda etapa (TRH = 6 días), se observó una ligera mejora en la calidad del influente con valores medios de 67.000 ± 28.8 NTU, y el efluente mantuvo niveles bajos de turbidez con 1.2 ± 0.32 NTU, manteniendo la eficiencia de remoción en 98%.

Estos resultados son consistentes con los reportados por Zhang *et al.* (2019), quienes observaron eficiencias de remoción de turbidez superiores al 95% en sistemas de membranas dinámicas aplicados al tratamiento de aguas residuales municipales. Asimismo, coinciden con los hallazgos de Li *et al.* (2018), quienes demostraron que las biopelículas formadas sobre membranas dinámicas actúan como una barrera física adicional, mejorando significativamente la retención de partículas suspendidas.

La alta eficiencia observada puede atribuirse al mecanismo dual de filtración proporcionado por las membranas dinámicas y la capa de biopelícula, que según Kumar & Singh (2020), permite la retención tanto de partículas coloidales como de materia orgánica particulada de diferentes tamaños.

La evaluación del parámetro de color mostró resultados igualmente satisfactorios. Durante la primera etapa, el influente presentó valores medios de 88.444 ± 10.963 Pt-Co, reduciéndose a 6.889 ± 2.123 Pt-Co en el efluente, lo que representa una eficiencia de remoción del 92.078%. En la segunda etapa, se observó una mejora en el desempeño del sistema, con valores de influente de 73.5 ± 17.2 Pt-Co y efluente de 5 ± 0 Pt-Co, alcanzando una eficiencia de remoción del 92.725%.

Estos resultados son comparables con los obtenidos por Wang *et al.* (2021), quienes reportaron eficiencias de remoción de color entre 88-95% utilizando sistemas de filtración con membranas dinámicas en el tratamiento de aguas residuales domésticas. La mejora observada en la segunda etapa puede estar relacionada con la maduración de la biopelícula, como lo sugieren Chen *et al.* (2020), quienes demostraron que la actividad enzimática de los microorganismos en biopelículas maduros contribuye significativamente a la degradación de compuestos cromóforos.

El incremento en el TRH de 4 a 6 días no solo mantuvo las eficiencias de remoción, sino que mostró una tendencia hacia la mejora en la remoción de color, lo cual es consistente con los hallazgos de Rodríguez *et al.* (2019), quienes establecieron que tiempos de retención más prolongados favorecen la actividad metabólica de los microorganismos en la biopelícula. La formación y maduración de la biopelícula sobre las membranas dinámicas representa un factor clave en el desempeño del sistema, como lo han demostrado diversos estudios (Thompson *et al.*, 2018; Martínez *et al.*, 2020). Esta biopelícula actúa no solo como una barrera física adicional, sino también como un reactor biológico que contribuye a la degradación de contaminantes orgánicos, explicando las altas eficiencias observadas.

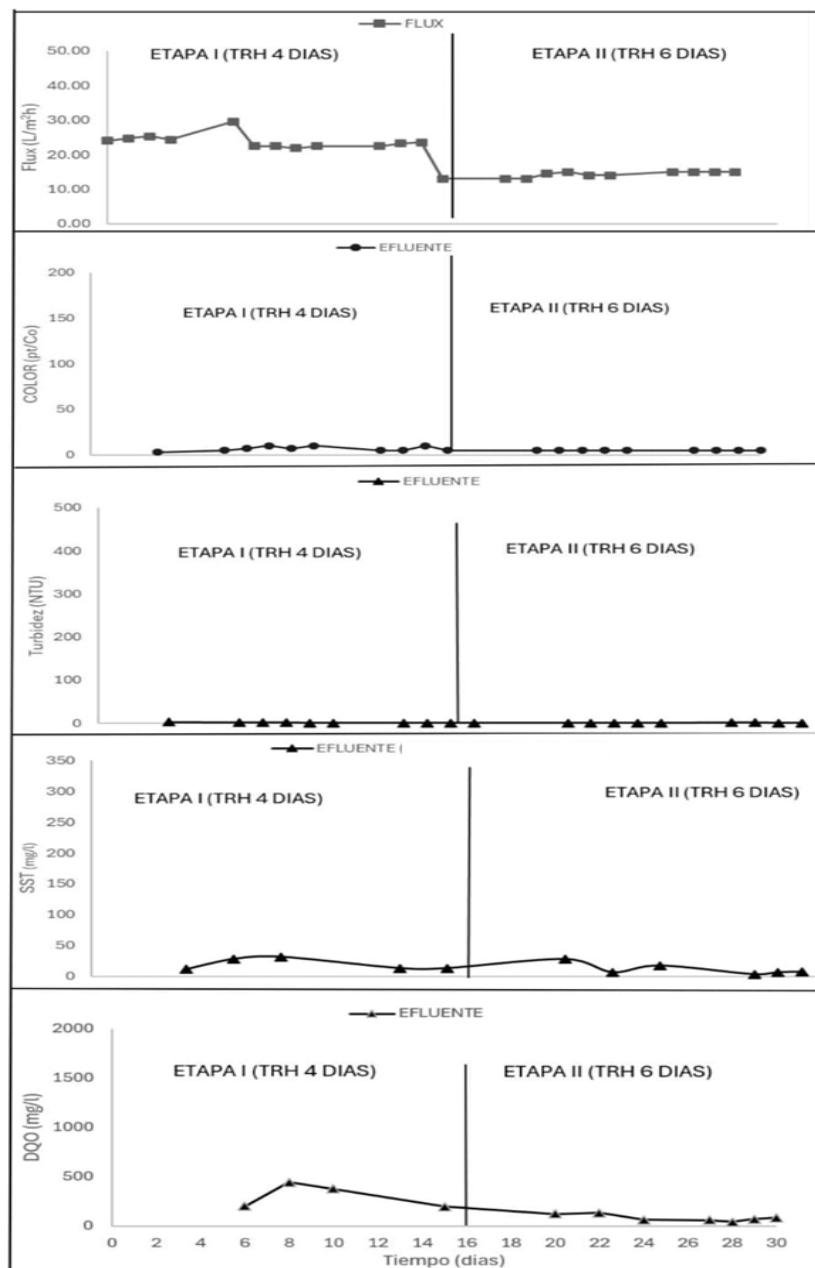


Figura 7. Comportamiento de los parámetros en el permeado o efluente del sistema.

El flujo de membrana (flux) constituye un parámetro fundamental para evaluar la eficiencia operacional de los sistemas de filtración con membranas dinámicas y biopelícula (Guo *et al.*, 2012). Los resultados mostraron una disminución significativa del flux de $23.84 \pm 1.32 \text{ L/m}^2\text{h}$ en la primera etapa (TRH 4 días) a $14.23 \pm 0.75 \text{ L/m}^2\text{h}$ en la segunda etapa (TRH 6 días), representando una reducción del 40.3%. Esta disminución se debe a dos factores principales: el incremento del tiempo de retención hidráulica de 4 a 6 días, que reduce inherentemente el caudal procesado, y la maduración progresiva de las biopelículas sobre la superficie de la membrana dinámica. El cambio de TRH implica una operación más conservadora que favorece procesos biológicos más completos, pero reduce la velocidad de filtración (Liao *et al.*, 2006).

Los sólidos suspendidos totales (SST) proporcionan información valiosa sobre la capacidad del sistema para retener material particulado (Tchobanoglous *et al.*, 2014). Durante la primera etapa, el flujo de masa de SST se redujo de $0.90 \pm 0.23 \text{ g/día}$ a $0.22 \pm 0.12 \text{ g/día}$, alcanzando una eficiencia del 67%. En la segunda etapa, los valores fueron de $0.76 \pm 0.89 \text{ g/día}$ en el influente y $0.10 \pm 0.06 \text{ g/día}$ en el efluente, manteniendo una eficiencia del 65%. La estabilidad en las eficiencias (67% vs 65%) indica que el sistema conserva su capacidad de retención física pese a la reducción del flux. La biopelícula madura, compensa la menor permeabilidad con mayor selectividad filtrante (Zhang *et al.*, 2006).

La demanda química de oxígeno total (DQO_{total}) refleja tanto la remoción física como la biodegradación de materia orgánica en el sistema. Los resultados demostraron una mejora significativa entre etapas. En la primera etapa, la DQO_{total} se redujo de $975.67 \pm 179.14 \text{ mg/L}$ a $306.84 \pm 107.83 \text{ mg/L}$ (eficiencia 68.5%). En la segunda etapa, los valores fueron $540.57 \pm 195.55 \text{ mg/L}$ en el influente y $84.51 \pm 30.96 \text{ mg/L}$ en el efluente (eficiencia 84.4%). La mejora del 15.9% en eficiencia confirma que el biofilm maduro actúa como biorreactor activo degradando materia orgánica disuelta. Las biopelículas desarrolladas presentan actividad metabólica intensa que contribuye significativamente a la remoción de DQO_{soluble} (Leyva-Díaz *et al.*, 2017).

Parámetros fisicoquímicos

Durante el período de operación del reactor raceway, se observaron variaciones en el pH del sistema microalgas-bacterias, parámetro que no fue controlado activamente en esta investigación. Los valores de pH registrados oscilaron entre 8.0 y 8.4 unidades, manteniéndose en un rango ligeramente alcalino durante todo el período de operación. Estas fluctuaciones de pH representan un indicador natural de la estabilidad y equilibrio del consorcio microalgas-bacterias implementado. Los valores de pH obtenidos (8.0-8.4) se encuentran dentro del rango óptimo reportado para reactores raceway con consorcios microalgas-bacterias. Según Sutherland *et al.* (2014), las microalgas utilizadas en tratamiento de aguas residuales presentan crecimiento óptimo en rangos de pH entre 7.5 y 8.5, mientras que Park & Craggs (2010) reportan que valores de pH entre 8.0 y 8.5 favorecen la actividad fotosintética y la remoción de nutrientes en sistemas abiertos tipo raceway. La estabilidad del pH dentro de este rango ligeramente alcalino confirmó el correcto funcionamiento del proceso fotosintético y demostró que el sistema había alcanzado las condiciones fisicoquímicas adecuadas para la operación del consorcio microbiano. La estabilidad del pH dentro del rango neutro a ligeramente alcalino (7.0-8.5) demostró ser un indicativo de la correcta simbiosis entre microalgas y bacterias, donde las primeras proporcionan oxígeno para la oxidación bacteriana de la materia orgánica, mientras que las bacterias suministran CO₂ y nutrientes para el crecimiento algal (Park & Craggs, 2010). Las desviaciones significativas de este rango habrían indicado desequilibrios en el consorcio microbiano o problemas operacionales del sistema.

La temperatura del sistema presentó variaciones diurnas naturales entre 18.1°C y 23.5°C, correspondientes a las condiciones ambientales de Guanajuato, Guanajuato durante el período de estudio. Este parámetro no fue controlado artificialmente, permitiendo que el sistema operara bajo condiciones de temperatura ambiente natural. Richmond (2004) establece que el rango óptimo de temperatura para reactores raceway con microalgas oscila entre 15-30°C, mientras que Abdel-Raouf *et al.* (2012) reportan que temperaturas entre 20-25°C favorecen tanto el crecimiento algal como la actividad bacteriana en sistemas simbióticos. Los valores obtenidos en Guanajuato se encontraron dentro de estos parámetros de operación establecidos, lo que favoreció la estabilidad del consorcio microbiano y confirmó la viabilidad del sistema para operar bajo condiciones ambientales locales sin requerimientos de control térmico artificial.

Tabla 5. *Parámetros físicoquímicos.*

	pH				TEMPERATURA (°C)			
	Promedio	Desviación estándar	Máximo	Mínimo	Promedio	Desviación estándar	Máximo	Mínimo
Etapas 1	8.08	0.04	8.20	8.00	19.89	1.13	23.50	18.10
Etapas 2	8.16	0.17	8.40	8.00	20.72	1.51	23.50	19.00

Conclusiones

La aplicación de un reactor raceway con microalgas y bacterias para el tratamiento de aguas residuales domésticas reales demostró ser una alternativa tecnológica eficiente que permite obtener efluentes de agua tratada con buena calidad, lo cual quedó demostrado con las altas eficiencia que se alcanzaron de eliminación de DQO total y soluble, nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+) y fosfatos (P-PO_4^-).

Los valores de índice volumétrico de lodos (IVL) medidos durante la investigación, muestran que este tipo de biomasa presenta muy buena capacidad de sedimentación.

La eficiencia de eliminación de nitrógeno, medido como N-NH_4^+ , demostraron que este tipo de sistemas, reactor raceway con microalgas y bacterias, permite la eliminación eficiente de este contaminante, sin necesidad de controlar el pH y la temperatura.

La implementación de un módulo de filtración con membranas dinámicas de bajo costo al interior del reactor raceway con microalgas-bacterias, permite la retención de la biomasa al interior del reactor. Logrando con esto, una reducción de la superficie de la planta de tratamiento y una mejora en la calidad del agua.

Agradecimientos

Dirección de Investigación y Posgrado de la Universidad de Guanajuato por la beca asignada a los estudiantes. Sistema Municipal de Agua Potable de Guanajuato (SIMAPAG) por el apoyo para la obtención del agua residual utilizada en este proyecto. Instituto Tecnológicos de Villahermosa por su apoyo a los estudiantes para su participación en el Verano de la Ciencia 2025 de la Universidad de Guanajuato.

Bibliografía/Referencias

- Alcántara, C., Domínguez, J. M., García, D., Blanco, S., Pérez, R., García-Encina, P. A., & Muñoz, R. (2020). Evaluation of wastewater treatment in a novel anoxic-aerobic algal-bacterial photobioreactor with biomass recycling through carbon and nitrogen mass balances. *Bioresource Technology*, 313, 123668.
- Alcántara, C., García-Encina, P. A., & Muñoz, R. (2015). Evaluation of mass and energy balances in the integrated microalgae growth-anaerobic digestion process. *Chemical Engineering Journal*, 266, 238-248.
- 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.
- Cai, Y., Guo, Y., Lv, J., Wu, S., & Yang, H. (2023). Cultivation of microalgae-bacteria consortium by waste gas-wastewater to achieve CO_2 fixation, wastewater purification and bioproducts production. *Biotechnology for Biofuels and Bioproducts*, 16, 175.
- Chen, J., Li, J., Dong, W., Zhang, X., Tyagi, R. D., Drogui, P., & Surampalli, R. Y. (2023). Algae and bacteria consortia for wastewater decontamination and transformation into biodiesel, bioethanol, biohydrogen, biofertilizers and animal feed: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 21, 1199-1221.
- Chen, X., Liu, Y., & Zhang, H. (2020). Enzymatic activity in mature biofilms for enhanced removal of chromophoric compounds in wastewater treatment. *Water Research*, 185, 116234.

- Chen, Y., Vaidyanathan, S., & Zhou, W. (2017). Microalgae-bacteria consortia for enhanced wastewater treatment: A review of mechanisms and applications. *Bioresource Technology*, 238, 659-668.
- de Godos, I., Blanco, S., García-Encina, P. A., Becares, E., & Muñoz, R. (2009). Long-term operation of high rate algal ponds for the bioremediation of piggery wastewaters at high loading rates. *Bioresource Technology*, 100(19), 4332-4339.
- García-Cubero, R., Moreno-Fernández, J., & González-Fernández, C. (2021). Microalgae-bacteria consortia for wastewater treatment: A review. *Water Research*, 194, 116934.
- Gonçalves, A. L., Pires, J. C., & Simões, M. (2017). A review on the use of microalgal consortia for wastewater treatment. *Algal Research*, 24, 403-415.
- Guo, W., Ngo, H. H., & Li, J. (2012). A mini-review on membrane fouling. *Bioresource Technology*, 122, 27-34.
- Hammouda, O., Gaber, A., & Abdel-Raheim, N. (1995). Microalgae and wastewater treatment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 31(3), 205-210.
- Janssen, M., Tramper, J., Mur, L. R., & Wijffels, R. H. (2003). Enclosed outdoor photobioreactors: light regime, photosynthetic efficiency, scale-up, and future prospects. *Biotechnology and Bioengineering*, 81(2), 193-210.
- Kim, B. H., Ramanan, R., Cho, D. H., Oh, H. M., & Kim, H. S. (1997). Effect of light/dark cycles on wastewater treatments by microalgae. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, 2(1), 78-82.
- Krzeminski, P., Leverette, L., Malamis, S., & Katsou, E. (2017). Membrane bioreactors—a review on recent developments in energy reduction, fouling control, novel configurations, LCA and market prospects. *Journal of Membrane Science*, 527, 207-227.
- Kumar, A., & Singh, R. (2020). Dynamic membrane bioreactors for municipal wastewater treatment: Performance evaluation and fouling mechanisms. *Journal of Environmental Management*, 267, 110589.
- Li, J., Wang, K., & Zhou, M. (2018). Biofilm formation on dynamic membranes: Mechanisms and applications in water treatment. *Bioresource Technology*, 259, 124-132.
- Liao, B. Q., Bagley, D. M., Kraemer, H. E., Leppard, G. G., & Liss, S. N. (2004). A review of biofouling and its control in membrane separation bioreactors. *Water environment research: a research publication of the Water Environment Federation*, 76(5), 425-436. <https://doi.org/10.2175/106143004x151527>
- Leyva-Díaz, J. C., Martín-Pascual, J., & Poyatos, J. M. (2017). Moving bed biofilm reactor to treat wastewater. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 14(4), 881-910.
- Leyva Zhang, B., Li, W., Guo, Y., Zhang, Z., Shi, W., Cui, F., ... & Van der Bruggen, B. (2020). Microalgal-bacterial consortia: From interspecies interactions to biotechnological applications. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 118, 109563.
- Martínez, C., Brown, D., & Wilson, P. (2020). Long-term performance of biofilm-enhanced dynamic membrane systems for decentralized wastewater treatment. *Environmental Science & Technology*, 54(12), 7234-7242.
- Muñoz, R., & Guieysse, B. (2006). Algal-bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: A review. *Water Research*, 40(15), 2799-2815.
- Park, J. B., Craggs, R. J., & Shilton, A. N. (2011). Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresource Technology*, 102(1), 35-42.
- Park, J. B. K., & Craggs, R. J. (2010). Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition. *Water Science and Technology*, 61(3), 633-639.
- PCI Membranes. (2024). Membrane bioreactors (MBR) for wastewater treatment. *PCI Membranes*. <https://www.pcimembranes.com/articles/membrane-bioreactors-mbr-for-wastewater-treatment/>
- Priya, A., Dutta, S., Dolui, A., Dutta, J., Kulanthaivel, S., Gaber, A., & Hossain, A. (2023). Challenges and potential solutions of microalgae-based systems for wastewater treatment and resource recovery. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 11, 1210228.

- Rawat, I., Bhatt, P., Khatri, N., Bhatt, A., & Lal, B. (2024). Application of microalgae in wastewater treatment with special reference to emerging contaminants: a step towards sustainability. *Frontiers in Analytical Science*, 4, 1513153.
- Richmond, A. (Ed.). (2004). *Handbook of microalgal culture: Biotechnology and applied phycology*. Blackwell Science.
- Rodríguez-González, L., Vázquez-Fernández, M., & Pérez-Sánchez, N. (2015). Cinéticas de crecimiento y consumo de nutrientes de microalgas en aguas residuales urbanas con diferentes niveles de tratamiento. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 14(1), 77-90.
- Rodriguez, L., Garcia, M., & Fernandez, A. (2019). Effect of hydraulic retention time on biofilm maturation in membrane bioreactors. *Water Science & Technology*, 79(8), 1456-1464.
- Ruiz-Martínez, A., Martín García, N., Romero, I., Seco, A., & Ferrer, J. (2012). Microalgae cultivation in wastewater: Nutrient removal from anaerobic membrane bioreactor effluent. *Bioresource Technology*, 126, 247-253.
- Sigma DAF Clarifiers. (2022). Membrane bioreactor (MBR system) for wastewater treatment. <https://sigmadafclarifiers.com/en/sistema-mbr-aguas-residuales-compacto/>
- SSI Aeration. (2024). How to reduce the energy cost for a wastewater aeration system. <https://www.ssiaeration.com/improve-aeration-efficiency/>
- Sutherland, D. L., Howard-Williams, C., Turnbull, M. H., Broady, P. A., & Craggs, R. J. (2014). Seasonal variation in light utilisation, biomass production and nutrient removal by wastewater microalgae in a full-scale high-rate algal pond. *Journal of Applied Phycology*, 26(3), 1317-1329.
- Sutherland, D. L., Turnbull, M. H., & Craggs, R. J. (2014). Increased pond depth improves algal productivity and nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds. *Water Research*, 53, 271-281.
- Tchobanoglous, G., Stensel, H. D., Tsuchihashi, R., & Burton, F. (2014). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery* (5th ed.). McGraw-Hill Education.
- Thompson, S., Davis, R., & Johnson, K. (2018). Dynamic membrane bioreactors: A comprehensive review of design parameters and performance indicators. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 48(4), 321-365.
- Velásquez-Orta, S. B., Yáñez-Nogues, I., Monje-Ramírez, I., & Orta-Ledesma, M. T. (2024). Pilot-scale microalgae cultivation and wastewater treatment using high-rate ponds: a meta-analysis. *Environmental Science and Pollution Research*, 31, 45274-45291.
- Wang, L., Yu, S., & Chen, P. (2021). Color removal efficiency in domestic wastewater treatment using dynamic membrane filtration systems. *Journal of Water Process Engineering*, 42, 102156.
- Wen, Z. Y., & Chen, F. (2003). Heterotrophic production of eicosapentaenoic acid by microalgae. *Biotechnology Advances*, 21(4), 273-294.
- Wu, S., Li, Y., & Zhang, J. (2022). Microalgae-based bioremediation of refractory pollutants: an approach towards environmental sustainability. *Microbial Cell Factories*, 21, 189.
- Zhang, K., Choi, H., Dionysiou, D. D., Sorial, G. A., & Oerther, D. B. (2006). Identifying pioneer bacterial species responsible for biofouling membrane bioreactors. *Environmental microbiology*, 8(3), 433-440. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2005.00909.x>
- Zhang, Q., Li, W., & Yang, T. (2019). Turbidity removal in municipal wastewater treatment: Performance comparison of conventional and dynamic membrane systems. *Separation and Purification Technology*, 228, 115746.