

Construcción de Escenarios Para el Análisis de Procesos de Fitorremediación Mediante Análisis
de Ciclo de Vida.

Laura Tatiana Ríos Niño y Lizeth Natalia Saavedra Gómez

Trabajo de Grado para Optar al Título de Ingenieras Químicas

Director

Crisóstomo Barajas Ferreira

Magister en ingeniería química

Codirector

Janet Bibiana García Martínez

Doctora en ingeniería química

Universidad Industrial de Santander

Facultad de Fisicoquímicas

Escuela de Ingeniería Química

Ingeniería Química

Programa Académico

Bucaramanga

2023

Dedicatoria

A Dios por darme la salud, sabiduría y fortaleza que este recorrido exige y poner en mi vida a personas maravillosas que ayudaron a mi crecimiento, por guiar mis pasos y acompañarme en cada reto que se presentaba.

Al tesoro más grande que la vida me pudo dar. A mi madre, una guerra incansable, cuyos esfuerzos me permitieron llegar donde estoy y el motor de energía inagotable de todo mi ser. Aquella que me enseñó a nunca bajar los brazos y continuar. No fue un camino fácil, pero estuviste allí cuando más lo necesite. Mi gran modelo para seguir.

A mis amados hermanos. Los pilares más grandes de mi vida, cuya luz siempre iluminó mi camino y me animó a seguir por difícil que fuera. A ustedes, Freddy, Carlos y Cristhian la razón de mi felicidad y el motivo de mi dedicación y esfuerzo. Sin ustedes no lo hubiera logrado, sin sus consejos y amor incondicional.

A mi gran amiga Lizeth, compañera de clases y de momentos inolvidables, una persona cuya energía me motiva cada día y cuya personalidad alegre cada momento, y quien permaneció a mi lado compartiendo su inteligencia y manera única de ser, la niña de los mil talentos a quien admiro tanto.

A mis amigas Cirley Borrero y Lidia Puentes por estar a mi lado en cada etapa de este proceso y ayudarme a crecer. Por los días alegres y no tan alegres que estuvimos juntas para apoyarnos, llorar o reír hasta que el estómago doliera.

Laura Tatiana Ríos Niño

Dedicatoria

A mi apoyo incondicional y eterno amor, mi mamita, quien nunca permitió que me hiciese falta algo, me apoyó en todos y cada uno de mis pasos, proyectos y ocurrencias, y sin saberlo, me motivó a seguir y dar lo mejor de mí.

A mi primer amor y fuente de inspiración, mi viejo, tras el esfuerzo en la contribución de mi desarrollo profesional y académico para ser alguien en la vida.

Claramente a mi comadre, Tatis, una amiga inigualable que me dejó muchas enseñanzas en ese proceso universitario y con quien soy la más feliz de llamar amiga y compañera de tesis.

A Papá Oso, Crisóstomo, que vio en mí un gran potencial y decidió terminar de pulirlo, con quien las risas y los regaños no faltaron, y una vez más me verá culminar un logro más.

Lizeth Natalia Saavedra Gómez

Agradecimientos

Inmensamente agradecidas con Dios por brindarnos la sabiduría y las fuerzas necesarias en los momentos de adversidad. Gracias por no desampararnos y guiarnos en cada una de las etapas de este proceso. A pesar de habernos elegido como sus mejores guerreras, con frente en alto culminamos esta etapa más de nuestra vida cansadas pero felices.

Así mismo, orgullosas de pertenecer a una de las mejores universidades del país, damos gracias a la Universidad Industrial de Santander y la Escuela de Ingeniería Química, nuestro segundo hogar, en el cual fuimos adquiriendo el amor y admiración por nuestra carrera, con el apoyo y motivación de docentes y administrativos; sin olvidar aquellas personas que fuimos conociendo durante el proceso, aportando su granito de arena en nuestro desarrollo personal y académico. No imaginan la felicidad de habernos cruzado, aunque nuestros caminos sean diferentes siempre los llevaremos con nosotras.

Finalmente, a nuestros directores, Janet Bibiana García Martínez y Crisóstomo Barajas Ferreira, Papá Oso, quienes nos dieron la gran oportunidad de trabajar a su lado. Una y mil veces les agradecemos por habernos guiado a lo largo de este magnífico proyecto. Para nosotras es un honor haberlos tenido como guías en esta etapa tan importante y que pena lo poquito y lo mal acomodados.

Muchas gracias a todos.

Laura Tatiana Ríos Niño

Lizeth Natalia Saavedra Gómez

Tabla de Contenido

	Pág.
Introducción.....	11
1. Marco general	14
1.1 Tratamientos de aguas residuales.....	14
1.1.1 Aguas residuales.....	14
1.1.2 Demanda Química de Oxígeno (DQO ₅).....	15
1.1.3 Demanda Biológica de Oxígeno (DBO).....	16
1.1.4 Sólidos Suspendedos Totales (SST)	17
1.1.5 Nitrógeno y Fósforo (Nutrientes).....	17
1.1.6 Tratamiento preliminar	18
1.1.7 Tratamiento primario	19
1.1.9 Tratamiento terciario	20
1.2 Tratamientos con microalgas	21
1.3 Análisis del ciclo de vida.....	24
2. Objetivos.....	27
2.1 Objetivo General	27
2.2 Objetivos Específicos	27
3. Metodología	28
3.1 Alcance y objetivos	28
3.1.1 Delimitación del sistema.....	29

3.1.2 Unidad funcional	29
3.1.3 Asignación de cargas	29
3.1.4 Limitaciones	29
3.1.5 Escenarios	30
3.2 Análisis de inventario	30
3.3 Evaluación de impacto.....	30
3.3.1 Definición de categorías de impacto	31
3.4 Interpretación	31
4. Resultados y discusiones	32
4.1 Definición de Escenarios	32
4.2 Análisis de balances de materia y energía	33
4.2.1. Caracterización de aguas por escenarios	34
4.3 Evaluación de categorías de impacto	36
4.3.1 Categorías de impacto global.....	36
4.3.2 Comparativo entre escenarios	39
4.4 Análisis de sensibilidad	41
5. Conclusiones	45
6. Recomendaciones.....	46
Referencias Bibliográficas.....	47

Lista de Tablas

	Pág.
Tabla 1. Información de los ACV tratamiento de aguas residuales con microalgas	25
Tabla 2. Categorías de impactos	31
Tabla 3. Balances de masa y energía	34
Tabla 4. Caracterización de aguas. Caracterización de aguas	35

Lista de Figuras

	Pág.
Figura 1. Fases del ACV	28
Figura 2. Sistema convencional de aguas residuales	32
Figura 3. Sistema de un complejo de recirculación	32
Figura 4. Sistema de UASB acoplado en cultivos de microalgas.....	33
Figura 5. Evaluación de impactos ambientales.....	36
Figura 6. Comparativa de escenarios	39
Figura 7. Sensibilidad de la electricidad	41
Figura 8. Recirculación de metano	42
Figura 9. Sensibilidad de caracterización.....	43

Resumen

Título: Construcción de Escenarios Para el Análisis de Procesos de Fitorremediación Mediante Análisis de Ciclo de Vida *

Autor: Laura Tatiana Ríos Niño y Lizeth Natalia Saavedra Gómez ^{5*6*}

Palabras Clave: Análisis de ciclo de vida, Sistema de Fitorremediación, Tratamiento de aguas residuales, Piscicultura, Aguas domésticas, Microalgas.

Descripción: Este estudio evaluó los potenciales impactos medioambientales en la construcción de escenarios de fitorremediación con microalga *Chlorella* sp., en el tratamiento de aguas residuales mediante la metodología de análisis del ciclo de vida (LCA) de puerta a puerta. Se empleó el método ReCipe 2016 de punto medio para siete categorías. Posteriormente, se consideró el sistema de tratamiento convencional de aguas residuales de la PTAR de Río frío, así como las aguas de piscicultura y aguas domésticas de Norte de Santander integrando acoples de cultivos de microalgas. Los resultados obtenidos resaltaron la importancia del consumo de electricidad y el afluente, quienes contribuyeron significativamente en la evaluación de potencial de impactos, incidiendo con mayor peso en las categorías de eutrofización de agua dulce (EAD), Ecotoxicidad de agua dulce (EcT), ecotoxicidad de agua marina (EcM) y toxicidad cancerígena humana (TCH). La oportunidad de mejora radica en la cogeneración de energía a partir de biometano producido para la mitigación de los impactos.

* Trabajo de grado

**Facultad de Fisicoquímicas. Escuela de Ingeniería Química. Pregrado en Ingeniería Química. Director: Crisóstomo Barajas Ferreira. Magister en Ingeniería Química. Codirector: Janet Bibiana García Martínez. Doctorado en Ingeniería Química

Abstract

Title: Construction of Scenarios for the Analysis of Phytoremediation Processes Through Life Cycle Assessment ^{7*}

Author(s): Laura Tatiana Ríos Niño y Lizeth Natalia Saavedra Gómez ⁸

Key Words: Life Cycle Assessment, Phytoremediation System, Wastewater Treatment, Fish Farming, Domestic Water, Microalgae.

Description: This study evaluated the potential environmental impacts for the construction of phytoremediation scenarios with *Chlorella sp* microalgae in wastewater treatment using the cradle-to-grave life cycle assessment (LCA) technique. The ReCipe 2016 midpoint method was used for seven categories. Subsequently, the conventional wastewater treatment system from the Río Frio WWTP was considered, as well as fish farming water and domestic water from Norte de Santander, integrating microalgae cultivation couplings. The results obtained highlighted the importance of electricity consumption and the influent, which contributed significantly to the evaluation of potential impacts, influencing with greater weight the categories of freshwater eutrophication (EAD), freshwater ecotoxicity (EcT), and ecotoxicity of seawater (EcM) and human carcinogenic toxicity (TCH). The opportunity for improvement lies in the cogeneration of energy from biomethane produced to mitigate impacts.

7 * Degree Work

8 Faculty of Physicochemistry. School of Chemical Engineering. Undergraduate in Chemical Engineering. Director: Crisóstomo Barajas Ferreira. Master in Chemical Engineering. Codirector: Janet Bibiana García Martínez. PhD in Chemical Engineering

Introducción

El constante crecimiento de la población a nivel mundial y la rápida urbanización, además de la contaminación y daño a los ecosistemas contribuye considerablemente a la disminución del agua dulce y potable con la que dispone el planeta (Mishra et al., 2023). Escasez relacionada principalmente con el uso indiscriminado de agua en actividades agrícolas (70%), industriales (20%) y domésticas (10%) (Marcia Simone Graf Rey, 2023).

La obtención de agua potable para procesos de riego y producción de alimentos es cada vez más difícil, afectando la generación de cultivos a futuro (Partyka & Bond, 2022).

De acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas (ONU), cerca de una quinta parte de la población mundial habita en lugares con escasez de agua y otro cuarto presenta cortes constantes del servicio (ONU, 2005). La UNESCO, por su lado, sustenta estas cifras en el aumento de la degradación de la calidad del agua, debido al impacto de su uso (UNESCO, 2021), afectando su calidad y disposición.

El uso de aguas para las diversas actividades producto de la globalización, industrialización y crecimiento poblacional no solo aumentan el riesgo de escasez, también generan aguas residuales (AR) cuyas cargas iónicas y contaminantes afectan el ecosistema marino y la salud de los humanos. Estas AR tienen una composición biológica y fisicoquímica que varía según su lugar de procedencia, conformada por compuestos orgánicos disueltos, microorganismos patógenos que evitan su reutilización, sólidos suspendidos y metales pesados (Henze & Comeau, 2008; Pérez Roa, 2022) que pueden generar problemas secundarios como la eutrofización.

Actualmente, se producen alrededor de 380 mil millones de metros cúbicos de AR en el mundo, divididas en: industriales, domésticas y de escorrentía de aguas pluviales (Al-Othman et

al., 2016; Kaur et al., n.d.; Libutti et al., 2018; Pratap et al., 2023) y de estas, para el caso de países como India, solo el 24% son tratadas para ser vertidas a los ríos o ser empleadas en agricultura. Se estima un aproximado del 10% de la población mundial consumidora de alimentos regados con AR (ONS, 2006), según Elgallal et al. (2016) se debe al bajo costo de estas y su confiabilidad para el riego. Sin embargo, el empleo de estos recursos hídricos no es del todo confiable, pues al no ser tratadas se presentan enfermedades por agentes tóxicos y microorganismos como sucedió en India, Pakistán y China (Mishra et al., 2023). De este modo, el tratamiento de aguas residuales se hace sumamente necesario con el fin de contribuir a su reutilización, prevenir problemas de salubridad pública y ayudar con el cuidado medioambiental. Así, las plantas de tratamiento de agua residual (PTAR) constituyen uno de los métodos que permiten la descontaminación del recurso hídrico.

Los tratamientos de las aguas residuales se ven reflejados en los efluentes de las PTAR, los cuales dependen de las condiciones con las que se desee obtener el agua resultante, así como de las propiedades de estas, que permitan determinar los diversos tratamientos fisicoquímicos y biológicos que se pueden emplear (Pérez Roa, 2022).

Durante los últimos años, el uso de microalgas y cianobacterias para la captura y recirculación de nutrientes en aguas residuales ha tomado fuerza a nivel mundial (García Martínez, 2023) dado que el agua tratada puede reutilizarse en múltiples sistemas (Barbera et al., 2018; Kozyatnyk et al., 2023). Sumado a esto y gracias a la producción lipídica de las microalgas y el corto tiempo de producción de estas, se han convertido en materia prima para la producción de biodiesel (Gao et al., 2021; Huang et al., 2023), caracterizadas por su capacidad para absorber antibióticos presentes. Aguas residuales como las ganaderas, agrícolas, domésticas (Tang et al., 2023), avícolas y de origen animal (Oliveira et al., 2018), mineras y textiles (Fazal et al., 2021) se han tratado con este método. Adicional a esto, uno de los principales problemas de las aguas

residuales es la eutrofización que producen y proliferación de algas nocivas, aguas como las textiles, farmacéuticas y alimenticias generan gran cantidad de contaminantes que según Varela Bonissone et al. (2023a) son eliminadas por las microalgas con el beneficio de ser amigables con el medio ambiente gracias a su acción fotosintética que convierte a la luz solar en biomasa.

Procesos como la oxidación fotosintética generada por las microalgas, permiten dar nutrientes a las bacterias que mineralizan el agua y dificultan la producción de patógenos (Bala et al., 2017), además de permitir la adsorción de Pb, Cd, Br, Hg, As y Sn (Abdel-Raouf et al., 2012a). Aunque la fitorremediación con microalgas es llamativa por la capacidad de remoción de metales pesados y cargas en las aguas, su uso se ve restringido por sus altos costes debido a la demanda nutricional que representa (Pérez Roa, 2022), lo cual hace necesario el empleo de aguas residuales para su cultivo (Kozyatnyk et al., 2023). Sin lugar a duda el uso de microalgas y organismos fotosintéticos para el tratamiento de aguas residuales es un método bastante atractivo, pero, es necesario evaluar su viabilidad y el impacto medioambiental que su uso trae, razón por la cual se realiza el análisis del ciclo de vida (ACV). El ACV constituye un proceso dividido en varias etapas, en las cuales se delimita el sistema y se establece el objetivo, se crea un inventario a partir de balances energéticos y de materia, se determinan unos impactos y finalmente se interpretan los resultados obtenidos (Normas ISO 14004). Realizar el ACV permite tomar decisiones y establecer escenarios aptos para la producción de microalgas mediante la obtención de efectos positivos y negativos presentes en cada caso a estudiar, cabe aclarar que los resultados pueden verse influenciados con la ubicación de la planta donde se realice el tratamiento (Pérez Roa, 2022). De esta manera se parte de un estudio de aguas residuales provenientes de piscicultura, (El Zulia, Norte de Santander), domésticas con acople de microalgas provenientes de Cúcuta Norte de Santander y residuales provenientes de la PTAR de Río Frío (Bucaramanga, Santander).

1. Marco general

La presencia de altas concentraciones de materiales carbonosos, compuestos de nitrógeno (N) y fósforo (P) en cuerpos hídricos trae consecuencias negativas en los niveles de oxígeno disuelto (O_2), el estado trófico y, en última instancia, el bienestar de la fauna y la flora acuáticas que habitan en ellos (García Martínez, 2023). Por esta razón, es fundamental la purificación de AR, para obtener una considerable reducción de componentes contaminantes antes de su descarga en los sistemas acuíferos (Wan et al., 2016).

1.1 Tratamientos de aguas residuales

1.1.1 Aguas residuales

Las aguas residuales son aquellas provenientes de desagüe de actividades como las industriales, domésticas, de riego, de mataderos, farmacias o laboratorios (Varela Bonissone et al., 2023), por lixiviado (Abdel-Raouf et al., 2012), de curtiembre (García Martínez, 2023), entre otros. Son líquidos turbios de olores desagradables y con material sólido flotante en ellas (Claudia & Herrera Herrera, 2018) cuya calidad ha sido afectada por causa de actividades antropogénicas, que impiden su uso (Zarza, 2023). Así, estas fuentes hídricas se caracterizan por estar compuestas de materia orgánica (50%), sedimentable (20%), sedimentable orgánica (67%) y sedimentable no orgánica (50%), destacando como principales contaminantes los nutrientes nitrogenados y fosfatados, microorganismos y materia orgánica (Rojas, 2002; Zhuang et al., 2023), que llevan a procesos de eutrofización, acidificación, aumento de la demanda de oxígeno, toxicidad y olores desagradables, debido a los metales y cargas orgánicas e inorgánicas que se descargan en aguas limpias.

Dentro de los contaminantes típicos en el agua, también es posible encontrar cargas elevadas de carbono orgánico que como lo dice Abdel-Raouf et al. (2012) se encuentran distribuidos en carbohidratos, grasas, proteínas, aminoácidos y grasas volátiles. Por otro lado, las diferentes cargas orgánicas contribuyen con metales contaminantes como Na, Ca, Mg, Cl, P, S y bicarbonato (Lim et al., 2010; Tebbutt, 1983) dificultando de esta forma la reutilización de aguas residuales. Estudios realizados por Sebastian & Nair (1984) mencionan también la presencia de microorganismos patógenos que representan afectaciones para la salud humana, producto de la transmisión de virus y bacterias como el *E. Colli*.

Así mismo, las aguas residuales se evalúan dependiendo de parámetros como la demanda biológica y química de oxígeno, DBO y DQO₅ respectivamente, la cantidad de sólidos totales volátiles y la presencia de nitrógeno y el fósforo (Gusti Wibowo et al., 2023; Rojas, 2002).

1.1.2 Demanda Química de Oxígeno (DQO₅)

Correspondiente a la cantidad de oxígeno que se requiere para llevar a cabo el proceso de degradación biológica durante 5 días a 20°C, sin embargo, Henze & Comeau (2008) afirma que en Noruega y Suecia suelen emplear pruebas cuya duración es tan solo de 1 día, lo cual depende de la velocidad con la que requieran el resultado. Generalmente la DQO₅ es medida mediante oxidación química de bicromato caracterizándose por ser un estudio rápido como lo asegura Henze & Comeau (2008).

Por otro lado, dentro de las aguas residuales que reportan altas cantidades de DQO₅ se encuentra la procedente del aceite de palma, reportando valores de hasta 25,000 mg/l (Kadir et al., 2020) que suelen generar altas disminuciones de oxígeno en las aguas donde es vertida e impedimento para el desarrollo de la vida acuática normal, las aguas de destilación alcohólica a

partir de la caña de azúcar se presentan valores elevados que oscilan entre 80,000 y 120,000 mg/l (Soto et al., 2021) datos que afectan negativamente a la luminosidad, actividad fotosintética y oxígeno disponible (Ahmed et al., 2022), aguas de mar con cargas de hasta 2.400 mg/l y aguas residuales de plantas de tratamiento chino de 125 mg/l (Han et al., 2022), incluyendo las aguas agrícolas, ganaderas y textiles (Kurniawan et al., 2021).

1.1.3 Demanda Biológica de Oxígeno (DBO)

Definida como la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para llevar a cabo una destrucción química de los compuestos orgánicos presentes en el agua (Zhuang et al., 2023) con el fin de estabilizar la materia orgánica biodegradable que permanece en condiciones aerobias, esta demanda presenta valores entre 1000 y 250 mg/l (Claudia & Herrera Herrera, 2018). El Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico del Agua (CIDTA) (2023) determina el DBO como uno de los parámetros más importantes para determinar la calidad del agua residual y superficial, así como para identificar el tipo de tratamiento requerido. La disminución de la DBO se hace necesaria para preservar el bienestar del ecosistema acuático ya que como lo indica Abdel-Raouf et al. (2012), al emplear el microorganismo para producir CO₂, disminuye la cantidad de O₂ en las aguas generando la muerte de especies como peces.

Según la universidad de Antioquia, (2018) la medición de la demanda biológica de oxígeno se debe llevar a cabo en una incubadora o botellas de vidrio ámbar, por aproximadamente 5 días, manteniendo una temperatura constante de 20°C, datos que son corroborables en los estudios realizados por García Martínez (2023) y Henze & Comeau (2008b).

1.1.4 Sólidos Suspendidos Totales (SST)

Son sólidos conformados de materia orgánica que se encuentran suspendidos en el agua y se pueden observar flotando en esta (Claudia & Herrera Herrera, 2018). De esta manera las aguas domésticas presentan valores de sólidos suspendidos de alrededor de 100 a 400 mg/l, lo cual representa entre el 30% y el 70% del DQO en dichas aguas (Torres, 2012). Se ha demostrado que las aguas residuales grises y negras arrojadas contienen altas cantidades de SST (Imron et al., 2023). Los investigadores C. Wang et al. (2018) definen el SST como un índice del contenido de sedimentos del agua que se ve afectado en su color y turbidez, adicional a esto en ríos de la china se han encontrado valores alarmantes de sólidos suspendidos totales que influyen en los ciclos del N y P (Tan et al., 2022; C. Wang et al., 2018). Otros estudios demuestran que la presencia de SST tiene incidencia en la salud de los humanos, permitiendo que los patógenos se adhieran a sus superficies y se transmitan en aguas no tratadas (Muoio et al., 2020). Una de las ventajas de estos sólidos es que no exigen demandas altas de energía para su retiro (Siswoyo et al., 2023).

1.1.5 Nitrógeno y Fósforo (Nutrientes)

Una de las principales causas de la eutrofización o muerte de las lagunas es la presencia de N y P gracias a la estimulación de algas y macrófitos acuáticos (Abdel-Raouf et al., 2012b). Estudios realizados en China afirman que la principal causa de eutrofización de sus aguas subyacentes es el incremento de la presencia de nitrógeno y fosforo (J. Liu et al., 2022). Adicionalmente Henze & Comeau (2008) sostiene que la fragmentación de N y P es fundamental para la determinación de los diferentes tratamientos de aguas a emplear. Hallazgos demuestran mayor presencia de estos nutrientes en aguas domésticas (Kurniawan et al., 2021), ante esto Saliu & Oladoja (2020) muestra resultados con presencia de fósforo en estas aguas de entre 50% a 80%

y de hasta 75% para el nitrógeno, cuyo origen atribuye a los orines arrojados al agua. Por su lado Huo et al. (2021) y Kadir et al. (2020) destacan al nitrógeno como el nutriente más abundante en las aguas de agricultura y alimentos, siendo el segundo de mayor concentración el fósforo (Saliu & Oladoja, 2020).

Adicional a esto, una de las formas para el aprovechamiento del N y P es la producción de biofertilizantes o su uso como materia prima de biodigestores (Mustafa & Hayder, 2021; Rahimi et al., 2020; Saliu & Oladoja, 2020), a la vez que se evita la eutrofización y se da una limpieza a las aguas.

En la actualidad, es bastante común el uso de diversos tratamientos que se basan principalmente en los parámetros anteriormente nombrados con el fin de determinar un óptimo funcionamiento. Sin embargo, como lo afirma Abdel-Raouf et al. (2012b), la selección del tipo de PTAR es un asunto complicado que implica una serie de procesos diferentes que contienen limitaciones técnicas, económicas y financieras, adicional al cumplimiento de estándares y normas tanto locales, como internacionales.

1.1.6 Tratamiento preliminar

Esta primera parte del tratamiento permite retirar de las aguas los sólidos como trapos, materia fecal o arena pesada (Abdel-Raouf et al., 2012b) con el fin de perseverar el estado de los equipos empleados y mantener la eficiencia del proceso. Con respecto a los sólidos flotantes de gran tamaño, Tebbutt (1983) propone el uso de rejillas de entre 20 y 60 mm de separación que hagan la función de filtro, mientras que, para la remoción de arenas y limos, Gray (2004) habla de disminuir la velocidad del afluente a rangos entre 0.2 y 0.4 m/s con el fin de permitir la sedimentación de estos sólidos. Otro estudio, realizado en la PTAR de San Fernando, establece

como partes de este tratamiento el uso de rejillas con separación de 18 mm, estación de bombeo donde se transporta el fluido hasta equipos que trabajan por gravedad y desarenadores (*Estudio PTAR San Francisco, 2020*).

1.1.7 Tratamiento primario

Este tratamiento, se basa en el uso de la gravedad y floculantes con el fin de eliminar los coloides, fósforo, sólidos finos en suspensión (Rubio Almeida & Muños Cabezas, 2023), grasas, aceites y espumas, dejando que los sólidos más pesados se sedimenten al fondo de tanques de sedimentación para eliminar el 60% de estos y 30% de DBO (*Estudio PTAR San Francisco, n.d.*). En contraste con este resultado, Abdel-Raouf et al. (2012b) , expone una remoción de hasta el 70% de sólidos suspendidos y Horan (1990) presenta cifras de eliminación de DBO de 40%, por su parte y Rojas (2002) proporciona de valores de 50 y 65% para sólidos y remoción de la demanda biológica de oxígeno de 25% a 65%, sumado a esto, K. Chen et al. (2024), Domańska et al. (2023), Gray (2004) y Jebri et al. (2013) afirman una disminución en la presencia de patógenos en estas aguas. Reynolds (2002) resume este tratamiento como la sedimentación de sólidos por gravedad y contaminantes adheridos, para lo cual Rojas (2002) menciona como métodos comunes, la sedimentación primaria, flotación, precipitación química, filtros gruesos, oxidación química, coagulación, floculación, filtración y procesos fisicoquímicos (Salazar Cano, 2021), cabe mencionar que este mismo autor, define esta etapa como una con bajos niveles de remoción de DBO.

1.1.8 Tratamiento secundario

En el tratamiento secundario, se busca la eliminación de la mayor cantidad de materia orgánica, siendo así, un tratamiento de tipo biológico (Rubio Almeida & Muños Cabezas, 2023; Salazar Cano, 2021), este método se caracteriza por convertir la materia orgánica en sólidos que

luego son sedimentados en tanques para este fin. Es un tratamiento con una tasa de remoción de entre 80% a 95% (Rojas, 2002). Este es un proceso que tiene como finalidad disminuir la demanda de DBO, gracias a la acción de bacterias mixtas heterótrofas, que lo emplean para su crecimiento (Abdel-Raouf et al., 2012b), existen reportes de Gray (2004) donde se presentan remociones incluso mayores al 90% de bacterias presentes. Los reactores empleados contienen una biopelícula en la cual se absorben para realizar la degradación anaeróbica. Dentro de los métodos más empleados se encuentran: fangos activos (primaria, secundaria y terciaria), lechos bacterianos, estantes de estabilización (Salazar Cano, 2021) y filtración biológica (Rojas, 2002).

1.1.9 Tratamiento terciario

Es definido como un tratamiento avanzado que se caracteriza por entregar efluentes con calidad excepcional, evitar la eutrofización (Salazar Cano, 2021) y eliminar todos aquellos contaminantes que no se pudieron eliminar en etapas anteriores, como es el caso de los patógenos (Aqualep, 2015). Se caracteriza por la disminución de cargas contaminantes, fosfatos, nitratos, sólidos totales disueltos, algas, sustancias tensoactivas y bacterias (Rojas, 2002). La finalidad es generar aguas que pueden ser reutilizadas, por su capacidad para remover metales pesados y mayor cantidad de contaminantes, con la desventaja de ser uno de los tratamientos de mayores costos (Mier Mabel et al., 2014), De la Noüe et al. (1992) determina que este método es aproximadamente 4 veces más costoso que el primario.

Abdel-Raouf et al. (2012) resalta dos tipos de tratamientos, biológico y químico, siendo el primero el más recomendado por sus costos y que a diferencia del método químico no genera contaminación secundaria. La ósmosis inversa, la absorción con carbón, la ozonización y la precipitación química son uno de los métodos empleados en este tratamiento.

1.2 Tratamientos con microalgas

Aunque los sistemas tradicionales utilizados para tratar las AR han mostrado resultados positivos, es crucial tener en cuenta los inconvenientes considerables en relación con la contaminación adicional que generan. Los problemas están principalmente relacionados con el consumo excesivo de energía, la producción de lodos residuales y la emisión de gases de efecto invernadero (Mohsenpour et al., 2021).

Con el fin de contrarrestar el impacto ambiental de dichos sistemas, resulta necesario el desarrollo y la implementación de procesos que reduzcan significativamente el consumo energético y la generación de residuos (Y. Di Chen et al., 2020; Peter et al., 2021; Rambabu et al., 2020; Sanchez et al., 2015).

Los tratamientos biológicos, como procesos sostenibles y con enfoque medioambiental, en comparación con los métodos físicos y químicos tradicionales, ofrecen una solución basada en la capacidad de los microorganismos para descomponer los contaminantes sin la dependencia del uso de sustancias químicas. Las algas, organismos primarios en los ecosistemas acuáticos, desempeñan un papel fundamental en este proceso al actuar como indicadores ecológicos y eliminar eficientemente los contaminantes por su alta sensibilidad y mecanismos de respuesta al estrés. A diferencia de los enfoques convencionales, como la microfiltración y la activación de lodos, que requieren una considerable cantidad de energía, las tecnologías basadas en algas no requieren una fuente adicional de energía para lograr una eliminación efectiva de los contaminantes (Ahmad et al., 2022; Catone et al., 2021; Reddy et al., 2021; Rossi et al., 2022; J. Wang et al., 2022).

Las microalgas, organismos microscópicos unicelulares, fotosintéticos (Ardila Alvarez & Rodríguez Rodríguez, 2011) se caracterizan por su rápido crecimiento y utilizan altos niveles de

nitrogenos, fósforos y carbonos para desarrollarse. Esto les permite prosperar en aguas con baja calidad, contribuyendo al tratamiento hídrico Siddiki et al. (2022), afirman que existen alrededor de $15.7 \cdot 10^4$ especies de microalgas, siendo las principales familias, *Cyanophyceae*, *Bacillariophyceae*, *Chlorophyceae* y *Chrysophyceae*. Dentro de las ventajas más notables del uso de microalgas (Magalhães et al., 2021a), destaca una disminución del 30% de los impactos medioambientales al emplear aguas residuales para su desarrollo y de 56% al usar CO₂ proveniente de la combustión de la gasolina.

Existe una amplia diversidad de microalgas dentro de las que destacan la *Chlorella vulgaris* por su capacidad adaptativa y cuyos niveles de pH, temperatura, fotoperiodo, aireación, intensidad lumínica y nutrientes contribuyen a la generación de lípidos de valor para industrias alimenticias (Ardila Alvarez & Rodríguez Rodríguez, 2011), la *Scenedesmus sp.* con tasas de remoción de nutrientes mayores al 70% en aguas piscícolas (García Martínez, 2023), *Chlorella sp.* en aguas porcinas con una disminución de la concentración de metales como Zn (II) de 97.66% y Mn de 30.33% (X. Y. Liu et al., 2023). Destacando especialmente su alta eficiencia y su uso en alrededor de 30 años, para tratar estas aguas debido a su resistencia al medio, demostrada en estudios recientes (Li et al., 2022; X. Y. Liu et al., 2023), con tasas de remoción de nitrógeno total (91%), fósforo (100%) y DQO (96%), *Desmodesmus sp.* por su parte presenta una remoción de 88.35% del cobre II en aguas residuales (L. Liu et al., 2021).

Otros estudios emplean microalgas como *S. quadricauda* y *Chlorella sp.* en efluentes provenientes de la producción de aceite de oliva donde se ha demostrado un impacto favorable al medioambiente gracias a la valorización de las aguas (De Benedetti et al., 2015), por su lado la *C. vulgaris* ha sido empleada en la producción de biodiesel (9.12 mg/g) y la eliminación de hasta el 99% de azul de metileno presente en aguas residuales textiles. *Chlorella sp.* FACHB-30 permite

también la producción de biomasa a la vez que contribuye con tasas de remisión de DQO de 61.5% eliminando fosfatos (69.09%) y nitratos (26.93%) totales (Zhuang et al., 2023). Para el tratamiento de aguas procedentes de industrias lecheras, se suele emplear *Ascochloris sp.* la cual posee una alta producción de lípidos y biomasa, así como la remoción de nutrientes según lo muestra Kumar et al. (2019) en su estudio realizado al aire libre, a su vez, el uso de *Gladiera sulphuraria* un alga roja termoacidofílica sirve para recuperación de nutrientes y reducción de bacterias patógenas en aguas urbanas (Zhu et al., 2022). Adicional a esto Nguyen et al. (2023) mencionan la posibilidad de emplear fitorremediación con microalgas para el tratamiento de aguas residuales farmacéuticas. Cabe mencionar, además, que existen estudios donde se ha demostrado que el uso de consorcios de microalgas presenta mayores beneficios que el monocultivo como es el caso del cultivo de polimicroalgas *C. minutissima*, *S.s abundans*, *Nostoc muscorum*. (Chandra et al., 2021), *S. obliquus*, *C. vulgaris*, y *C. sorokiniana* (Hu et al., 2019) empleadas en el tratamiento de aguas residuales de leche y procesamiento de carne respectivamente.

A nivel industrial uno de los beneficios de las microalgas es el uso de CO₂, bicarbonato y/o carbonato para su respiración, cuya disposición dependerá de la temperatura y el pH de estas (Hill et al., 2014). Adicionalmente el CO₂, es una de las fuentes más empleadas para el crecimiento celular (García Martínez, 2023), sin embargo, la disposición de este en la atmósfera oscila entre 0.03%-0.06% v/v (Siddiki et al., 2022), ante un requerimiento de 2%-5% v/v (Verma & Srivastava, 2018). De hecho, cuando las cantidades de este compuesto no son suficientes se suele recurrir a aireación forzada donde se aporta 1-5% v/v de CO₂, método que se ha considerado invariable (Skinner et al., 2012).

1.3 Análisis del ciclo de vida

A pesar de las perspectivas prometedoras de la fitorremediación como alternativa ambiental, es necesaria la evaluación de sostenibilidad para confirmar la mitigación de los impactos ambientales generados. En este sentido, se propone la implementación del análisis de ciclo de vida (ACV), permitiendo determinar las alteraciones procedentes de cada una de las transformaciones que recibe la materia prima (Muthumanickam & Saravanathamizhan, 2021).

Según la ISO 14040, el ACV analiza los impactos ambientales asociados a un proceso de producción, bien o servicio desde la obtención de la materia prima hasta su tratamiento final y reciclaje. Este enfoque considera la definición del objetivo y alcance, análisis del inventario, evaluación del impacto ambiental y la evaluación de los resultados (ICONTEC, 2022). Como lo afirma Francisco Mora, el ACV se considera una gestión ambiental en el tratamiento de AR para establecer el impacto ambiental del proceso posteriormente analizarlo para determinar un uso y tratamiento de dichas aguas relacionado al medio ambiente circundante adecuado.

El ACV es una herramienta comúnmente empleada en el tratamiento de aguas residuales como en la industria de bebidas, en la cual se han obtenido resultados hasta del 80% de reutilización del agua tras la culminación del proceso, así como un ahorro significativo de 123.23 kg por cada 630 m³ de gaseosa producida (Patricia & Rojas, 2016). Además, datos reportados por las PTAR indican que estas plantas contribuyen con una carga del 0.5% en el medio ambiente (Aguilar, 2020). Estos hallazgos abren un campo de investigación relevante que proporciona información valiosa para la toma de decisiones y la formulación de escenarios adecuados para la implementación de alternativas de tratamiento de aguas residuales mediante el uso de microalgas y su posterior aprovechamiento (Pérez Roa, 2022).

Tabla 1*Información de los ACV tratamiento de aguas residuales con microalgas*

Título	Unidad funcional	Escenarios	Software	Metodología de impacto	Referencia	Año	Cepa
Análisis comparativo del ciclo de vida de las soluciones naturales para tratamiento de aguas y bioenergía	1 m ³ de agua tratada.	Todos los escenarios fueron evaluados en reactores UASB acoplados a HRAP para tratamiento de aguas residuales. 1. Reactor seguido de un filtro percolador. 2. Reactor seguido de estanques de algas de alta tasa. 3. Reactor seguido de lagunas de pulimento. 4. Reactor UASB seguido de humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial.	SimaPro ® 9	ReCiPe 2016, Método del punto medio para 8 categorías de impacto	(Vassalle et al., 2023a)	2023	<i>Chlorella sorokiniana</i> y <i>Scenedesmus obliquus</i>
Análisis ciclo de vida de microalgas para tratamiento de aguas residuales y recuperación de bioproductos	1 m ³ de agua tratada.	1. Tratamiento de aguas residuales urbanas basado en HRAP seguido de PBR que cultivan biomasa dominada por cianobacterias. 2. Tratamiento de aguas residuales industriales basado en un reactor UASB seguido de HRAP.	SimaPro ® 9	ReCiPe 2016, Método del punto medio	(Arashiro et al., 2022)	2022	Cianobacterias y <i>A. platensis</i>
Evaluación ecoeficiente de tecnologías de tratamiento de aguas residuales domésticas en Chile	1 m ³ de agua tratada. 1 kg de DBO ₅ removida.	1. Tratamiento de aguas residuales domésticas con tecnologías de vermi-biofiltro, lagunas aireadas y lodos activos.	SimaPro ® 8.0.4.30.	ReCiPe, Método del punto medio	(Abello Passtani et al., 2020)	2020	NA

<p>Ciclo de vida para las tecnologías de mejora en la producción de biomasa de microalgas acopladas al tratamiento de efluentes</p>	<p>1 m³ de agua tratada. 1 kg de biomasa producida.</p>	<p>Todos los escenarios fueron evaluados en estanques de alta tasa (HRP). 1. Cultivo base con pretratamiento en reactor UASB. 2. Efluente desinfectado por UV y pretratamiento en reactor UASB. 3. HPR con CO₂ industrial y pretratamiento en tanque séptico. 4. HPR con CO₂ de gases de escape de gasolina y pretratamiento en tanque séptico. 5. Sistema híbrido HRP + BR con CO₂ industrial y pretratamiento en UASB. 6. Sistema híbrido HRP + BR con pretratamiento en UASB. 7. HPR con CO₂ industrial y pretratamiento en UASB.</p>	<p>SimaPro ® 9</p>	<p>ReCiPe Método de punto medio, para 13 categorías de impacto</p>	<p>(Magalhães et al., 2021 2021b)</p>	<p>Mezcla de bacterias y microalgas como <i>Chlorella Vulgaris</i></p>
<p>Impacto biológico y ambiental de sustituir la harina de pescado con <i>Arthrospira platensis</i></p>	<p>1 kg de <i>spirulina</i>.</p>	<p>Tratamiento circular de aguas residuales a través de la producción de algas, la integración de la dieta de los peces y la piscicultura.</p>	<p>SimaPro ® 9</p>	<p>ReCiPe 2016, Método del punto medio</p>	<p>(Napolitano et al., 2022 2022)</p>	<p><i>Arthrospira platensis</i></p>
<p>Evaluación de sostenibilidad ambiental de una laguna de microalgas tratando aguas residuales de acuicultura</p>	<p>1 m³ de sobrenada nte de retrolavado de acuicultura.</p>	<p>Tratamiento de aguas residuales basada en flóculos bacterianos de microalgas para el tratamiento de la acuicultura sobrenadante de retrolavado.</p>		<p>CEENE, ReCiPe method v1.10 y IPCC 2007</p>	<p>(Sfez et al., 2015) 2015</p>	<p>Policultivo de microalgas</p>

2. Objetivos

2.1 Objetivo General

Construir escenarios para el análisis de procesos de fitorremediación con microalga *Chlorella sp.*, mediante análisis de ciclo de vida, como alternativa para el tratamiento de aguas residuales.

2.2 Objetivos Específicos

Establecer los escenarios a evaluar mediante la revisión bibliográfica e información secundaria existente.

Determinar el inventario de ciclo de vida de los procesos de fitorremediación a partir de los balances de materia y energía de cada escenario.

Evaluar los potenciales impactos ambientales asociados a los procesos de fitorremediación propuestos.

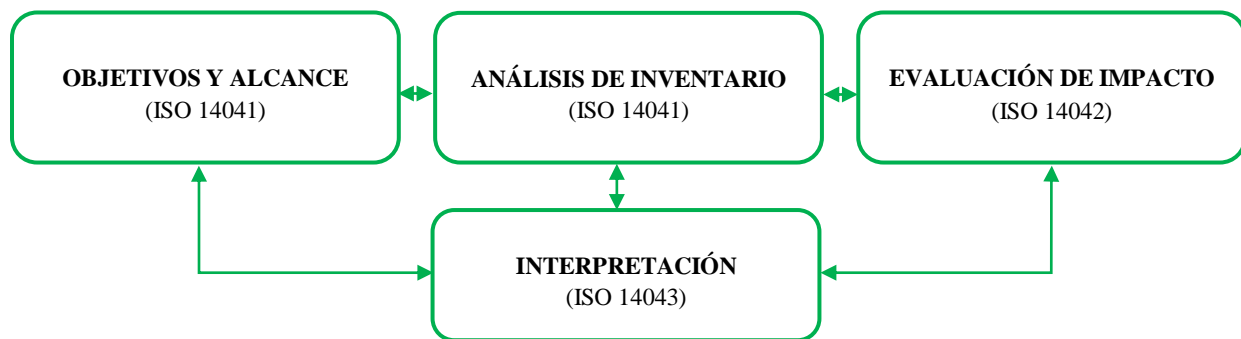
Interpretar los resultados de la estimación de los impactos de los escenarios propuestos e identificar alternativas de mejora.

3. Metodología

El desarrollo metodológico se realizó en cuatro fases, las cuales fueron alineadas con la metodología para el ACV de acuerdo con las normas ISO 14041, ISO 14042 e ISO 14043. Se abarcaron cuatro aspectos: metas y alcance del estudio, así como el análisis de inventario, evaluación de impactos e interpretación de resultados para los sistemas de Recirculación Acuícola (García Martínez, 2023) y reactor UASB acoplado con cultivos de microalgas (Pérez Roa, 2022).

Figura 1

Fases del ACV



Nota. Las NTC-ISO 14041 y NTC-ISO 14042 ofrecen el panorama general para realizar el estudio de ACV. Adaptado de *Gestión Ambiental. Análisis de Ciclo de Vida. Principios y Marco de Referencia* (2022).

3.1 Alcance y objetivos

El objetivo de este estudio fue la determinación de los potenciales impactos ambientales de los procesos de fitorremediación para el tratamiento de aguas domésticas correspondientes a las vertidas en la vereda El Pórtico del corregimiento de San Pedro (Pérez Roa, 2022), así como las aguas de piscicultura post-cultivo procedentes de piscifactorías continentales de la región de Norte

de Santander (García Martínez, 2023), utilizando en ambos casos la *Chlorella* sp como herramienta biotecnológica.

3.1.1 Delimitación del sistema

La descripción se realiza bajo los límites de puerta a puerta, incluyendo el ingreso de las aguas residuales a los sistemas pilotos y el producto principal obtenido, sin tener en consideración aspectos de transporte al sistema. Se investigó el análisis individual de cada sistema y fueron comparados entre sí junto con tecnologías convencionales de la PTAR de Río Frío.

3.1.2 Unidad funcional

En este análisis, se empleó como unidad funcional un metro cúbico (1m³) de agua tratada para evaluar los sistemas de tratamiento de aguas residuales. No se tomó en cuenta el transporte del agua residual hasta el sistema de purificación y/o el tratamiento de la biomasa obtenida por las microalgas.

3.1.3 Asignación de cargas

La distribución de los impactos ambientales se llevó a cabo utilizando un enfoque basado en atributos físicos de manera proporcional al porcentaje de las cantidades físicas de masa de agua tratada y biomasa producida en los tres sistemas.

3.1.4 Limitaciones

Para el sistema convencional, se consideró la capacidad instalada de la PTAR de Río Frío y la modernización del proceso (Empas S.A ESP, n.d.)

Las limitaciones de las aguas domésticas se vincularon con las características de los equipos adquiridos previamente por la Universidad Francisco de Paula Santander, los reactores prediseñados y adquiridos previamente por el laboratorio INNOValgae para los cultivos de microalgas (Pérez Roa, 2022). Y, en el tratamiento de las aguas de piscicultura, la disponibilidad de materiales a nivel nacional para la construcción de fotobiorreactores flat-plate (García Martínez, 2023).

3.1.5 Escenarios

- Escenario 1: Sistema convencional de tratamiento de aguas residuales de la PTAR de Río Frío.
- Escenario 2: Sistema de un Complejo de Recirculación Acuícola para el aprovechamiento sostenible de aguas Post-Consumo piscícolas.
- Escenario 3: Sistema de reactor anaerobio de flujo ascendente acoplado en cultivos de microalgas.

3.2 Análisis de inventario

El inventario del ciclo de vida (ICV) se realizó mediante la recopilación de los datos de los trabajos de García Martínez, (2023) y Pérez Roa, (2022) e informes de gestión más recientes de la Planta de Tratamiento de Río Frío para cuantificar las entradas y salidas de un sistema de producto.

3.3 Evaluación de impacto

Para evaluar cuan significativos son los impactos ambientales potenciales utilizando los resultados del análisis del ICV se usó el software SimaPro 9.1.1. a partir de la metodología de

evaluación de impactos ReCiPe 2016 de punto medio (Pré, 2016) con perspectivas culturales “Hierarchist”.

3.3.1 Definición de categorías de impacto

Se definen siete categorías (*Tabla 2*) apropiadas para el estudio y consideradas de gran importancia en el análisis del tratamiento de efluentes (Arashiro et al., 2022) para la toma de decisiones en términos de sostenibilidad y gestión de recursos hídricos.

Tabla 2

Categorías de impactos

Categoría de impacto	Abreviación	Unidades de caracterización
Salud humana		
Cambio climático	CC	Kg CO ₂ eq.
Toxicidad cancerígena humana	TCH	kg 1,4-DBC eq.
Calidad del ecosistema: terrestre		
Consumo de agua	CA	m ³ Consumido
Calidad del ecosistema: agua fresca		
Ecotoxicidad en agua dulce	EcT	kg 1,4-DBC eq.
Eutrofización de agua dulce	EAD	kg P eq.
Calidad del ecosistema: marina		
Ecotoxicidad marina	EcM	kg 1,4-DBC eq.
Escasez de recursos		
Fósiles	ERF	kg crudo-eq

Nota. Adaptado de (Huijbregts, 2016)

3.4 Interpretación

A partir del estudio de los resultados obtenidos para los tres escenarios, se establecieron las conclusiones y recomendaciones según los aspectos más relevantes de las categorías de impacto. Estos hallazgos calculados mediante el análisis de inventario y evaluación de impactos. Cabe mencionar la realización de pruebas de sensibilidad para ciertos aspectos.

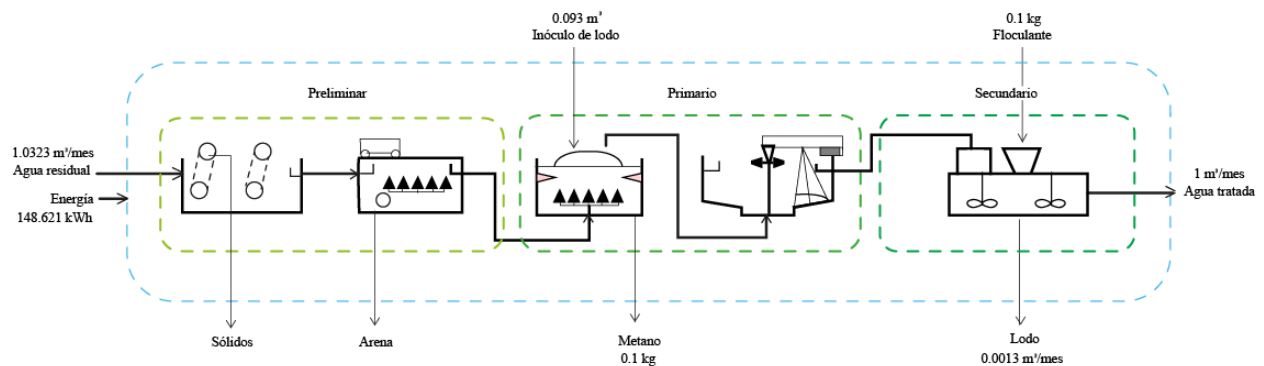
4. Resultados y discusiones

4.1 Definición de Escenarios

Para el estudio comparativo de ACV se establecieron los diagramas referentes a cada escenario, para lo cual se tuvieron en cuenta las limitaciones ya mencionadas a cada sistema.

Figura 2

Sistema convencional de aguas residuales



Nota. La representación de los sistemas analizados fue adaptada según el “Diagrama de Instrumentación (2007)”.

Figura 3

Sistema de un complejo de recirculación acuícola

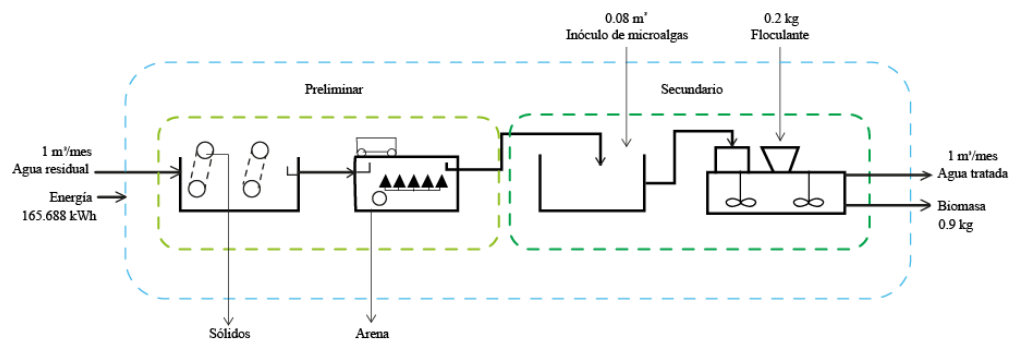
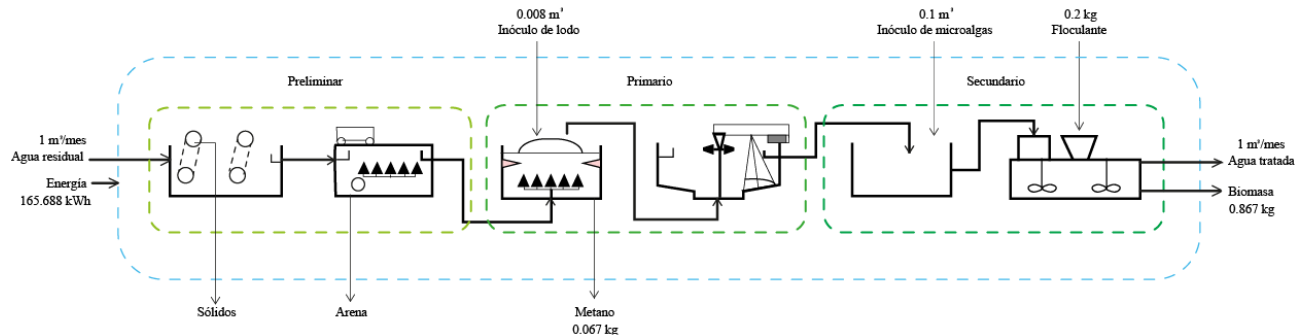


Figura 4

Sistema de UASB acoplado en cultivos de microalgas



4.2 Análisis de balances de materia y energía

El ICV asociado a cada escenario, fue obtenido tomando como referencia los flujos expuestos anteriormente, cuantificados utilizando información obtenida de fuentes secundarias para cada proceso.

La *Tabla 3*, presenta las salidas y entradas para cada escenario, revelando un aumento del 11% en el consumo de energía para los casos del tratamiento de aguas con microalgas. En concordancia con lo expresado por Amaro et al. (2023), Z. Liu et al. (2023) & Yang et al. (2023) quienes afirman una mayor exigencia energética para este tipo de tratamientos, justificado a partir de las necesidades de aireación del sistema para proveer las condiciones óptimas de oxígeno a los microorganismos implicando mecanismos para el proceso (Aghabalaei et al., 2023; Bhatt et al., 2023). Así mismo, este incremento se puede explicar debido a la intensidad lumínica requerida por las microalgas para su desarrollo (Calleja et al., 2022; Dunker & Wilhelm, 2018; Suparmaniam et al., 2019; Zheng et al., 2020), haciendo uso de instalaciones eléctricas acopladas al proceso, que, a su vez, tiene como subconsciencia una mayor producción de biomasa. Contribuyendo de esta manera a la remoción de fosfatos y nitratos en las aguas tratadas (Calleja et al., 2022).

Tabla 3*Balances de masa y energía*

	Nombre	Unidad	Escenarios			Referencia*
			Aguas residuales*	Aguas de piscicultura	Aguas domésticas	
Entradas	Afluente	m ³ /mes	1.0323	1.0323	1	(Elena et al., n.d.)
	pH	-	7.21	9.1	7.5	(AMB, 2020)
	Inóculo de lodo	m ³ /mes	0.093	-	0.008	(Alexis et al., 2016)
	Inóculo de microalgas	m ³ /mes	-	0.08	0.1	-
	Floculante	kg/mes	0.1	0.2	0.2	(Fuentes et al., n.d.)
	Energía	kWh	148.621	165.688	165.688	(Santo et al., 2020)
Salidas	Efluente	m ³ /mes	1	1	1	Autoría Propia
	Lodo para disposición	m ³ /mes	0.0013	-	-	EMPAS,2017
	Biomasa generada	kg/mes	-	0.9	0.867	-
	Metano	kg/mes	0.1	-	0.067	(EMPAS,2017)

Nota. Los datos de los escenarios de piscicultura y aguas domésticas se obtuvieron de las tesis de doctorado (García Martínez,

2023) y maestría (Pérez Roa, 2022) respectivamente.

4.2.1. Caracterización de aguas por escenarios

Se detalla la caracterización de los efluentes generados (1m³) en cada escenario, incluyendo las restricciones y valores máximos permisibles establecidos por la ley 0631 referente a los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales, expresados en la *Tabla*

4.

De acuerdo con los resultados obtenidos se observa un cumplimiento en su totalidad solo por parte del efluente de aguas piscícolas, mientras que, la mayor eficiencia de remoción es presentada por el tratamiento de afluentes domésticas con eliminación de nitratos (NO_3) de hasta el 97% y 89% de demanda química de oxígeno, justificado en la relación conjunta entre lodos y microalgas presentes en el proceso.

Según las investigaciones de Amaro et al. (2023) y Vassalle et al., (2023b), el consorcio entre bacterias presentes en los lodos y microalgas favorece la remoción de contaminantes, gracias a sus funciones ecosistémicas complementarias en la cual las bacterias a partir de la descomposición de compuestos orgánicos complejos, suministran fuentes de carbono y compuestos biológicos (amoníaco y nitrato) en pro del crecimiento micro algal para que mediante la fotosíntesis estas proporcionen el oxígeno necesario para las bacterias. Además, como lo mencionan Mustafa & Hayder, (2021), este tipo de relaciones contribuye al ahorro energético y disminuye los impactos ecosistémicos gracias a sus mecanismos de biosorción y biodegradación. Sin embargo, la reutilización de biogás y de los lodos, no se tuvo en consideración en los escenarios.

Tabla 4

Caracterización de aguas

Parámetro	Unidad	Aguas residuales		Aguas de piscicultura		Aguas domésticas		Resolución 0631
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	
DQO	Kg/m^3	0.781	0.247	0.041	0.0325	0.3878	0.043	0.18
DBO₅	Kg/m^3	0.393	0.076	0.025	0.009	0.197	0.1675	0.09
NO₃	Kg/m^3	0.065	0.003	0.08	0.0047	0.1549	0.005	NA
PO₄³⁻	Kg/m^3	0.011	0.001	0.07	0.0313	0.0009	-	NA
SST	Kg/m^3	0.31	0.1	-	-	0.1	0.02	0.09

4.3 Evaluación de categorías de impacto

La determinación de las medidas de impacto se llevó a cabo a partir de la caracterización de resultados, utilizando la perspectiva “Hierarchist” del método ReCiPe 2016. El objetivo de esta evaluación fue manifestar la importancia de cada indicador con relación al impacto ambiental.

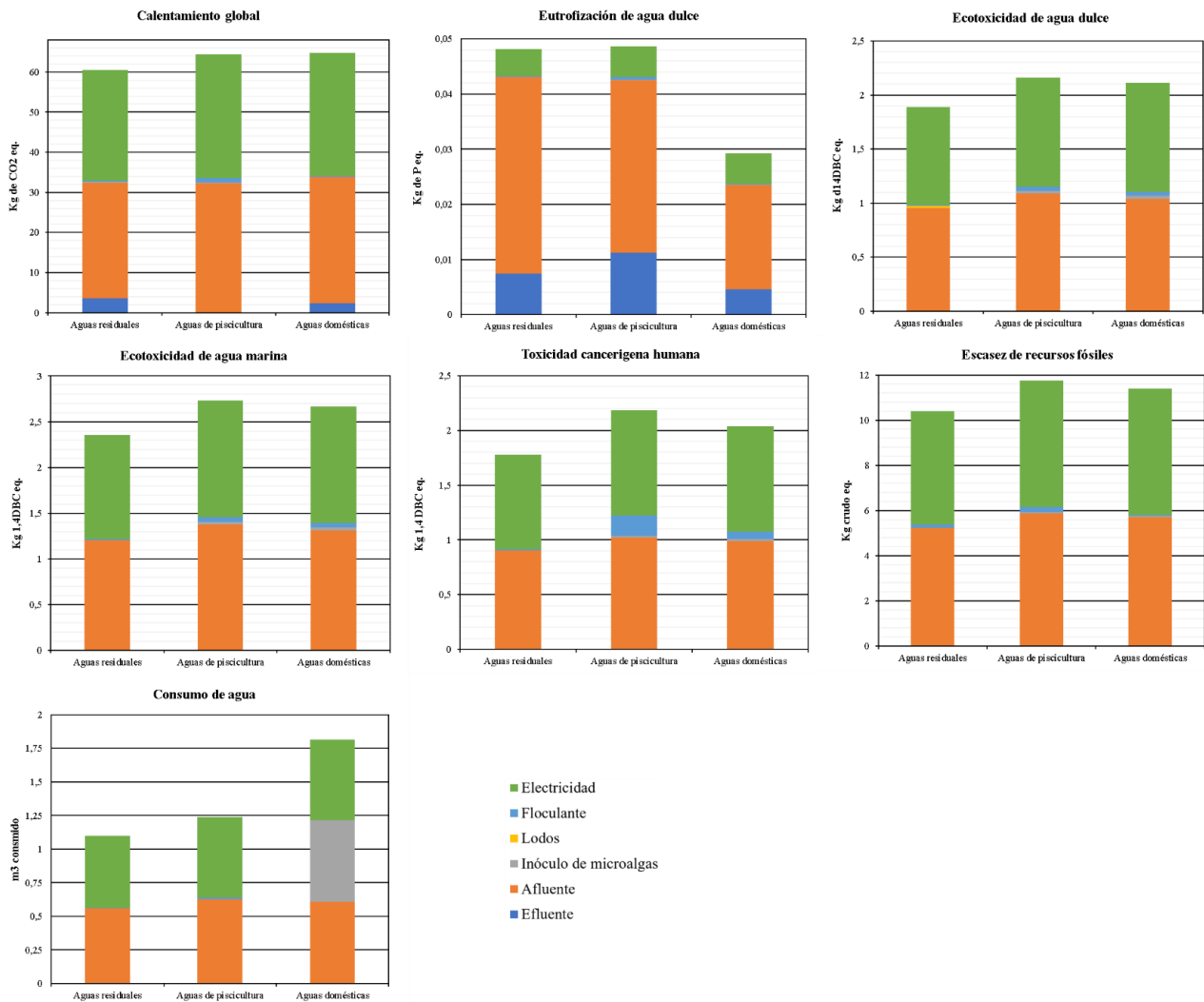
4.3.1 Categorías de impacto global

Las categorías evaluadas para los tres escenarios se detallan en la *Figura 5* siguiendo un enfoque fundamentado en investigaciones previas por Tsangas et al. (2023), Simone Souza et al. (2023), Pasciucco et al. (2023), Arashiro et al. (2018) y Mohamed et al. (2023). Siendo estas: calentamiento global (Global Warming: kg CO₂ eq.), eutrofización de agua dulce (Freshwater Eutrophication: kg P eq), ecotoxicidad de agua dulce (Freshwater ecotoxicity: kg 1,4-DCB), ecotoxicidad de agua marina (Marine ecotoxicity: kg 1,4-DCB), toxicidad cancerígena humana (Human carcinogenic Toxicity: kg 1,4-DCB), escasez de recursos fósiles (Fossil Resource Scarcity: kg oil eq) y consumo de agua (Water consumption: m³). Cabe aclarar que así mismo se analizó el impacto de ecotoxicidad terrestre en los casos estudiados, sin embargo, este aspecto no fue considerado para el presente proyecto por presentar un impacto nulo.

La *Figura 5* presenta los resultados de impacto generado por las entradas y salidas del sistema, representadas por: consumo energético, floculante, lodos, inóculo de microalgas, afluente y efluente.

Figura 5

Evaluación de impactos ambientales



De acuerdo con los resultados, se destaca la contribución similar de la electricidad y el afluyente, expresada en promedios para los escenarios estudiados, en las siguientes categorías: Calentamiento Global (30,2761 kg CO2 eq.), ecotoxicidad de agua dulce (1,0006 kg 1,4-DCB), ecotoxicidad de agua marina (1,2625 kg 1,4-DCB), oxidad cancerígena humana (0,9498 kg 1,4-DCB), escasez de recursos fósiles (5,4982 kg oil eq) y consumo de agua (0,5882 m³). Al igual que Sheikh et al. (2023), quien confirma la influencia de la electricidad en las categorías de impacto, esto relacionado a la emisión de gases de efecto invernadero y la importancia de la huella de

carbono en la generación de energía necesaria para el sistema operativo de las plantas de tratamiento (W. Chen et al., 2023).

A diferencia del análisis anterior, la eutrofización de agua dulce se presenta como un caso adverso a las demás categorías en donde la mayor influencia radica en más del 50% por el afluente (74% en aguas residuales, 65% piscicultura y 64% aguas domésticas). A diferencia de la energía cuyo aporte es mínimo, no superando una contribución del 20% (10% en aguas residuales, 11% piscicultura y 19% aguas domésticas). Ante esto, Simone Souza et al. (2023), Medina Rodríguez (2022) y Teixeira Correia et al. (2013), dan como explicación al proceso de eutrofización del afluente la presencia de nutrientes en exceso, N y P, observado en la caracterización del agua. La consecuencia de dicha sobre carga en los cuerpos de hídricos provoca un crecimiento desmesurado de microalgas que lleva a la afectación de la calidad del agua y la biodiversidad en la misma.

Por otro lado, la liberación de metano en relación con la cantidad de agua tratada constituye un aspecto crucial para la categoría de calentamiento global por la emisión de metano y dióxido de carbono a la atmósfera (Nowrouzi & Abyar, 2021). Al examinar la *Figura 5*, se observa que el escenario de aguas de piscicultura actual no presenta puntuación, lo cual se atribuye a la inexistencia de producción del gas de efecto invernadero para este escenario. Sin embargo, al comparar los tratamientos de aguas residuales y domésticas con generación de CH₄, se aprecia una mejora en este último, lo cual se atribuye al acople de microalgas, tal como demuestran García Martínez (2023) y Pérez Roa (2022). La razón de este beneficio podría estar relacionada a la fotosíntesis de los microorganismos en la cual se hace necesaria la absorción del dióxido de carbono como fuente de energía para sus procesos metabólicos. Adicionalmente, durante el proceso de degradación de materia orgánica y eliminación de N y P también resulta en la emisión de gases de efecto invernadero (Knappe et al., 2022).

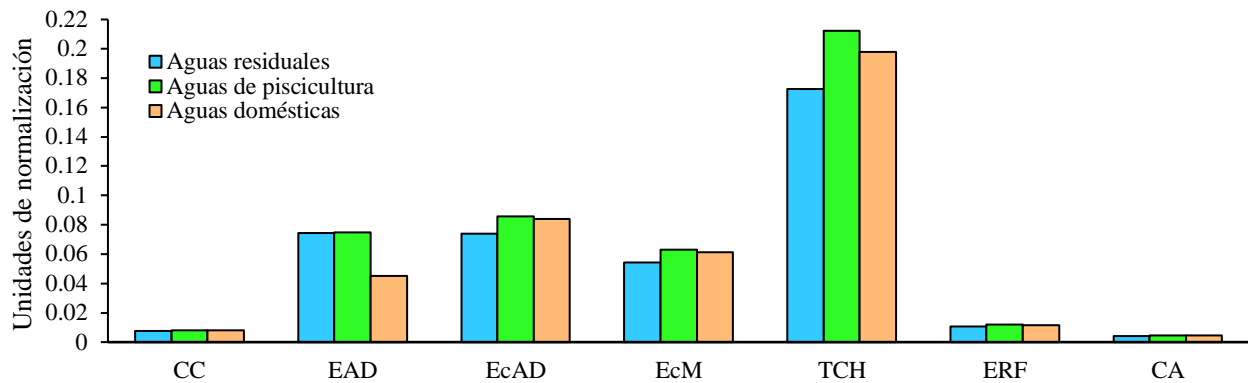
En los escenarios de aguas de piscicultura y domésticas se resalta una contribución de tipo causa-efecto del cloruro de aluminio (AlCl_3) como floculante, en las siguientes categorías de impacto: ecotoxicidad de agua dulce (0,0371 kg 1,4-DCB en promedio) y toxicidad cancerígena humana (0,1870 y 0,0703 kg 1,4-DCB respectivamente). Estos resultados son congruentes con lo descrito por (Liaquat et al., 2019; Trejo Vázquez & Hernández Montoya, 2005) quienes afirman efectos neurotóxicos por el consumo de efluentes con este químico. Comparando entre los sistemas se podría decir que la variación entre sus puntuaciones es debido a las etapas de procesamiento que se manejan en ella, siendo las aguas domésticas el sistema en donde se utilicen suficientes equipos para una mayor remoción del floculante. Lo anterior resalta la necesidad de buscar nuevos componentes para la floculación tras ver el efecto negativo que el AlCl_3 puede tener al medio ambiente (García Martínez, 2023). Finalmente, con respecto a la categoría de consumo de agua, se aprecia el factor preponderante del inóculo de microalgas, observando un efecto nulo en las aguas de piscicultura atribuido al beneficio de la reutilización de aguas residuales para el crecimiento algal.

4.3.2 Comparativo entre escenarios

En la *Figura 6* se presentan los impactos normalizados de los tres escenarios del tratamiento de aguas. Se aprecia que las categorías de Eutrofización de agua fresca, Ecotoxicidad de agua fresca, Ecotoxicidad marina y Toxicidad cancerígena humana representan repercusiones significativas, 14%, 18%, 13% y 42% respectivamente a nivel global. Así mismo, se destaca un alto potencial de impactos calculados para el complejo de recirculación acuícola.

Figura 6

Comparativa de escenarios



Nota. Los datos de los escenarios fueron normalizados para una mayor comprensión a nivel global.

Lo anteriormente expresado puede deberse a la carencia de tratamiento previo de los inóculos de microalgas al igual que la falta de aprovechamiento del biometano y los lodos producidos, los cuales son suficientes para reducir la puntuación en las categorías de impacto, trayendo como ventajas la disminución del requerimiento energético y la emisión de CH₄ a la atmósfera (Mayor et al., 2023; Medeiros et al., 2023; Pérez Roa, 2022).

Por su parte para la eutrofización de agua dulce, se resalta el impacto positivo que tiene el acople de microalgas con el empleo de reactores UASB, esto, debido a la eficiencia de eliminación de nitratos (97%) y fosfatos (100%). Coincidiendo con el trabajo de Vassalle et al. (2023b), quien menciona que este tipo de acople reduce de 4 a 6 veces el requerimiento energético normal de las plantas y, además, como Aghabalaei et al. (2023) afirma, se disminuye hasta un 70% la energía consumida.

Para los casos de eutrofización y toxicidad cancerígena humana, se confirma lo expresado anteriormente sobre la relación entre estas categorías. De igual forma, se observa que los impactos son mayores para los escenarios de aguas piscícolas (1.0894 kg 1.4DBC) y domésticas (1.0369 kg 1.4DBC) lo cual puede estar relacionada con el tipo de floculante que se emplea. Sin embargo,

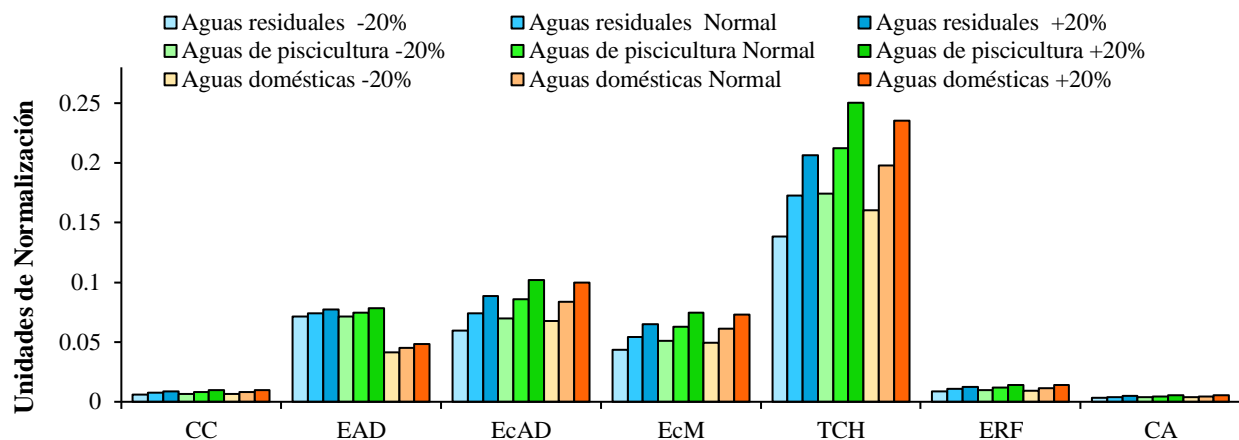
Pérez Roa (2022) menciona que la quema del metano tiene repercusiones significativas para la salud humana y posibilidad de provocar eutrofización, de esta manera como una alternativa de mitigación se recomienda suplir parte de la demanda de electricidad en el sistema a partir de la cogeneración de energía del metano producido.

4.4 Análisis de sensibilidad

Para calcular el efecto de un parámetro de entrada individual en los resultados del ACV, la electricidad y caracterización fueron variadas en un -20% y +20% para cada uno de los escenarios según Q. L. Wang et al. (2016). Se determinó la sensibilidad de los efectos evaluando la variación en porcentaje con respecto al valor inicialmente calculado.

Figura 7

Sensibilidad de la electricidad



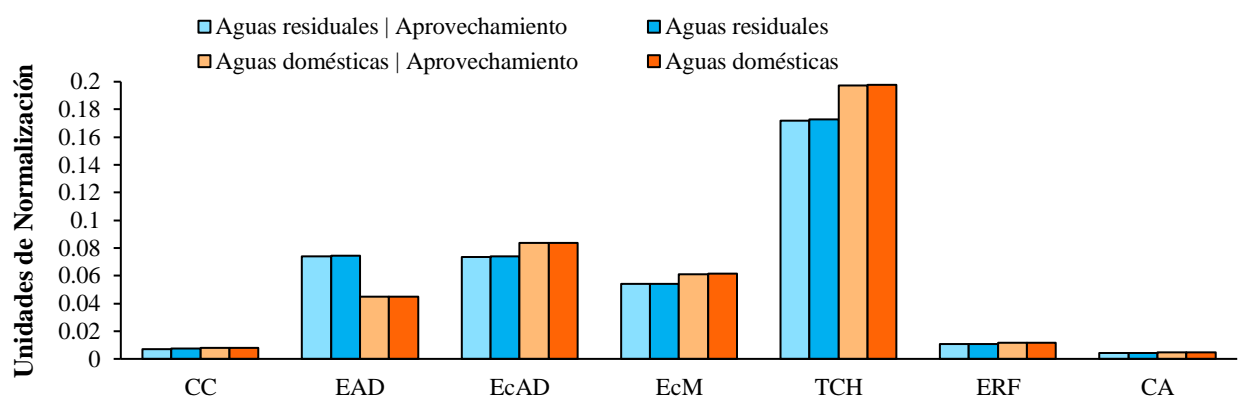
En la *Figura 7* se exponen los resultados del análisis de sensibilidad desarrollados para el cambio en el consumo eléctrico de los tres casos. Se calcularon los porcentajes de sensibilidad, notándose que no eran mayores al 7% a excepción de las categorías de eutrofización del agua dulce y marina que superan el 10%. Además, se observa una relación directamente proporcional del

impacto con el aumento del consumo energético. Avalando con esto el resultado obtenido en las evaluaciones de impacto donde este parámetro contribuyó con aproximadamente el 50% de las afectaciones en todas las categorías de los sistemas.

Lo anterior ha sido foco de estudio por los investigadores Bhatt et al. (2023), de Simone Souza et al. (2023) y Guo et al. (2023) quienes sustentan esta premisa, añadiendo que la escala del proceso también es un factor predominante en la influencia de la electricidad requerida de la planta (Pasciucco et al., 2023; Pérez Roa, 2022). Ante esto, como posible mitigación de impactos autores como Arashiro et al. (2018), J. Liu et al. (2023) y Pérez Roa (2022) proponen la reutilización del biogás y de productos de posible valor como los lodos para la producción de metano, al igual que la optimización de las variables operativas, utilización de fuentes de energía más ecológicas, como la implementación de paneles solares o adaptación de reactores UASB. Resulta notable para los sistemas con acoples de microalgas, el mayor beneficio en los puntajes de impacto al someterse a condiciones anaerobias los microorganismos.

Figura 8

Recirculación de metano



Conviene mencionar las ventajas de la reintegración de metano al sistema como un mitigador del requerimiento energético capaz de reducir el impacto ambiental. Evidenciando en la

Se aprecia como para los dos sistemas de microalgas existe una diferencia notable, explicada por la mayor carga orgánica que traen las aguas de piscicultura. En congruencia con Simone Souza et al. (2023), el impacto por categorías está relacionado con la caracterización que los afluentes presenten. Entrando en discusión, con los resultados de los dos sistemas mencionados y sus respectivas especificaciones en las cuales se observa un mayor aporte en las aguas de piscicultura por su alto contenido en fosfatos. De acuerdo con los resultados presentados en la *Tabla 4* se evidencia el menor porcentaje de remoción en estas con un 94%(nitratos) y 55% (fosfatos). Por su parte Teixeira Correia et al. (2013) da como explicación la inhibición de crecimiento algal, traduciéndose en una menor cantidad de microorganismos capaces de eliminar contaminantes.

5. Conclusiones

El consumo de electricidad presentó junto al afluente la mayor contribución en la evaluación de potencial de impactos afectando especialmente a las categorías de eutrofización de agua dulce (14%), ecotoxicidad de agua dulce (18%), ecotoxicidad de agua marina (13%) y toxicidad cancerígena humana (42%).

Se pudo establecer que en seis de las siete categorías de impacto evaluadas hay una mayor incidencia de los escenarios de acuicultura y UASB acoplado en cultivos de microalgas por sobre el escenario de tratamiento convencional de Río Frío, esto en el entendido de que los dos primeros implementan tratamientos biológicos adicionales con microalgas, cuyas potencialidades y/o aplicaciones no se evalúan en este estudio.

Se determinó que el trabajo conjunto de condiciones aerobias y anaerobias como lo presentado en el escenario de aguas domésticas trae beneficios en los impactos medioambientales, reduciendo la puntuación en la categoría de impacto de Eutrofización de agua dulce con respecto al escenario de aguas piscícolas.

El análisis de sensibilidad permitió identificar los factores que más afectaron el resultado del modelo, para lo cual se identifica la incidencia que tiene este análisis en las categorías de Eutrofización esto relacionado con mayor carga orgánica que se libera a los cuerpos hídricos. Por ende, la caracterización del afluente y su carga orgánica se presentan como los factores más relevantes a tener en cuenta en el modelo.

6. Recomendaciones

Mejorar en la gestión energética y el funcionamiento de los sistemas desempeña un papel fundamental para la minimización de impactos medio ambientales. Evaluar la cogeneración de energía a partir de biometano producido, como energía alternativa que pueda ser implementado para suplir parte de la demanda energética o en zonas con carencia de energía eléctrica.

Evaluar el aprovechamiento de la biomasa de microalga generada en los procesos planteados, permitirá mejorar el enfoque de sostenibilidad y la inclusión de sistemas de economía circular alrededor de la adecuada gestión de las aguas residuales.

Referencias Bibliográficas

- Abdel-Raouf, N., Al-Homaidan, A. A., & Ibraheem, I. B. M. (2012a). *Microalgae and wastewater treatment*. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2012.04.005>
- Abdel-Raouf, N., Al-Homaidan, A. A., & Ibraheem, I. B. M. (2012b). Microalgae and wastewater treatment. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 19(3), 257–275. <https://doi.org/10.1016/J.SJBS.2012.04.005>
- Abello Passtani, V., Muñoz Alvear, E., Lira Zúñiga, S., & Garrido Ramírez, E. (2020). Evaluación de eco-eficiencia de tecnologías de tratamiento de aguas residuales domésticas en Chile. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, ISSN-e 2007-2422, Vol. 11, N°. 2 (Marzo-Abril de 2020), 2020, Págs. 190-228, 11(2), 190–228. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7430650&info=resumen&idioma=ENG>
- Aghabalaei, V., Nayeb, H., Mardani, S., Tabeshnia, M., & Baghdadi, M. (2023). Minimizing greenhouse gases emissions and energy consumption from wastewater treatment plants via rational design and engineering strategies: A case study in Mashhad, Iran. *Energy Reports*, 9, 2310–2320. <https://doi.org/10.1016/J.EGYR.2023.01.017>
- Ahmad, A. L., Chin, J. Y., Mohd Harun, M. H. Z., & Low, S. C. (2022). Environmental impacts and imperative technologies towards sustainable treatment of aquaculture wastewater: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 46, 102553. <https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2021.102553>
- Ahmed, S. F., Mofijur, M., Parisa, T. A., Islam, N., Kusumo, F., Inayat, A., Le, V. G., Badruddin, I. A., Khan, T. M. Y., & Ong, H. C. (2022). Progress and challenges of contaminate removal

- from wastewater using microalgae biomass. *Chemosphere*, 286, 131656. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.131656>
- Alexis, B., Orobio, P., Torres Lozada, P., Luis, ;, Rebellón, F. M., Torres López, W. A., Fuentes López, L., María Del Mar, ;, Arias, O., Luz, ;, & Ho, E. B. (2016). Evaluación de lodos de PTAR municipales como inóculos en la digestión anaerobia de biorresiduos. *Revista ION*, 29(1), 37–46. <https://doi.org/10.18273/REVION.V29N1-2016003>
- Al-Othman, Z. A., Ali, R., Al-Othman, A. M., Ali, J., & A. Habila, M. (2016). Assessment of toxic metals in wheat crops grown on selected soils, irrigated by different water sources. *Arabian Journal of Chemistry*, 9, S1555–S1562. <https://doi.org/10.1016/J.ARABJC.2012.04.006>
- Amaro, H. M., Salgado, E. M., Nunes, O. C., Pires, J. C. M., & Esteves, A. F. (2023). Microalgae systems - environmental agents for wastewater treatment and further potential biomass valorisation. *Journal of Environmental Management*, 337, 117678. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2023.117678>
- Arashiro, L. T., Josa, I., Ferrer, I., Van Hulle, S. W. H., Rousseau, D. P. L., & Garfí, M. (2022). Life cycle assessment of microalgae systems for wastewater treatment and bioproducts recovery: Natural pigments, biofertilizer and biogas. *Science of The Total Environment*, 847, 157615. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.157615>
- Arashiro, L. T., Montero, N., Ferrer, I., Ación, F. G., Gómez, C., & Garfí, M. (2018). Life cycle assessment of high rate algal ponds for wastewater treatment and resource recovery. *Science of The Total Environment*, 622–623, 1118–1130. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.12.051>
- Ardila Alvarez, A. M., & Rodríguez Rodríguez, S. M. (2011). *INFLUENCIA DE UNA FUENTE CARBONO ORGÁNICO (ÁCIDO ACÉTICO) EN EL CRECIMIENTO CELULAR DE*

Chlorella vulgaris EN FOTOBIOREACTORES A ESCALA LABORATORIO. - PDF
Descargar libre. <https://docplayer.es/3315885-Influencia-de-una-fuente-carbono-organico-acido-acetico-en-el-crecimiento-celular-de-chlorella-vulgaris-en-fotobioreactores-a-escala-laboratorio.html>

Bala, B. K., Arshad, F. M., & Noh, K. M. (2017). *Introduction*. 3–14. https://doi.org/10.1007/978-981-10-2045-2_1

Barbera, E., Bertucco, A., & Kumar, S. (2018). Nutrients recovery and recycling in algae processing for biofuels production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 90, 28–42. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2018.03.004>

Bhatt, A., Dada, A. C., Prajapati, S. K., & Arora, P. (2023). Integrating life cycle assessment with quantitative microbial risk assessment for a holistic evaluation of sewage treatment plant. *Science of The Total Environment*, 862, 160842. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.160842>

Calleja, P. D. O., López De Paz, P., Quintero, A. R., Avendaño, C. A. M., Vereá, L., Santiago, K. E. D., Orantes Calleja, P. D., Opez De Paz, P. L., Rosales Quintero, A., Meza Avenda~, C. A., & Iaz Santiago, K. E. D. (2022). Comparative optimization of macronutrient removal from a cyanobacterium and a microalga grown in synthetic wastewater for potential use as a biodiesel source. *Org.Bibliotecavirtual.Uis.Edu.Co*/10.1080/17597269.2022.2079247, 13(8), 1041–1053. <https://doi.org/10.1080/17597269.2022.2079247>

Catone, C. M., Ripa, M., Geremia, E., & Ulgiati, S. (2021). Bio-products from algae-based biorefinery on wastewater: A review. *Journal of Environmental Management*, 293, 112792. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2021.112792>

Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico del Agua (CIDTA) | Universidad de Salamanca.

(n.d.). Retrieved August 2, 2023, from <https://www.usal.es/centro-de-investigacion-y-desarrollo-tecnologico-del-agua-cidta>

Chandra, R., Pradhan, S., Patel, A., & Ghosh, U. K. (2021). An approach for dairy wastewater remediation using mixture of microalgae and biodiesel production for sustainable transportation. *Journal of Environmental Management*, 297, 113210. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2021.113210>

Chen, Y. Di, Liu, F., Ren, N. Q., & Ho, S. H. (2020). Revolutions in algal biochar for different applications: State-of-the-art techniques and future scenarios. *Chinese Chemical Letters*, 31(10), 2591–2602. <https://doi.org/10.1016/J.CCLET.2020.08.019>

Chen, K., Liang, J., Wang, Y., Tao, Y., Lu, Y., & Wang, A. (2024). A global perspective on microbial risk factors in effluents of wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Sciences*, 138, 227–235. <https://doi.org/10.1016/J.JES.2023.04.012>

Chen, W., Zhang, Q., Hu, L., Geng, Y., & Liu, C. (2023). Understanding the greenhouse gas emissions from China's wastewater treatment plants: Based on life cycle assessment coupled with statistical data. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 259, 115007. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2023.115007>

Claudia, M., & Herrera Herrera, P. (2018). *EVALUACIÓN DE LA OPERACIÓN DE REACTORES UASB EN CONDICIONES AMBIENTE PARA LA REDUCCIÓN DE DBO Y DQO EN AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS EN BARRANQUILLA.*

De Benedetti, B., Barbera, A. C., Freni, P., & Tecchio, P. (2015). Wastewater valorization adopting the microalgae accelerated growth. *Desalination and Water Treatment*, 53(4), 1001–1011. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.848412>

- de la Noüe, J., Laliberté, G., & Proulx, D. (1992). Algae and waste water. *Journal of Applied Phycology*, 4(3), 247–254. <https://doi.org/10.1007/BF02161210/METRICS>
- de Simone Souza, H. H., de Morais Lima, P., Medeiros, D. L., Vieira, J., Filho, F. J. C. M., Paulo, P. L., Fullana-i-Palmer, P., & Boncz, M. Á. (2023). Environmental assessment of on-site source-separated wastewater treatment and reuse systems for resource recovery in a sustainable sanitation view. *Science of The Total Environment*, 895, 165122. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.165122>
- Domańska, M., Kuśnierz, M., & Mackiewicz, K. (2023). Seasonal prevalence of bacteria in the outflow of two full-scale municipal wastewater treatment plants. *Scientific Reports 2023 13:1*, 13(1), 1–13. <https://doi.org/10.1038/S41598-023-37744-3>
- Dunker, S., & Wilhelm, C. (2018). Cell wall structure of coccoid green algae as an important trade-off between biotic interference mechanisms and multidimensional cell growth. *Frontiers in Microbiology*, 9(APR), 289239. <https://doi.org/10.3389/FMICB.2018.00719/BIBTEX>
- Elena, L., Castellanos, A., Helena, L., & Olaya, L. (n.d.). *Asamblea de Accionistas Gerente Suplente Revisoría Fiscal*.
- Elgallal, M., Fletcher, L., & Evans, B. (2016). Assessment of potential risks associated with chemicals in wastewater used for irrigation in arid and semiarid zones: A review. *Agricultural Water Management*, 177, 419–431. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2016.08.027>
- Estudio PTAR San Francisco*. (n.d.).
- Fazal, T., Rehman, M. S. U., Javed, F., Akhtar, M., Mushtaq, A., Hafeez, A., Alaud Din, A., Iqbal, J., Rashid, N., & Rehman, F. (2021). Integrating bioremediation of textile wastewater with biodiesel production using microalgae (*Chlorella vulgaris*). *Chemosphere*, 281, 130758. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.130758>

- Fuentes, R. E. M., Prieto, L. E. P., & Rincon, C. A. (n.d.). *DOSIFICACIÓN ÓPTIMA DE POLÍMEROS NO IONICOS DE TIPO POLIACRILAMIDA COMO AYUDANTES DE FILTRACIÓN Y COMPATIBILIDAD CON LOS AYUDANTES DE COAGULACIÓN APLICADOS EN LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE FRANCISCO WIESNER (BOGOTÁ-COLOMBIA)*.
- Gao, F., Yang, Z.-Y., Zhao, Q.-L., Chen, D.-Z., Li, C., Liu, M., Yang, J.-S., Liu, J.-Z., Ge, Y.-M., & Chen, J.-M. (2021). Mixotrophic cultivation of microalgae coupled with anaerobic hydrolysis for sustainable treatment of municipal wastewater in a hybrid system of anaerobic membrane bioreactor and membrane photobioreactor. *Bioresource Technology*, 337, 125457. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125457>
- García Martínez, J. B. (2023). *Desarrollo y Aplicación de una Metodología para el diseño y construcción de un sistema de fitorremediación de un Complejo de Recirculación Acuícola para el aprovechamiento sostenible de aguas Post-Consumo*. Universidad Industrial de Santander.
- Gestión ambiental. análisis de ciclo de vida. principios y marco de referencia*. (n.d.). Retrieved August 5, 2023, from <https://tienda.icontec.org/gp-ntc-iso-gestion-ambiental-analisis-de-ciclo-de-vida-principios-y-marco-de-referencia-ntc-iso14040-2022.html>
- Gray, N. F. (2004). *Biology of Wastewater Treatment*. 4. <https://doi.org/10.1142/P266>
- Guo, X., Guo, F., Chen, J., Xu, C., Wu, F., & Bryan, B. A. (2023). Optimal pathways for upgrading China's wastewater treatment plants for achieving water quality standards at least economic and environmental cost. *Journal of Environmental Management*, 344, 118397. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2023.118397>

- Gusti Wibowo, Y., Sudibyo, Rianjanu, A., Taher, T., Susanti, N., Karo Karo, P., Suprihatin, Iman Supriyatna, Y., Prasetyo, E., Bahfie, F., Amin, M., Syarifuddin, H., Safitri, H., & Khairurrijal, K. (2023). Synthesis, Characterization, and performance test of modified Zeolite-Si/Al nanocomposite from pumice and waste cans using slow pyrolysis process for removal pollutant parameters from hard water. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 20, 100853. <https://doi.org/10.1016/J.ENMM.2023.100853>
- Han, X., Xie, D., Song, H., Ma, J., Zhou, Y., Chen, J., Yang, Y., & Huang, F. (2022). Estimation of chemical oxygen demand in different water systems by near-infrared spectroscopy. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 243, 113964. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2022.113964>
- Henze, M., & Comeau, Y. (2008a). *THE ORIGIN OF WASTEWATER*.
- Henze, M., & Comeau, Y. (2008b). *THE ORIGIN OF WASTEWATER*.
- Hill, P. S., Tripathi, A. K., & Schauble, E. A. (2014). Theoretical constraints on the effects of pH, salinity, and temperature on clumped isotope signatures of dissolved inorganic carbon species and precipitating carbonate minerals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 125, 610–652. <https://doi.org/10.1016/J.GCA.2013.06.018>
- Horan, N. J. (1990). *Biological Wastewater Treatment Systems: Theory and Operation* John Wiley & Sons.
- Hu, X., Meneses, Y. E., Stratton, J., & Wang, B. (2019). Acclimation of consortium of microalgae help removal of organic pollutants from meat processing wastewater. *Journal of Cleaner Production*, 214, 95–102. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2018.12.255>
- Huang, K.-X., Vadiveloo, A., Zhou, J.-L., Yang, L., Chen, D.-Z., & Gao, F. (2023). Integrated culture and harvest systems for improved microalgal biomass production and wastewater

treatment. *Bioresource Technology*, 376, 128941.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.128941>

Huijbregts, M. A. J. (2016). *ReCiPe 2016 A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level Report I: Characterization*.

Huo, S., Necas, D., Zhu, F., Chen, D., An, J., Zhou, N., Liu, W., Wang, L., Cheng, Y., Liu, Y., & Ruan, R. (2021). Anaerobic digestion wastewater decolorization by H₂O₂-enhanced electro-Fenton coagulation following nutrients recovery via acid tolerant and protein-rich *Chlorella* production. *Chemical Engineering Journal*, 406, 127160.
<https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2020.127160>

ICONTEC. (2022). *Análisis del ciclo de vida — Principios y marco de referencia*.
<https://www.iso.org/obp/ui#iso:std:iso:14040:ed-2:v1:es>

Imron, M. F., Firdaus, A. A. F., Flowerainsyah, Z. O., Rosyidah, D., Fitriani, N., Kurniawan, S. B., Abdullah, S. R. S., Hasan, H. A., & Wibowo, Y. G. (2023). Phytotechnology for domestic wastewater treatment: Performance of *Pistia stratiotes* in eradicating pollutants and future prospects. *Journal of Water Process Engineering*, 51, 103429.
<https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2022.103429>

INFORME-DE-GESTION-EMPAS-2017-WEB. (n.d.).

Jebri, S., Hmaied, F., Jofre, J., MariemYahya, Mendez, J., Barkallah, I., & Hamdi, M. (2013). Effect of gamma irradiation on bacteriophages used as viral indicators. *Water Research*, 47(11), 3673–3678. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2013.04.036>

Kadir, A. A., Abdullah, S. R. S., Othman, B. A., Hasan, H. A., Othman, A. R., Imron, M. F., Ismail, N., 'Izzati, & Kurniawan, S. B. (2020). Dual function of *Lemna minor* and *Azolla pinnata* as

- phytoremediator for Palm Oil Mill Effluent and as feedstock. *Chemosphere*, 259, 127468. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2020.127468>
- Kaur, R., Wani, S. P., Singh, A. K., & Lal, K. (n.d.). *Wastewater production, treatment and use in India*.
- Knappe, J., Somlai, C., & Gill, L. W. (2022). Assessing the spatial and temporal variability of greenhouse gas emissions from different configurations of on-site wastewater treatment system using discrete and continuous gas flux measurement. *Biogeosciences*, 19(4), 1067–1085. <https://doi.org/10.5194/BG-19-1067-2022>
- Kozyatnyk, I., Benavente, V., Weidemann, E., Gentili, F. G., & Jansson, S. (2023). Influence of hydrothermal carbonization conditions on the porosity, functionality, and sorption properties of microalgae hydrochars. *Scientific Reports* 2023 13:1, 13(1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/S41598-023-35331-0>
- Kumar, A. K., Sharma, S., Shah, E., Parikh, B. S., Patel, A., Dixit, G., Gupta, S., & Divecha, J. M. (2019). Cultivation of *Ascochloris* sp. ADW007-enriched microalga in raw dairy wastewater for enhanced biomass and lipid productivity. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16(2), 943–954. <https://doi.org/10.1007/S13762-018-1712-0/TABLES/5>
- Kurniawan, S. B., Ahmad, A., Said, N. S. M., Imron, M. F., Abdullah, S. R. S., Othman, A. R., Purwanti, I. F., & Hasan, H. A. (2021a). Macrophytes as wastewater treatment agents: Nutrient uptake and potential of produced biomass utilization toward circular economy initiatives. *Science of The Total Environment*, 790, 148219. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.148219>
- Kurniawan, S. B., Ahmad, A., Said, N. S. M., Imron, M. F., Abdullah, S. R. S., Othman, A. R., Purwanti, I. F., & Hasan, H. A. (2021b). Macrophytes as wastewater treatment agents:

- Nutrient uptake and potential of produced biomass utilization toward circular economy initiatives. *Science of The Total Environment*, 790, 148219. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.148219>
- Li, S., Qu, W., Chang, H., Li, J., & Ho, S. H. (2022). Microalgae-driven swine wastewater biotreatment: Nutrient recovery, key microbial community and current challenges. *Journal of Hazardous Materials*, 440, 129785. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2022.129785>
- Liaquat, L., Sadir, S., Batool, Z., Tabassum, S., Shahzad, S., Afzal, A., & Haider, S. (2019). Acute aluminum chloride toxicity revisited: Study on DNA damage and histopathological, biochemical and neurochemical alterations in rat brain. *Life Sciences*, 217, 202–211. <https://doi.org/10.1016/J.LFS.2018.12.009>
- Libutti, A., Gatta, G., Gagliardi, A., Vergine, P., Pollice, A., Beneduce, L., Disciglio, G., & Tarantino, E. (2018). Agro-industrial wastewater reuse for irrigation of a vegetable crop succession under Mediterranean conditions. *Agricultural Water Management*, 196, 1–14. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2017.10.015>
- Lim, S. L., Chu, W. L., & Phang, S. M. (2010). Use of *Chlorella vulgaris* for bioremediation of textile wastewater. *Bioresource Technology*, 101(19), 7314–7322. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2010.04.092>
- Liu, J., Feng, Y., Zhang, Y., Liang, N., Wu, H., & Liu, F. (2022). Allometric releases of nitrogen and phosphorus from sediments mediated by bacteria determines water eutrophication in coastal river basins of Bohai Bay. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 235, 113426. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2022.113426>

- Liu, J., Zhang, Z., Deng, Y., Sato, Y., Wu, D., & Chen, G. (2023). Coupling methane and bioactive polysaccharide recovery from wasted activated sludge: A sustainable strategy for sludge treatment. *Water Research*, 233, 119775. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2023.119775>
- Liu, L., Lin, X., Luo, L., Yang, J., Luo, J., Liao, X., & Cheng, H. (2021). Biosorption of copper ions through microalgae from piggery digestate: Optimization, kinetic, isotherm and mechanism. *Journal of Cleaner Production*, 319, 128724. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2021.128724>
- Liu, X. Y., Hong, Y., Liang, M., & Zhai, Q. Y. (2023). Bioremediation of zinc and manganese in swine wastewater by living microalgae: Performance, mechanism, and algal biomass utilization. *Bioresource Technology*, 385, 129382. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2023.129382>
- Liu, Z., Hao, N., Hou, Y., Wang, Q., Liu, Q., Yan, S., Chen, F., & Zhao, L. (2023). Technologies for harvesting the microalgae for industrial applications: Current trends and perspectives. *Bioresource Technology*, 387, 129631. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2023.129631>
- Magalhães, I. B., Ferreira, J., de Siqueira Castro, J., Assis, L. R. de, & Calijuri, M. L. (2021a). Technologies for improving microalgae biomass production coupled to effluent treatment: A life cycle approach. *Algal Research*, 57, 102346. <https://doi.org/10.1016/J.ALGAL.2021.102346>
- Magalhães, I. B., Ferreira, J., de Siqueira Castro, J., Assis, L. R. de, & Calijuri, M. L. (2021b). Technologies for improving microalgae biomass production coupled to effluent treatment: A life cycle approach. *Algal Research*, 57, 102346. <https://doi.org/10.1016/J.ALGAL.2021.102346>

- Marcia Simone Graf Rey, P. (2023). *la importancia del Acuífero Guaraní para Sudamérica: Relación abundancia-escasez*.
www.caei.com.ar/ProgramaRecursosNaturalesyDesarrolloLaescasezdeAguaenelmundo
- Mayor, Á., Vinardell, S., Ganesan, K., Bacardí, C., Cortina, J. L., & Valderrama, C. (2023). Life-cycle assessment and techno-economic evaluation of the value chain in nutrient recovery from wastewater treatment plants for agricultural application. *Science of The Total Environment*, 892, 164452. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.164452>
- Medeiros, D. L., Santos, C. M. Q. dos, Ribeiro, R., & Tommaso, G. (2023). The dissolved methane recovery from treated sewage in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors: The energy demand, carbon footprint and financial cost. *Journal of Environmental Management*, 343, 118258. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2023.118258>
- Medina Rodríguez, P. A. (2022). *Análisis del ciclo de vida de la producción de papel a partir del cáñamo en el contexto colombiano*.
<https://expeditiorepositorio.utadeo.edu.co/bitstream/handle/20.500.12010/28060/Trabajo%20de%20investigaci%C3%B3n%20-%20Paula%20Medina%20%281%29.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Mier Mabel, V., Chapa Laura, M., Carrera Mónica, S., Mendieta Magdalena, M., & Cisneros Blanca, J. (2014). *TRATAMIENTO TERCIARIO DE AGUAS RESIDUALES POR FILTRACIÓN E INTERCAMBIO IÓNICO*.
- Mishra, S., Kumar, R., & Kumar, M. (2023a). Use of treated sewage or wastewater as an irrigation water for agricultural purposes- Environmental, health, and economic impacts. *Total Environment Research Themes*, 6, 100051. <https://doi.org/10.1016/J.TOTERT.2023.100051>

- Mishra, S., Kumar, R., & Kumar, M. (2023b). Use of treated sewage or wastewater as an irrigation water for agricultural purposes- Environmental, health, and economic impacts. *Total Environment Research Themes*, 6, 100051. <https://doi.org/10.1016/J.TOTERT.2023.100051>
- Mohamed, B. A., O'Boyle, M., & Li, L. Y. (2023). Co-pyrolysis of sewage sludge with lignocellulosic and algal biomass for sustainable liquid and gaseous fuel production: A life cycle assessment and techno-economic analysis. *Applied Energy*, 346, 121318. <https://doi.org/10.1016/J.APENERGY.2023.121318>
- Mohsenpour, S. F., Hennige, S., Willoughby, N., Adeloye, A., & Gutierrez, T. (2021). Integrating micro-algae into wastewater treatment: A review. *Science of The Total Environment*, 752, 142168. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.142168>
- Muoio, R., Caretti, C., Rossi, L., Santianni, D., & Lubello, C. (2020). Water safety plans and risk assessment: A novel procedure applied to treated water turbidity and gastrointestinal diseases. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 223(1), 281–288. <https://doi.org/10.1016/J.IJHEH.2019.07.008>
- Mustafa, H. M., & Hayder, G. (2021). Recent studies on applications of aquatic weed plants in phytoremediation of wastewater: A review article. *Ain Shams Engineering Journal*, 12(1), 355–365. <https://doi.org/10.1016/J.ASEJ.2020.05.009>
- Muthumanickam, K., & Saravanathamizhan, R. (2021). Electrochemical treatment of dye wastewater using nickel foam electrode. *Journal of Electrochemical Science and Engineering*, 11(3), 209–215. <https://doi.org/10.5599/JESE.1011>
- Napolitano, G., Venditti, P., Agnisola, C., Quartucci, S., Fasciolo, G., Muscari Tomajoli, M. T., Geremia, E., Catone, C. M., & Ulgiati, S. (2022). Towards sustainable aquaculture systems: Biological and environmental impact of replacing fishmeal with *Arthrospira platensis*

- (Nordstedt) (spirulina). *Journal of Cleaner Production*, 374, 133978.
<https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2022.133978>
- Nguyen, M. K., Lin, C., Nguyen, H. L., Hung, N. T. Q., La, D. D., Nguyen, X. H., Chang, S. W., Chung, W. J., & Nguyen, D. D. (2023). Occurrence, fate, and potential risk of pharmaceutical pollutants in agriculture: Challenges and environmentally friendly solutions. *Science of The Total Environment*, 899, 165323. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.165323>
- Nowrouzi, M., & Abyar, H. (2021). A framework for the design and optimization of integrated fixed-film activated sludge-membrane bioreactor configuration by focusing on cost-coupled life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 296, 126557.
<https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2021.126557>
- Oliveira, A. C., Barata, A., Batista, A. P., & Gouveia, L. (2018). *Scenedesmus obliquus* in poultry wastewater bioremediation. *Https://Doi.Org/10.1080/09593330.2018.1488003*, 40(28), 3735–3744. <https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1488003>
- ONS. (2006). *Directrices para el uso sin riesgos de aguas residuales y excretas en agricultura y acuicultura : medidas de protección de la salud pública / preparadas por Duncan Mara y Sandy Cairncross*. OMS. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/39350>
- ONU. (2005). *Escasez de agua | Decenio Internacional para la Acción “El agua, fuente de vida” 2005-2015*. <https://www.un.org/spanish/waterforlifedecade/scarcity.shtml>
- Partyka, M. L., & Bond, R. F. (2022). Wastewater reuse for irrigation of produce: A review of research, regulations, and risks. *Science of The Total Environment*, 828, 154385.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.154385>

- Pasciucco, F., Pecorini, I., & Iannelli, R. (2023). A comparative LCA of three WWTPs in a tourist area: Effects of seasonal loading rate variations. *Science of The Total Environment*, 863, 160841. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.160841>
- Patricia, D., & Rojas, Q. (2016). *DETERMINACIÓN DE LAS CARGAS AMBIENTALES DE LA BEBIDA GASEOSA “COLOMBIANA” DE 350 ML RETORNABLE MEDIANTE EL ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA (ACV)*.
- Pérez Roa, M. E. (2022). *Evaluación de sistemas piloto de AS y UASB para el aprovechamiento de efluentes tratados de aguas residuales domesticas de Cúcuta (Norte de Santander) en cultivos de Chlorella sp., mediante la metodología del análisis de ciclo de vida* [Universidad Industrial de Santander]. <https://noesis.uis.edu.co/server/api/core/bitstreams/bd4c565d-6c6c-4594-8f3a-8cfc5a81f171/content>
- Peter, A. P., Khoo, K. S., Chew, K. W., Ling, T. C., Ho, S. H., Chang, J. S., & Show, P. L. (2021). Microalgae for biofuels, wastewater treatment and environmental monitoring. *Environmental Chemistry Letters* 2021 19:4, 19(4), 2891–2904. <https://doi.org/10.1007/S10311-021-01219-6>
- Pratap, B., Kumar, S., Nand, S., Azad, I., Bharagava, R. N., Romanholo Ferreira, L. F., & Dutta, V. (2023). Wastewater generation and treatment by various eco-friendly technologies: Possible health hazards and further reuse for environmental safety. *Chemosphere*, 313, 137547. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2022.137547>
- Pré. (2016). *ReCiPe*. <https://pre-sustainability.com/articles/recipe/>
- Rahimi, S., Modin, O., & Mijakovic, I. (2020). Technologies for biological removal and recovery of nitrogen from wastewater. *Biotechnology Advances*, 43, 107570. <https://doi.org/10.1016/J.BIOTECHADV.2020.107570>

- Rambabu, K., Banat, F., Pham, Q. M., Ho, S. H., Ren, N. Q., & Show, P. L. (2020). Biological remediation of acid mine drainage: Review of past trends and current outlook. *Environmental Science and Ecotechnology*, 2, 100024. <https://doi.org/10.1016/J.ESE.2020.100024>
- Reddy, K., Renuka, N., Kumari, S., & Bux, F. (2021). Algae-mediated processes for the treatment of antiretroviral drugs in wastewater: Prospects and challenges. *Chemosphere*, 280, 130674. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.130674>
- Reynolds, K. A. (2002). *Tratamiento de aguas residuales en Latinoamérica identificación del problema*. https://cidta.usal.es/cursos/edar/modulos/edar/unidades/LIBROS/documentos_nuevos/DeLaLaveSepOct02.pdf
- Rojas, R. (2002). *Curso Internacional "GETI ÓN INTEGRAL DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES" 25 al 27 de setiembre de 2002 Conferencia Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales CONTENIDO*.
- Rossi, S., Pizzera, A., Bellucci, M., Marazzi, F., Mezzanotte, V., Parati, K., & Ficara, E. (2022). Piggery wastewater treatment with algae-bacteria consortia: Pilot-scale validation and techno-economic evaluation at farm level. *Bioresource Technology*, 351, 127051. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2022.127051>
- Rubio Almeida, C. P., & Muños Cabezas, H. A. (2023). *EVALUACIÓN Y PROPUESTA DE MEJORA DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LAS LAGUNAS DE OXIDACIÓN DEL CANTÓN PASAJE PROVINCIA DE EL ORO*. <http://repositorio.ug.edu.ec/bitstream/redug/69214/1/BMAT-S%202007-2023-Ing.%20CIVIL%20-%20RUBIO%20ALMEIDA%20CHRISTIAN%20PATRICIO%20-%20MU%C3%91OZ%20CABEZAS%20HOWARD%20AAROM.pdf>

- Salazar Cano, R. (2021). *Tratamiento de aguas residuales en acuicultura*.
- Saliu, T. D., & Oladoja, N. A. (2020). Assessing the suitability of solid aggregates for nutrient recovery from aqua systems. *Journal of Water Process Engineering*, *33*, 101000. <https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2019.101000>
- Sanchez, D., Houde, M., Douville, M., De Silva, A. O., Spencer, C., & Verreault, J. (2015). Transcriptional and cellular responses of the green alga *Chlamydomonas reinhardtii* to perfluoroalkyl phosphonic acids. *Aquatic Toxicology*, *160*, 31–38. <https://doi.org/10.1016/J.AQUATOX.2014.12.002>
- Sancho García, L. M. (2020). *EL AGUA RESIDUAL COMO RECURSO PARA GENERAR ENERGIA: BIOMETANO*.
- Santo, U., División, T., Ingeniería, D. E., De Ingeniería, F., & Bogota, A. (2020). *ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL CONSTRUIDA POR LA EMPRESA PRODEING LTDA LAURA MARÍA CAMELO ABRIL*.
- Sebastian, S., & Nair, K. V. K. (1984). Total removal of coliforms and *E. coli* from domestic sewage by high-rate pond mass culture of *Scenedesmus obliquus*. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological*, *34*(3), 197–206. [https://doi.org/10.1016/0143-1471\(84\)90116-8](https://doi.org/10.1016/0143-1471(84)90116-8)
- Sfez, S., Van Den Hende, S., Taelman, S. E., De Meester, S., & Dewulf, J. (2015). Environmental sustainability assessment of a microalgae raceway pond treating aquaculture wastewater: From up-scaling to system integration. *Bioresource Technology*, *190*, 321–331. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2015.04.088>
- Sheikh, M., Harami, H. R., Rezakazemi, M., Cortina, J. L., Aminabhavi, T. M., & Valderrama, C. (2023). Towards a sustainable transformation of municipal wastewater treatment plants into

- biofactories using advanced NH₃-N recovery technologies: A review. *Science of The Total Environment*, 904, 166077. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.166077>
- Siddiki, S. Y. A., Mofijur, M., Kumar, P. S., Ahmed, S. F., Inayat, A., Kusumo, F., Badruddin, I. A., Khan, T. M. Y., Nghiem, L. D., Ong, H. C., & Mahlia, T. M. I. (2022). Microalgae biomass as a sustainable source for biofuel, biochemical and biobased value-added products: An integrated biorefinery concept. *Fuel*, 307, 121782. <https://doi.org/10.1016/J.FUEL.2021.121782>
- Siswoyo, E., Zahra, R. N., Mai, N. H. A., Nurmiyanto, A., Umemura, K., & Boving, T. (2023). Chitosan of blood cockle shell (*Anadara granosa*) as a natural coagulant for removal of total suspended solids (TSS) and turbidity of well-water. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*. <https://doi.org/10.1016/J.EJAR.2023.04.004>
- Skinner, V. J., Lekkas, D., Winning, T. A., & Townsend, G. C. (2012). Designing Relevant and Authentic Scenarios for Learning Clinical Communication in Dentistry Using the Calgary-Cambridge Approach. *Creative Education*, 03(06), 890–895. <https://doi.org/10.4236/CE.2012.326134>
- Soto, M. F., Diaz, C. A., Zapata, A. M., & Higueta, J. C. (2021). BOD and COD removal in vinasses from sugarcane alcoholic distillation by *Chlorella vulgaris*: Environmental evaluation. *Biochemical Engineering Journal*, 176, 108191. <https://doi.org/10.1016/J.BEJ.2021.108191>
- Suparmaniam, U., Lam, M. K., Uemura, Y., Lim, J. W., Lee, K. T., & Shuit, S. H. (2019). Insights into the microalgae cultivation technology and harvesting process for biofuel production: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 115, 109361. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2019.109361>

- Tan, X., Sun, B., Wang, G., Cheng, T., Huang, K., & Shen, F. (2022). Consecutive retrieval of aerosol optical depth and total suspended solid concentration in turbid coastal water of Eastern China. *Journal of Quantitative Spectroscopy and Radiative Transfer*, 287, 108231. <https://doi.org/10.1016/J.JQSRT.2022.108231>
- Tang, J., Yang, H., Pu, Y., Hu, Y., Qu, X., Chen, S., Wang, X. C., Ngo, H. H., Li, Y., & Abomohra, A. (2023). Bioenergy production from swine wastewater based on a combined process of anaerobic dynamic membrane reactor and microalgae cultivation: Feasibility and performance. *Science of The Total Environment*, 899, 165621. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.165621>
- Tebbutt. (1983). *Principles of Water Quality Control - T.H.Y. Tebbutt - Google Libros*. [https://books.google.com.co/books?hl=es&lr=&id=lEcvBQAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&ots=S-](https://books.google.com.co/books?hl=es&lr=&id=lEcvBQAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&ots=S-RgjncIXc&sig=BW92C8AAAtst9I4PNL2CtrkIEPg&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false)
- Teixeira Correia, G., Sánchez Ortiz, I. A., Gebara, D., Dall'Agilo Sobrinho, M., & Matsumoto, T. (2013). *Remoción de fósforo de diferentes aguas residuales en reactores aerobios de lecho fluidizado trifásico con circulación interna*. <https://www.redalyc.org/pdf/430/43029146015.pdf>
- Torres, P. (2012). PERSPECTIVAS DEL TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS EN PAÍSES EN DESARROLLO. *Revista EIA*, 18, 115–129. [http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1794-](http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1794-12372012000200010&lng=en&nrm=iso&tlng=es)
- Trejo Vázquez, R., & Hernández Montoya, V. (2005). *Riesgos a la salud por presencia del aluminio en el agua potable*.

- Tsangas, M., Papamichael, I., Banti, D., Samaras, P., & Zorpas, A. A. (2023). LCA of municipal wastewater treatment. *Chemosphere*, 341, 139952. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2023.139952>
- UNESCO. (2021). *Abordar la escasez y la calidad del agua*. <https://es.unesco.org/themes/garantizar-suministro-agua/hidrologia/escasez-calidad>
- Varela Bonissone, E. del V., Vicente, P. F., Herrera, R. E., Sáez, S. G., & Tereschuk, M. L. (2023a). Biomass production of microalgae and scale-up design of high rate algal ponds for citrus industry effluent tertiary treatment, Tucumán, Argentina. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 8, 100403. <https://doi.org/10.1016/J.CSCEE.2023.100403>
- Varela Bonissone, E. del V., Vicente, P. F., Herrera, R. E., Sáez, S. G., & Tereschuk, M. L. (2023b). Biomass production of microalgae and scale-up design of high rate algal ponds for citrus industry effluent tertiary treatment, Tucumán, Argentina. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 8, 100403. <https://doi.org/10.1016/J.CSCEE.2023.100403>
- Vassalle, L., Ferrer, I., Passos, F., Filho, C. R. M., & Garfí, M. (2023a). Nature-based solutions for wastewater treatment and bioenergy recovery: A comparative Life Cycle Assessment. *Science of The Total Environment*, 880, 163291. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.163291>
- Vassalle, L., Ferrer, I., Passos, F., Filho, C. R. M., & Garfí, M. (2023b). Nature-based solutions for wastewater treatment and bioenergy recovery: A comparative Life Cycle Assessment. *Science of The Total Environment*, 880, 163291. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.163291>

- Verma, R., & Srivastava, A. (2018). Carbon dioxide sequestration and its enhanced utilization by photoautotroph microalgae. *Environmental Development*, 27, 95–106.
<https://doi.org/10.1016/J.ENVDEV.2018.07.004>
- Wan, J., Gu, J., Zhao, Q., & Liu, Y. (2016). *COD capture: a feasible option towards energy self-sufficient domestic wastewater treatment*. <https://doi.org/10.1038/srep25054>
- Wang, C., Li, W., Chen, S., Li, D., Wang, D., & Liu, J. (2018). The spatial and temporal variation of total suspended solid concentration in Pearl River Estuary during 1987–2015 based on remote sensing. *Science of The Total Environment*, 618, 1125–1138.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.09.196>
- Wang, J., Wang, X., Yu, Z., Huang, S., Yao, D., Xiao, J., Chen, W., Wang, Z., & Zan, F. (2022). Using algae bacteria consortia to effectively treat coking wastewater: Performance, microbial community, and mechanism. *Journal of Cleaner Production*, 334, 130269.
<https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2021.130269>
- Wang, Q. L., Li, W., Gao, X., & Li, S. J. (2016). Life cycle assessment on biogas production from straw and its sensitivity analysis. *Bioresource Technology*, 201, 208–214.
<https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2015.11.025>
- Yang, H., Guo, Y., Fang, N., & Dong, B. (2023). Life cycle assessment of greenhouse gas emissions of typical sewage sludge incineration treatment route based on two case studies in China. *Environmental Research*, 231, 115959.
<https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2023.115959>
- Zarza, Laura. F. (2023). *¿Qué son las aguas residuales? / ¡Agua!*.
<https://www.iagua.es/respuestas/que-son-aguas-residuales>

- Zheng, Y., Chu, Q., Ji, F., Peng, S., & Liu, X. (2020). Effect of nitrogen and phosphorus removal by two species of *Chlorella* in allelochemical EMA condition. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 467(1), 012148. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/467/1/012148>
- Zhu, B., Wei, D., & Pohnert, G. (2022). The thermoacidophilic red alga *Galdieria sulphuraria* is a highly efficient cell factory for ammonium recovery from ultrahigh-NH₄⁺ industrial effluent with co-production of high-protein biomass by photo-fermentation. *Chemical Engineering Journal*, 438, 135598. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2022.135598>
- Zhuang, Y., Su, Q., Wang, H., Wu, C., Tong, S., Zhang, J., & Qiao, H. (2023). Strain Screening and Conditions Optimization in Microalgae-Based Monosodium Glutamate Wastewater (MSGW) Treatment. *Water* 2023, Vol. 15, Page 1663, 15(9), 1663. <https://doi.org/10.3390/W15091663>