

**EVALUACIÓN DE LA INFLUENCIA DEL TIEMPO DE RETENCIÓN
HIDRÁULICO EN LA ELIMINACIÓN DE COMPUESTOS ANALGÉSICOS
ANTIINFLAMATORIOS NO ESTEROIDEOS PRESENTES EN EL AGUA
RESIDUAL MEDIANTE EL TRATAMIENTO CON UNA LAGUNA ALGAL DE
ALTA TASA**

ANGELA RENGIFO VERA

INGRID VIVIANA MENDOZA NIETO

Trabajo de grado para optar por el título de Ingenieras Sanitarias y Ambientales

Director

Ph.D. FIDERMAN MACHUCA MARTINEZ

Codirector

Ph.D. CARLOS ARTURO MADERA PARRA

Asesores

ELIANA JIMÉNEZ BAMBAGUE, Ph.D

JAIME MOSQUERA, Ph.D

WILMAR ALEXANDER TORRES, M.Sc

**Programa Académico Ingeniería Sanitaria y Ambiental
Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente
Facultad de Ingeniería
Universidad del Valle
Santiago de Cali
2024**

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Dios por permitirnos culminar esta etapa de nuestra vida y guiar nuestros pasos.

Agradecemos a la Universidad del Valle por la financiación del proyecto “CENM-INCIMAR”.

Al programa de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la mano del director Juan Pablo Silva, por la formación y la orientación a lo largo de nuestro proceso personal y profesional.

Al docente Ph.D Enrique H. Peña, director del laboratorio de Fisiología Vegetal y a los laboratoristas Kevin y Paola por su orientación y apoyo.

Al laboratorio de Microbiología Ambiental por suministrar las instalaciones, materiales y equipos.

A la profesora Ph.D Eliana Jimenez, por su apoyo incondicional, su orientación experta, su paciencia y su compromiso, los cuales fueron pilares fundamentales en este proceso académico y en el desarrollo del actual proyecto. Su apoyo no solo se ha limitado al ámbito académico, sino que también ha sido una fuente de motivación, resiliencia y confianza en momentos difíciles.

A los docentes y directores del trabajo de grado Ph.D Fiderman Machuca Martinez y Ph.D Carlos Arturo Madera Parra, por la confianza, por permitirnos ser parte del proyecto, por su asesoría y su apoyo durante este proceso.

A los docentes Ph.D Jaime Mosquera y M.Sc Wilmar Torres por brindarnos su conocimiento y orientación en el procesamiento estadístico de los datos.

A los docentes del programa Ingeniería Sanitaria y Ambiental por compartir su conocimiento y forjarnos como excelentes profesionales y personas durante nuestra formación académica.

Agradecemos a nuestros compañeros de cohorte con quienes compartimos este proceso académico. En especial a nuestra amiga Hellen Rojas por su apoyo, confianza, soporte y cariño que han sido invaluable e incondicionales en este proceso tan retador.

A todas las personas que nos acompañaron en este proceso, familiares y amigos quienes con su apoyo y compañía hicieron de este camino una gran experiencia.

DEDICATORIA

Yo, Angela, agradezco y le dedico este trabajo a mi madre Paula Andrea por su amor incondicional y por ser mi guía. Tus palabras de aliento, tu perseverancia y tu ejemplo constante han sido mi inspiración. A mi hermana Ivanna, por enseñarme que la vida es más divertida cuando hay compañía. A Juan Carlos Lopez, por su amor, compañía y ayuda constante. Tu paciencia y ánimo fueron fundamentales para lograr este objetivo. A mi compañera de tesis por su dedicación, soporte y amistad a lo largo de todo este proceso lleno de alegrías y momentos difíciles. Trabajar juntas ha sido una experiencia enriquecedora y gratificante. Tu compromiso y trabajo en equipo fueron fundamentales para alcanzar nuestros objetivos académicos. A todas las personas que formaron parte de este proceso. Con sus enseñanzas, consejos y compañía, me ayudaron a crecer e hicieron de este camino una experiencia más hermosa.

Yo, Ingrid, agradezco y le dedico este trabajo a mi madre Eddy, cuyo compromiso, esfuerzo, apoyo, sacrificio y amor incondicional han sido esenciales para lograr este objetivo. Su motivación, presencia, confianza y paciencia han sido pilares fundamentales en mi vida. A mi hermano Andrés, mi tío Wilmer y mi abuela Idali, por su amor, comprensión y respaldo, que han creado la base sobre la cual he construido mi camino. A mi compañera de tesis, por su responsabilidad, compromiso, apoyo y amistad a lo largo de este desafiante pero gratificante proceso. Tu presencia ha sido un pilar fundamental en nuestro camino profesional. Que este éxito sea un testimonio de nuestra perseverancia y trabajo en equipo.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN	6
INTRODUCCIÓN	7
1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	11
2. JUSTIFICACIÓN	14
3. MARCO TEÓRICO	15
3.1. Contaminantes emergentes	15
3.1.1 Compuestos farmacéuticos	15
3.1.2 Analgésicos antiinflamatorios no esteroideos (AINES)	15
3.2 Microalgas	15
3.2.1 Parachlorella Kessleri	16
3.3 Laguna algal de alta tasa	16
3.3.1 Parámetros de operación de una laguna algal de alta tasa	17
3.4 Mecanismos de eliminación de compuestos farmaceuticos	17
4. ANTECEDENTES	19
5. OBJETIVOS	26
6. METODOLOGÍA	27
6.1 Área de estudio	27
6.2 Agua residual PTAR-C	27
6.3 Diseño experimental	28
6.4 Inoculación, estabilización y puesta en marcha	29
6.5 Preparación de muestras para su análisis	31
6.6 Método analítico	32
6.7 Compuestos farmacéuticos	33
6.8 Determinación de la eficiencia de eliminación	33
6.9 Estimación de la densidad algal	34
6.10 Determinación de la densidad de flujo de fotones fotosintéticos	34
6.11 Análisis y procesamiento estadístico de los datos	35
7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	36
7.1 Caracterización del afluente	36
7.1.1 Parámetros de comportamiento no variable	36
7.1.2 Parámetros de comportamiento variable	37
7.2 Variables de control efluente sistemas LATAL	40
7.2.1 Parámetros In Situ	40
7.2.1.1 pH	40
7.2.1.2 Oxígeno disuelto	42
7.2.1.3 Potencial de óxido-reducción	43
7.2.1.4 Conductividad - Sólidos disueltos totales	44
7.2.1.5 Turbiedad	45
7.2.1.7 Luz solar	47
7.2.2 Comportamiento de la materia orgánica	49
7.2.2.1 Demanda Química de Oxígeno y Carbono Orgánico Disuelto	50
7.2.3 Comportamiento de la biomasa algal	54
7.2.4 Eliminación de compuestos analgésicos antiinflamatorios no esteroideos	56
7.2.4.1 Diclofenaco	59

7.2.4.2 Ibuprofeno	62
7.2.4.3 Ketoprofeno	64
7.2.4.4 Naproxeno	66
7.2.4.5 Efecto del tiempo de retención hidráulico	69
8. CONCLUSIONES	76
9. RECOMENDACIONES	78
10. BIBLIOGRAFÍA	79

RESUMEN

Los compuestos farmacéuticos hacen parte del grupo de contaminantes emergentes, donde la presencia de medicamentos pertenecientes al grupo de analgésicos antiinflamatorios no esteroideos (AINES) en diferentes fuentes hídricas ha sido demostrado en múltiples investigaciones previas. Las plantas de tratamiento de agua residual convencionales han mostrado una baja capacidad de eliminación de los contaminantes emergentes, por lo que resulta indispensable investigar e implementar tecnologías y alternativas de tratamiento, como los sistemas algales de alta tasa (LATAL) los cuales se destacan por las buenas tasas de eliminación de este tipo de compuestos y su óptima relación costo-eficiencia. Se evaluó la influencia del tiempo de retención hidráulico (TRH) en una laguna algal de alta tasa (LATAL) inoculada con la morfoespecie *Parachorella Kessleri* sobre la eficiencia de eliminación de los compuestos AINES, tratando el efluente de la planta de tratamiento de agua residual Cañaveralejo (PTAR-C), ubicada en Cali - Colombia

Se evaluaron dos unidades de LATAL, operadas con TRH de 3 y 5 días, durante un periodo de dos meses. Se tomaron muestras simples a la entrada y la salida de las unidades para determinar las concentraciones de los AINES. Adicionalmente, se midieron parámetros de control correspondientes a pH, potencial de óxido-reducción, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales, turbiedad, temperatura y radiación solar tres días a la semana, en horarios de la mañana, el mediodía y la tarde, con el fin de establecer una relación entre estos y la actividad biológica medida con la clorofila a.

Las LATAL con TRH de 3 días y TRH de 5 días evaluadas obtuvieron eficiencias de eliminación hasta 93.08% y 91.03% para diclofenaco, mayores al 99.60% y 99.66% para ibuprofeno, mayores al 85.71% y 88.24% para el ketoprofeno y hasta 75.63% y 84.62% para naproxeno, respectivamente. De acuerdo con los resultados obtenidos, no se encontró diferencia significativa entre las tasas de remoción de cada compuesto farmacéutico evaluado entre la LATAL de TRH3 y la LATAL de TRH5. Este hallazgo podría estar relacionado con las condiciones climáticas propias de la zona tropical en la que se desarrolló el estudio, las cuales podrían favorecer el metabolismo de las microalgas, lo que a su vez aumentaría la eficiencia en la remoción de los fármacos, neutralizando las diferencias esperadas entre los distintos TRH.

PALABRAS CLAVE:

Laguna algal de alta tasa, tratamiento de agua residual, microcontaminantes, contaminantes emergentes, compuestos farmacéuticos, analgésicos antiinflamatorios no esteroideos, tiempo de retención hidráulico, agua residual, clorofila a, radiación solar, clima tropical, *Parachorella Kessleri*.

INTRODUCCIÓN

La creciente escasez de agua limpia es una preocupación global, y se proyecta que para 2050, alrededor de 6,000 millones de personas enfrentarán esta crisis debido a la reducción de los recursos hídricos, el aumento en la demanda de agua y la contaminación (ONU, 2018). Para 2020, sólo el 56% de las aguas residuales domésticas a nivel mundial fueron tratadas de manera segura, con grandes diferencias entre regiones, donde el rango de tratamiento osciló entre 25% y 80% (UN-Hábitat, 2021). Esta situación contribuye significativamente a la propagación de enfermedades, causando aproximadamente 829,000 muertes anuales por diarreas relacionadas con la falta de acceso a agua potable y saneamiento (UNESCO, 2021).

La contaminación del agua, aunque puede tener causas naturales, es en gran medida consecuencia de actividades humanas (Custodio y Pantoja, 2012), como los vertimientos de aguas residuales domésticas, industriales y pluviales (Edokpayi et al., 2017). Se estima que un 80% del agua residual mundial retorna al ambiente sin tratamiento adecuado, lo que afecta la calidad y cantidad de las fuentes superficiales (UNESCO, 2018; Ruiz Rodriguez & Ruiz Rodriguez, 2019). En Colombia, solo el 50.02% del agua residual doméstica se trata antes de ser devuelta al ambiente (Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios, 2020).

Las fuentes de agua pueden verse afectadas por diferentes tipos de contaminantes, los cuales se clasifican en: nutrientes, halógenos, metales pesados, contaminantes orgánicos, microplásticos, patógenos y contaminantes emergentes (Madhav et al., 2020). El contacto o consumo de este tipo de sustancias presentes en el agua puede generar graves impactos en la salud humana, es así cómo se ha estimado que en el año 2019 la contaminación del agua causó 1.4 millones de muertes prematuras (Fuller et al., 2022). Adicionalmente, en el agua residual se han encontrado contaminantes emergentes que representan un riesgo a la salud, ya que se ha determinado que estos presentan efectos cancerígenos, mutagénicos y embriogénicos, así como efectos hormonales en las personas (Ordoñez et al. 2014).

Los contaminantes emergentes son aquellas sustancias químicas que en la actualidad no se encuentran incluidas en las regulaciones de calidad de agua y por consiguiente no se monitorean en el medio ambiente (Pinos, 2019). Este grupo de contaminantes incluye sustancias como: pesticidas, hormonas, y compuestos farmacéuticos y de cuidado personal (PPCPs) (Madera et al., 2018), los cuales se caracterizan por encontrarse en el agua en pequeñas concentraciones de ng/L o µg/L (Alvarez Bayona, 2021), debido a esto, anteriormente no se contaba con técnicas analíticas para su medición (Fog, 2021), sin embargo en la actualidad se han desarrollado métodos de detección y análisis de gran sensibilidad como espectrometría de masas, cromatografía de gases o líquidos (Cuenca, 2019). Los compuestos farmacéuticos pertenecen a este grupo de contaminantes emergentes y generan mayor preocupación debido a que se caracterizan por ser altamente estables y con una actividad biológica considerable (Chinnaiyan et al., 2018).

Los compuestos farmacéuticos (CF) son sustancias biológicamente activas empleadas en la medicina con el fin de prevenir y tratar enfermedades (OMS, 2012). Debido al fácil acceso a diversos tipos de fármacos, prácticas de automedicación y un deficiente sistema de salud, se ha identificado la presencia de este tipo de sustancias en aguas superficiales y subterráneas, en agua residual doméstica, efluentes industriales y en agua potable (Chander et al., 2016; Jiménez et al., 2020a). Entre las vías de ingreso de CF al ambiente y sistemas acuáticos, se encuentran: la excreción posterior a su uso terapéutico (Checa et al., 2021), mediante el vertimiento de agua residual proveniente de la industria farmacéutica, hospitales y a través de descargas de medicamentos no utilizados por el consumidor (Chapra & Cunningham, 2004).

Los compuestos antiinflamatorios no esteroideos son un conjunto heterogéneo de compuestos químicos que comparten acciones terapéuticas para el control en diversos grados de la inflamación, el dolor y la fiebre. Estos representan uno de los grupos farmacológicos que más se consumen a nivel mundial (Prieto, 2007; Garrard, 2014). Dentro de los CF más utilizados a nivel mundial debido a su disponibilidad, son el ibuprofeno, paracetamol y ácido salicílico (Marchlewicz et al., 2015). Un ejemplo de lo anterior es el caso del ibuprofeno, el cual es el tercer fármaco más consumido a nivel mundial (Chopra & Kumar, 2020) y es el que presenta un mayor uso y recetas médicas en el grupo de los AINES (Bushra & Aslam, 2010).

A lo largo de los últimos años se ha identificado la presencia de numerosos contaminantes farmacéuticos en diferentes fuentes de agua alrededor del mundo, siendo los ríos los principales afectados, ya que una de las principales vías de ingreso de estos a las fuentes hídricas corresponde a las descargas de agua residual de las plantas de tratamiento (Garrard, 2014), lo cual se ha convertido en una preocupación debido a los efectos ecotoxicológicos y daños a la salud que causan estas sustancias (World Economic Forum, 2022).

Dentro del grupo de los AINES, de acuerdo con Tyumina et al. (2020), los compuestos que con mayor frecuencia fueron encontrados en agua residual doméstica alrededor de diversos países corresponden a: diclofenaco, paracetamol, ibuprofeno, naproxeno y ketoprofeno, de los cuales predomina la presencia de paracetamol e ibuprofeno en agua residual y superficial (Mejía-García et al., 2020). En un estudio realizado en Corea del Sur, se determinó la presencia de 13 compuestos farmacéuticos, en el río Mankyung, entre ellos el ibuprofeno con una concentración máxima de 414 ng/L (Kim et al., 2009), mientras que un estudio realizado en Pakistán, se identificó la presencia de AINES en un efluente de una industria farmacéutica, con una concentración para el ibuprofeno de 703 a 1673 µg/L, seguido por el diclofenaco de 252 a 836 µg/L, naproxeno de 215 a 464 µg/L, y paracetamol de 12 a 64 µg/L (Díaz, 2020).

Entre las tecnologías de tratamiento para los CF, se encuentran los tratamientos avanzados tales como osmosis inversa, electro-oxidación, ozonización, filtración con membranas, entre otros, que aunque pueden resultar costosos y de difícil operación, presentan eficiencias considerables en el tratamiento de PPCPs (Loaiza-Ambuludi et al, 2013; Santos, 2017), por lo que una alternativa sostenible y económicamente viable son los sistemas biológicos, específicamente, las lagunas algales de alta tasa (LATAL), las cuales tienen la capacidad de

asimilar grandes cantidades de contaminantes orgánicos e inorgánicos disueltos, presentan una alta eficiencia de diversos contaminantes y son consideradas eco-amigables debido a que incorporan los contaminantes a su metabolismo con el fin de producir biomasa. Debido a la relación costo-efectividad, las LATAL son un método de biorremediación que ha despertado gran interés para el tratamiento de productos farmacéuticos en el agua residual (Maryjoseph & Ketheesan, 2020).

Aunque se han realizado diversos estudios sobre los efectos de los compuestos farmacéuticos en el agua y la amenaza que estos representan para el ambiente y la salud, aún no se han desarrollado programas de control rutinarios para el análisis de la presencia de estos compuestos en las diferentes fuentes hídricas. Generalmente, los datos relacionados con el tema se obtienen a partir de proyectos de investigación específicos o de estudios ad hoc (OMS, 2012), no obstante, a pesar de contar con este tipo de estudios, aún quedan grandes regiones geográficas sin evaluar (Wilkinson et al. 2021).

En este contexto, se llevó a cabo la presente investigación con el objetivo de evaluar la influencia del Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) en la eliminación de compuestos farmacéuticos pertenecientes a los grupos de Analgésicos, Antipiréticos, Antiinflamatorios y Antirreumáticos. Para ello, se utilizaron dos sistemas LATAL, cada uno con un TRH diferente de 3 y 5 días, operados de manera simultánea a escala piloto. Estos sistemas fueron alimentados con el efluente de la PTAR-C de la ciudad de Cali, Colombia, y operados en flujo continuo.

Adicionalmente, se midieron variables fisicoquímicas como pH, Oxígeno Disuelto (OD), Conductividad Eléctrica (CE), Potencial de Óxido-reducción (ORP), Temperatura y la densidad de flujo de fotones fotosintéticos (PPFD). De igual manera se midió la clorofila-a, la Demanda Química de Oxígeno (DQO), Carbono Orgánico Disuelto (COD) y las concentraciones de AINES.

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Los contaminantes emergentes o microcontaminantes hacen parte del grupo de sustancias que están presentes en las diferentes matrices (agua, suelo y aire) en pequeñas concentraciones, desde microgramos hasta nanogramos y abarcan una variedad de productos como: Agroquímicos, hormonas, compuestos farmacéuticos, productos de cuidado personal, entre otros (Toro-Vélez et al. 2016). Dada sus pequeñas concentraciones, la identificación y medición en las matrices se dificulta, especialmente en el agua, lo cual ha sido una de las condiciones más complejas para poder definir normativas que los regulen (Ordoñez et al. 2014).

Entre los contaminantes emergentes, se encuentran los compuestos farmacéuticos, cuyo efecto a nivel ambiental depende de su concentración y las condiciones del medio (Pérez, 2017), así como de otros factores como la bioacumulación, persistencia y tiempo de exposición a los procesos de biotransformación (De la Cruz Gonzales, 2013). Por lo que, la presencia de estas sustancias en los cuerpos de agua puede traer consigo impactos en los ecosistemas acuáticos y potencialmente en el ser humano.

Efectos como cepas bacterianas resistentes a los antibióticos, fallos renales en animales, alteraciones en la reproducción de los peces, son algunas de las consecuencias por la presencia de estos compuestos farmacéuticos en el ambiente (Tejada et al. 2014), que además pueden actuar como sustancias ecotóxicas (De la Cruz Gonzales, 2013). Aunque los estudios referentes a los efectos toxicológicos de estos compuestos sobre la salud de los seres humanos siguen siendo muy limitados, se han asociado con la aparición de problemáticas a largo plazo como inmunotoxicidad, cáncer y desórdenes neurológicos (Sánchez & Egea, 2018; Cervantes-Ramírez, 2015).

Los AINES son los fármacos de mayor uso y prescripción a nivel mundial, son empleados para tratar diversas situaciones clínicas como: migraña, dolores de cabeza, artritis reumática, esguinces y el dolor menstrual, además de su uso en áreas como veterinaria, agricultura ganadería y avicultura (Rodríguez & Valdés, 2014; Ordoñez et al. 2014). Adicionalmente, en la actualidad se ha estudiado la posibilidad del tratamiento y prevención del cáncer con antiinflamatorios como el celecoxib y el ibuprofeno (Terdale & Sumant, 2021).

En Estados Unidos, los AINES más recetados para el año 2021 corresponden al Meloxicam (con 18.226.904 prescripciones), seguido por la aspirina (17.686.612 prescripciones), el ibuprofeno (17.043.551 prescripciones), el diclofenaco (11.037.695 prescripciones) y el naproxeno (7.592.556 prescripciones) (Agency for Healthcare Research and Quality, 2021), donde, medicamentos como la aspirina, el ibuprofeno y el paracetamol hacen parte de la lista modelo de medicamentos esenciales de acuerdo a la Organización Mundial de la Salud (2020).

Lo anterior se ve representado en las ventas de este grupo de fármacos con un mercado de aproximadamente \$98.03 billones de dólares con un crecimiento estimado de \$125.5 billones para el año 2028 (Terdale & Sumant, 2021). En algunos países de Latinoamérica, para el periodo 2016-2018, en Brasil y Argentina, el ibuprofeno fue el más vendido con 76.846.811 y 117.568.616 presentaciones comercializadas respectivamente, seguido por la aspirina y el paracetamol; en México y Colombia, el AINE más vendido durante el mismo periodo 2016-2018, corresponde al paracetamol, con 54.289.877 y 30.330.688 presentaciones comercializadas respectivamente, seguido por el ibuprofeno y la aspirina (IQvia, 2019).

En Colombia, los AINES tales como la aspirina, diclofenaco, ibuprofeno y naproxeno, poseen doble condición de venta, es decir, venta sin prescripción o libre y venta con fórmula médica, alcanzando el 70% de las autorizaciones de comercialización (Solano & Garavito, 2013), lo que significa que, el fácil acceso a estos medicamentos es uno de los factores que trae como consecuencia una mayor presencia de estos compuestos en el agua residual, que posteriormente es descargada a los cuerpos hídricos (Jiménez et al., 2020).

En un estudio realizado por Madera et al. (2018) se determinó que el grupo de compuestos farmacéuticos con mayor presencia en el efluente de la Planta de Tratamiento de Agua residual Cañavalejo de Cali, corresponde al grupo conformado por analgésicos, antiinflamatorios, antiepilépticos e hipolipemiantes, con un porcentaje de ocurrencia del 100% para el ibuprofeno, 62.5% para el naproxeno y paracetamol y un 37.5% para el diclofenaco en concentraciones promedio de 2720 ng/l, 5840 ng/l, 13555 ng/l y 184 ng/l respectivamente. Asimismo, Aleán et al. (2021) en una investigación realizada en el río Sinú en Córdoba, Colombia, encontraron que el ibuprofeno fue el fármaco que presentó mayor frecuencia de detección en agua superficial, de consumo y residual, seguido por el naproxeno, lo cual refuerza que en la mayoría de estudios realizados a lo largo del país, hay presencia de AINES en agua superficial, residual y en algunos casos, agua para consumo humano.

Estos compuestos pueden llegar a los ecosistemas por medio de excreciones humanas y de animales, biosólidos o descargas provenientes de las PTAR, debido a que los tratamientos convencionales no se encuentran diseñados para la eliminación de medicamentos del agua (ONU, 2018), a través de desechos industriales, de residuos de atención sanitaria y veterinaria y debido a la inadecuada eliminación de los medicamentos vencidos o que no se consumen (International Society of Drug Bulletins, 2016; Pérez, 2017). Un ejemplo de esto lo plantea Jiménez et al (2020), con la evaluación de la eliminación de compuestos farmacéuticos presentes en el agua residual doméstica mediante el tratamiento primario avanzado de la PTAR-C, donde se determinaron tres puntos de muestreo, en los cuales se obtuvo eficiencias de remoción para el diclofenaco entre 8% y 18%, para el ibuprofeno entre 0% y 21%, para el naproxeno entre el 0% y 15% y el paracetamol con porcentajes mayores al 80%.

A raíz de lo anterior, resulta pertinente y urgente analizar alternativas de caracterización y tratamiento del agua que contengan estas sustancias, por lo que se han propuesto diferentes tecnologías con este fin, tales como: filtración por medio de membranas, carbón activado u

ozonización, los cuales han resultado efectivos, sin embargo, estos pueden presentar problemas como la elevada demanda de energía, ineficacia en la desactivación de bacterias y subproductos de la oxidación y alto costo, respectivamente (Arman et al., 2021; Rout et al. 2021). Por esta razón el tratamiento de los microcontaminantes en el agua empleando sistemas basados en algas, es una alternativa viable ya que este presenta altas eficiencias de remoción la cual puede variar de acuerdo a las condiciones definidas para el proceso y un bajo costo operacional (Jiménez-Bambague et al., 2021).

El tratamiento de agua residual con microalgas es un proceso relativamente nuevo en el tratamiento para esta clase de contaminantes. Acorde con Ghasemi et al. (2011), el interés de usar microalgas para tratamiento de compuestos orgánicos ha crecido en el presente siglo debido a la necesidad de mejorar la eficiencia de remoción de algunos compuestos farmacéuticos en los efluentes de plantas de tratamientos hospitalarios (Arias y Escudero, 2011). Las microalgas, podrían emplear la luz solar que alcanza la superficie del agua residual, como fuente de energía para metabolizar contaminantes (Ahmed et al., 2017). Estudios recientes demuestran que las microalgas son organismos que logran adaptarse y crecer en condiciones que resultan tóxicas para otras especies, por lo que estas son aptas para tratar distintos efluentes de industrias o agricultura muchos de estos con contenido de pesticidas y fármacos (Al-Jabri et al., 2021).

El tiempo de retención hidráulico (TRH) es un parámetro clave en el diseño de sistemas biológicos para el tratamiento de agua residual, ya que de acuerdo con García-Rodríguez et al. (2014), las tecnologías de tratamiento biológico de agua residual para la remoción de contaminantes emergentes orgánicos (EOC's) dependen en gran medida del TRH, ya que este parámetro tiene la capacidad de mejorar los procesos de biodegradación, fotodegradación y sorción, por lo que en general, cuanto mayor sea el TRH, mayor será la eficiencia de eliminación de EOC's. Sin embargo, factores, como la concentración de biomasa, la fluctuación de la temperatura y la luz solar, pueden influir en la eficiencia de los procesos de degradación bacteriana y algal (Matamoros et al. 2015).

En vista de esto, con la realización del actual proyecto se pretende dar respuesta a la siguiente pregunta de investigación: ¿Cuál es el efecto del TRH en el funcionamiento de una LATAL para la eliminación de compuestos antiinflamatorios no esteroideos presentes en el efluente de la PTAR-C, Cali-Colombia?

2. JUSTIFICACIÓN

Los compuestos farmacéuticos (CF), se caracterizan por ser biológicamente activos y persistentes por lo que se presentan dificultades para su correcta absorción en el cuerpo humano y pueden ser expulsadas por medio de las excretas y orina, lo cual trae como consecuencia la presencia de estos compuestos en el ambiente (Ramos-Alvariño, 2006). El agua residual proveniente de la industria farmacéutica presenta una alta complejidad, variabilidad (Guo et al., 2017), poca biodegradabilidad y dentro de sus componentes se encuentran restos de fármacos (Martínez et al., 2018). Este tipo de agua residual, tanto doméstica como industrial, generalmente son tratadas en plantas de tratamiento de agua residual convencionales (PTAR), las cuales resultan ser ineficientes en la remoción de productos farmacéuticos (Valenzuela-Larrea, 2019; Díaz, 2020), razón por la cual se requiere implementar tratamientos alternos que logren una mejor eficiencia de remoción para estos compuestos.

Dentro de las tecnologías alternas para el tratamiento de CF, se encuentran las lagunas algales de alta tasa, en este sentido la propuesta de grado se justifica en las siguientes dimensiones:

- Desde lo técnico: la evaluación de un sistema de laguna algal de alta tasa (LATAL) para la eliminación de AINES permitirá obtener información sobre este tipo de alternativas, sus ventajas, desventajas y viabilidad, que podrá ser empleada para posteriores procesos de escalamiento e implementación de estos sistemas.

El estudio tiene como objetivo la obtención de datos que establezcan la influencia del Tiempo de Retención Hidráulico sobre la eficiencia de remoción de AINES, por medio de un modelo exploratorio, lo cual será útil para el dimensionamiento de las LATAL para próximas investigaciones.

- Desde lo ambiental: El estudio y desarrollo de una tecnología basada en una LATAL contribuirá a atenuar los impactos ambientales generados por la descarga directa de AINES en los cuerpos de agua receptores. Esto con el fin de proteger los ecosistemas y de reducir la incidencia de enfermedades causadas por el consumo de agua contaminada con este fármaco.
- Desde lo institucional: Teniendo en cuenta que en Colombia no se cuenta línea base de presencia, distribución ni fuentes de contaminantes emergentes y tampoco se ha implementado en gran cantidad las tecnologías de tratamiento con microalgas para el tratamiento de aguas domésticas, hospitalarias o industriales con presencia de CF, el actual estudio está orientado en brindar información acerca de una LATAL para el desarrollo de políticas y normativas con respecto a la presencia de los fármacos en el agua, así como una futura implementación por parte de las autoridades competentes en los sistemas de tratamiento de agua residual.

3. MARCO TEÓRICO

3.1. Contaminantes emergentes

El grupo de los contaminantes emergentes incluye sustancias químicas como: compuestos farmacéuticos, productos de cuidado personal, surfactantes, pesticidas y retardantes de llama (Valenzuela-Larrea, 2019), los cuales llegan al ambiente por medio de distintas fuentes como hospitales, actividades mineras, prácticas agrícolas, sistemas de alcantarillado doméstico. Estos se caracterizan por una alta persistencia, baja degradación en el ambiente y por sus bajas concentraciones entre el rango de ng/l y µg/l (Robledo Zacarías et al. 2017).

3.1.1 Compuestos farmacéuticos

Un fármaco se define como “una *sustancia que se utiliza para el diagnóstico, el tratamiento, la curación o la prevención de una enfermedad, o para tratar afecciones que repercutan en la estructura o el funcionamiento del organismo*” (Lynch, 2019). Los grupos de fármacos de mayor consumo a escala mundial son analgésicos, antihipertensivos y antimicrobianos (Pachés, 2020), lo que trae como consecuencia su descarga a las fuentes hídricas, donde las principales fuentes emisoras de este tipo de compuestos corresponden a los efluentes provenientes de las plantas de tratamiento de agua residual las cuales resultan ineficientes en la remoción de fármacos (Afonso-Olivares et al., 2013).

3.1.2 Analgésicos antiinflamatorios no esteroideos (AINES)

Los analgésicos antiinflamatorios no esteroideos (AINES) son los fármacos más prescritos a nivel mundial, debido a sus propiedades analgésicas, antiinflamatorias y antipiréticas, los cuales son útiles para tratar el dolor reumático y no reumático como migraña, dolor dental, dolor de cabeza, fiebre y en general cualquier sensación o proceso doloroso (Santos-Ramírez et al., 2023; Solano & Garavito, 2013). Dentro del grupo de los AINES, se pueden encontrar fármacos los cuales hacen parte de los medicamentos esenciales que denomina la OMS (2020) tales como la aspirina, el ibuprofeno y el paracetamol. En Colombia, algunos de estos medicamentos como la aspirina, el diclofenaco, el ibuprofeno y el naproxeno poseen condición de venta libre, lo que permite que el consumidor los pueda adquirir sin necesidad de una prescripción médica (Ministerio de Salud, sf).

3.2 Microalgas

De acuerdo a Gómez Luna (2007), el término microalga aparece muy ligado al desarrollo biotecnológico, refiriéndose a aquellos microorganismos que contienen clorofila a, y otros pigmentos fotosintéticos, capaces de realizar fotosíntesis oxigénica. Las microalgas son microorganismos fotosintéticos unicelulares, las cuales pueden ser cultivadas teniendo en cuenta el medio y las condiciones para favorecer su crecimiento y reproducción; entre las condiciones a tener en cuenta se pueden mencionar la temperatura, pH y el contenido de nutrientes.

El uso de microalgas para investigación científica ha alcanzado una gran relevancia debido a los diversos usos que pueden tener, pues de acuerdo a Santos-Montes et al. (2014), estas pueden ser utilizadas con fines energéticos, principalmente para la obtención de biocombustibles y generar calor y electricidad, además otras aplicaciones de las microalgas

se basan en obtener productos para uso en nutrición y salud humana, acuicultura, cosméticos y biofertilizantes.

Finalmente, de acuerdo a Hernández-Pérez & Labbé (2014), las microalgas pueden ayudar, durante su crecimiento, a reducir las emisiones de dióxido de carbono por biomitigación biológica e intervenir en el tratamiento de agua residual, pues poseen una alta capacidad fitorremediadora que consiste en la eliminación o biotransformación de contaminantes de un medio líquido o gaseoso, donde estos compuestos contaminantes son captados por la biomasa algal.

3.2.1 *Parachlorella Kessleri*

La especie algal *Parachlorella Kessleri*, pertenece al filo *Chlorophyta* que agrupa las llamadas algas verdes que están relacionadas con las plantas superiores porque poseen los mismos tipos de clorofila: a y b (Latorre Hernández, 2020). La *Parachlorella Kessleri* se caracteriza por ser eucariota con forma esférica o elipsoide la cual se reproduce de forma asexual o por liberación de autosporas, siendo esta fijadora de dióxido de carbono (Martínez-Montero, 2023).

Por otro lado, la *Parachlorella* se caracteriza por tolerar ambientes con condiciones adversas, tales como medios ácidos, temperaturas relativamente altas (35°C) y de poca iluminación de forma simultánea (Latorre Hernández, 2020).

3.3 Laguna algal de alta tasa

Las lagunas algales de alta tasa (LATAL) son sistemas alternos empleados en el tratamiento de agua residual, compuestas con diversas cámaras con deflectores interconectados y con un acople de paletas de baja potencia que permiten la circulación del agua residual y su mezcla continua (Local Government Association of South Australia, 2019).

El sistema LATAL emplea como principal fuente de energía la luz solar esto debido a que se cuenta con la presencia de microorganismos que emplean el proceso de fotosíntesis para la obtención de energía y la generación de nueva biomasa (Hadiyanto et al., 2013). Este tipo de tratamiento tiene diversas ventajas tales como la obtención de un efluente de alta calidad, el uso potencial como alimento, fertilizantes o biofertilizantes, de la biomasa algal recuperada, y sus reducidos costos de operación (Cerón et al., 2015).

En los sistemas algales de alta tasa crecen los diferentes consorcios de microalgas y microorganismos como bacterias las cuales forman relaciones simbióticas con diversas bacterias que se encargan de degradar la materia orgánica consumiendo el oxígeno proporcionado por la fotosíntesis de las microalgas (Ramírez y Villarreal, 2022). Entre las especies de microalgas que se pueden encontrar están la *Chlorella* sp., *Desmodesmus* sp., *Euglena* sp., *Chlorella* sp., *Actinastrum* sp., *Dictyosphaerium* sp., *Coelastrum* sp., *Scenedesmus* sp., *Micractinium* sp. y *Pediastrum* sp, así como *Chlorococcum* sp., *Chlamydomonas* sp., *Phacus* sp., *Merismopedia* sp., *Synechococcus* sp., entre otros organismos (Craggs et al, 2011; Cerón et al., 2015).

3.3.1 Parámetros de operación de una laguna algal de alta tasa

A través de los años se han realizado diversas investigaciones con el fin de determinar la eficiencia de eliminación para diversos contaminantes como los farmacéuticos mediante los sistemas de lagunas algales. Ante esto, se han establecido ciertos parámetros de operación con el fin de obtener buenos resultados en materia de remoción de estos contaminantes.

Las lagunas algales de alta tasa (LATAL), se caracterizan por ser un sistema que mejora el rendimiento de la biomasa y la capacidad en el tratamiento del agua residual en comparación con las lagunas de estabilización ya que el tiempo de retención celular de las lagunas de alta tasa es mucho mayor (García *et al.*, 2000).

Cerón *et al.* (2015), agrupa las principales características y parámetros de operación que proponen diversos autores para una laguna de alta tasa como se puede ver en la tabla 1.

Tabla 1. Principales características de las lagunas algales de alta tasa

Características físicas	Largo; profundidad; forma	2 - 3 m; 0.2 m - 1 m; abierta y circular
Funcionamiento	Tipo de mezcla; TRH; TRC	Mezcla completa continua; 2 - 8 días; 4 - 13 días
Usos	Tipo de agua; Requerimiento energético	Agua residual doméstica e industrial; Luz solar

Fuente: Adaptado de Cerón *et al.* (2015)

3.3.1.1 Tiempo de Retención Hidráulico

Se refiere al tiempo promedio que el agua residual permanece en un reactor, específicamente el tiempo de reacción entre el agua residual y los microorganismos. En otras palabras, es el período durante el cual el agua se encuentra en una unidad de tratamiento (Arimi *et al.* 2015). Este tiempo es importante para asegurar que las reacciones biológicas y químicas se presenten de manera efectiva (Chatterjee *et al.*, 2022).

3.4 Mecanismos de eliminación de compuestos farmacéuticos

Los principales mecanismos de degradación y eliminación de compuestos farmacéuticos son la biotransformación, la sorción (absorción y adsorción), la fotólisis y las reacciones redox (Belisário *et al.*, 2008). Dentro de los sistemas de lagunas algales de alta tasa, las microalgas realizan procesos de remoción de contaminantes por medio de biodegradación, fotodegradación y adsorción (Ortiz-Escobar, 2019), por lo tanto, estos son los mecanismos más significativos en estos sistemas.

La biodegradación involucra enzimas características las cuales catalizan la transformación de contaminantes, de modo que, para que esta se dé en un ecosistema específico, las poblaciones microbianas deben poseer y expresar las habilidades genéticas requeridas para ello (Guieysse y Wuertz, 2012). La biodegradación de los compuestos farmacéuticos está influenciada por diversos factores tales como la estructura del contaminante y las mismas condiciones

ambientales, y se ha demostrado que las asociaciones simbióticas entre algas y bacterias influyen de manera significativa en este mecanismo, así como las altas temperaturas y el crecimiento de la biomasa (Norvill *et al.*, 2016; Matamoros *et al.*, 2015).

La fotodegradación ocurre por medio de fotólisis directa y fotooxidación indirecta, lo cual depende de aspectos como la penetración de la luz a través del agua, la estructura del contaminante y la presencia de otras moléculas en el agua (Norvill *et al.* 2016). La fotólisis directa está causada por la presencia de anillos aromáticos, heteroátomos y otros grupos funcionales de los compuestos farmacéuticos que pueden favorecer la absorción de la radiación solar. Mientras que la fotooxidación indirecta se produce en presencia de fotosensibilizadores producidos por las microalgas como la Materia Orgánica Cromófora (CDOM) que en presencia de luz produce radicales libres como el hidroxilo (OH⁻), radicales peróxido (ROO⁻) y oxígeno singlete (¹O₂) (Jimenez *et al.* 2021).

La sorción puede ocurrir por medio de la absorción o de la adsorción. La absorción ocurre gracias a las interacciones hidrofóbicas de los grupos alifático y aromático de un compuesto con la membrana celular lipofílica de los microorganismos, mientras que la adsorción se da por medio de las interacciones electrostáticas de ciertos grupos químicos cargados positivamente con las superficies negativamente cargadas de los microorganismos (Verlicchi *et al.*, 2012). La adsorción es un proceso no metabólico, la unión de los contaminantes emergentes se presenta en la superficie tanto de las células vivas como de las no vivas de las microalgas (Sutherland & Ralph, 2019). La sorción de compuestos farmacéuticos en las lagunas algales depende de manera significativa de las características del compuesto a eliminar tales como la hidrofobicidad y los grupos funcionales que se pueden unir al sorbente, y también depende de los factores ambientales que influyen en la termodinámica del proceso como el pH y la temperatura (Norvill *et al.* 2016).

4. ANTECEDENTES

De acuerdo a Jiménez et al., (2021), estudios enfocados en la presencia de microcontaminantes son reportados aproximadamente desde 1970, cuando Smith & Grigoropoulos mencionaron los microcontaminantes orgánicos como los causantes de diversos efectos tóxicos agudos y crónicos sobre peces que estaban en contacto con estos. A partir de ello, se han realizado diversas investigaciones acerca de la presencia y concentración de estos en el ciclo urbano del agua.

El desarrollo y uso de tecnologías que sean sostenibles, económicas y eficientes para el tratamiento de agua residual ha sido uno de los grandes retos para los investigadores a lo largo del tiempo, a partir de lo anterior, el estudio de la implementación de las lagunas algales de alta tasa cobra gran importancia debido a que estos sistemas son considerados eco-amigables, ya que reciclan eficientemente contaminantes desde medios líquidos y gaseosos (Hernández-Pérez & Labbé, 2014).

De acuerdo a Ramírez-Mérida (2020), el uso de microalgas para el tratamiento de agua residual se remonta alrededor de 1950, cuando William Oswald las empleó para producir oxígeno por medio de fotosíntesis y así dar soporte a las bacterias que estarían involucradas en el proceso de degradación de materia orgánica. En la actualidad el uso de estos microorganismos ha ganado espacio debido a su gran capacidad para remover diversos contaminantes presentes en el agua, como los compuestos farmacéuticos. Diversas investigaciones se han centrado en demostrar la alta eficiencia de las tecnologías basadas en microalgas, tales como los sistemas algales de alta tasa como una alternativa viable para la remoción de este tipo de contaminantes, asociados a su vez con los bajos costos operacionales (Jiménez et al, 2021).

Los estudios e investigaciones realizadas previamente acerca del tratamiento de microcontaminantes y sobre la aplicabilidad de la tecnología basada en un sistema algal de alta tasa se representan en la tabla 2 y en la tabla 3 respectivamente.

Tabla 2. Antecedentes de estudios de eliminación de compuestos farmacéuticos

Autor	Tecnología	Afluente	Compuestos farmacéuticos	Eliminación (%)	Parámetros de operación
Hom-Díaz et al., 2017	PBR- Fotobiorreactor de algas. (Piloto)	Agua residual proveniente de unidades sanitarias contaminadas con fármacos	Ibuprofeno, acetaminofén, paroxetina, alprazolam, atenolol.	>90	Q: 150 L/d & 100 L/d TRH: 8 y 12 días V: 1200 L Paletas: 0.13 m/s T: ND Microalgas: <i>pediastrum sp.</i>
			Ketoprofeno, naproxeno, ácido salicílico, lorazepam, hidroclorotiazida, ciprofloxacina.	<50	
Mir-Tutusaus et al., 2019	RALF - Biorreactor de lecho fluidizado. (Piloto)	Agua residual de hospital	Más de cinco grupos de compuestos farmacéuticos, con el mayor porcentaje de eliminación en analgésicos antiinflamatorios y betabloqueadores.	>90	TRH: 3 días T: 25°C pH: 4.5 unidades Volumen: 2 L Aireación: sí. 1 pulso cada 4 s Microalga: <i>Trametes Versicolor</i>
Matamoros et al., 2016	Reactor Batch. (Laboratorio)	Agua residual doméstica y agua residual sintética	Cafeína, ibuprofeno, galaxolida, fosfato de tributilo, 4-octilfenol.	>95	V: 2.5 L TRH: 10 días Microalgas: <i>Chlorella sp.</i> y <i>Scenedesmus sp.</i>
			Carbamazepina y fosfato de tris(2-cloroetilo)	<20	
Kang et al., 2018	Fotobiorreactor de perifiton (Laboratorio)	Agua residual sintética	Bisfenol A	>72	Q: ND Volumen: 30 L TRH: 2 Y 4 días Microorganismos: <i>perifiton</i>
			hidroclorotiazida, ibuprofeno	48.7 - 26.2	
			Carbamazepina, gemfibrozilo	< 20.6	
Loaiza-Ambuludi et al. (2013)	EF- Electro fenton	Medio hidro orgánico/ acetonitrilo	Ibuprofeno	100	Intensidad Corriente: 50-500 mA Catalizador: 0,2 mM T: 23°C pH: 3 unidades
Cruz Carrillo, 2019	Reactor biológico discontinuo secuenciado de lecho fijo aerobio acoplado a diversas tecnologías (Laboratorio)	Agua residual hospitalaria	Reactor 1 acoplado a fotólisis UV/H ₂ O ₂ Naproxeno, Fenoprofeno, ibuprofeno, gemfibrozil	100	Q: ND Volumen 1: 15 L Volumen 2: 4 L Aireación: sí. TRH: 32 - 315 h
			Reactor 2 microaerobio acoplado a fotocatálisis heterogénea Indometacina, ácido clofibrico, diclofenaco	39 - 50	

Fuente: elaboración propia.

Tabla 3. Antecedentes de estudios de eliminación de compuestos farmacéuticos mediante LATAL

Autor	Tecnología	Afluente	Compuestos farmacéuticos	Eliminación (%)	Parámetros de operación
Matamoros et al., 2015	HRAP - Laguna de alta tasa (Piloto)	Agua residual doméstica	26 microcontaminantes, con alta eficiencia de eliminación para acetaminofén, cafeína, ibuprofeno, dihidrojasmonato de metilo y ácido hidrocínámico.	> 90	Q: 117.5 L/d & 58.8 L/d TRH: 4 y 8 días T: 13 y 25 °C Volumen: 0.5 m ³ Microalgas: <i>Stigeoclonium sp.</i> , <i>Chlorella sp.</i> , <i>Monoraphidium sp.</i> , <i>Diatomea sp.</i>
Madera et al., 2019	LATAL - Laguna de alta tasa (Piloto)	Agua residual doméstica	Ácido fenofíbrico Ibuprofeno Paracetamol	>70	Q: 0.2 m ³ /d TRH: 3 días Paletas: 5 rpm Volumen: 0.6 m ³ T: 24 y 30 °C Microalgas: <i>Parachlorella kessleri</i> y <i>Desmodesmus serratus</i> .
			Fenofibrato Pentoxifilina Gemfibrozilo Naproxeno Diclofenaco Ketoprofeno Lamotrigina Gabapentina	30-70	
			Carbamazepina 10,11-Dihidro-10,11-dihidroxi carbamazepina (CBZ-Diol)	<30	
Norvill et al. 2017	LATAL - Laguna de alta tasa (Piloto)	Agua residual doméstica	Tetraciclina	>93	Q: ND TRH: 4 y 7 días Volumen: 180 L T: 15-32°C Microalgas: ND
Navarro et al., 2018	LATAL acoplado a tratamiento de agua residual convencional (Escala piloto)	Agua residual doméstica	Ibuprofeno, acetaminofén.	92	Q: 31.9 m ³ /s TRH: 160 h Microalgas: <i>Coelastrum sp</i>
Godos et al., 2012	LATAL	Agua residual sintética	Tetraciclina	>70	TRH: 7 días Temp: 10-17,5°C Microalga: <i>C. Vulgaris</i>

Fuente: elaboración propia.

A lo largo de los años, los sistemas algales de alta tasa han sido utilizados con el fin de eliminar contaminantes en el agua. El tratamiento del agua residual mediante algas nace después de la segunda guerra mundial con el fin de implementar estos sistemas en pequeñas comunidades rurales, debido a su simplicidad en el funcionamiento en comparación con tecnologías como lodos activados (García et al, 2006) y se generaliza en los años setenta en el sudeste asiático para posteriormente ser tomada en cuenta en Estados Unidos.

Hoy por hoy, se han realizado diversos estudios e investigaciones en estos sistemas con el fin de remover contaminantes emergentes del agua, entre ellos los compuestos farmacéuticos, de los cuales se han obtenido resultados favorables con alta eficiencia de eliminación.

Entre las investigaciones realizadas, Matamoros et al. (2015), evaluaron la eliminación de 26 microcontaminantes de agua residual urbana en España mediante una LATAL a escala piloto. Los tiempos de retención hidráulico con los cuales operaron el sistema fue de 4 y 8 días en condiciones de invierno y verano. En este estudio se encontró que la eliminación de estos compuestos varió en un rango de 0 a 99%, sin embargo, los que obtuvieron mayor eficiencia (>90%) fueron el acetaminofén, cafeína, ibuprofeno, metil dihidrojasmonato y ácido hidroxicinámico. Asimismo, en este estudio se demostró que en un clima cálido con TRH mayores, se favorecen los mecanismos de biodegradación, fotodegradación y adsorción.

Otra evaluación a una LATAL, fue hecha por Madera et al. (2019), donde se trató un agua residual doméstica a escala piloto en condiciones del trópico americano con el fin de remover diversos compuestos farmacéuticos como analgésicos, antiinflamatorios, hipolipemiantes, antiepilépticos y tranquilizantes. En este sistema, se trabajó con un tiempo de retención TRH de 3 días diseñado para tratar un caudal de 0.2 m³/d donde se demostró que con un TRH menor se logran porcentajes de eliminación muy parecidas a las obtenidas en estudios donde los TRH eran superiores, lo cual evidencia que las condiciones del trópico americano favorecen a los mecanismos de fotodegradación y biodegradación.

Norvill et al. (2017), también realizaron la evaluación de una LATAL a escala piloto, pero en este caso se trató un agua residual doméstica contaminada con tetraciclina. Este reactor de 180 L fue operado con dos TRH de 4 y 7 días obteniendo eficiencias de eliminación superiores a 93% y donde se evidenció que para estas condiciones y este contaminante, gobiernan los mecanismos de fotodegradación y sorción.

En esta misma línea, Navarro *et al.*, (2018), midió la eficiencia de remoción de una LATAL en diferentes configuraciones, acoplada al mismo tiempo a un sistema convencional de tratamiento de agua residual doméstica. Entre las dos configuraciones utilizadas, se obtuvieron eficiencias de eliminación de compuestos farmacéuticos similares (94 y 92 %). En este estudio se evidenció que la eliminación del diclofenaco y algunos antibióticos y diuréticos específicos fue entre un 15 y un 50 % mayor con los HRAP. En general, se encontró que la eficiencia de la tecnología de microalgas que elimina los PhAC es comparable a la utilizada en las EDAR convencionales, y que esto combinado con una mayor

eficiencia en la eliminación de nutrientes, muestra el potencial de la tecnología HRAP para el tratamiento de agua residual como una alternativa viable.

Otra de las tecnologías empleadas para la eliminación de compuestos farmacéuticos son los fotobiorreactores con algas. Hom-Díaz *et al.*, (2017), evaluaron el tratamiento de un efluente recolectado en un desagüe del Departamento de la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad de Barcelona por medio de un fotobiorreactor de 1200 L el cual operó en dos periodos y a dos TRH de 8 y 12 días obteniendo eficiencias de eliminación mayores al 90% para Ibuprofeno, acetaminofén, paroxetina, alprazolam y atenolol.

Mir-Tutusaus *et al.* (2019) evaluaron la eficiencia de eliminación de diversos grupos farmacéuticos de un agua residual no tratada proveniente de un hospital, mediante un sistema de biorreactor RALF a escala piloto. Este sistema operó con un TRH de 3 días y de retención celular de 21 días mediante la evolución de la comunidad *Trametes* obteniendo valores en la eficiencia de eliminación mayores al 90% en analgésicos antiinflamatorios y betabloqueadores.

Matamoros *et al.* (2016) realizaron una investigación a escala de laboratorio de un reactor batch de 2.5 L, donde se evaluaron los mecanismos de eliminación de compuestos farmacéuticos en agua residual doméstica y sintética con un TRH de 10 días por medio de las especies de algas de *Chlorella* sp. y *Scenedesmus* sp. En este estudio se obtuvieron eficiencias mayores al 95% para Cafeína, ibuprofeno, galaxolida, fosfato de tributilo y 4-octilfenol, y eficiencias menores al 20% para Carbamazepina y fosfato de tris(2-cloroetilo). Según los resultados obtenidos, hasta el 99% de los microcontaminantes con una constante de la ley de Henry superior a $3 \times 10^{-1} \text{ Pa} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$ (4-octilfenol, galaxólido y fosfato de tributilo) se eliminaron por volatilización debido al efecto de la extracción con aire, mientras que la biodegradación fue eficaz para eliminar el ibuprofeno y la cafeína, y en lo que respecta a la carbamazepina y el fosfato de tris(2-cloroetilo), estos se comportaron como compuestos recalcitrantes.

Con respecto a las concentraciones de Ibuprofeno en aguas superficiales y residuales, la ciudad de Cali no es la excepción, de acuerdo con el estudio realizado por Madera et al. (2018), en el cual se definieron distintos puntos de muestreo a lo largo del recorrido del río Cauca a través de Santiago de Cali, se determinó la presencia de Ibuprofeno con concentraciones que varían entre los 12-1500 ng/L, mientras que a la salida de la Planta de Tratamiento de Agua Residual de Cañaveralejo (PTAR-C) se determinó una concentración de 3100 ng/L en el efluente de aguas residual, las cuales en gran parte son descargadas al río cauca.

En otro estudio realizado en la ciudad de Cali por Madera et al. (2019), donde durante tres jornadas de muestreo se midieron las concentraciones a la entrada y salida de la PTAR-C de diversos compuestos farmacéuticos, entre estos los AINES, los cuales obtuvieron concentraciones entre 4.7 y 5.9 $\mu\text{g/L}$ para el ibuprofeno, entre <0.05 y 4.5 $\mu\text{g/L}$ para el

paracetamol, entre 3 y 10 µg/L para el naproxeno, entre <0.1 y 0.19 µg/L para el ketoprofeno, y entre 0.33 y 0.51 µg/L para el diclofenaco, obteniendo eficiencias máximas de remoción del 20.3%, > 80.0 %, entre 7.5 y 57.1%, entre 0 y 14.8%, y entre 8.3 y 17.6% respectivamente. En un estudio realizado por Jiménez-Bambague et al. (2023), se recopilaban datos en el efluente de la PTAR-C, abarcando un registro de los años 2015, 2016, 2018, 2019, 2021 y 2022. En esta evaluación, se evidencia que el grupo de los AINES presentó las mayores concentraciones. Además, en el período post-COVID se observó un incremento en la concentración de estos compuestos del 89%, 70%, 48% y 91% para diclofenaco, ibuprofeno, naproxeno y paracetamol, respectivamente. Como conclusión, este incremento se atribuye al posible impacto que la pandemia tuvo en el consumo de estos medicamentos para tratar los síntomas generados por el COVID-19.

Por otra parte, Ashton et al (2004), investigaron muestras de efluentes y aguas superficiales de las plantas de tratamiento de agua residual de Corby, Great Billing, East Hyde, Harpenden y Ryemeads en el Reino Unido, donde fueron detectados diez tipos de compuestos farmacéuticos, entre ellos el ibuprofeno con una frecuencia de detección del 84% en una concentración media de 3086 ng/L, mientras que Thomas y Hilton (2004) recolectaron muestras de cinco estuarios en Reino Unido donde detectaron 14 compuestos farmacéuticos, y donde el ibuprofeno se detectó a una concentración máxima de aproximadamente 930 ng/L y una concentración mediana de 48 ng/L.

Zhang et al. (2007), realizaron un estudio en el río Misisipi en New Orleans, Louisiana, USA donde detectaron la presencia de contaminantes farmacéuticos, entre ellos el ibuprofeno, el cual se encontró en un rango de concentración entre <1– 34 ng/L.

Gibson et al (2010), investigaron la reutilización de agua residual para riego del Valle de Tula en México. El estudio reveló que el agua residual utilizada para el riego contenía productos farmacéuticos y posibles disruptores endocrinos, donde el ibuprofeno fue uno de los compuestos que estaba presente de manera constante con un rango de concentración de 742–1406 ng/L, asimismo Ferreira (2014), reveló la presencia de ibuprofeno tanto en el afluente como en el efluente de las EDAR de Penha e Ilha do Governador, Río de Janeiro, Brasil. Se detectó ibuprofeno en todas las muestras analizadas, lo que confirma la baja eficiencia de eliminación de las plantas de tratamiento convencionales.

Kim et al. (2009), en un estudio realizado en aguas superficiales del río Mankyung en Corea del Sur, detectaron la presencia de varios fármacos que incluyen el ibuprofeno en concentraciones de hasta 414 ng/L, mientras que Lin et al. (2005) en un estudio en el Norte de China, encontraron que las concentraciones de ibuprofeno alcanzaron 30 ng/L en el efluente de la PTAR, mientras que en el Sur de China, Peng et al. (2008) encontraron en el agua pluvial del Delta del río Perla la presencia de productos farmacéuticos como el ibuprofeno en la mayoría de las muestras de agua con concentraciones máximas de 1417 ng/L.

Finalmente Ebele et al. (2017) realizaron una revisión de las concentraciones del grupo de compuestos farmacéuticos antiinflamatorios no esteroideos incluyendo ibuprofeno, naproxeno, diclofenaco, ketoprofeno y acetaminofén encontradas en el agua superficial de diversos países como se ve en la Figura 1.

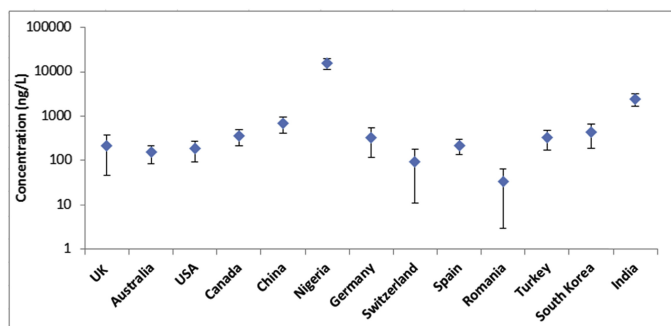


Figura 1. Concentraciones (ng/L) de fármacos antiinflamatorios no esteroideos (AINES) notificados en muestras de agua superficial de diferentes países.

Fuente: Ebele et al. (2017).

5. OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar a escala piloto la influencia del tiempo de retención hidráulico en la eficiencia de eliminación de compuestos farmacéuticos pertenecientes al grupo de analgésicos antiinflamatorios no esteroideos presentes en el efluente de una planta de tratamiento de agua residual mediante el tratamiento con un sistema de laguna algal de alta tasa.

Objetivos específicos

- Estudiar el rendimiento de dos sistemas LATAL, uno con un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 3 días y otro de 5 días, en la eliminación de compuestos farmacéuticos presentes en agua residual doméstica.
- Analizar la influencia de los parámetros pH, oxígeno disuelto, temperatura y radiación solar sobre la actividad biológica de la LATAL.

6. METODOLOGÍA

6.1 Área de estudio

La investigación se realizó en la ciudad Santiago de Cali (Figura 2), la cual cuenta con 2.227.642 de habitantes según censo de 2018 del DANE. El sistema fue ubicado en la zona de prototipos del edificio E27 del campus Meléndez de la Universidad del Valle.



Figura 2. Localización del proyecto

Fuente: Google Earth, 2024

6.2 Agua residual PTAR-C

Los sistemas se alimentaron del efluente de la Planta de Tratamiento de Agua Residual de Cañaveralejo (PTAR-C) (Figura 3), que históricamente ha tratado un caudal de $6.5 \text{ m}^3/\text{s}$; sin embargo en los últimos años su capacidad se ha reducido a $5.7 \text{ m}^3/\text{s}$ (Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios, 2022). La PTAR-C, trata alrededor del 82.7% de los vertimientos domésticos generados en la ciudad (Jiménez-Bambague et al, 2020), por medio de un esquema de tratamiento primario avanzado, que consiste en coagulación, floculación y sedimentación. Mediante este tratamiento, se remueve aproximadamente el 60% de sólidos entre residuos y arenas presentes en el agua residual y entre el 30% al 35% de DBO_5 , para posteriormente descargar al río Cauca (EMCALI, 2020).



Figura 3. PTAR-C

Fuente: Google Earth, 2024

El agua se recolectó los días lunes, miércoles y viernes en una bomba de alta presión ubicada en el área de sopladores de PTAR-C (figura 4) durante ocho semanas. De acuerdo con información suministrada por los operarios de la planta, en este punto se bombea una parte del agua residual tratada a un tanque de almacenamiento, que es llenado cada dos días antes de descargar al río Cauca. El agua fue tomada en horas de la tarde (entre las 2 y 4 pm).



Figura 4. Recolección de muestras de agua residual provenientes de la PTAR-C

6.3 Diseño experimental

El estudio tuvo un diseño longitudinal de medidas repetidas en el tiempo, sin control ni réplicas. Se realizó un trabajo observacional, donde se tomaron datos a la entrada y salida de la unidad experimental conformando medidas apareadas sobre las cuales se efectuó el seguimiento a través del tiempo.

Se evaluaron dos lagunas algales de alta tasa a escala piloto, diseñadas bajo la configuración raceway pond reactor (RPR). Estas fueron fabricadas en fibra de vidrio, equipadas con paletas en la entrada, con una velocidad de giro de 5 rpm y con una altura de columna de agua de 20 cm. Las dos lagunas fueron construidas con las mismas dimensiones de acuerdo con la figura 5. Es necesario aclarar que las lagunas fueron diseñadas para operar en forma acoplada con un proceso electroquímico, no obstante, esta investigación se enfocó exclusivamente en la evaluación de la laguna algal de alta tasa.

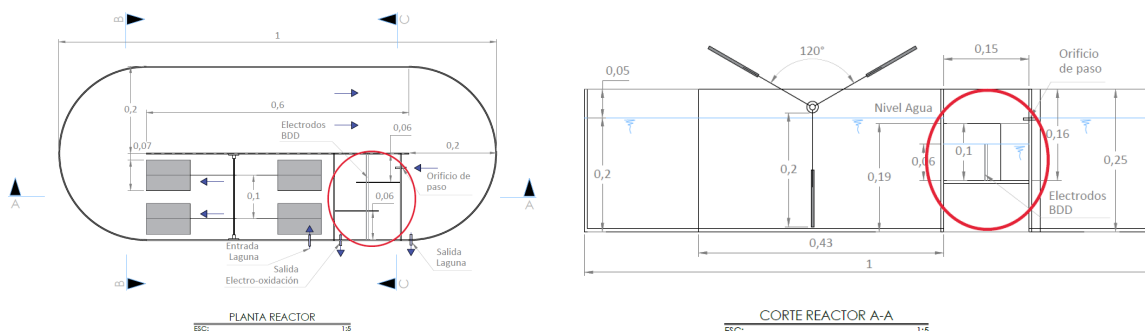


Figura 5. a) Esquema planta LATAL; b) corte A-A LATAL

Fuente: Madera et al. (2019)

Las lagunas operaron en forma paralela con tiempos de retención hidráulico (TRH) de 3 y 5 días, alimentadas a flujo continuo mediante dos bombas peristálticas masterflex, modelos 70200-60 y 70200-62, las cuales captaban el agua de un recipiente de 200 litros (figura 6).



Figura 6. Esquema del sistema piloto de lagunas algales de alta tasa

6.4 Inoculación, estabilización y puesta en marcha

El proceso de arranque y puesta en marcha de las lagunas se hizo mediante la adición de un inóculo puro de la microalga *Parachlorella Kessleri* a 20 litros de agua del efluente de PTAR-C. El inóculo fue adquirido en el laboratorio de Ficología y Fisiología vegetal de la Universidad del Valle (figura 7).



Figura 7. a) Cultivo de microalgas *Parachlorella Kessleri*; b) Lagunas algales inoculadas

El proceso de arranque se llevó a cabo durante tres semanas. En la primera semana, las lagunas permanecieron en modo batch (Figura 8), y las dos semanas siguientes se operaron en flujo continuo, alimentadas con efluente de la PTAR-C.



Figura 8. Sistemas de lagunas algales en estado de operación batch

Durante dos meses, tres veces por semana, se midieron variables in situ como pH, Potencial óxido reducción (ORP), oxígeno disuelto (OD), conductividad eléctrica (CE), sólidos disueltos totales, turbiedad, temperatura, radiación solar y clorofila a. Estos se midieron con un multiparámetro marca Hanna Instruments HI 9829 (Figura 9b), un luxómetro marca Uni-T modelo UT383 y un fluorómetro marca Turner Designs modelo FluoroSense. Una vez a la semana se recolectaron las muestras de entrada y salida de las lagunas para el análisis químico de los compuestos farmacéuticos; adicionalmente, se midió DQO y Carbono Orgánico Disuelto (COD) como parámetros de control de carga orgánica por medio de un fotómetro multiparámetro Hanna HI83314 y SHIMADZU TOC VCPH Total Organic Carbone Analyzer, respectivamente. Las mediciones se realizaron siguiendo el protocolo de la APHA, (2023). Los parámetros evaluados, la técnica de medición y la frecuencia de cada uno se muestran en la tabla 4.

Tabla 4. Parámetros a monitorear

Parámetro	Técnica	Frecuencia
Concentración de AINES	HPLC	Una vez por semana
DQO	Método fotometría (Standard Methods Ed.24, 2023, 5220 A y 5220 D)	Una vez por semana
COD	Método oxidación con combustión a alta temperatura y medición infrarroja ((Standard Methods Ed.24, 5310 C)	Una vez por semana
pH	Medidor multiparámetro	Tres veces por semana, tres veces al día.
Potencial redox		
Oxígeno Disuelto		
Conductividad		
Temperatura		
Turbiedad		
Sólidos disueltos totales	Factor de conversión: $2 \mu\text{S}/\text{cm} = 1 \text{ ppm TDS}$ (HANNA, 2019).	
Radiación solar	Luxómetro	
clorofila-a	Fluorómetro	

La recolección de la muestra para el análisis de la variable de respuesta fue realizada mediante la toma de una muestra simple de acuerdo con el flujo y el TRH de cada reactor (Figura 9). La muestra de entrada, se tomó el primer día de alimentación del sistema con el efluente de la PTAR-C. La muestra de salida se tomó a los 3 y 5 días, de acuerdo con el TRH de cada laguna.



Figura 9. a) Toma de muestra simple a la salida de la LATAL; b) Monitoreo de parámetros “in situ”

6.5 Preparación de muestras para su análisis

El análisis químico para medición de compuestos farmacéuticos se realizó en el laboratorio Technologiezentrum Wasser (TZW) de Karlsruhe - Alemania, mediante los procesos de extracción en fase sólida y cromatografía líquida con espectrometría de masas (HPLC/MS-MS).

Todas las muestras fueron sometidas a una doble filtración, donde se emplearon filtros de fibra de vidrio de 1.5 micras, seguido por otro de membrana celulosa de 0.45 micras. Las muestras filtradas fueron almacenadas en recipientes de vidrio ámbar y refrigeradas a 4°C como se muestra en la figura 10.



Figura 10. a) Filtrado de muestra final; b) Envasado de muestra final

Para el envío de las muestras al laboratorio TWZ, estas fueron envasadas en termos de acero inoxidable previamente refrigerados, y guardadas en una nevera portátil con el fin de

conservar la temperatura el mayor tiempo posible durante el tiempo de envío como se muestra en las figura 11.



Figura 11. Proceso de empacado de muestras finales para envío

Debido a que las muestras para la medición de los compuestos farmacéuticos de interés fueron procesadas en el laboratorio *Technologiezentrum Wasser* (TZW) de Karlsruhe - Alemania, el envío de las mismas tuvo en consideración tanto los factores de conservación, así como el alcance presupuestal, por lo cual se optó por hacer dos envíos, uno cada mes con las muestras recolectadas de cuatro semanas acumuladas por cada uno.

6.6 Método analítico

De acuerdo a Madera et al. (2018), el proceso mediante el cual se determina la concentración de los compuestos farmacéuticos de interés en el laboratorio TZW, consiste en la extracción en fase sólida, donde se acidifican 20 ml a un pH de 3.0 adicionando ácido clorhídrico; posteriormente, se lleva a cabo la extracción en fase sólida sobre cartuchos de 60 mg con Strato-X (Phenomenex). La elución es hecha con 4 ml de Acetona y 1.5 ml de metanol. Después de la elución, el solvente es evaporado hasta la sequedad. El residuo seco es reconstituido con 20 μ l de una mezcla 50:50 (v:v) de metanol y acetona, y 180 μ l de agua destilada. Luego, se inyecta una alícuota de 60 μ l dentro del sistema HPLC/MS-MS, el cual consiste de un cromatógrafo líquido 1260 Infinity de Agilent Technologies acoplado por una interfase electrospray a un espectrómetro de masas API 5500 (AB Sciex). La separación cromatográfica es hecha en una columna analítica Zorbax Eclipse XDB-C18 (100mm x 2.1 mm, Agilent Technologies) usando una solución de formiato de amonio acuoso a 5 mM (eluyente A) y una solución de formiato de amonio 2 mM en una mezcla 1:2 (v:v) de metanol y acetonitrilo (eluyente B) como solventes de elución. El gradiente de elución comienza a 70% del eluyente A, hasta cambios de 100% de eluyente B en el minuto tres, permanece constante hasta el minuto siete y es ajustado otra vez a 70% del eluyente A entre el minuto 7 y el 8. Después de 5 minutos de tiempo de equilibrio, comienza la próxima carrera. La tasa de flujo del eluyente es 0.2 ml/min y la temperatura de la columna del horno se establece a 30°C. La detección es hecha en modo negativo o positivo, dependiendo de las propiedades

del analito. Los límites de cuantificación varían entre 0.020 y 0.050 µg/L, según el grado de contaminación de la muestra.

6.7 Compuestos farmacéuticos

El grupo de fármacos evaluados en el presente estudio fueron los pertenecientes a los compuestos antipiréticos analgésicos antiinflamatorios no esteroideos (AINES), los cuales, debido al creciente aumento en su uso para tratar diversas afecciones médicas, han sido detectados en concentraciones desde nanogramos hasta microgramos en el suelo, agua residual, agua superficial, agua subterránea, sedimentos, nieve y hasta el hielo antártico, trayendo como consecuencia afecciones y efectos negativos debido a los efectos ecotóxicos de estos sobre los componente bióticos de los ecosistemas (Marchlewicz et al., 2015; Tyumina et al. 2020).

De acuerdo al estudio realizado por Madera et al. (2018), donde se identificó la presencia de microcontaminantes en el ciclo urbano de la ciudad de Santiago de Cali, al realizar el screening de las muestras de la PTAR-C que fueron enviadas al laboratorio TWZ. En este análisis se examinaron 92 microcontaminantes, clasificados en seis grupos. El grupo I comprende 22 compuestos, incluyendo analgésicos, antipiréticos y antiinflamatorios.

Como se mencionó anteriormente, los analgésicos antiinflamatorios no esteroideos son el objeto de análisis del actual estudio, por lo que en la tabla 5 se representa el grupo al que pertenecen, tipo y los respectivos compuestos.

Tabla 5. Clasificación del laboratorio TZW de los compuestos farmacéuticos pertenecientes al grupo I.

Grupo	Tipo	Compuestos
I	Analgésico, Antipirético, Antiinflamatorio, Antireumático	Diclofenaco; fenoprofeno; ibuprofeno; indometacina; ketoprofeno; naproxeno; paracetamol

6.8 Determinación de la eficiencia de eliminación

El porcentaje de eliminación de los compuestos farmacéuticos analgésicos antiinflamatorios no esteroideos, fue determinado por medio de la ecuación 1.

$$\%CF_X = \frac{\text{Concentración inicial } CF_X - \text{Concentración final } CF_X}{\text{Concentración inicial } CF_X} * 100$$

CF_X: Compuesto farmacéutico correspondiente. **Ecuación 1**

6.9 Estimación de la densidad algal

El principal pigmento fotosintético presente en las algas corresponde a la clorofila a (Gregor & Mar, 2004), por lo cual, con el fin de estimar la biomasa algal se utilizará la concentración de este pigmento en la laguna algal de alta tasa, por medio de la ecuación 2 propuesta por Raschke en 1993

$$Biomasa\ algal\ mg \cdot l^{-1} = \frac{Clorofila - a}{1,5} * 100$$

Ecuación 2

Esta ecuación asume que la biomasa algal tiene un contenido constante de clorofila-a del 1,5% del peso seco. Sin embargo, el contenido de clorofila a de las células algales varía dependiendo de las especies algales, la densidad y las condiciones de crecimiento, específicamente con la disponibilidad de luz (Park & Craggs, 2011b).

6.10 Determinación de la densidad de flujo de fotones fotosintéticos

De acuerdo con Hershey (1991), la luz se define como la radiación visible para los seres humanos, la cual está comprendida, en términos de longitud de onda, de 380 a 780 nm y aunque este rango también es de gran interés para la biología de las plantas u organismos fotosintéticos, la forma en cómo esta se percibe es totalmente diferente, pues el ojo humano es mucho más sensible a la luz con longitudes de onda cercanas a 550 nm, mientras que los organismos fotosintéticos utilizan longitudes de onda entre 400 y 700 nm de forma más equitativa.

La luz percibida por los seres humanos se expresa en unidades de lux o velas de pie (footcandle). Sin embargo, es necesario hacer una conversión para medir la luz usada en la fotosíntesis la cual se expresa en unidades cuánticas de micromoles de fotones por metro cuadrado por segundo, que es expresada en densidad de flujo de fotones fotosintéticos (PPFD) (Hershey, 1991). Este término se basa en el número de fotones incidentes en un determinado rango de longitud de onda (en este caso entre 400 y 700 nm), por unidad de tiempo en una unidad de área, dividido en el número de Avogadro (Thimijan y Heins, 1983).

La lectura de la luz en unidades de lux o footcandle puede usarse para estimar la PPFD. De acuerdo con Thimijan y Heins (1983), el factor de conversión para estimar el PPFD a partir de unidades de footcandle, teniendo como fuente la luz solar, es dividir este valor entre 5.

Con lo anterior, y teniendo en cuenta que las lecturas de radiación solar para el presente estudio se midieron en unidades de lux, se plantea la ecuación 3 para convertir estas a unidades de $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$.

$$PPFD (\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}) = Radiación\ solar\ (Lux) \cdot \frac{0.09290304\ footcandle}{1\ lux} \cdot \frac{1}{5}$$

Ecuación 3

6.11 Análisis y procesamiento estadístico de los datos

Análisis descriptivo

Se realizó el análisis de las variables fisicoquímicas de seguimiento con el fin de caracterizar el comportamiento de estas a lo largo del tiempo en cada punto de muestreo por medio de medias, gráficos de cajas, dispersión y puntos, las cuales permitieron observar la dinámica del sistema durante el desarrollo del experimento.

Luego, se realizó el cálculo de la eficiencia de eliminación de los compuestos farmacéuticos del sistema de las lagunas algales de alta tasa para los tiempos de retención hidráulico establecidos, con el fin de realizar un análisis descriptivo base, mediante gráficos de los porcentajes de eliminación en función de los instantes de muestreo, esto con el fin de contrastar las curvas que generen los dos tiempos de retención estudiados, asimismo, se observó la evolución de los promedios del porcentaje de eliminación para los dos TRH agrupando las observaciones por semana a lo largo del tiempo de muestreo establecido.

Análisis estadístico

Con el fin de analizar estadísticamente los datos obtenidos, se verificó si el comportamiento de la eliminación de los AINES mediante el sistema de laguna algal de alta tasa a través del tiempo es similar en los dos TRH. Esto se llevó a cabo apareando los datos de la eficiencia de eliminación de cada semana entre cada TRH, con el fin de verificar si existen diferencias significativas entre ellos. Para lo anterior, se realizó la prueba T de Student de comparación de medias de datos apareados la cual parte del supuesto de normalidad, es decir, esta establece que puede ser aplicada si la diferencia entre los datos se valida en la normalidad.

En caso que no se cumpliera el supuesto de normalidad y la prueba T de Student no pudiese ser aplicada, se empleó una prueba no paramétrica, como la prueba W de Wilcoxon más un gráfico qq plot de dispersión, el cual no requiere que se cumpla la normalidad.

El análisis estadístico se llevó a cabo empleando el programa de libre distribución Jamovi 2.3.28 (The Jamovi Project, 2022) y R versión 4.3.3 (R Development Core Team, 2017), RStudio con el paquete adicional ggplot2, determinando diferencias estadísticas a un nivel de significancia del 5%.

7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.1 Caracterización del afluente

Para el arranque del sistema compuesto por dos lagunas algales de alta tasa (LATAL), se empleó el efluente de agua residual proveniente de la PTAR-C, a la cual, durante el periodo experimental, se le realizaron mediciones de parámetros de control, incluyendo pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, potencial redox, sólidos disueltos totales, turbiedad y temperatura, con el fin de establecer las características iniciales del agua antes de ser tratada por las LATAL.

A partir de los datos recopilados, se realizó un análisis descriptivo considerando el coeficiente de variación de estos. Este coeficiente indica la dispersión de un conjunto de datos respecto a su media (Probabilidad y Estadística, 2022), lo que permite clasificar los parámetros de acuerdo a la variabilidad del comportamiento de los valores obtenidos durante el periodo de experimentación en el punto de medición de la entrada.

El coeficiente de variación fue calculado utilizando los datos totales recopilados para cada parámetro a lo largo del estudio. Además, se realizó un análisis adicional midiendo el coeficiente de variación con los datos obtenidos semanalmente. Este enfoque dual permitió una evaluación más detallada de la variabilidad y la consistencia de cada parámetro tanto en el conjunto completo de datos como en intervalos de tiempo más cortos.

Es importante resaltar que las figuras que se presentarán en cada uno de los parámetros evaluados representan el comportamiento de estos a lo largo de la investigación en los diferentes puntos de medición.

7.1.1 Parámetros de comportamiento no variable

Para cada parámetro se obtuvo un total de 72 datos a lo largo de toda la fase experimental. Los parámetros que se clasificaron como no variables son aquellos cuyo coeficiente de variación fue menor o igual al 10%. En este caso, los parámetros que cumplieron con este criterio fueron el pH y la temperatura. Los valores máximos, mínimos, promedio y la desviación estándar de estos parámetros se presentan de manera detallada en la Tabla 6.

Tabla 6. Características generales de pH y temperatura

Variable	Min/Máx	Media $\pm$ s.d
<i>pH (Unidades pH)</i>	7.13 / 8.52	7.78 $\pm$ 0.38
<i>Temperatura (°C)</i>	21.99 / 36.48	29.95 $\pm$ 3.10

Como se muestra en la figura 12a, el pH en la entrada en los diferentes horarios de medición, se mantuvo con valores cercanos a la neutralidad y no presentó variaciones significativas a lo largo del experimento. Esto puede estar relacionado con el cumplimiento de los valores

permisibles establecidos en la normativa colombiana (Resolución 0631 de 2015) por parte de la PTAR-C, donde se establece que el pH debe de estar dentro de un rango de 6 a 9 unidades. La temperatura, tuvo variaciones considerables respecto al horario de medición. Como se muestra en la figura 12b, los valores más bajos se presentaron a las 6:30 de la mañana, reflejando las condiciones matutinas más frescas, mientras que los más altos se presentaron a las 12:00 del medio día; esto puede atribuirse a la influencia directa del sol, que incrementa la temperatura ambiente y afecta directamente la temperatura del afluente debido a que este se encontraba almacenado en un tanque plástico. Asimismo, para el horario de las 18:00, las temperaturas tienden a disminuir.

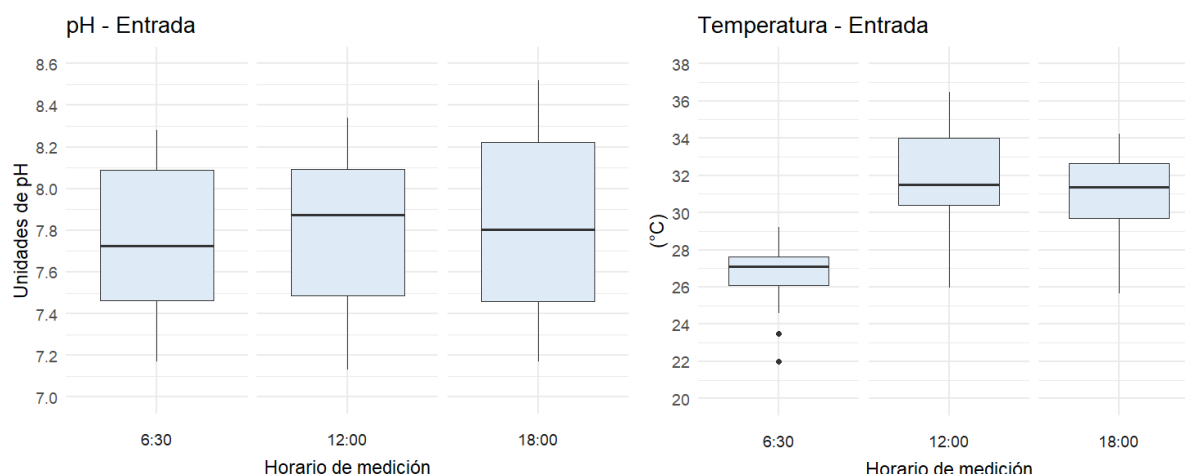


Figura 12. a) Variación de pH en el punto de medición de entrada; b) Variación de temperatura en el punto de medición de entrada

7.1.2 Parámetros de comportamiento variable

En este caso, los parámetros cuyo coeficiente de variación, calculado a partir de los 72 datos recopilados para cada uno, superó el 10% corresponden al potencial de óxido-reducción (ORP), oxígeno disuelto (OD), conductividad eléctrica (CE), sólidos disueltos totales (TDS) y turbiedad, cuyos valores máximos, mínimos, promedio y desviación estándar se presentan en la tabla 7.

Tabla 7. Valores máximos, mínimos y promedio de ORP, OD, conductividad, TDS y turbiedad afluente

Variable	Min/Máx	Media $\pm$ s.d
<i>ORP (mV)</i>	-32.7 / 97.3	8.93 $\pm$ 29.68
<i>OD (mg/l)</i>	0.0 / 1.99	0.43 $\pm$ 0.61
<i>CE (μs/cm)</i>	411.0 / 1918.0	1145.71 $\pm$ 368.29
<i>TDS (ppm)</i>	205.0 / 959.0	572.92 $\pm$ 184.22
<i>Turbiedad (FNU)</i>	9.10 / 80.80	23.31 $\pm$ 11.54

De acuerdo con Correa (2008), en la naturaleza el potencial de óxido-reducción (ORP) puede presentar valores entre -420 mV hasta +820 mV, donde los valores negativos corresponden a un ambiente reductor con condiciones anaerobias que se caracteriza por la ausencia de oxígeno (O_2) donde, entre más cerca se esté del límite inferior, se trataría de un ambiente muy reductor rico en gas de hidrógeno, apropiado para el crecimiento de microorganismos anaerobios estrictos, como son las bacterias metanógenas.

En la Figura 13a se evidencia que el ORP en el punto de entrada del sistema presentó valores promedio inferiores a 45.0 mV, indicando un entorno bajo en oxígeno. Esta condición se atribuye a las características del tanque de almacenamiento, el cual consiste en un tanque cerrado con agua residual expuesta al sol (Viveros-Ruiz, 2018). Lo anterior concuerda con los valores promedios de OD (Figura 13b), los cuales fueron menores a 1.0 mg/l. Esta baja concentración de OD indica una tendencia hacia un ambiente anaerobio, ya que, según lo encontrado por Peña y Solís (2022), a pesar de que a partir de 0.5 mg/l de OD puede haber procesos aerobios en el tratamiento de agua residual, al incrementar esta concentración a mínimo 2.0 mg/l, las eficiencias aumentan significativamente, demostrando que valores menores de 2.0 mg/l, tienden a favorecer un comportamiento anaerobio.

Respecto a la conductividad eléctrica (CE), se observa que el valor promedio y neto más alto se registró en la entrada del sistema, como se muestra en la tabla 7 y figura 13c. A lo largo del periodo experimental el valor promedio de la CE osciló entre 600 y 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La CE es un parámetro crucial para evaluar la calidad del agua, ya que indica su capacidad para conducir corriente eléctrica, lo cual está directamente relacionado con la concentración de iones presentes en ella (IDEAM, 2006; Camacho et al, 2020; López-García et al. 2016).

De acuerdo con la revisión realizada por López-García et al. (2016), los valores de conductividad entre 250 a 750 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 25°C se puede clasificar como salinidad media, mientras que aquellos entre 750 a 2250 a 25°C se consideran como salinidad alta. No obstante, es importante tener en cuenta que la conductividad varía en función de la temperatura. En el caso de las soluciones, la conductividad aumenta con la temperatura debido al incremento en la movilidad de los iones, aproximadamente un 2% por cada grado de temperatura por encima de los 25°C (Quino-Quispe, 2019; Armijo Castro y San Martín, 1994). De acuerdo con lo anterior, los resultados obtenidos en este estudio respecto al punto de entrada, al considerar la influencia de la temperatura, podrían sugerir que la salinidad no es necesariamente alta, sino que más bien podría clasificarse en un rango medio a bajo. Esto concuerda con el valor promedio de conductividad del efluente de la PTAR-C, que fue de 620 $\mu\text{S}/\text{cm}$, según un estudio realizado por Echeverri et al (2012).

Los resultados de los TDS siguieron la misma tendencia que la CE (Figura 13d). En soluciones la CE está directamente relacionada con la concentración de TDS (HANNA, 2019). A mayor concentración, mayor será la conductividad, debido a que los TDS describen todos los sólidos (normalmente sales minerales) que se disuelven en el agua. Cuantas más sales están disueltas, mayor será el valor de la conductividad eléctrica (LENNTECH, 2020).

El comportamiento promedio de la turbiedad osciló entre valores de 18.0 a 36.0 FNU con valores mínimos de 9.1 FNU y máximos de 80.8 FNU como se muestra en la tabla 7. La turbiedad es una medida del grado en el que la materia suspendida en el agua absorbe o dispersa la luz incidente. De acuerdo a un estudio realizado por Campo y Tobar (2011), el agua residual que ingresa a la PTAR-C presentó un promedio de 122 FNU, y debido a que la PTAR-C cuenta con una remoción de turbiedad promedio de 43%, los valores en el efluente serían alrededor de 69.5 FNU. El comportamiento de la turbiedad del afluente del sistema de las LATAL estuvo dentro de lo esperado para el efluente de la PTAR-C (Figura 13e).

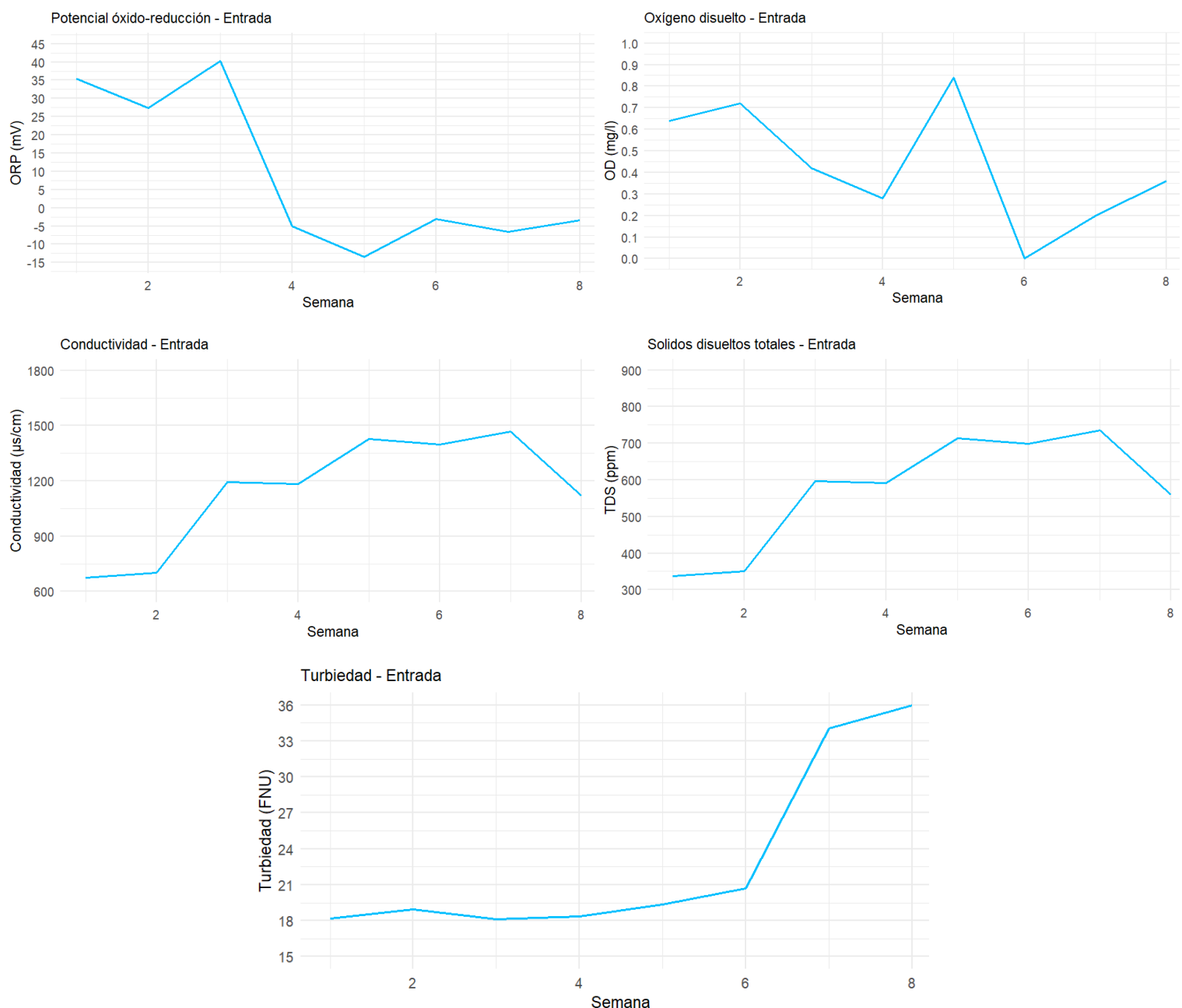


Figura 13. Valores promedio de las variables a lo largo del periodo experimental. a) ORP; b) OD; c) CE; d) TDS; e) Turbiedad

7.2 Variables de control efluente sistemas LATAL

7.2.1 Parámetros In Situ

En la tabla 8 se muestran los valores mínimos, máximos, promedios y desviación estándar de las mediciones realizadas a los parámetros de control “*In situ*”, a lo largo de la fase experimental del presente estudio, correspondiente a pH, potencial óxido reducción (ORP), concentración de oxígeno disuelto (OD), conductividad eléctrica (CE), sólidos suspendidos totales (TDS), turbiedad y temperatura.

Tabla 8. Valores máximos, mínimos y promedio en la salida de los sistemas LATAL

	LATAL TRH3		LATAL TRH5	
Variable	Min/Máx	Media $\pm$ s.d	Min/Máx	Media $\pm$ s.d
<i>pH</i>	7.20 / 11.02	8.78 $\pm$ 0.99	6.96 / 10.97	9.09 $\pm$ 1.03
<i>ORP (mV)</i>	176.3 / 470.70	303.91 $\pm$ 67.71	160.20 / 489.0	301.44 $\pm$ 73.64
<i>OD (mg/l)</i>	0.0 / 19.65	6.0 $\pm$ 5.53	0.0 / 23.20	6.85 $\pm$ 5.58
<i>CE (μs/cm)</i>	356.0 / 1415.0	822.61 $\pm$ 263.98	387.0 / 1556.0	827.04 $\pm$ 278.82
<i>TDS (ppm)</i>	178.0 / 712.0	411.22 $\pm$ 131.97	193.0 / 778.0	412.85 $\pm$ 139.19
<i>Turbiedad (FNU)</i>	11.10 / 80.10	27.90 $\pm$ 16.56	14.10 / 105.0	31.80 $\pm$ 21.36
<i>Temperatura</i>	20.20 / 34.90	28.55 $\pm$ 4.05	19.91 / 34.85	28.15 $\pm$ 4.06

7.2.1.1 pH

La variable del pH puede afectar diferentes procesos bioquímicos asociados al crecimiento de las algas tales como la biodisponibilidad del CO₂ para la fotosíntesis, lo que a su vez puede afectar la productividad de las algas y la composición iónica del medio (Cerón et al., 2015).

Para este parámetro se realizó una curva horaria semanal para cada LATAL durante las últimas cuatro semanas del experimento, con el fin de realizar una comparación entre el comportamiento de la clorofila a y el pH a lo largo de un día de medición.

En la Figura 14a la cual representa el comportamiento promedio del pH a lo largo del día, se observa que el pH alcanza sus valores más altos entre 9 y 10.5 unidades en el horario entre 2:00 pm- 4:00 pm en la salida de ambas lagunas, que puede estar asociado a una alta tasa de fotosíntesis lo cual aumenta el consumo de CO₂ y HCO₃ del medio y resulta en la producción de hidroxilos generando el aumento de pH en las lagunas (Taylor et al. 2021). Esto también se ve reflejado en la clorofila a, ya que durante este mismo rango horario muestra un comportamiento creciente, lo cual puede atribuirse a la alta tasa de fotosíntesis mencionada anteriormente y a la disminución de la intensidad de la radiación solar.

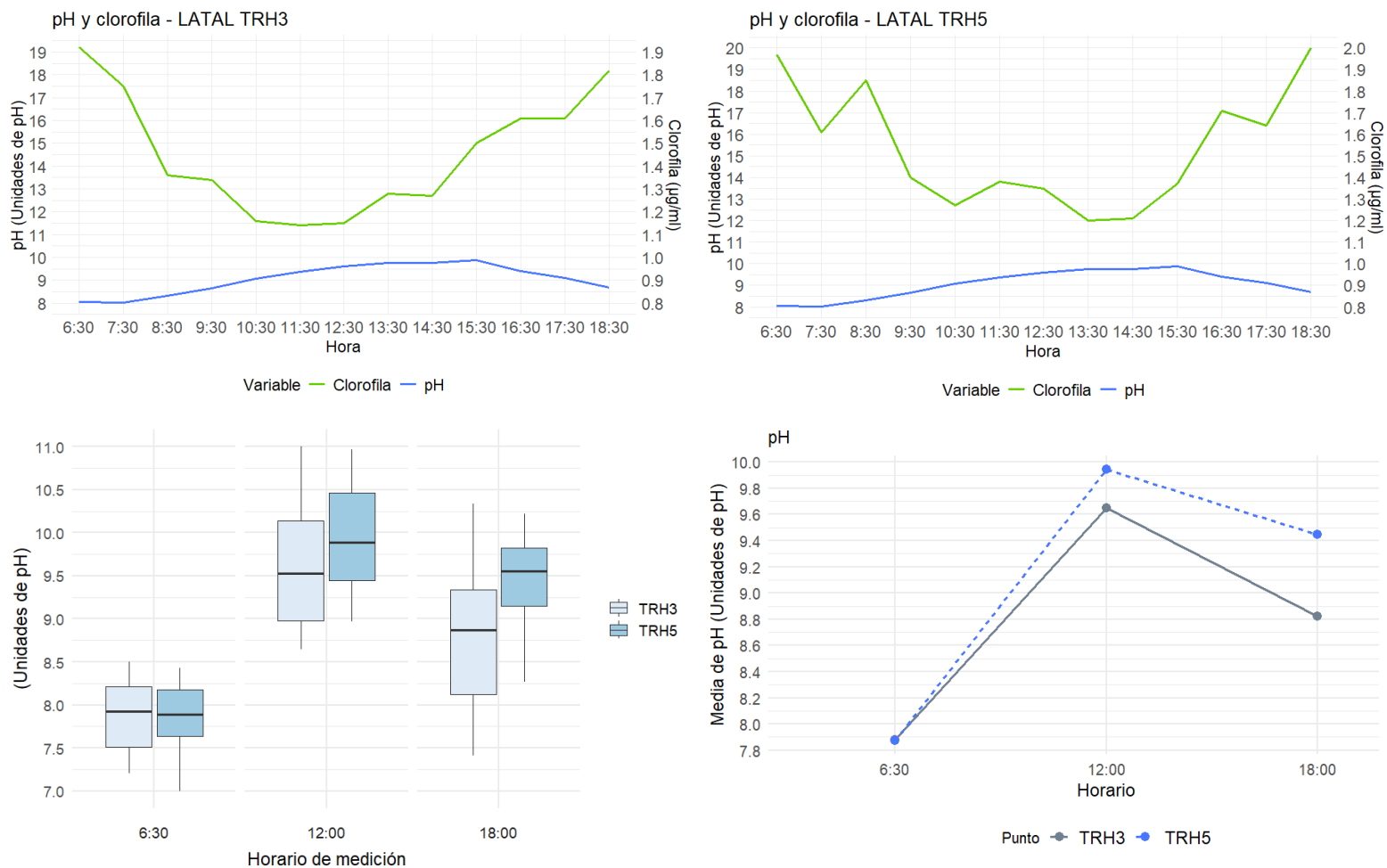


Figura 14. a) Curva de valores promedio de pH y clorofila en ambas LATAL; b) Comportamiento de pH y media de pH en los horarios de medición

Otro factor que puede influir son las altas temperaturas en las horas de la tarde, las cuales provocan una disminución en la solubilidad del CO_2 en el agua (Wrede, 2019), lo cual puede generar un aumento en el pH del medio. Es importante mencionar, que los altos niveles de pH entre 9.0 y 11.0 unidades pueden favorecer la remoción de Nitrógeno y Fósforo por medio de la volatilización del amoníaco y la sedimentación del fosfato (Jiménez-Bambague et al. 2021; Wrede, 2019). Sin embargo, un aumento del pH por encima de las 10 unidades puede inhibir bacterias heterotróficas y en el caso de que se presenten altas concentraciones de amoníaco libre a un pH alto se puede inhibir significativamente el crecimiento de las algas (Azov y Goldman, 1982).

En la Figura 14b se puede observar que el comportamiento del pH en ambas lagunas es muy similar y en promedio aumenta durante el día debido al proceso de fotosíntesis y la tasa de uso de CO_2 (Jiménez-Bambague et al. 2021). Se observa que los valores de pH más altos se obtuvieron en la laguna con TRH de 5 días y a su vez esta presentó valores de clorofila-a levemente superiores, lo cual puede estar asociado con una tasa fotosintética más alta la cual

pudo generar el incremento de las especies HCO_3 y CO_3 y por tanto el decrecimiento de CO_2 dando como resultado un pH más alto (Sutherland et al., 2015).

7.2.1.2 Oxígeno disuelto

La dinámica de un sistema algal depende de los ciclos de luz/oscuridad, adicionalmente, en los reactores abiertos se pueden generar variaciones del Oxígeno disuelto (OD) de acuerdo a la profundidad, presentándose comúnmente condiciones aerobias en la superficie y anaerobias en las zonas de mayor profundidad (Jiménez-Bambague et al. 2021).

Los valores promedio de la concentración de oxígeno disuelto en ambas lagunas fue muy similar, presentando valores cercanos a los 16 mg/l con valores de saturación de oxígeno mayores al 200%, entre las 11:00 am y las 3:00 pm (figura 15), esto debido a que durante estos horarios se presenta una mayor radiación solar, la cual proporciona a las células de las algas la energía necesaria para realizar el proceso de fotosíntesis (Wrede, 2019), en el cual se consume dióxido de carbono y se produce oxígeno (Taylor et al. 2021). Estas altas concentraciones de oxígeno durante el mediodía, a pesar de presentarse una alta radiación que puede causar la fotoinhibición de las células (Yeh et al. 2023), puede deberse a una acumulación del oxígeno producido en las horas de la mañana, donde la concentración de clorofila-a era mayor (Manzoni-Maroneze et al., 2021). La combinación de oxígeno y de radiación en exceso puede dar lugar a la generación de especies reactivas Oxígeno (ROS), las cuales pueden conducir a una foto oxidación severa (Manzoni-Maroneze et al., 2021). De acuerdo con lo anterior, es importante tener en cuenta que las altas concentraciones de oxígeno disuelto, con saturación mayor a los 400% pueden causar la inhibición en el crecimiento de las microalgas, debido al daño por el proceso foto-oxidativo que se presentan en las células de estos microorganismos (Jiménez-Bambague et al. 2021).

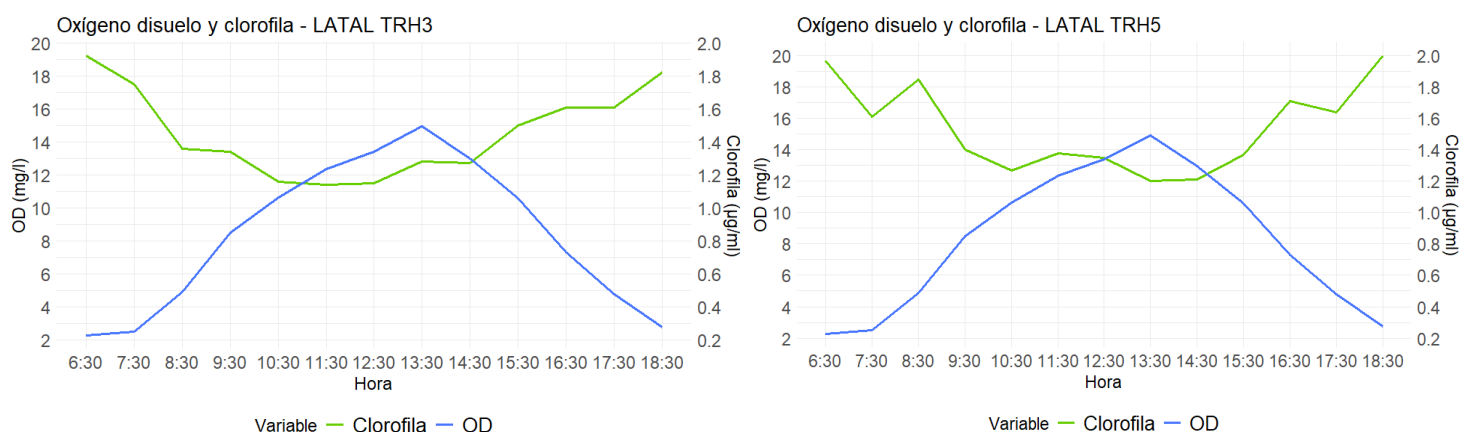


Figura 15. Curva de valores promedio de OD y clorofila en ambas LATAL

Por otra parte, en las figuras 16a y 16b se observa que los valores de OD fueron muy similares en ambas lagunas al igual que los valores medios obtenidos a lo largo del día, durante los tres días de medición de cada semana, en los cuales se presentaron picos de OD en las horas del mediodía y concentraciones más bajas en la tarde y temprano en la mañana.

Esta tendencia obedece a que según los ciclos de luz/oscuridad se pueden presentar condiciones aerobias o anaerobias (Jiménez-Bambague et al. 2021), teniendo en cuenta que la radiación solar es un parámetro determinante en el proceso fotosintético ya que la tasa de fotosíntesis aumenta a intensidades de luz crecientes hasta un determinado umbral (Rossi et al. 2020). Es por esta razón que los valores de oxígeno disuelto en las lagunas algales durante las primeras horas de la mañana (6 am) son menores, donde se presentaron condiciones anóxicas desde los 0 mg/l hasta valores cercanos a 6 mg/l, debido a que durante las reacciones independientes de la luz se utiliza el ATP y el NADPH para fijar CO₂ a través del ciclo de Calvin lo que provoca pérdidas de biomasa y demanda de O₂, y finalmente producir biomasa (Abiusi et al, 2020; Wu et al, 2023a).

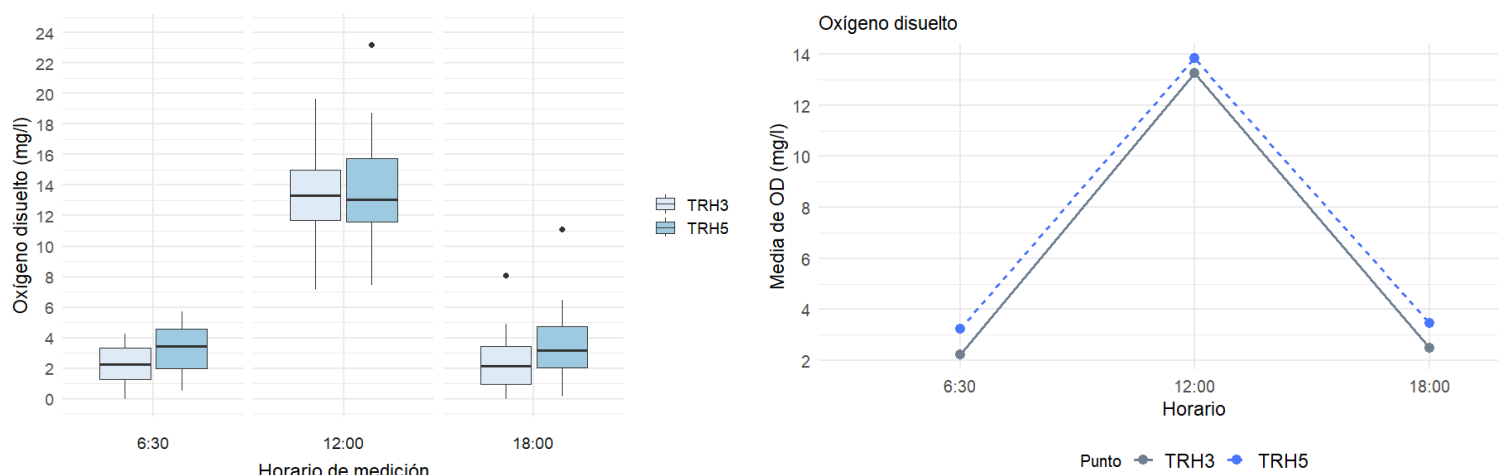


Figura 16. a) Variación de OD; b) Media de OD en los horarios de medición

7.2.1.3 Potencial de óxido-reducción

Como se mencionó anteriormente, el potencial de óxido-reducción (ORP) puede presentar valores entre -420 mV hasta +820 mV, donde los valores negativos corresponden a un ambiente reductor con condiciones anaerobias, y los valores positivos corresponden a un ambiente oxidante con condiciones aerobias y presencia de O₂ (Correa, 2008; Jiménez-Bambague et al. 2021).

Durante el periodo de experimentación las dos LATAL presentaron ambientes aerobios como se evidencia en las figuras 17a y 17b, caracterizados por mantener valores de ORP positivos entre 160 y 490 mV, sin variaciones significativas en el comportamiento promedio entre los dos sistemas, lo cual concuerda con el comportamiento promedio del oxígeno disuelto, que como se muestra en la figura 16, fue similar en ambas LATAL. Esto puede estar asociado con los procesos fotosintéticos llevados a cabo por las microalgas, las cuales generan O₂ necesario para que las bacterias puedan realizar el proceso de degradación de la materia orgánica (Viveros-Ruiz, 2018). En este sentido, y según lo planteado por Jiménez-Bambague et al. (2021), el ORP puede servir como un indicador de la actividad biológica y la composición microbiana presente en el sistema, donde, valores ORP entre 100 y 400 mV, sugiere la presencia de bacterias desnitrificantes y menores a 100 mV sugieren una reducción de iones Fe⁺³.

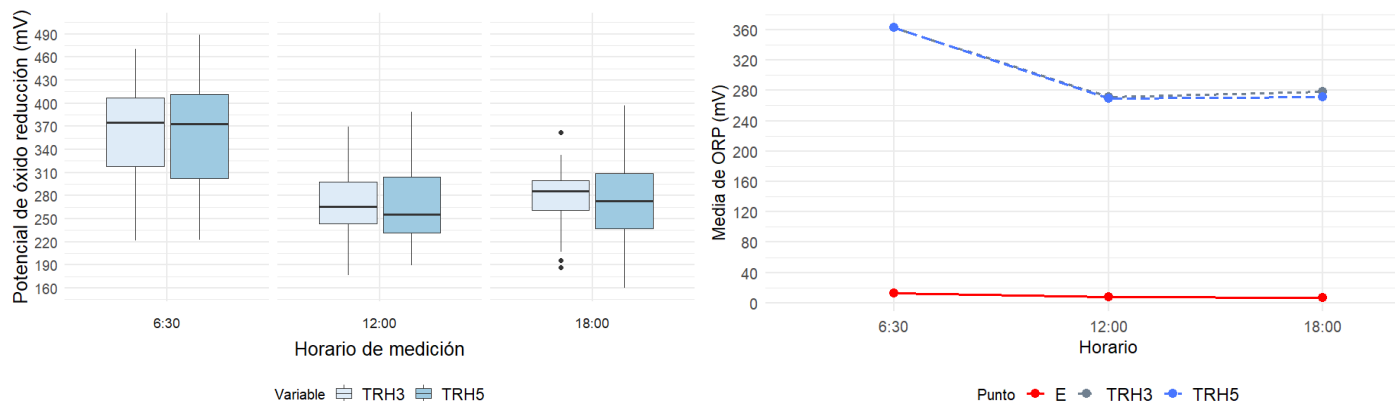


Figura 17. a) Variación de ORP en las LATAL a lo largo del día durante la fase experimental; b) Comportamiento promedio por jornada de ORP en las LATAL

7.2.1.4 Conductividad - Sólidos disueltos totales

Como se muestra en las figuras 18a y 18b y las figuras 19a y 19b, durante el periodo experimental, tanto la Conductividad Eléctrica (CE) como los Sólidos Disueltos Totales (TDS) mostraron valores que oscilaron entre 350 y 1550 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y entre 170 y 800 mg/l, respectivamente. Ambos sistemas mostraron un comportamiento similar, sin variaciones significativas entre sí.

Por otro lado, se puede evidenciar que los valores medios de CE y TDS en la salida de los sistemas presentaron una disminución en contraste con la entrada, lo cual puede atribuirse a la remoción de sales. Este fenómeno se relaciona con el concepto de conductividad, ya que, según Quino-Quispe (2019), esta medida está directamente relacionada con la concentración de sales disueltas en el agua, la cual a su vez está asociada con los TDS, que comprenden las sales presentes en el agua y que no pueden ser separadas por medios físicos.

Las microalgas, por medio de sus mecanismos de eliminación como la sorción, presentan adaptaciones a sales de metales. De acuerdo con Wang et al. (2010), las microalgas tienen una gran capacidad, incluso mayor que la bacteriana y fúngica, para eliminar metales como hierro, magnesio, manganeso, aluminio y zinc, entre otros, además, de acuerdo a Salazar (2005), los géneros *chlorella* y *scenedesmus*, han presentado las mayores capacidades de disminución de los metales mencionados anteriormente; con base en ello, y teniendo en cuenta que la conductividad eléctrica es una medida indirecta de la presencia de sales en el medio, se podría afirmar que la disminución que se presentó dentro de los sistemas de lagunas algales de alta tasa podría estar relacionada con la asimilación de sales por parte de las microalgas (Viveros-Ruiz, 2018).

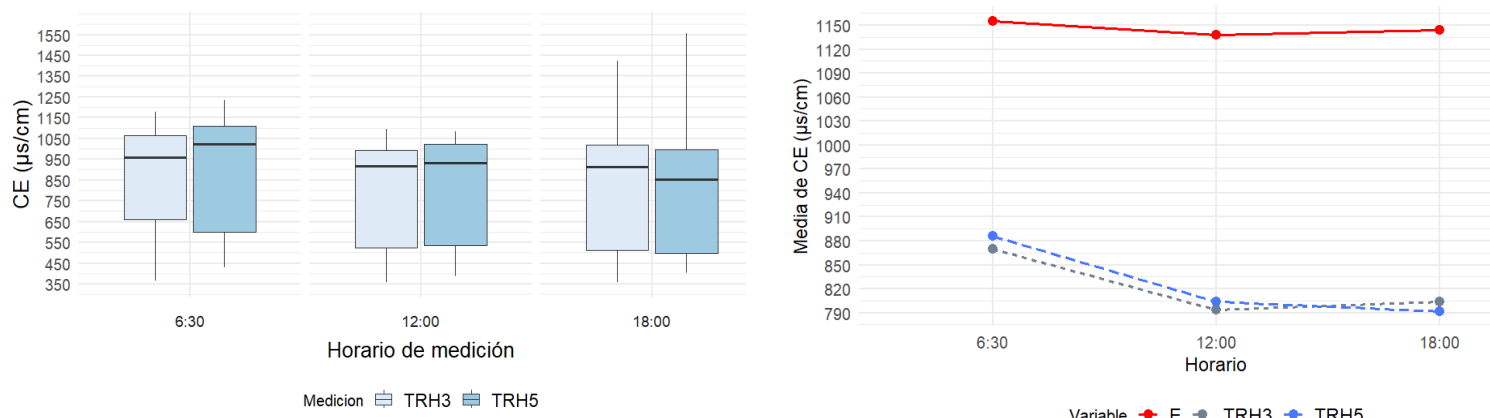


Figura 18. a) Variación de CE en las LATAL a lo largo del día durante la fase experimental;
b) Comportamiento promedio por jornada de CE en las LATAL

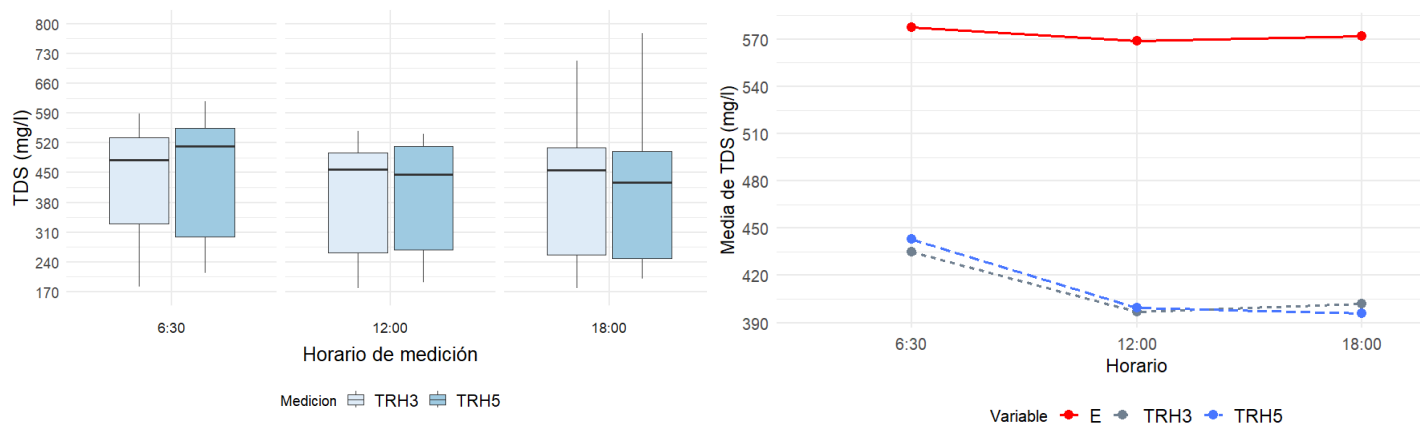


Figura 19. a) Variación de TDS en las LATAL a lo largo del día durante la fase experimental;
b) Comportamiento promedio por jornada de TDS en las LATAL

7.2.1.5 Turbiedad

Según lo observado en la Figura 20a, ambos sistemas presentaron un comportamiento similar respecto a los valores de turbiedad, y como se muestra en la figura 20b, los valores promedio de turbiedad dentro de ambos sistemas de lagunas algales oscilaron entre 27.0 y 32.0 FNU, donde se destaca que los valores fueron mayores en los sistemas LATAL que los registrados en el punto de entrada (afluente).

Este fenómeno, de acuerdo con Correa (2008), se debe principalmente a la presencia de microalgas en las lagunas, las cuales contribuyen a elevar los niveles de turbiedad. Asimismo, el estudio realizado por Fallowfield et al. (2018) respalda esta observación, demostrando que en las dos LATAL utilizadas para el tratamiento de agua residual en comunidades rurales, los valores de turbiedad en las lagunas llegaron a ser el doble que en el punto de entrada debido al crecimiento de la biomasa algal.

Para abordar este problema, podría considerarse la implementación de técnicas de filtración del efluente, con el fin de controlar los valores de turbidez y reducir las interferencias causadas por la biomasa algal.

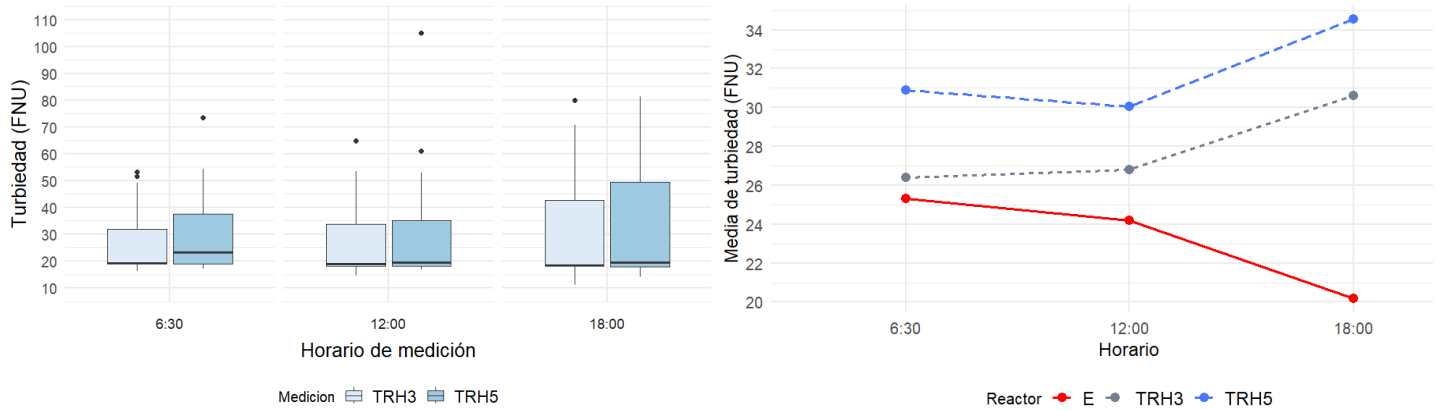


Figura 20. a) Variación de turbiedad en las LATAL a lo largo del día durante la fase experimental; b) Comportamiento promedio por jornada de la turbiedad en las LATAL

7.2.1.6 Temperatura

La temperatura tiene una gran influencia en la actividad enzimática de las células de microalgas, que está estrechamente relacionada con la captura celular de carbono, la conversión y la síntesis de lípidos. Una temperatura baja, generalmente menor a 16 °C, puede ralentizar la actividad de las enzimas y reducir el metabolismo del carbono retrasando el crecimiento algal, sin embargo este impacto es reversible cuando la temperatura vuelve a subir. Por otro lado, las altas temperaturas pueden causar daños irreversibles en las células de las microalgas, causando una reducción en la respiración y/o fotorrespiración, generalmente a temperaturas mayores de 38 °C. Aunque la temperatura óptima para el crecimiento algal es bastante específica de acuerdo a la especie y el medio de cultivo, se ha estimado un rango óptimo entre los 20-27 °C para la mayoría de especies (Wu et al. 2023a; Cerón et al., 2015).

Como se observa en las figuras 21a y 21b, los valores de temperatura fueron estables durante el día, alcanzando valores máximos cercanos a los 35 °C y valores mínimos de 19 °C en las primeras horas de la mañana. De esta manera, se puede mencionar que la temperatura en los sistemas se mantuvo dentro de los rangos óptimos planteados por los diferentes autores para un buen desempeño del sistema de LATAL.

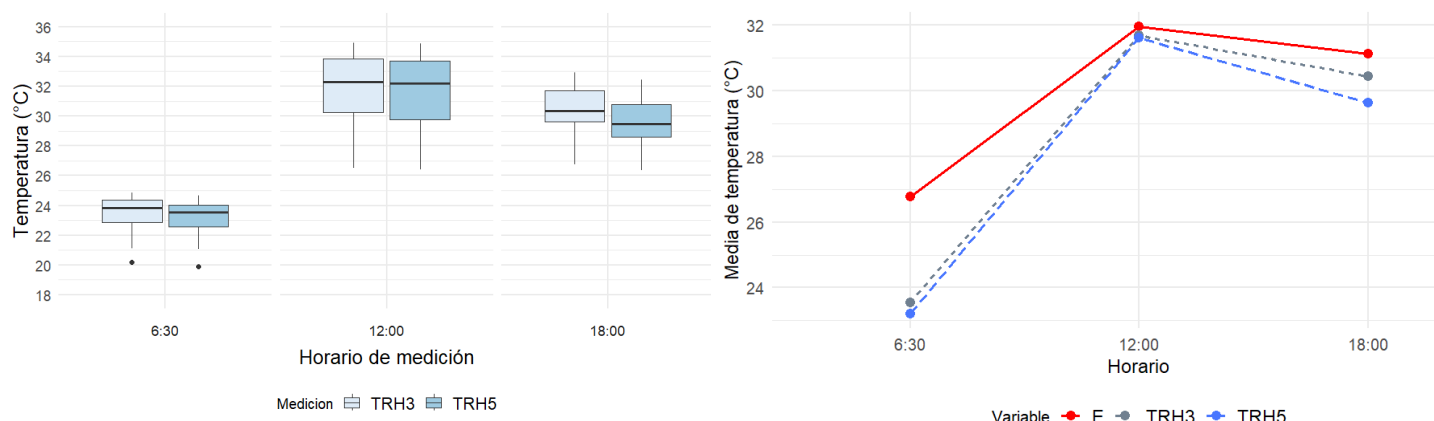


Figura 21. a) Variación de temperatura en las LATAL a lo largo del día durante la fase experimental; b) Comportamiento promedio por jornada de temperatura en las LATAL

7.2.1.7 Luz solar

Las microalgas son microorganismos que requieren de agua, luz y una fuente de carbono orgánica o inorgánica para su crecimiento a través de la fotosíntesis (Maghzian et al., 2024).

La síntesis de la biomasa algal tiene como base las reacciones generadas durante la fotosíntesis las cuales se pueden dividir en las reacciones dependientes de la luz (conjunto de reacciones fotoquímicas y redox) y las reacciones independientes de la luz (conjunto de reacciones enzimáticas para producir biomasa) (Mehrabadi et al., 2015).

Las reacciones dependientes de la luz en el proceso de fotosíntesis pueden dividirse en los siguientes pasos: la penetración de la luz en la suspensión de microalgas, la captura de fotones por la clorofila de las microalgas y la utilización de fotones por los fotosistemas en el cloroplasto (Wu et al. 2023a).

La radiación fotosintéticamente activa se encuentra relacionada con la longitud de onda que llega a la tierra, con un rango óptimo de 400-700 nm. Sin embargo, teniendo en cuenta que aproximadamente el 48% de la energía solar es radiación fotosintéticamente activa (PAR) y que entre el 10 y el 20% de la energía solar se pierde por reflexión en la superficie, sólo entre el 12,8 y el 14,4% de la energía solar puede convertirse teóricamente en biomasa algal (Park et al, 2011a).

Tomando como referencia la ecuación 3, se realizó la estimación de la PPFD y se obtuvieron los valores representados en la figura 22b. En esta se evidencia que la radiación más alta se presentó al mediodía, alcanzando en promedio valores cercanos a los 2400 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\cdot\text{s}$. Los valores de radiación durante este mismo horario, presentaron un coeficiente de variación del 45%, ya que durante el estudio se presentaron días de lluvia o nublados en los cuales la radiación era bastante baja durante todo el día. Así mismo, se presentaron días muy soleados como consecuencia del fenómeno del niño que ocurrió entre los meses de septiembre de 2023 y marzo de 2024 (IDEAM, 2024).

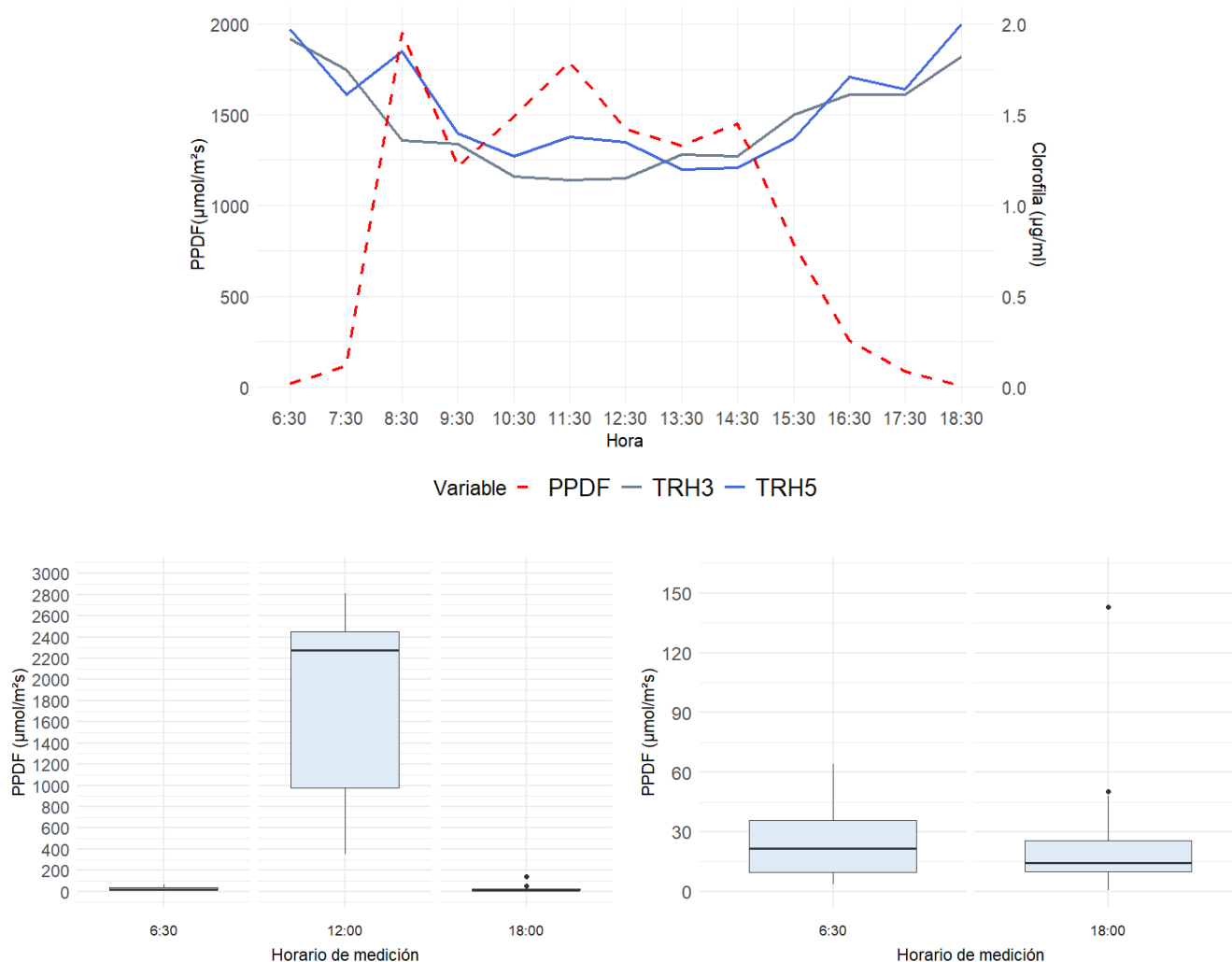


Figura 22. a) Comportamiento horario promedio de PPFD y clorofila a para ambos sistemas LATAL. b) Comportamiento en los valores de PPFD

Los altos valores de PPFD durante el mediodía se relacionan con la disminución de la biomasa algal medida en términos de clorofila a (Figura 22a), ya que en condiciones de alta exposición a la luz, las microalgas reducen el contenido de pigmentos para equilibrar la captación de luz con las necesidades energéticas para el crecimiento y la fijación de carbono (Yeh et al. 2023). Esta reducción en el contenido de pigmentos puede mitigar el riesgo de fotoinhibición, y el aumento de la respiración en las mitocondrias (Jahan et al, 2024).

Adicionalmente, estas altas intensidades de radiación pueden causar daños al sistema receptor fotosintético, lo que provoca la inhibición de la fotosíntesis (Gonçalves et al, 2017), disminuye la productividad de biomasa y por tanto la remoción de compuestos (Mehrabadi et al., 2015).

Como se ha mencionado anteriormente, la radiación solar es crucial en el proceso de crecimiento de las microalgas, por lo que diferentes autores han estudiado la influencia de este parámetro sobre las microalgas estableciendo valores óptimos para su crecimiento en el rango de 26-400 μmol/m²s, según a la especie algal (Wu et al. 2023a). Usualmente, valores

mayores a los 200 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ pueden disminuir la tasa de crecimiento algal, mientras que valores mayores a 1000 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ pueden provocar la destrucción de las células algales (Maghzian et al., 2024).

En la figura 22a se presentan los valores promedio de radiación y clorofila a obtenidos a lo largo del día durante las semanas de medición, en esta se evidencia un comportamiento bastante variable durante las horas de luz en lo que respecta al parámetro de radiación, ya que la luz incidente en el sistema abierto varía de acuerdo a los ciclos día-noche, la trayectoria del sol y la nubosidad, los cuales son parámetros que tienden a presentar comportamientos inestables durante el día (Jahan et al. 2024).

Por otro lado, en el transcurso del día, la clorofila a tiende a disminuir gradualmente hasta alcanzar sus valores mínimos, coincidiendo con los valores máximos de radiación los cuales alcanzan niveles por encima de los 1000 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$, en horas del mediodía. Una vez los niveles de radiación disminuyen, y alcanzan valores cercanos al rango óptimo para los cultivos de microalgas, la clorofila a tiende a alcanzar sus valores máximos.

En el presente estudio, se observó una alta respuesta adaptativa por parte de las microalgas ante los altos valores de radiación solar durante el día, esto puede ser debido a que ambas lagunas estaban compuestas de paletas la cuales a través de la mezcla mecánica favorecen la frecuencia de exposición a la luz de las células, aumentando el clima lumínico cuando la célula lo necesita o disminuyéndolo cuando hay un excedente en la superficie (Maghzian et al., 2024).

En este estudio, se observaron valores de turbiedad más altos en el efluente de la laguna en comparación con el afluente. Este fenómeno puede estar relacionado con la presencia de biomasa dentro de las lagunas. La turbiedad en los sistemas de lagunas algales puede aumentar debido a la proliferación de algas y otros microorganismos, que contribuyen a la densidad y concentración de partículas suspendidas en el agua (California State Water Resources Control Board, 2010). Esto puede influir sobre la atenuación de la luz, por lo que la mezcla en las LATAL mediante las paletas resulta fundamental (Sutherland et al., 2014).

7.2.2 Comportamiento de la materia orgánica

La cantidad de materia orgánica removida por los sistemas de las lagunas algales fue determinada por medio de las variables de DQO y COD. Con el fin de evitar que la biomasa algal interfiriera en la medición de la DQO, la muestra fue filtrada previamente al análisis correspondiente.

En la tabla 9 y 10 se presentan la concentración media a la entrada y salida de los sistemas, los valores máximos y mínimos alcanzados en cada uno de los puntos de medición y el porcentaje de disminución para las variables DQO y COD a lo largo del periodo de experimentación para cada TRH evaluado respectivamente.

Tabla 9. Valores mínimos, máximos y promedio de DQO y COD

Parámetro	Entrada		Salida LATAL TRH3		Salida LATAL TRH5	
	Min/Máx	Media $\pm$ s.d	Min/Máx	Media $\pm$ s.d	Min/Máx	Media $\pm$ s.d
DQO (mg/l)	179.75 / 279.25	215.3 $\pm$ 34.9	19.75 / 53	39.05 $\pm$ 11.1	27.21 / 87.25	49.64 $\pm$ 26.08
COD (mg/l)	56.46 / 85.23	67.24 $\pm$ 10.5	19.02 / 29.54	25.58 $\pm$ 3.5	21.1 / 47.43	26.22 $\pm$ 8.74

Tabla 10. Porcentajes de eliminación de DQO y COD

%Eliminación DQO			%Eliminación COD		
Semana	LATAL TRH3	LATAL TRH5	Semana	LATAL TRH3	LATAL TRH5
1	82.82	81.58	1	63.71	61.49
2	83.08	72.34	2	74.59	71.81
3	86.55	88.63	3	68.56	70.12
4	79.16	59.37	4	66.86	37.90
5	89.0	NA	5	52.55	61.48
6	NA	NA	6	56.72	61.38
7	74.88	80.28	7	53.63	58.87
8	76.97	84.93	8	51.58	64.61

7.2.2.1 Demanda Química de Oxígeno y Carbono Orgánico Disuelto

La Demanda Química de Oxígeno (DQO), es un parámetro de gran importancia en los análisis de calidad de agua, pues es una medida indirecta de la cantidad de materia orgánica e inorgánica disuelta disponible para ser degradada y/o transformada por los microorganismos en una muestra, lo cual permite conocer el grado de contaminación de la misma. El COD, también es un parámetro fundamental, y un indicador clave de la cantidad de materia orgánica presente en el agua, que incluye aquella materia que contiene carbono y que puede ser degradada por organismos biológicos (HANNA instruments, s.f; Instituto del agua, 2024).

Las LATAL han sido objeto de numerosos estudios para el tratamiento de agua residual, especialmente para tratar efluentes que ya han pasado por un tratamiento previo, debido a su capacidad para asimilar cantidades significativas de nutrientes orgánicos e inorgánicos disueltos (Cerón et al., 2015). En diversos estudios se ha evaluado la eficiencia de eliminación de parámetros como la DQO y el COD en agua residual tratada con lagunas algales de alta tasa, Aguirre et al (2011), trataron el efluente de agua residual proveniente de criaderos de cerdos, obteniendo porcentajes de eliminación de DQO mayores al 90%. El Hamouri (2009), realizó el tratamiento de agua residual urbana en Rabat, Marruecos, con

resultados que mostraron una alta eficiencia en la eliminación de DQO, alcanzando valores de hasta el 80%. Por otro lado, Posadas et al. (2015), evaluaron una laguna algal de alta tasa para el tratamiento de agua residual doméstica y agua residual proveniente de piscicultura, logrando porcentajes de eliminación de COD de hasta el 96%. Este tipo de investigaciones resaltan la efectividad de las lagunas algales en la remoción de contaminantes orgánicos en diferentes tipos de efluentes.

En la figura 23a y la figura 24a, se muestra el comportamiento de la DQO y el COD respectivamente, en la entrada y salida de los sistemas durante el periodo experimental, donde se evidencia una disminución considerable, ya que la concentración tanto de DQO como de COD, fue menor en la salida de las lagunas algales, obteniendo porcentajes de remoción superiores a 59.0% para DQO y al 37.9% para COD.

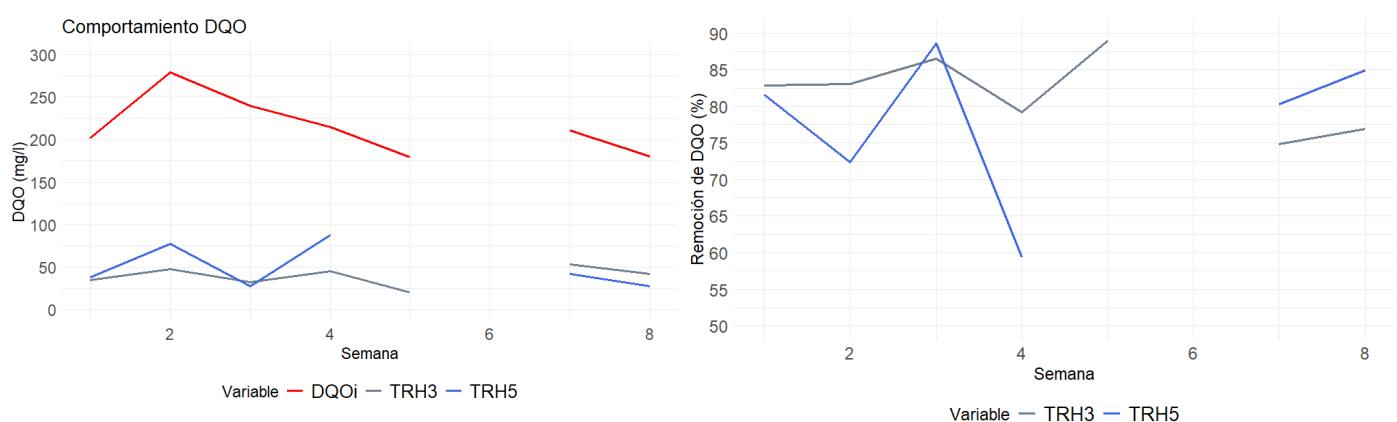


Figura 23. a) Comportamiento de la concentración de DQO en cada punto de monitoreo para cada sistema durante el periodo experimental; b) Eficiencias de remoción de DQO para cada sistema durante el periodo experimental

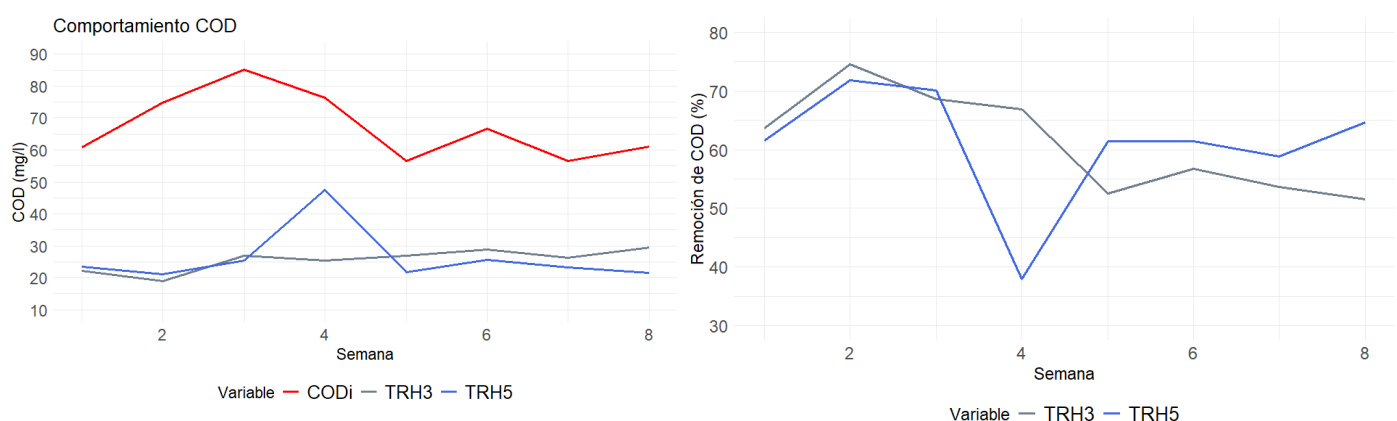


Figura 24. a) Comportamiento de la concentración de COD en cada punto de monitoreo para cada sistema durante el periodo experimental; b) Eficiencias de remoción de COD para cada sistema durante el periodo experimental

Estas eficiencias de remoción se relacionan con las posibles interacciones ecológicas entre las microalgas y las bacterias presentes en el medio. Este consorcio ha demostrado una gran habilidad para remover compuestos orgánicos y recuperar nutrientes (Aparicio, 2021). Las microalgas emplean entre el 25% y el 50% del carbono producido en la respiración bacteriana (Dow, 2021). Las bacterias aerobias oxidan y degradan la materia orgánica, lo que da lugar a la liberación de nitrógeno amoniacal, fosfato y compuestos carbonatados, que posteriormente es usado por las microalgas para el proceso de fotosíntesis y síntesis de material celular. Además, las bacterias emplean el oxígeno producido por las microalgas para llevar a cabo su respiración (Phyu et al. 2024).

En la Figura 23b se puede observar el comportamiento de la remoción de DQO en las lagunas con tiempos de retención hidráulica (TRH) de tres y cinco días. Hasta la segunda semana, la laguna con un TRH de tres días presentó un mayor porcentaje de remoción en comparación con la laguna de cinco días. Sin embargo, esta tendencia se invirtió en la tercera semana, donde la laguna con un TRH de cinco días superó en eficiencia a la de tres días.

En la cuarta semana, la laguna con un TRH de cinco días experimentó un mínimo atípico en la eficiencia de remoción. Este fenómeno podría estar relacionado con la alta presencia de biomasa algal en la muestra recolectada y analizada. A pesar de que la muestra fue filtrada, la concentración de biomasa algal podría haber sido suficientemente alta como para interferir con los resultados de las pruebas. Este tipo de interferencia ha sido documentado en estudios previos, como el de Viveros-Ruiz (2018), quien encontró resultados de Demanda Química de Oxígeno (DQO) incluso más altos que en las muestras iniciales debido a la presencia de biomasa algal.

A partir de la cuarta semana, surgieron problemas con los reactivos utilizados en los análisis, lo que imposibilitó la medición de DQO en las muestras. Esta situación impidió realizar una comparación directa entre las lagunas durante las semanas 5 y 6. En ese momento, se pudo observar nuevamente una tendencia hacia una mayor remoción de contaminantes en la laguna con un TRH de cinco días.

Estos resultados sugieren que, aunque una laguna con un TRH más corto puede inicialmente mostrar una mayor eficiencia de remoción, factores como la acumulación de biomasa algal y problemas técnicos en los análisis pueden influir significativamente en los resultados a largo plazo.

En cuanto a la remoción de COD, como se muestra en la figura 24b, este siguió un patrón similar al de la DQO. Durante las dos primeras semanas, la laguna con TRH de tres días presentó una mayor remoción. Sin embargo, a partir de la semana 3, y considerando la interferencia de la biomasa en la semana 4 que causó una caída atípica en la remoción de COD en la laguna con TRH de cinco días, esta última mostró una mayor remoción en las muestras analizadas.

En relación al comportamiento de la remoción de DQO y COD durante las primeras dos semanas, se observó que la laguna algal de alta tasa (LATAL) con un tiempo de retención hidráulica (TRH) de tres días mostró una mayor eficiencia en la remoción. Este hallazgo es consistente con estudios previos que han demostrado que las lagunas con menores TRH tienden a tener una mayor eficiencia en la remoción de DQO y COD.

Por otro lado, la menor eficiencia de remoción de DQO y COD en la LATAL con un TRH de cinco días durante las primeras semanas podría asociarse a una posible falta de suficiente carbono orgánico utilizable. Los cultivos de microalgas mixotróficos tienen la capacidad de cambiar su metabolismo entre autótrofo y heterótrofo dependiendo de la disponibilidad de fuentes de carbono y nutrientes en el entorno, por lo que la falta de carbono orgánico puede llevar a un cambio hacia un crecimiento mayormente autótrofo, en el cual las microalgas dependen más de la fotosíntesis y menos de la materia orgánica disuelta en el agua, lo que resulta en una mayor presencia de compuestos orgánicos no degradados y, por lo tanto, una menor eficiencia de remoción.

Adicionalmente, se ha demostrado que las algas liberan pequeñas moléculas orgánicas como el ácido glicólico, especialmente durante la fase estacionaria del crecimiento autótrofo, lo cual puede causar una mayor presencia de compuestos orgánicos (Wang et al. 2014; Kim et al., 2014; Xiong et al. 2017).

En las semanas posteriores se observó una tendencia donde la mayor remoción de DQO y COD fue por parte de la LATAL con mayor TRH (cinco días). Esto concuerda con estudios previos que han evaluado la influencia del TRH en la remoción de contaminantes, como el de Ruas et al. (2020), que determinaron a partir de dos lagunas con TRH de cinco y siete días, que las eficiencias de eliminación de DQO y COD fueron mayores en la laguna de siete días, ya que a un mayor TRH, hay una mayor actividad bacteriana y una mayor eliminación de carbono, por lo que un TRH más largo permite una mayor interacción entre el agua y los microorganismos, favoreciendo una mayor degradación de la materia orgánica. Alemu et al, (2018) también encontraron por medio de operar una LATAL bajo diferentes TRH (2, 4, 6 y 8 días) que los mayores porcentajes de remoción de DQO se dieron con mayores TRH, en este caso, el de seis días.

Sin embargo, es importante considerar que existe un punto óptimo de TRH. Estudios como los de Alemu et al (2018), también demostraron que el operar bajo un TRH de ocho días, dio lugar a un decaimiento de la eficiencia de remoción de la DQO, asimismo, Kim et al. (2014) y He et al. (2013), han demostrado que TRH excesivamente largos, generalmente mayores a siete días, pueden llevar a una disminución en la eficiencia de remoción de DQO y COD debido al agotamiento del carbono inorgánico. Por lo tanto, si bien un incremento en el TRH puede relacionarse con una mayor eficiencia de remoción de DQO y COD, es importante encontrar un equilibrio para evitar una disminución en la eficiencia del tratamiento.

7.2.3 Comportamiento de la biomasa algal

En el desarrollo del presente trabajo se ha evidenciado la influencia de los diferentes parámetros de control sobre el funcionamiento de las lagunas algales de alta tasa y se ha relacionado con la actividad algal la cual se ha medido a través de la clorofila a, el cual es uno de los compuestos bioactivos derivados de la biomasa. Este pigmento permite a las microalgas realizar la conversión de la luz en energía química a través del proceso de fotosíntesis (Talapatra et al. 2023), por lo que la concentración de clorofila a es un indicador de la tasa de crecimiento de las microalgas y una disminución en el contenido de este pigmento puede evidenciar niveles de estrés experimentados por las microalgas. Asimismo, el contenido de clorofila a de las microalgas puede variar de acuerdo a los niveles de pH, intensidad de la luz y temperatura del medio (Shanmuganathan et al., 2023).

En la figura 25 se muestra el comportamiento de la biomasa algal durante el periodo de experimentación por cada horario de medición. La proporción de biomasa algal en la LATAL fue estimada a partir de la concentración de clorofila a utilizando la ecuación 2.

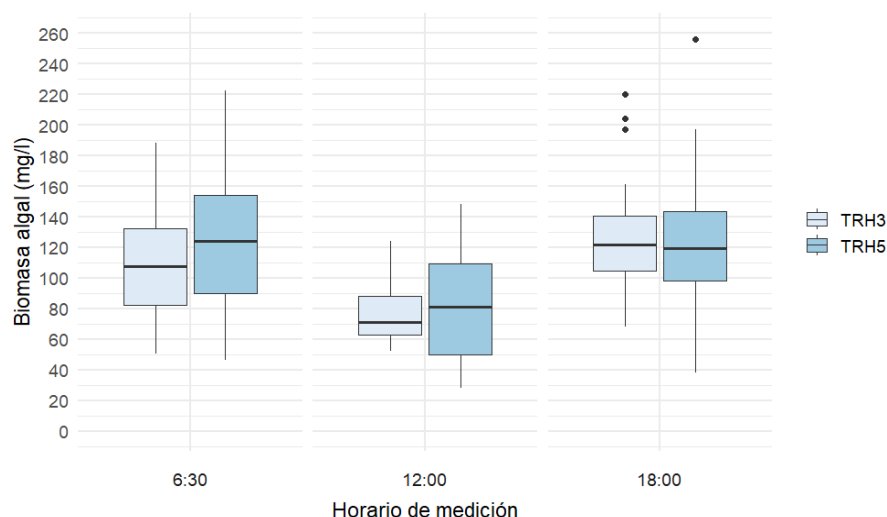


Figura 25. Comportamiento horario de la biomasa algal en el periodo de experimentación

En el presente estudio se mantuvieron condiciones mixotróficas donde se proporcionó luz solar como fuente de energía para la realización de la fotosíntesis y una fuente orgánica de carbono proveniente del efluente de la PTAR-C. Diferentes estudios han determinado que la cepa de *P. Kessleri* la cual fue inicialmente inoculada, presenta la capacidad de crecer en los tres diferentes métodos de cultivo (fotoautotrófico, heterotrófico, mixotrófico). Como se mencionó anteriormente la luz también es un factor importante que afecta diferentes características de las algas como tasa fotosintética, productividad, composición de las células, la ruta metabólica y el contenido de pigmentos. Por lo tanto, las variaciones entre los valores de Clorofila a entre las LATAL, puede deberse a la predominancia de alguno de los tipos de crecimiento ya sea heterotrófico o fotoautótrofo.

Un estudio realizado por Kasiri et al. (2015), demostró que al aumentar la intensidad de la luz disminuía la actividad respiratoria y aumentaba la tasa fotosintética al cultivarla en un agua procedente del proceso de arenas petrolíferas. Así mismo, Deng et al. (2019), comprobó que en un cultivo mixotrófico de la especie *P. Kessleri* a una intensidad luminosa mayor a $120\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{-s}$ el modo de crecimiento algal predominante fue fotoautotrófico. Por otra parte, diferentes estudios determinaron que la adición de fuentes de carbono orgánico puede generar una disminución en la producción de pigmentos fotosintéticos, sin embargo, este proceso de inhibición por fuente de carbono se reduce a medida que esta es consumida por la célula, lo cual justifica que no se pierda completamente el color verde característico (Latorre Hernández, 2020).

Esto a su vez se relaciona con la proporción de las especies de algas que se puede presentar entre lagunas, ya que diversos estudios han demostrado que el tipo de algas varía en función del tiempo y de los cambios que se puedan presentar en la composición del agua o en las condiciones climáticas (Takabe et al. 2016). Un estudio realizado por Takabe et al. (2016) demuestra que en agua residual con concentraciones bajas de hierro se presentaba una predominancia de la especie *Cyanophyceae*, mientras que a lo largo de los días de estudio y de acuerdo a la variación de diferentes factores como luz, compuestos, temperatura o tiempo de retención se presentaba variabilidad en la predominancia de especies como *Bacillariophyceae* y *Scenedesmaceae*. En un estudio realizado por Madera et al. (2019), en el cual se utilizó agua proveniente de la PTAR-C para ser tratada por medio de un sistema algal, se identificaron 20 morfoespecies de microalgas pertenecientes a seis filos, ocho clases y once familias.

7.2.4 Eliminación de compuestos analgésicos antiinflamatorios no esteroideos

Se midieron siete compuestos farmacéuticos pertenecientes al grupo de los analgésicos, antipiréticos, antiinflamatorios, antirreumáticos y no esteroideos (AINES) correspondientes a diclofenaco, fenoprofeno, ibuprofeno, indometacina, ketoprofeno, naproxeno y paracetamol en tres puntos de muestreo, correspondientes a la entrada o afluente del sistema (efluente proveniente de la PTAR-C) y la salida de dos lagunas algales de alta tasa (LATAL) con TRH de 3 y 5 días. De estos siete compuestos medidos, tres (fenoprofeno, indometacina y paracetamol) presentaron concentraciones por debajo del límite de cuantificación (0.05 µg/l en la entrada y 0.02 µg/l en la salida de las LATAL).

Por otro lado, los compuestos que sí presentaron valores superiores al límite de cuantificación, corresponden al diclofenaco, ibuprofeno, ketoprofeno y naproxeno. Estos se muestran en la tabla 11, con sus respectivas concentraciones medias en cada punto de muestreo, así como sus eficiencias de remoción mínimas, máximas y medias en cada LATAL.

El ibuprofeno y el diclofenaco fueron los compuestos que alcanzaron las eficiencias más altas en ambas LATAL, seguido por el ketoprofeno y el naproxeno.

Tabla 11. Concentración media y eficiencias de eliminación de compuestos de interés

Compuesto	Concentración media (µg/l)			Eficiencia de remoción TRH 3 (%)			Eficiencia de remoción TRH 5 (%)		
	Entrada	Salida TRH3	Salida TRH5	Min	Máx	Media ± s.d	Min	Máx	Media ± s.d
Diclofenaco	1.22	0.37	0.32	-10.0	93.08	53.13 ± 31	32.5	91.03	59.23 ± 21
Ibuprofeno	4.64	0.37	0.38	-1780.0	>99.60*	97.57 ± 4.0	-680.0	>99.66*	92.59 ± 10
Ketoprofeno	0.13	0.037	0.029	52.0	>85.71*	73.60 ± 12	68.0	>88.24*	78.44 ± 7
Naproxeno	12.6	5.39	4.68	-2.0	75.63	52.02 ± 25	-2.0	84.62	57.97 ± 27

*Compuestos que presentaron concentraciones a la salida por debajo del límite de cuantificación, para los cuales el cálculo de la eficiencia se realizó teniendo una concentración mínima de salida de 0.02 µg/l.

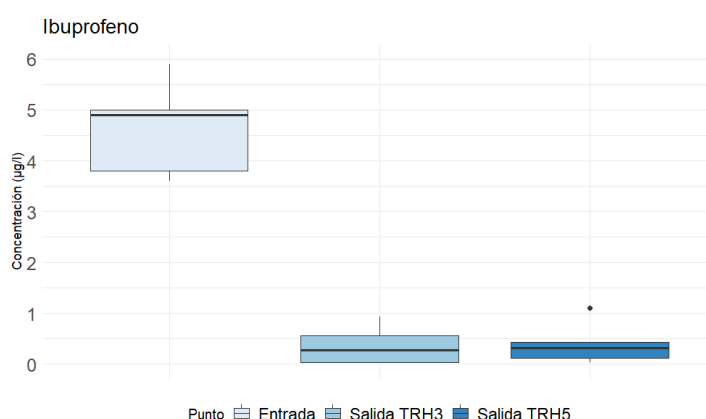
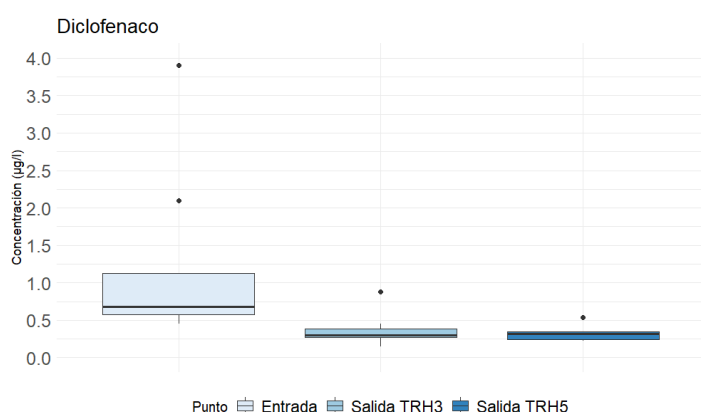
En un estudio realizado por Jimenez-Bambague et al. (2023), se reportan las concentraciones de fármacos en el agua residual de la PTAR-C, en el cual se evidencia el aumento post COVID19 de la concentración de algunos AINES. Esto se relaciona con el consumo de este tipo de compuestos para tratar los síntomas causados por esta infección respiratoria.

Al comparar los datos obtenidos en el presente estudio en el año 2024 y los reportados por Jimenez-Bambague et al. (2023), para el año 2022, se puede observar que no hay una variación notable entre los valores promedio de los AINES analizados. Esta ausencia de

variación entre los datos podría atribuirse a que se ha presentado un aumento de casos sostenido desde finales del año pasado (2023) hasta los primeros meses del 2024 con más de 75 casos de Enfermedad Respiratoria Aguda (IRA) en la ciudad de Cali, por lo que este sigue reflejando un patrón de consumo constante de estos medicamentos, vinculado a la necesidad de controlar los síntomas de IRA en la población afectada (Alcaldía Santiago de Cali, 2024).

En la figura 26, se presentan los diagramas de cajas y alambres que permiten comparar la concentración de los compuestos farmacéuticos analizados en la entrada y salidas del sistema. En estos es posible ver que para los cuatro compuestos se presentó una concentración menor en la salida comparado con la entrada, por lo cual sí hubo una notoria remoción de estos por parte de las LATAL.

En el desarrollo del presente estudio, algunos compuestos fueron detectados en los puntos de medición de las salidas pero no en la entrada, o se presentó un incremento en el valor de las concentraciones en las salidas a comparación de la concentración inicial (diclofenaco, ibuprofeno y naproxeno) lo cual hizo que se presentaran algunas eficiencias de remoción negativas. Lo anterior, ha sido reportado y atribuido a una posible desorción de los lodos y/o a la escisión de conjugados farmacéuticos durante el tratamiento de agua residual, ya que la mayoría de los fármacos orales presentes en el agua residual pueden excretarse del cuerpo humano a través de la orina y las heces como una mezcla de compuestos originales inalterados y conjugados de ácido glucurónico, los cuales podrían sufrir escisión enzimática para formar sus compuestos originales a lo largo de los procesos de tratamiento biológico, lo que daría como resultado mayores concentraciones en los efluentes tratados (Villar-Navarro et al., 2018; Han Tran et al., 2018).



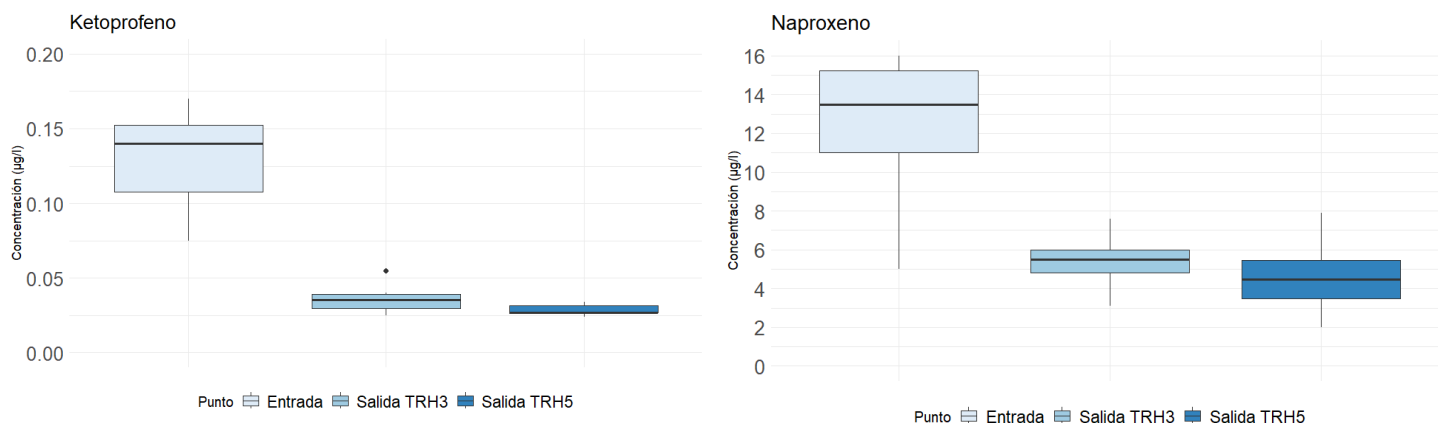


Figura 26. Comportamiento de la concentración de a) Diclofenaco; b) Ibuprofeno; c) Ketoprofeno; d) Naproxeno

Respecto a las eficiencias de remoción obtenidas en el presente estudio, estas fueron similares a las reportadas por otros autores en estudios previos como se describen en la tabla 2 y la tabla 3.

Matamoros et al. (2015) en su investigación acerca de la eliminación de CF por medio de una laguna algal de alta tasa a escala piloto, reportaron eficiencias de remoción entre 86% y 99% para el ibuprofeno, entre 50% y 95% para el ketoprofeno, entre 48% y 89% para el naproxeno y entre 21% y 92% para el diclofenaco.

De Wilt et al. (2016), analizaron la eliminación de algunos CF por medio de reactores batch alimentados por dos fuentes separadas de agua residual a escala piloto, reportaron eficiencias de remoción entre 40% y 60% para el diclofenaco y de hasta 99% para el ibuprofeno.

Hom-Diaz et al. (2017), realizaron un análisis sobre el efecto del tiempo de retención hidráulico en la eliminación de AINES a través de un fotobiorreactor de microalgas a escala piloto, obteniendo eficiencias de hasta 68% en ibuprofeno y 69% en naproxeno. Asimismo, Villar-Navarro et al. (2018), reportaron eficiencias medias de remoción entre 89.4% y 99.8% para el ibuprofeno y 55% para el diclofenaco.

Jimenez-Bambague et al. (2020), realizaron la evaluación de una LATAL a escala piloto para el tratamiento del efluente de la PTAR-C, donde reportaron eficiencias de remoción entre 42% y 89.36% para el diclofenaco, entre 17% y 98.57% para el ibuprofeno, >58% para el ketoprofeno y, 15% y 83.12% para el naproxeno.

En un estudio realizado por Vassalle et al. (2020), en el cual evaluaron un acople de UASB y una LATAL, se lograron obtener eficiencias de remoción de 65% para el ibuprofeno, de 71% para el naproxeno y de 65% para el diclofenaco.

Finalmente, Mezzanote et al. (2022), evaluaron una laguna algal de alta tasa, la cual trató agua proveniente de una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR). El sistema con un

TRH de 10 días y la población de microalgas estaba constituida principalmente por *Chlorella* spp. En este proceso, se obtuvieron remociones del 98% para el diclofenaco y hasta el 84% para el ketoprofeno.

Con lo anterior se puede evidenciar las similitudes entre las eficiencias reportadas por otros autores con las obtenidas en el presente estudio con ligeras diferencias asociadas a las condiciones de operación de los sistemas, pues este trabajo, se hizo con agua residual real sin ningún tipo de acondicionante, luego de la salida de la PTAR-C. También es posible realizar una comparación entre las LATAL y otros sistemas de tratamiento tales como el de lodos activados, que ha presentado eficiencias de remoción total de CF entre 59% y 84%, lagunas de estabilización que han mostrado eficiencias de remoción aproximadas de 33% para naproxeno y 56% para ibuprofeno, y finalmente los humedales construidos que han alcanzado eficiencias hasta del 90% para ibuprofeno, naproxeno y galaxolide (Matamoros et al., 2015). Lo anterior permite demostrar que las LATAL evaluadas tuvieron un buen desempeño en comparación con otros sistemas de tratamiento y que son una alternativa viable para la remoción de compuestos farmacéuticos.

7.2.4.1 Diclofenaco

El diclofenaco es un fármaco con doble condición de venta (Solano & Garavito, 2013), el cual es comúnmente usado para tratar dolor e inflamación. Diversos estudios de ocurrencia de compuestos farmacéuticos, han demostrado la presencia de diclofenaco en agua residual y superficial en diversos países (Villar - Navarro et al., 2018).

Adicionalmente, diferentes autores afirman que las plantas de tratamiento convencional no remueven de forma eficiente los compuestos farmacéuticos del agua, y en el caso del diclofenaco, solo se alcanza entre el 10-45% de eliminación y específicamente, en la PTAR-C se han reportado remociones de este compuesto que varían entre el 8% y el 17.65% (Carballa et al., 2004; Radjenović et al. 2009; Jiménez-Bambague et al. 2020).

Como se muestra en la figura 27, este compuesto tuvo concentraciones entre 0.45 y 3.9 µg/l en la entrada, para la salida de la LATAL con TRH de tres días (TRH3) presentó valores entre 0.15 y 0.88 µg/l, y para la salida de la LATAL con TRH de cinco días (TRH5) presentó valores entre 0.22 y 0.54 µg/l. Se puede apreciar que para la semana uno hubo un ligero aumento en la concentración de la salida de la LATAL de TRH3, que en términos de eficiencia de remoción representa un aumento de 10.0%, sin embargo, esto puede estar asociado a la incertidumbre del laboratorio TWZ que puede ser de hasta 30.0%. Por otra parte, lo anterior también puede relacionarse con una posible escisión enzimática, ya que diversos estudios han reportado concentraciones más altas de diclofenaco en el efluente de algunas PTAR en comparación con las del afluente, donde se ha observado la coexistencia de diclofenaco y su glucurónido (ácil glucurónidos de diclofenaco), por lo cual la presencia de diclofenaco en el efluente de los sistemas es el resultado de la desconjugación de los ácil glucurónidos de diclofenaco, para formar diclofenaco durante los procesos de tratamiento biológico de agua residual (Han Tran et al., 2018).

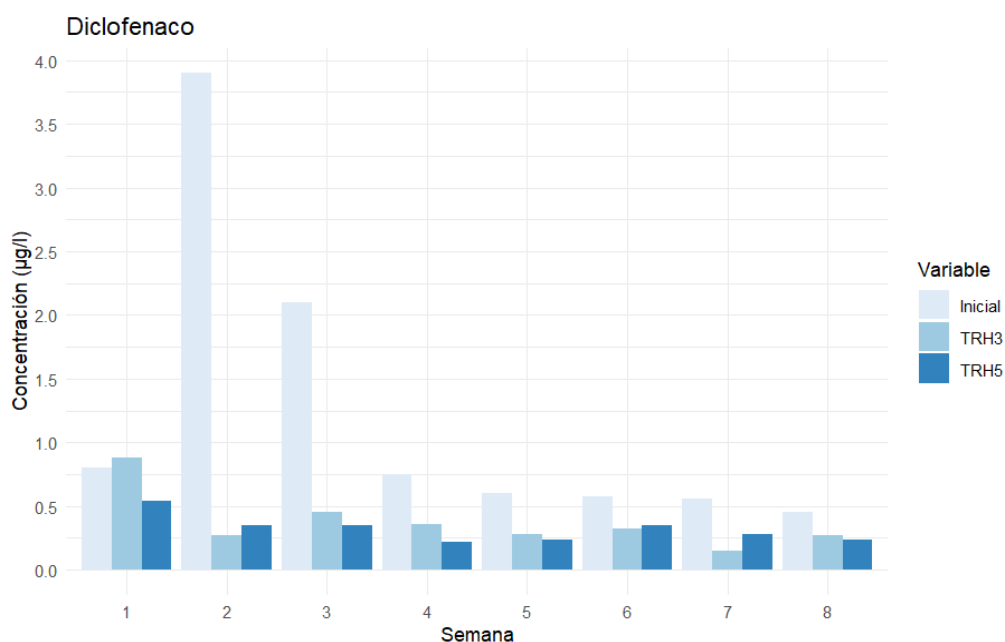


Figura 27. Concentraciones iniciales y finales de diclofenaco a lo largo de las semanas de medición

Para este compuesto se puede ver en la figura 27, que las concentraciones iniciales generalmente son menores a 1.0 µg/l, sin embargo hay un comportamiento atípico en la semana dos y tres tal y como se muestra en la figura 27a, pues este valor asciende a 3.9 y 2.1 µg/l respectivamente.

Durante las semanas evaluadas, el diclofenaco presentó una eficiencia de remoción media de 53.13% y 59.23% para la LATAL con TRH de 3 y 5 días respectivamente, tal y como se muestra en la tabla 11, con máximos de hasta 93.08%. A lo largo de las semanas de medición se presentaron variaciones respecto a los porcentajes de remoción de las lagunas, donde para las semanas 2, 6 y 7 la laguna con TRH de 3 días alcanzó valores mayores, mientras que en las semanas 1, 3, 4, 5 y 8 fue la laguna con TRH de 5 días la que presentó una mejor remoción. Estas diferencias se pueden presentar debido a la variabilidad de la calidad y condiciones del afluente, considerando que proviene de una planta de tratamiento de agua residual, la cual es utilizada directamente sin ningún proceso de estabilización.

En la figura 27, se puede observar que las diferencias entre las concentraciones en la salida de ambas LATAL no son significativas. Esto podría estar relacionado con lo reportado por Matamoras et al. (2015), quien al evaluar dos LATAL con TRH de 4 y 8 días, encontró que la influencia del TRH solo se evidenciaba de manera notable durante la estación fría. Esta similitud en las tasas de remoción sugiere que, bajo ciertas condiciones climáticas, el TRH podría no ser un factor determinante en la eficiencia del proceso.

En un sistema como una laguna algal de alta tasa, los principales mecanismos de eliminación de compuestos farmacéuticos son la sorción (bioadsorción y bioabsorción), bioacumulación y biodegradación por acción de las microalgas y bacterias presentes en el mismo, además de la

fotodegradación debido a las condiciones externas (Matamoros et al., 2015; Xiong et al. 2017).

De acuerdo con el estudio realizado por Jiménez et al (2021), donde se evaluó la capacidad de *P. kessleri* en la remoción de ibuprofeno y diclofenaco, se sugiere que este último, por acción de las microalgas, tiende principalmente a ser bioacumulado y/o bioadsorbido debido a su hidrofobicidad (log Kow 4.51) y su naturaleza ligeramente ácida (pKa 4.15), las cuales son características que facilitan que el compuesto atraviese las membranas celulares y en consecuencia, este sea absorbido en la matriz orgánica. Por lo anterior, existe una posible relación entre la naturaleza hidrofóbica del compuesto y la concentración de biomasa, ya que un aumento en la concentración de células de algas en el medio proporciona más sitios activos para el diclofenaco, que en presencia de iones como en Na^+ puede contribuir a aumentar la eficiencia de la adsorción del mismo (Hifney et al., 2021).

Por otro lado, también es posible encontrar factores no relacionados con la acción de las microalgas en la eliminación de diclofenaco, ya que se ha demostrado que la principal vía de degradación de este compuesto en el medio ambiente es mediante fotólisis, lo que indica que durante el tratamiento con microalgas la luz desempeña un papel clave en su eliminación (Villar-Navarro et al., 2018). De acuerdo con Matamoros et al. (2015), este compuesto puede ser catalogado como fotodegradable, lo cual está alineado con el estudio realizado por De Wilt et al. (2016) y Mojiri et al. (2022), en los cuales se reportó que la eliminación de diclofenaco, se dio principalmente por medio de fototransformación, resaltando la acción de la fotólisis directa.

Otro factor que debe ser considerado en la eliminación de diclofenaco es la posible presencia de exudados orgánicos, que corresponden a sustancias poliméricas de alto peso molecular secretados por las microalgas o microorganismos, los cuales degradan extracelularmente contaminantes farmacéuticos (Unnithan et al. 2014; Matamoros et al., 2016).

Para este estudio, es viable considerar que los posibles mecanismos asociados a la eliminación de diclofenaco son la bioacumulación y/o bioadsorción dadas las condiciones de altas concentraciones de biomasa algal. Esto se evidencia en las concentraciones de clorofila a, las cuales en promedio superaron los 1.5 $\mu\text{g/l}$, a diferencia de lo observado en el estudio de Madera et al. (2019), donde se obtuvo una concentración máxima de 1.1 $\mu\text{g/l}$. Seguido de la sorción, se debe tener en cuenta la fotodegradación, influenciada por los elevados niveles de radiación solar durante el periodo de estudio donde se alcanzaron valores mayores a los 1000 $\mu\text{mol/m}^2\text{s}$ en horas del mediodía. Es importante considerar que el oxígeno disuelto puede actuar como un inhibidor de la fotólisis directa según lo mencionado por Jiménez et al. (2021), pero favorece la fotólisis indirecta, debido a su capacidad para absorber la radiación UV y formar especies reactivas de oxígeno que pueden participar en reacciones secundarias, tal y como se ha evidenciado en estudios anteriores como el de Vázquez-Rodríguez (2018) donde se evaluó la capacidad de eliminación de diclofenaco por medio de tratamiento con luz UV.

Finalmente, se descarta la biodegradación como un mecanismo directo de eliminación de diclofenaco, ya que en sistemas de tratamiento de agua residual este tiende a ser insignificante (De Wilt et al, 2016).

7.2.4.2 Ibuprofeno

De los fármacos evaluados, el ibuprofeno es el segundo compuesto con concentraciones más altas, encontrado en el efluente de la PTAR-C. Este fármaco es empleado para tratar dolor causado por diferentes afecciones como artritis, dolor de cabeza o dolores musculares (Garrard, 2014). Además, es el tercer fármaco más consumido a nivel mundial (Chopra & Kumar, 2020). Después de administrar el ibuprofeno vía oral, este es excretado a través de la orina en forma inalterada, carboxilo e hidroxilo que representan el 0%-15%, 8%-30% y 28%-50%, respectivamente (Wu et al. 2023b).

En la figura 28 se observan las concentraciones halladas en el efluente de la PTAR-C con valores entre 3.6-5.9 $\mu\text{g/l}$ y las concentraciones del efluente de cada laguna después de su tratamiento las cuales variaron entre el LC y 0.56 $\mu\text{g/l}$, el LC y 1.1 $\mu\text{g/l}$ para los TRH de 3 y 5 días respectivamente. Adicionalmente en algunas de las semanas se reportaron valores por debajo del límite de cuantificación (LC) a la salida de las lagunas, razón por la cual no es preciso determinar si se realizó una remoción completa del medicamento o si el compuesto sigue presente con concentraciones menores a los 0.02 $\mu\text{g/l}$.

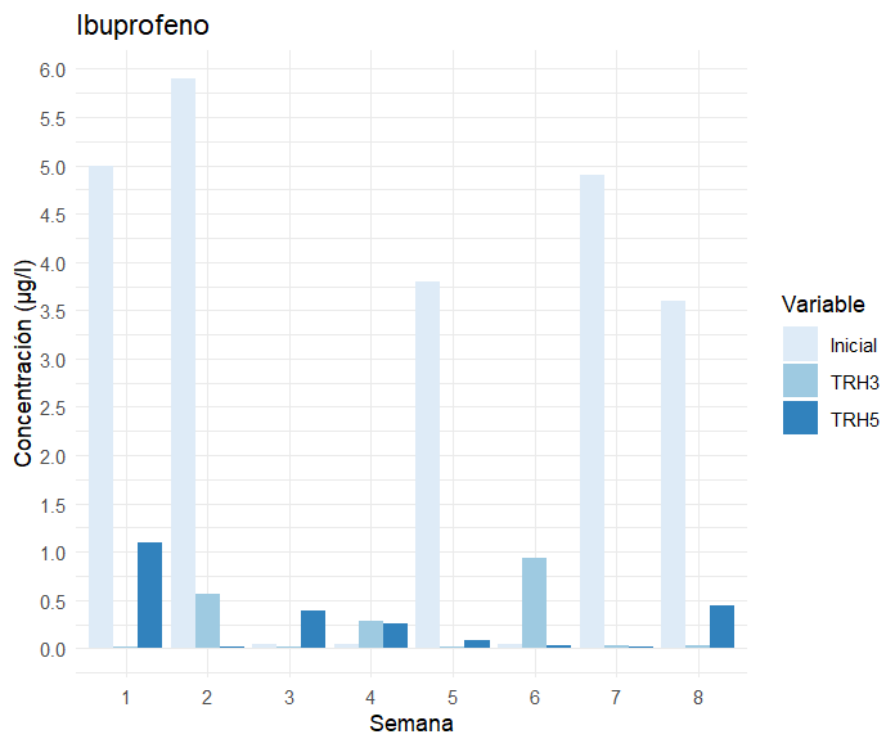


Figura 28. Concentraciones iniciales y finales de ibuprofeno a lo largo de las semanas de medición

Para las semanas evaluadas, se presentaron eficiencias de remoción favorables con valores superiores al 75% para ambas lagunas. A lo largo de las semanas de medición se presentaron variaciones respecto a los porcentajes de remoción de las lagunas, donde para las semanas 1,5,8 la laguna con TRH de 3 días alcanzó valores mayores, mientras que en las semanas 2 y 7 fue la laguna con TRH de 5 días presentó una mejor remoción.

El Ibuprofeno es un medicamento moderadamente hidrófobo con un coeficiente de reparto n-octanol-agua LogKow de 3.97, lo que a su vez indica un potencial de sorción medio (Wu et al. 2023b). No obstante, debido a la carga negativa de este compuesto ($pK_a = 4,9$) y a la carga electroquímica negativa de las paredes celulares de las microalgas, la adsorción de ibuprofeno puede considerarse despreciable a un pH entre 7-9 und (Matamoros et al., 2016). Adicionalmente, en un estudio realizado por Larsen et al. (2019) se demuestra que el Ibuprofeno no es propenso a la fototransformación directa o hidrólisis.

Se considera que los principales mecanismos de remoción del ibuprofeno corresponden a la biodegradación y la fotooxidación indirecta (Batuacan et al.,2022). El primer mecanismo consiste en la transformación del ibuprofeno debido a la acción de las microalgas, esto implica la probabilidad de que un porcentaje del mismo se haya biotransformado en metabolitos como carboxi-ibuprofeno e hidroxil-ibuprofeno, los cuales no han sido cuantificados en el presente estudio (Larsen et al., 2019). Adicionalmente, la asociación simbiótica entre microalgas y bacterias presenta una gran influencia en la biotransformación del ibuprofeno (Larsen et al., 2019). En el consorcio microalga-bacteria las microalgas proveen el oxígeno a las bacterias aerobias para la transformación del ibuprofeno, mientras que la liberación de sustancias extracelulares por parte de microalgas (Carbohidratos, Proteínas, lípidos) y bacterias (Hormonas de crecimiento, proteínas), así como el intercambio de exudados orgánicos, garantizan un beneficio mutuo, lo que resulta en una mayor actividad y metabolismo y por tanto en una mejor eliminación del compuesto (Peng et al. 2023).

Por otra parte, el mecanismo de fotodegradación indirecta ocurre en la presencia fotosensibilizadores producidos por las microalgas como la Materia Orgánica Cromófora (CDOM) que en presencia de luz produce radicales libres como radicales hidroxilo ($OH^\cdot$), radicales peróxido ($ROO^\cdot$) y oxígeno singlete (1O_2), los cuales posteriormente contribuyen con la remoción de los fármacos (Peng et al., 2023; Mojiri et al., 2022; Jimenez-Bambague et al. 2021). Este mecanismo de transformación puede presentarse en mayor medida en horas del mediodía, ya que de acuerdo con las figuras 16 y 22b es en este momento del día en el que se presenta una mayor cantidad de radiación solar y de oxígeno disuelto lo cual garantiza la producción de estos radicales.

En la figura 28 se puede observar que durante las semanas 4 y 6 se presentaron concentraciones mayores a la salida de ambas lagunas, generando valores de remoción negativos. Durante la semana 3 únicamente se presentó un valor negativo para la salida de la laguna con TRH de 5 días, mientras que a la entrada y a la salida de la laguna con TRH 3 días

el valor estuvo por debajo del límite de cuantificación. Este caso ha sido evidenciado en diferentes estudios con ibuprofeno (Ding et al., 2017; Jimenez-Bambagüe, 2021), donde se plantea que el posible aumento en la concentración puede deberse al proceso de desorción, en el cual el compuesto es liberado de las paredes celulares de la microalga. Archer et al. (2017) explicó que el balance de masa negativo en los sistemas de tratamiento se puede presentar debido a que los CE persistentes se acumulan en agregados, como la materia fecal, lo que conduce a su posterior disolución a través de procesos bióticos o abióticos. Han Tran et al. (2018), propone que los fármacos expulsados por el humano por medio de la orina o la excreta pueden ser una mezcla de compuestos parentales inalterados y conjugados de ácido glucurónico, por lo que estos conjugados podrían sufrir una escisión enzimática para formar sus compuestos parentales durante los procesos de tratamiento biológico de las aguas residuales, lo que daría lugar a un aumento de las concentraciones en los efluentes tratados.

7.2.4.3 Ketoprofeno

El ketoprofeno es un medicamento antiinflamatorio no esteroideo (AINE), derivado del ácido propiónico, perteneciente a la familia de los arilpropiónicos el cual se encuentra frecuentemente en el agua residual urbana y el cual dentro de los sistemas convencionales de tratamiento tiene una remoción moderada con valores medios de 65% (Ambas Lastra, 2019; Correia y Marcano, 2015).

Como se muestra en la figura 29, este compuesto tuvo concentraciones de hasta 0.17 $\mu\text{g/l}$ en la entrada del sistema. En la salida de la LATAL con TRH3 presentó valores de <0.02 $\mu\text{g/l}$ y 0.055 $\mu\text{g/l}$, y para la salida de la LATAL con TRH5 presentó valores de <0.02 y 0.034 $\mu\text{g/l}$. Es importante tener en cuenta que en algunas de las semanas, así como el ibuprofeno, se reportaron valores por debajo del LC (0.02 $\mu\text{g/l}$) en la salida de las lagunas, por lo que no es posible determinar si se realizó una remoción completa o si el compuesto sigue presente con una concentración menor al LC.

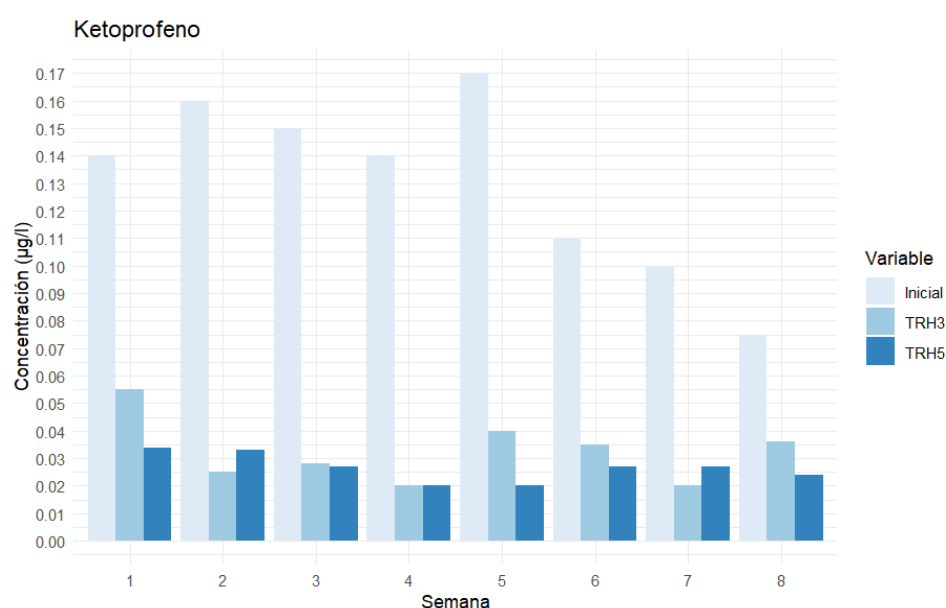


Figura 29. Concentraciones iniciales y finales de ketoprofeno en las semanas de medición

Durante las semanas evaluadas, el ketoprofeno presentó una eficiencia de remoción media de 73.6% y 78.4% para la LATAL con TRH de 3 y 5 días respectivamente, tal y como se muestra en la tabla 11. A lo largo de las semanas de medición se presentaron variaciones respecto a los porcentajes de remoción de las lagunas, donde para las semanas 2 y 7 la laguna con TRH de 3 días alcanzó valores mayores, mientras que en las semanas 1, 3, 4, 5, 6 y 8 fue la laguna con TRH de 5 días la que presentó una mejor remoción.

De acuerdo a estudios previos, se ha demostrado que el ketoprofeno es afectado principalmente por fotodegradación (directa e indirecta), y en menor medida por biodegradación (Jiménez et al, 2020). Esto se debe, principalmente, a que el grupo carbonilo está conjugado con dos anillos aromáticos, que reduce la energía de la interacción $n-\pi$, provocando un estado triplete muy reactivo (Mojiri et al., 2022).

También es posible encontrar otros mecanismos de eliminación de ketoprofeno de los medios acuosos. Hifney et al. (2021) demostraron la capacidad de las microalgas *Chlorella* sp. para bioadsorber el ketoprofeno, destacando que la eficiencia de remoción depende en gran medida de diversos parámetros, como el tiempo de contacto, pH, concentración o cantidad de biomasa algal y la dosis del fármaco.

En cuanto al efecto del tiempo, el estudio demostró que la eliminación fue lenta en los primeros minutos y aumentó considerablemente con el tiempo de contacto. No obstante, posteriormente hubo una disminución gradual en la eficiencia de adsorción, la cual se relacionó con fenómenos de desorción al evaluar periodos muy largos.

Por otro lado, la mayor eficiencia de adsorción de ketoprofeno se alcanzó a un pH de 6.0, debido a que la fuerza impulsora de la adsorción fueron las interacciones hidrófobas en lugar de las interacciones de carga. Esto demostró que los enlaces de hidrógeno y las interacciones $n-\pi$ fueron prominentes en el proceso de biosorción en la superficie de las microalgas.

Asimismo, la cantidad de biomasa es un factor relevante en la eliminación de ketoprofeno, ya que una mayor concentración de células algales proporciona más sitios activos para la adsorción del compuesto. Sin embargo, en el estudio se observó una disminución en la eliminación debido a que una alta concentración de células algales puede inducir la aglomeración celular, lo que reduce los espacios intercelulares y resulta en un efecto de cribado entre una capa densa de células, protegiendo así los sitios de unión del adsorbato.

Se investigó también el efecto de la concentración inicial en la eficiencia de adsorción, observándose una caída en el porcentaje de eliminación con el aumento de la concentración inicial del fármaco. Esto se atribuyó principalmente a la saturación de los sitios de adsorción debido a la competencia entre las moléculas de adsorbato por los sitios de unión disponibles en la superficie de las algas.

Por lo anterior, y debido a los altos valores de radiación solar que se presentaron en el desarrollo de este estudio, los cuales alcanzaron hasta 2400 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ en horas del mediodía, es posible considerar que el principal mecanismo involucrado en la eliminación de ketoprofeno es la fotodegradación.

7.2.4.4 Naproxeno

En la figura 30 se observan las concentraciones de naproxeno en la entrada del sistema a lo largo de cada semana, estas son muy similares a los encontrados por Jimenez-Bambagüe (2023), quien reportó para el naproxeno concentraciones entre 1-19 $\mu\text{g}/\text{l}$ en el agua residual proveniente de la PTAR-C para el año 2022. Este compuesto presentó tasas de remoción variables con un valor mínimo del 40% y un valor máximo de 84.62% como se observa en la tabla 11.

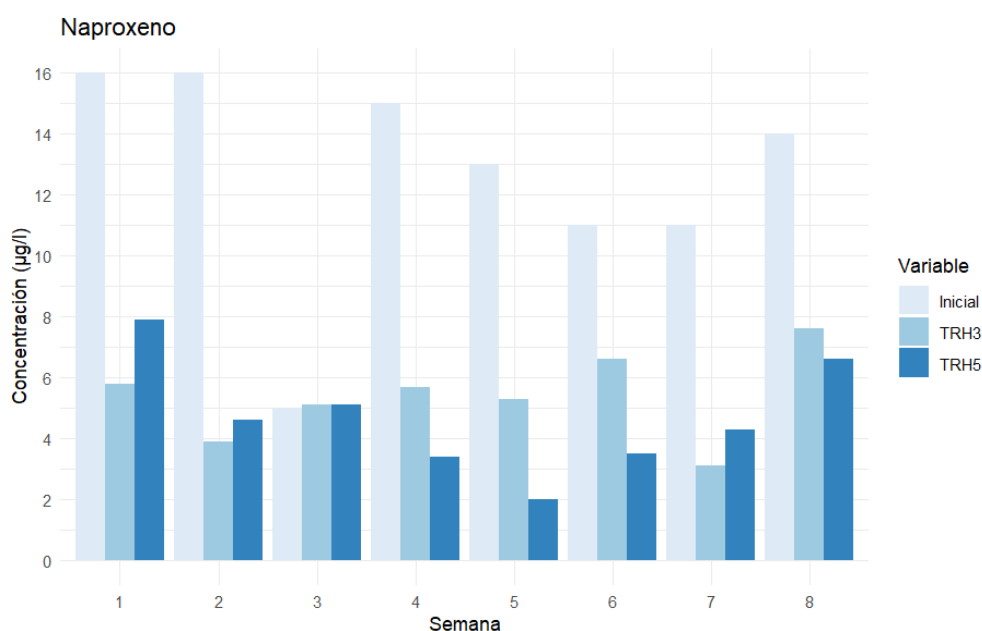


Figura 30. Concentraciones iniciales y finales de naproxeno a lo largo de las semanas de medición

El naproxeno es un medicamento perteneciente al grupo de los AINES con un coeficiente de reparto octanol-agua (LogKow) 3.18 y un Pka 4.15, lo cual indica que es un compuesto con características hidrofóbica y que puede presentar afinidad por la fracción sólida presente en las LATAL, es decir que sugiere la presencia del mecanismo de sorción en las microalgas, sin embargo estas propiedades no son suficientes para determinar si este mecanismo de eliminación es el predominante (Jiménez-Bambague et al. 2021). Los compuestos farmacéuticos que presentan una mayor remoción por medio del mecanismo de adsorción son aquellos que presentan un $\text{Log Kow} > 4$. A su vez, este proceso se puede ver influenciado por factores como el pH y la presencia de materia orgánica, condición reportada por Nam et al. (2014), quienes encontraron que la disminución en la eliminación de microcontaminantes por medio de adsorción tuvo como causa la inhibición competitiva de la materia orgánica disuelta con los microcontaminantes, presentando una mayor influencia en los microcontaminantes

hidrófobos. Asimismo, Hom-Díaz et al. (2017), mencionan que el proceso de sorción es insignificante para el naproxeno debido a su bajo valor de Log Kow.

El naproxeno es un fármaco con un largo tiempo de vida medio de aproximadamente 27 días y con baja biodegradabilidad (National Center for Biotechnology Information, 2024; Tehrani et al. 2023). Chen et al. (2022), reportaron que el Naproxeno es un compuesto con una gran estabilidad y alta resistencia a la degradación microbiana.

Los principales mecanismos de remoción del naproxeno corresponden a la fotólisis directa y a la fotodegradación indirecta (Koumaki et al., 2015; Isidori et al., 2005). Se ha informado que fármacos como el naproxeno, el ketoprofeno y el gemfibrozilo sufren fotodegradación tras llegar a los medios acuáticos (Mojiri et al., 2022). La fotólisis directa consiste en la descomposición de los contaminantes cuando la luz incide directamente sobre ellos (Wang et al. 2017). Este proceso puede deberse a la presencia de anillos aromáticos, sistemas conjugados, heteroátomos y otros grupos funcionales de compuestos farmacéuticos que pueden facilitar la absorción de la radiación solar (Jiménez-Bambague et al. 2021). Debido a las condiciones climáticas del lugar de estudio, las lagunas estuvieron expuestas a una gran cantidad de radiación solar durante el día, principalmente al mediodía, por lo que muy probablemente ambos mecanismos participaron en la remoción de este compuesto.

Un factor que influye en la eficiencia de eliminación mediante fotodegradación, es el pH. En un estudio realizado por Koumaki et al. (2015), se presentó una mejor tasa de fotodegradación al incrementar los valores de pH, obteniendo como resultado una mayor tasa de degradación a un pH de 8 Und. Estas diferencias significativas en las tasas de fotodegradación confirman que a niveles de pH superiores al valor de la constante de disociación (pK_a) del compuesto, predomina la forma aniónica y se espera que los compuestos sean más reactivos en condiciones de luz solar. Adicionalmente, otros autores han planteado que la velocidad de fotodegradación en soluciones de pH básico es mayor que en soluciones de pH ácido (Sánchez-Prado et al. 2006). Por esta razón se puede considerar que probablemente se presentó una tasa considerable de fotodegradación en las horas del día donde se alcanzaron altos valores de pH de hasta 11 Und.

Otro factor que puede influenciar en las tasas de fotodegradación del naproxeno es el oxígeno, ya que la presencia de este puede incrementar la fotodescarboxilación del naproxeno, ya que Cuando el naproxeno absorbe luz, se excita a un estado energético superior y puede generar radicales libres. En presencia de oxígeno, estos radicales libres pueden reaccionar con el oxígeno para formar radicales peróxidos. A su vez, estos radicales peróxidos son altamente reactivos y pueden facilitar la descomposición del naproxeno, favoreciendo la eliminación del grupo carboxilo como dióxido de carbono (CO_2). En conclusión, la presencia de oxígeno no solo favorece la fotodescarboxilación del naproxeno, sino que también puede mejorar la eficiencia del proceso y reducir la formación de productos intermedios potencialmente tóxicos. (Mojiri et al., 2022; Boscá et al., 2007). Por lo que, en concordancia con lo mencionado anteriormente, los mecanismos de fotodegradación se

pueden presentar en las LATAL, principalmente en las horas del mediodía donde los valores de oxígeno son mayores.

De acuerdo a la figura 30, no se presentó una tendencia en las lagunas respecto a la remoción del naproxeno, ya que en las semanas 1, 2 y 7 se presentaron mejores porcentajes de remoción para la laguna de TRH de 3 días, mientras que en las semanas 4,5,6 y 8 los porcentajes de remoción más altos se atribuyen a la laguna con TRH de 5 días. Estas variaciones se pueden asociar a la influencia de diferentes factores como la concentración de biomasa algal en las lagunas, ya que este es un parámetro que fluctúa a lo largo de los periodos de luz/oscuridad, así como en las lagunas a lo largo de las semanas. Un estudio realizado por Jimenez-Bambague (2020) evidencia que un incremento en la remoción de naproxeno, paracetamol y diclofenaco se encuentra asociado con la disminución de la biomasa algal durante un determinado periodo de medición, esto debido a que una menor densidad algal, favorece el paso de luz dentro de las LATAL.

Otro parámetro que puede influenciar esta variación en los porcentajes de remoción es la presencia de materia orgánica disuelta (DOM). Diferentes autores (Koumaki et al., 2015; Vulava et al., 2016) han reportado la disminución de la tasa de fotólisis directa debido a la presencia de DOM, ya que esta tiende a absorber los fotones, por lo que se presenta una competencia entre las especies fotosensibles como el naproxeno.

Finalmente, durante la semana 3 se presentó un incremento en la concentración de naproxeno a la salida, por lo que se obtuvo una remoción negativa del 2% en ambas lagunas. Al ser un incremento tan bajo, no es significativo, por lo que se determina que no existió remoción del parámetro durante esta semana en ambas lagunas y que el dato obtenido para el compuesto se asocia a la incertidumbre. Otra explicación para este incremento es que los fármacos que provienen de la orina o excretas pueden permanecer encapsulados en partículas fecales en las muestras de agua residual y liberarse gradualmente durante los procesos de tratamiento, lo que provocaría un aumento de la concentración aparente en las muestras de efluentes tratados (Gobel et al., 2007).

7.2.4.5 Efecto del tiempo de retención hidráulico

El tiempo de retención hidráulico (TRH) es un parámetro clave en el diseño de sistemas biológicos para el tratamiento de agua residual, pues ha sido comprobado que un incremento puede favorecer la eliminación de contaminantes orgánicos en sistemas biológicos, como los lodos activados u otros sistemas naturales, debido a una mejora en los procesos de biodegradación y sorción (Matamoros et al., 2015).

En el análisis de los datos de remoción, inicialmente se realiza la prueba de Shapiro-Wilk, con el fin de comprobar si las diferencias entre porcentajes de remoción se ajustan a una distribución normal. Este test estadístico es recomendable para muestras cuyo tamaño es menor a 50 observaciones. El valor estadístico W tiene un valor máximo de 1 y corresponde a un coeficiente de correlación al cuadrado y en este sentido un valor alto indica un mayor ajuste a la distribución normal (Flores & Flores, 2021). Por otra parte, al tomar un valor de significancia del 5% se observa que el *valor p* es mucho mayor a este valor crítico para todos los fármacos, por lo que no se rechaza la hipótesis nula y se concluye que las diferencias analizadas presentan un comportamiento normal (tabla 12) (Parada, 2019).

Tabla 12. Resultados de la prueba de Shapiro Wilk para la remoción de los compuestos farmacéuticos por medio de las LATAL

Contraste / Comparación		W (Dif)	p - value (Dif)
TRH3	TRH5		
Diclofenaco		0.943	0.645
Ibuprofeno		0.967	0.875
Ketoprofeno		0.959	0.804
Naproxeno		0.934	0.549

Una vez comprobado el ajuste normal de los datos, y adoptando un nivel de significancia del 5%, se analiza la prueba T-Student de comparación de medias para datos apareados para la eliminación de diclofenaco, ibuprofeno, ketoprofeno y naproxeno entre las dos LATAL, obteniendo los resultados que se muestran en la tabla 13. Como complemento se reporta también el test W de Wilcoxon, cuyos resultados no contradicen los hallazgos bajo el test T Student.

Tabla 13. Resultados de la prueba T de Student y Wilcoxon para muestras apareadas de la diferencia entre las remociones de los compuestos farmacéuticos evaluados de las LATAL

Contraste / Comparación		Test (Dif)	Estadístico	gl	p - value (Dif)
TRH3	TRH5				
Diclofenaco		T de Student W de Wilcoxon	-0.987 11.50	7.00	0.356 0.400
Ibuprofeno		T de Student W de Wilcoxon	0.254 20.00	7.00	0.807 0.844
Ketoprofeno		T de Student W de Wilcoxon	-1.280 7.00	7.00	0.241 0.272
Naproxeno		T de Student W de Wilcoxon	-0.989 8.00	7.00	0.356 0.353

Nota: $H_a \mu \text{TRH3} - \text{TRH5} \neq 0$

De acuerdo con estos resultados, en el presente estudio no se observaron diferencias significativas entre el rendimiento de la LATAL con TRH de tres días (TRH3) y el rendimiento de la LATAL con TRH de cinco días (TRH5) para la eliminación de los compuestos diclofenaco, ibuprofeno, ketoprofeno y naproxeno ($p > 0.05$).

Como se puede observar en la figura 31, los intervalos de confianza en la diferencia de la eliminación media de cada compuesto farmacéutico evaluado por ambas LATAL son muy similares, presentando una dispersión mínima. Esto confirma los resultados obtenidos mediante las pruebas T de Student y W de Wilcoxon, las cuales indican que no hay una diferencia significativa en la eliminación de diclofenaco (DCF), ibuprofeno (IBU), ketoprofeno (KTF) y naproxeno (NPX) entre las dos lagunas.

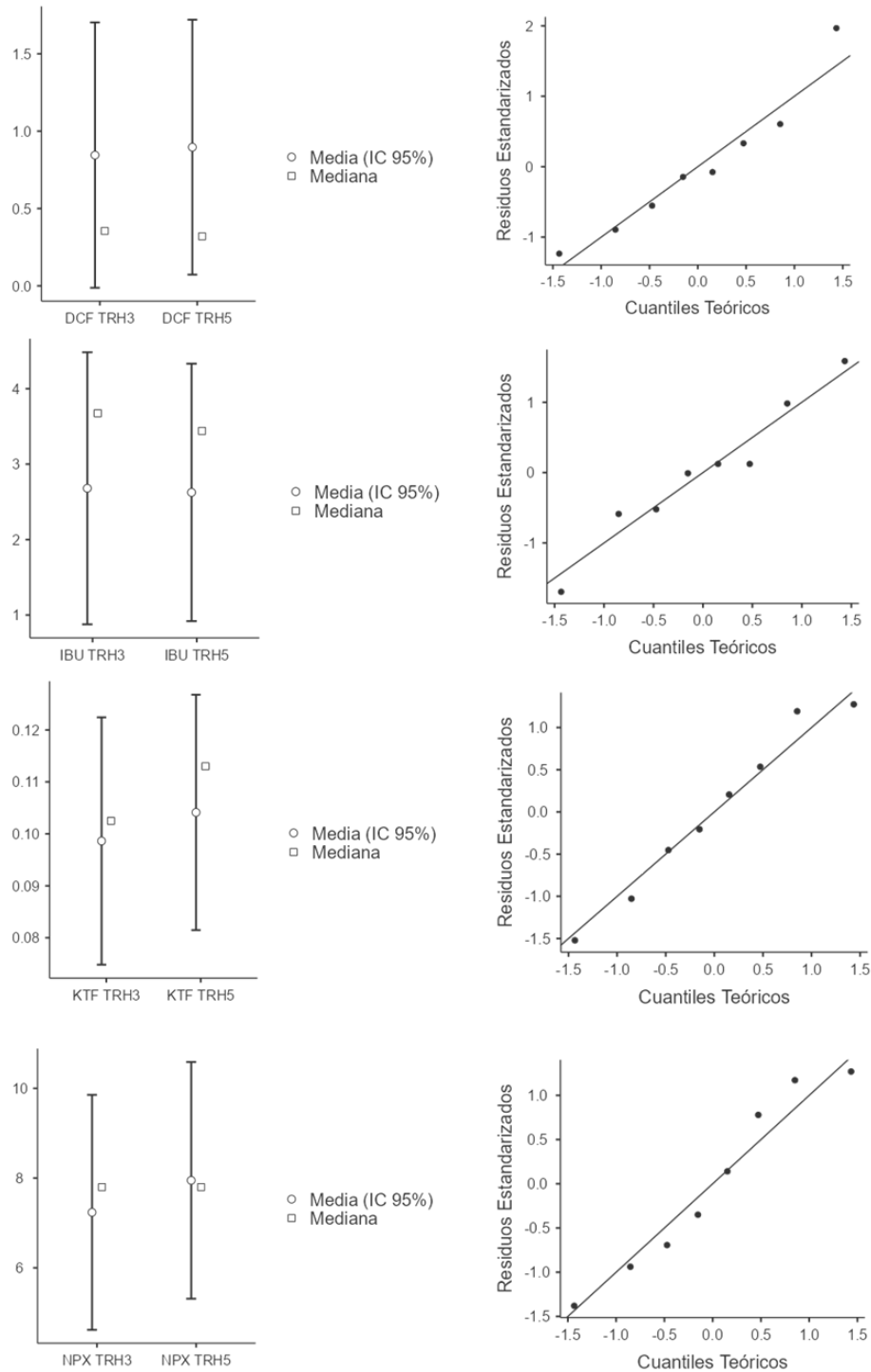


Figura 31. Diagramas de remoción media y de dispersión para los contaminantes evaluados

De acuerdo con García-Rodríguez et al. (2014), las tecnologías de tratamiento biológico de agua residual para la remoción de contaminantes emergentes orgánicos (EOC's) dependen en gran medida del TRH, ya que este parámetro tiene la capacidad de mejorar los procesos de biodegradación, fotodegradación y sorción, por lo que en general, cuanto mayor sea el TRH, mayor será la eficiencia de eliminación de EOC's. Sin embargo, en el presente estudio, al comparar las eficiencias de remoción de ambas configuraciones de TRH de tres y cinco días,

los resultados obtenidos sugieren que ambos sistemas obtuvieron una remoción similar, y que un TRH de tres días, es suficiente para eliminar diclofenaco, ibuprofeno, ketoprofeno y naproxeno con eficiencias de remoción significativas y comparables con las obtenidas en otros estudios tal y como se mencionó en el apartado 7.2.4 “*Eliminación de compuestos analgésicos antiinflamatorios no esteroideos*”.

Lo anterior puede relacionarse con el efecto de la temperatura, la duración e intensidad de la luz y, en general, las condiciones climatológicas. Los estudios previos que han evaluado el efecto del TRH en la eliminación de compuestos farmacéuticos mediante lagunas algales de alta tasa, han sido realizados en zonas con estaciones definidas. Matamoros et al. (2015), evaluaron el efecto del TRH en la eliminación de EOC's en condiciones frías y cálidas, demostrando que, al variar el TRH en invierno, se obtienen diferencias significativas en la eliminación de compuestos a través de biodegradación, fotodegradación, sorción y/o volatilización. Sin embargo, al evaluar el efecto del TRH en verano, no se observó una diferencia significativa en el rendimiento del tratamiento.

Un estudio realizado por Jiménez-Bambague et al. (2020), demuestra que las altas eficiencias de remoción en las LATAL con TRH cortos se asocian a la favorabilidad de las condiciones del trópico, las cuales favorecen mecanismos de eliminación como la biodegradación y la fotodegradación. Por lo tanto, teniendo en cuenta los resultados obtenidos, la mínima diferencia en la eliminación de los compuestos farmacéuticos evaluados entre los dos sistemas sugiere que implementar un TRH de tres días bajo condiciones climáticas similares a las del presente estudio, resultaría más óptimo, ya que esto implicaría un menor volumen en los tanques o lagunas, traducándose en menores costos de infraestructura y terreno necesario.

Respecto a la tecnología, de acuerdo con Matamoros et al. (2015), en términos de TRH, las lagunas algales de alta tasa compiten con los sistemas de humedales construidos, tanques de estabilización y lodos activados debido a que estos manejan TRH entre 12 y 24 horas. Sin embargo, al comparar el requerimiento energético de las LATAL con el sistema de lodos activados, este último requiere aproximadamente 0.6 kWh/m³, mientras que las LATAL requieren aproximadamente 0.02 kWh/m³. Adicionalmente, las lagunas algales de alta tasa tienen una menor sorción de microcontaminantes en la biomasa en comparación con el sistema de lodos activados, lo cual es relevante para la gestión de riesgos y la valorización de los lodos. Teniendo en cuenta esto, es necesario realizar un análisis comparativo integral entre las diferentes variables que influyen en el comportamiento y la remoción de contaminantes, de cada una de estas tecnologías, con el fin de dar una conclusión de valor con respecto a la influencia del TRH en la eficiencia de remoción.

El anterior procedimiento también se realizó con las diferencias entre los valores de remoción de DQO y COD de cada una de las lagunas, obteniendo los valores adjuntos en la tabla 14 y 15.

Tabla 14. Resultados de la prueba de Shapiro Wilk para la remoción de DQO y COD por medio de las LATAL

Contraste / Comparación		W (Dif)	p - value (Dif)
TRH3	TRH5		
DQO		0.868	0.220
COD		0.756	0.010

Tabla 15. Resultados de la prueba T de Student y Wilcoxon para muestras apareadas de la diferencia entre las remociones de DQO y COD de las LATAL

Contraste / Comparación		Test (Dif)	Estadístico	gl	p - value (Dif)
TRH3	TRH5				
DQO		T de Student W de Wilcoxon	0.770 12.0	5.00	0.476 0.844
COD		T de Student W de Wilcoxon	0.196 13.0	7.00	0.850 0.547

Nota: $H_a: \mu \text{ TRH3} - \text{TRH5} \neq 0$

Según los resultados de la prueba de Shapiro-Wilk (Tabla 14) con un nivel de significancia del 5%, se observa que el *valor p* para la DQO es mayor que este valor crítico ($p > 0.05$). Por lo tanto, no se rechaza la hipótesis nula, concluyendo que las diferencias analizadas presentan un ajuste normal y se puede aplicar el test T de Student. Por otro lado, el *valor p* para el COD es menor al valor crítico ($p < 0.05$), lo que indica que las diferencias analizadas para este parámetro probablemente no se ajustan a una distribución normal, optando por aplicar el test W de Wilcoxon.

Una vez comprobado el ajuste de los datos de las diferencias de remoción de DQO y COD por ambas lagunas, se analizan los resultados de la prueba T de Student para la DQO y la prueba W de Wilcoxon para el COD (Tabla 15). Los resultados muestran que no existen diferencias significativas en el rendimiento de la LATAL TRH3 y la LATAL TRH5 para la eliminación de DQO y COD ($p > 0.05$).

De acuerdo con estudios previos, y como se mencionó anteriormente en el apartado 7.2.2.1 “*Demanda Química de Oxígeno y Carbono Orgánico Disuelto*”, se ha demostrado que al variar el TRH en lagunas algales de alta tasa, un mayor TRH generalmente puede resultar en una mayor eficiencia de remoción de carbono y, por ende, de DQO y COD. Esto se debe a una mayor actividad bacteriana y una mayor interacción entre los microorganismos y los contaminantes, lo que favorece una mayor degradación de la materia orgánica (Ruas et al.

2020; Alemu et al. 2018). Sin embargo, en el presente estudio, el análisis de la diferencia en la remoción de estos parámetros entre los dos TRH no mostró una diferencia significativa. Esto puede atribuirse a varios factores, como el posible efecto debido al nivel y las variaciones de la carga orgánica por las condiciones reales en que se realizó el experimento, así como a las limitaciones en las condiciones operativas debido al corto tiempo (ocho semanas) en que se llevó a cabo el mismo. Además, es posible que otros factores, como la concentración de biomasa, la fluctuación de la temperatura y la luz solar, hayan influido en la eficiencia de los procesos de degradación bacteriana y algal, neutralizando las diferencias esperadas entre los distintos TRH.

Como se ha mencionado anteriormente, uno de los factores que influyen en la eliminación de materia orgánica en las LATAL son los procesos simbióticos entre algas y bacterias. Asimismo, el rendimiento del tratamiento biológico suele depender de diferentes factores operativos y de diseño, incluyendo factores ambientales, operativos y biológicos como las condiciones meteorológicas, profundidad de la laguna, el TRH, entre otros (Alemu et al., 2018). El TRH controla las tasas de carga de nutrientes, lo cual a su vez puede influir en la productividad y la tasa de eliminación de nutrientes de un sistema de algas (Rada, 2018), este parámetro se puede ver afectado por las condiciones meteorológicas del lugar, por lo que diferentes autores recomiendan variar el TRH de acuerdo a las variaciones estacionales o climatológicas (Aparicio, 2021; Alemu et al., 2018; Mehrabadi et al., 2015). Por lo que, es posible que las condiciones climáticas observadas en este estudio hayan influido en las tasas de remoción de nutrientes, lo que podría explicar la falta de variaciones significativas en los porcentajes de remoción de DQO y COD entre ambas LATAL.

Finalmente, se realizó la matriz de correlación entre la eliminación de materia orgánica y la eliminación de los compuestos farmacéuticos (CF) evaluados por cada laguna, obteniendo lo mostrado en la tabla 16.

Tabla 16. Correlación entre la eliminación de materia orgánica y compuestos farmacéuticos

LATAL TRH3						
	DQO	COD	DCF	IBU	KTF	NPX
DQO						
COD	0.850*					
DCF	0.920**	0.703				
IBU	-0.061	-0.345	0.197			
KTF	0.730	0.610	0.607	-0.024		
NPX	0.019	-0.119	0.172	0.647	0.184	
LATAL TRH5						
	DQO	COD	DCF	IBU	KTF	NPX
DQO						
COD	0.927**					
DCF	0.715	0.752*				
IBU	0.194	-0.052	0.280			
KTF	0.368	0.205	0.423	-0.031		
NPX	-0.559	-0.571	0.021	0.402	0.233	

* Correlación significativa

De acuerdo a los resultados de la tabla 16, aunque la eliminación de algunos CF muestra un alto coeficiente de correlación con la eliminación de DQO y COD, estos no son significativos. Esto se debe a que el coeficiente podría ser cero y el valor obtenido podría ser resultado de una situación aleatoria. Esta falta de significancia puede atribuirse al reducido número de datos disponibles: ocho datos para la eliminación de fármacos y COD, y seis datos para la DQO.

Las correlaciones significativas se observan en la eliminación de DQO y COD para ambas lagunas, la eliminación de DQO y diclofenaco en la LATAL con TRH3, y la eliminación de diclofenaco y COD en la LATAL con TRH5.

La correlación entre la eliminación de DQO y COD tiene gran sentido, ya que estudios previos han demostrado que existe una relación altamente significativa entre estos dos parámetros en el efluente de plantas de tratamiento de agua residual. Esto se debe a que la DQO mide la capacidad oxidante total (incluyendo algunos inorgánicos reductores), mientras que el COD mide específicamente el contenido de carbono orgánico, sin embargo, no es posible diferenciar entre las fracciones orgánicas biodegradables y no biodegradables con estos métodos, por lo que al evaluar su eliminación mediante un tratamiento, resulta en una fuerte correlación entre sí (Dubber y Gray, 2010).

Por otro lado, la correlación entre la eliminación de los compuestos farmacéuticos (CF), DQO y COD resultó ser variable para cada compuesto, lo cual puede atribuirse a la complejidad de los compuestos farmacéuticos evaluados y al proceso de eliminación de estos. Dentro del sistema de lagunas algales de alta tasa, los mecanismos de eliminación pueden ocurrir de forma simultánea, lo cual también puede estar influenciado por la actividad microbiana y algal, la interacción entre los diferentes contaminantes y las condiciones operativas del sistema (Jiménez-Bambague et al., 2020).

Esta variabilidad se corrobora mediante el análisis de los diversos estudios sobre el tratamiento de agua residual con lagunas algales de alta tasa para la eliminación de EOC's, los cuales en sus reportes han demostrado que la eficiencia de eliminación de compuestos farmacéuticos varía ampliamente entre ellos. Por ejemplo, Ruas et al. (2020), Alemu et al. (2018), Jiménez-Bambague et al. (2020), y Madera et al. (2019), encontraron que ciertos fármacos son degradados más eficazmente en condiciones específicas que también favorecen la eliminación de DQO y COD.

8. CONCLUSIONES

Las LATAL con TRH3 y TRH5 evaluadas obtuvieron eficiencias de remoción de hasta 93.08% y 91.03% para diclofenaco, mayores al 99.60% y 99.66% para ibuprofeno, mayores al 85.71% y 88.24% para el ketoprofeno y hasta 75.63% y 84.62% para naproxeno, respectivamente. Estos resultados demuestran que el tratamiento tuvo un buen rendimiento, alcanzando altos valores de remoción comparables con otros estudios y otros sistemas de tratamiento.

No se observaron diferencias significativas entre las tasas de remoción de cada compuesto farmacéutico evaluado, así como las tasas de remoción de materia orgánica entre la LATAL de TRH3 y la LATAL de TRH5, es decir, el TRH no afectó el desempeño de las unidades. Este hallazgo podría estar relacionado con las condiciones climáticas propias de la zona tropical en la que se desarrolló el estudio. Dichas condiciones podrían favorecer el metabolismo de las microalgas, lo que a su vez aumentaría la eficiencia en la remoción de los fármacos.

Las LATAL con TRH3 y TRH5 evaluadas lograron eficiencias de remoción para el COD entre el 51.58% y el 74.59%, y entre el 37.90% y el 71.81% respectivamente. Para la DQO, las eficiencias variaron entre el 74.88% y el 89.01%, y entre el 59.37% y el 88.63% respectivamente. Estos resultados evidencian un buen desempeño en la eliminación de materia orgánica y resaltan la adaptabilidad del sistema a las condiciones del afluente.

Las disparidades en las tasas de remoción entre ambas LATAL también podrían vincularse con la variabilidad en la calidad y las condiciones del afluente utilizado. Es importante considerar que dicho efluente procede de una planta de tratamiento de aguas residuales y se utiliza directamente, sin someterse a ningún proceso de estabilización previo. No obstante, esta situación también resalta la adaptabilidad del sistema, ya que los niveles de remoción observados son notoriamente satisfactorios.

El sistema se comportó como un reactor aerobio al presentar concentraciones de oxígeno disuelto de hasta 23.2 mg/l dentro de la LATAL en horas del mediodía, contribuyendo a las condiciones oxidantes, y por lo tanto a la posible oxidación de materia orgánica.

Se han identificado múltiples factores de riesgo asociados al sistema algal, los cuales abarcan categorías ambientales, operacionales y biológicas. En la categoría ambiental, destacan la temperatura y la luz como variables determinantes en el desarrollo y funcionamiento de las algas. Dentro de los factores operacionales, se encuentran el pH del medio, la composición y concentración de los nutrientes, todos ellos fundamentales para el equilibrio del ecosistema algal. Por último, en la categoría biológica, aspectos como la pre-adaptación y la siembra algal, la presencia de depredadores y parásitos, son identificados como factores de riesgo adicionales que pueden afectar significativamente la estabilidad y productividad del sistema.

Se logró observar un impacto sustancial de la hora del día en las mediciones realizadas tanto en la entrada, como en la salida de las lagunas con respecto a los parámetros pH, temperatura,

oxígeno disuelto, clorofila-a y radiación solar. Esto implica que las reacciones fisicoquímicas y bioquímicas, que se ven influenciadas por dichos parámetros, podrían haber experimentado variaciones debido al ciclo diurno. Los resultados obtenidos están vinculados con la actividad fotosintética de las microalgas, lo que potencialmente ha promovido un notable crecimiento algal.

La eliminación de los compuestos farmacéuticos se ha atribuido a una variedad de mecanismos, incluyendo la biodegradación, la fotólisis directa, la fotodegradación y la sorción. Para el diclofenaco, se han identificado mecanismos tales como la fototransformación, la fotólisis directa y la adsorción. En contraste, la biodegradación emerge como el principal mecanismo asociado al ibuprofeno. Además, la fotólisis directa ha sido señalada como un posible mecanismo de eliminación importante para el naproxeno, mientras que el ketoprofeno podría haberse eliminado mediante la fotodegradación.

Finalmente, es importante considerar las condiciones climáticas al diseñar y operar sistemas de tratamiento de agua residual con lagunas algales de alta tasa, ya que ajustar el TRH según la estación podría optimizar la remoción de contaminantes, asegurando una eficiencia constante. Adicionalmente, evaluar el sistema en diferentes condiciones climáticas y operativas podría proporcionar más información sobre cómo maximizar la eficiencia de estos sistemas de tratamiento.

9. RECOMENDACIONES

Durante el desarrollo de este estudio, se observaron variaciones en algunas propiedades del agua residual utilizada como afluente en ambas LATAL. Es posible que otros parámetros, no medidos, también hayan experimentado fluctuaciones a lo largo del tiempo. Estas variaciones podrían haber influido en los diferentes niveles de remoción observados, así como en la ausencia de un comportamiento con una tendencia clara en cada una de las lagunas.

En este sentido, se sugiere considerar la implementación de un sistema de estabilización previo al tratamiento con LATAL. Esto podría garantizar un flujo de entrada con una calidad más estable, lo que ayudaría a minimizar el impacto de las fluctuaciones en las propiedades del agua residual sobre el desempeño del sistema de tratamiento.

Se sugiere incrementar la frecuencia de las mediciones de los parámetros de DQO, COD y las concentraciones de los compuestos. Esto proporcionaría una comprensión más precisa del comportamiento y el rendimiento de las LATAL. Además, la inclusión de otros parámetros como la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO_5), nitrógeno y fósforo, enriquecería el análisis y ofrecería una visión más completa de la dinámica que se desarrolla dentro de las lagunas.

Se sugiere llevar a cabo la identificación de las especies algales presentes en cada laguna, con el fin de evaluar si se presentan diferencias o variaciones entre los organismos presentes, lo cual permitiría establecer correlaciones más precisas entre la presencia de ciertas especies y los niveles de remoción de los compuestos evaluados.

Resultaría crucial extender el periodo de experimentación con el fin de recopilar una cantidad significativa de datos adicionales. Esto permitiría llevar a cabo análisis estadísticos más sólidos, proporcionando una visión más completa del comportamiento de los sistemas.

Incorporar mediciones de los parámetros de seguimiento durante las horas nocturnas ofrecería la oportunidad de examinar el comportamiento algal en su totalidad y comprender su influencia en la eliminación de los contaminantes evaluados.

La productividad alcanzada por las algas en los reactores fue, en promedio, de 106.1 mg/l para la LATAL con TRH3 y de 108.6 mg/l para la LATAL con TRH5, con registros máximos de 220 mg/l y 256 mg/l, respectivamente. Estos resultados sugieren la posibilidad de explorar alternativas para el aprovechamiento de la biomasa algal, como su potencial uso en la generación de biocombustibles u otras aplicaciones.

Se recomienda evaluar la eficiencia del tratamiento en condiciones de baja radiación solar, considerando el contexto local, donde este fenómeno suele ocurrir predominantemente durante los meses de mayo y noviembre.

Se sugiere realizar un análisis de la biomasa para cuantificar la cantidad de microcontaminantes que podrían haberse acumulado durante el proceso. Este análisis es fundamental para determinar su adecuada gestión, ya que permite identificar posibles riesgos asociados con la presencia de estos contaminantes y posibles opciones de valorización.

10. BIBLIOGRAFÍA

- Abiusi, F., Wijffels, R., Janssen, M. (2020). Oxygen Balanced Mixotrophy under Day–Night Cycles. *Sustainable Chemistry & Engineering*, 8 (31), 11682–11691. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.0c03216>
- Afonso-Olivares, C., Torres-Padrón, M. E., Sosa-Ferrera, Z., & Santana-Rodríguez, J. J. (2013). Assessment of the presence of pharmaceutical compounds in seawater samples from the coastal area of Gran Canaria Island (Spain). *Antibiotics*, 2(2), 274–287. <https://doi.org/10.3390/antibiotics2020274>
- Agency for Healthcare Research and Quality. (2021). Nonsteroidal Anti-inflammatory Drug. <https://clincalc.com/DrugStats/EPC/NonsteroidalAntiinflammatoryDrug>
- Aguirre, P., Álvarez E., Ferrer I., García J. (2011). Treatment of piggery wastewater in experimental high rate algal ponds. *Revista Latinoamericana de Biotecnología Ambiental y Algal*, 2(2), 57–66. ISSN: 2007-2570. https://www.researchgate.net/profile/Ivet-Ferrer/publication/236841330_Treatment_of_piggery_wastewater_in_experimental_high_rate_algal_ponds/links/54eca7570cf27bfd771380e/Treatment-of-piggery-wastewater-in-experimental-high-rate-algal-ponds.pdf#page=6
- Ahmed, M. B., Zhou, J. L., Hao Ngo, H., Guo, W., Thomaidis, N. S., & Xu, J. (2017). Progress in the biological and chemical treatment technologies for emerging contaminant removal from wastewater: a critical review. *Journal of Hazardous Materials*, 323(A), 274–298 <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.04.045>
- Alcaldía Santiago Cali. (2024). Secretaría de Salud Pública realiza acciones intensificadas para hacer frente a los brotes de dengue e infecciones respiratorias agudas. <https://www.cali.gov.co/salud/publicaciones/180225/secretaria-de-salud-publica-realiza-acciones-intensificadas-para-hacer-frente-a-los-brotes-de-dengue-e-infecciones-respiratorias-agudas/>
- Alean Flórez, J., Márquez Méndez, D., Burgos Núñez, S. M., Enamorado-Montes, G., & Marrugo Negrete, J. (2021). Productos farmacéuticos y de cuidado personal presentes en aguas superficiales, de consumo humano y residuales en el departamento de Córdoba, Colombia. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 12(2), 179–197. <https://doi.org/10.22490/21456453.4231>
- Alemu, K., Assefa, B., Kifle, D., Helmut, K. (2018). Removal of Organic Pollutants from Municipal Wastewater by Applying High-Rate Algal Pond in Addis Ababa, Ethiopia. *Earth Syst Environ*, 2, 377–386. <https://doi.org/10.1007/s41748-018-0050-1>

- Al-Jabri, H., Das, P., Khan, S., Thaher, M., & Abdulquadir, M. (2021). Treatment of wastewaters by microalgae and the potential applications of the produced biomass—a review. *Water*, 13(1), 27. <https://doi.org/10.3390/w13010027>
- Alvarez Bayona, M. A. (2021). Análisis de la ocurrencia de contaminantes emergentes (Glifosato, paraquat e ibuprofeno) en fuentes superficiales y en agua potable de Cúcuta - Norte De Santander, y su remoción utilizando tecnología de membranas. [Tesis de maestría, Universidad del norte]. Repositorio institucional de la Universidad del Norte. <https://manglar.uninorte.edu.co/handle/10584/9786#page=1>
- Ambas Lastra, D.F. (2019). El transporte del Ketoprofeno a través de la zona no saturada. [Tesis de maestría, Universidad de Alcalá]. Repositorio institucional, https://ebuah.uah.es/dspace/bitstream/handle/10017/41771/TFM_Ambas_Lastra_2019.pdf?sequence=1
- Aparicio, S. (2021). Microalgae-bacteria consortia for urban wastewater treatment. [Tesis doctoral, Universitat de Valencia]. Repositorio institucional, <https://roderic.uv.es/items/cc76933a-fb76-43d9-88f2-9e4cebb49930>
- APHA/WEF/AWWA. (2023). Standar methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, 24 Ed., 1–101, Washington DC: Centennial. ISBN 9780875532998
- Archer, E., Petrie, B., Kasprzyk-Hordern, B., & Wolfaardt, G. M. (2017). The fate of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs), endocrine disrupting contaminants (EDCs), metabolites and illicit drugs in a WWTW and environmental waters. *Chemosphere*, 174, 437–446. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.01.101>
- Arias, C. & Escudero, A. (2011). Estudio preliminar de la presencia de compuestos emergentes en las aguas residuales del Hospital Universidad del Norte. REDISA. *Hacia la sustentabilidad: Los residuos sólidos como fuente de energía y materia prima*. 275-280 ISBN 978-607-607-015-4. <http://www.redisa.net/doc/artSim2011/ImpactoYRiesgoAmbiental/Estudio%20preliminar%20de%20la%20presencia%20de%20compuestos%20emergentes%20en%20las%20aguas%20residuales%20del%20Hospital%20Universidad%20del%20Norte.pdf>
- Arimi, M. M., Knodel, J., Kiprop, A., Namango, S., Zhang, Y & Geißen, S. (2015). Strategies for improvement of biohydrogen production from organic-rich wastewater: A review. *Biomass and Bioenergy*. 75, 101-118. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.02.011>

- Arman, N. Z., Salmiati, S., Aris, A., Salim, M. R., Nazifa, T. H., Muhamad, M. S., & Marpongahtun, M. (2021). A review on emerging pollutants in the water environment: Existences, health effects and treatment processes. *Water*, 13(22), 1–31. <https://doi.org/10.3390/w13223258>
- Armijo Castro, F., & San Martín Bacaicoa, J. (1994). Conductividad eléctrica de las aguas mineromedicinales. *Boletín de la Sociedad Española de Hidrología Médica*, 9(3), 157-162. ISSN 0214-2813. [https://hidromed.org/hm/images/pdf/BSEHM%201994_9\(3\)157-162_Armijo.pdf](https://hidromed.org/hm/images/pdf/BSEHM%201994_9(3)157-162_Armijo.pdf)
- Ashton, D., Hilton, M., Thomas, K. (2004). Investigating the environmental transport of human pharmaceuticals to streams in the United Kingdom. *Science of The Total Environment*, 333(1-3), 167, 184. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.04.062>
- Azov, Y., Goldman, J.C., (1982). Free ammonia inhibition of algal photosynthesis in intensive cultures. *Applied and Environmental Microbiology*, 43, 735–739. <https://doi.org/10.1128%2Faem.43.4.735-739.1982>
- Batucan, S. N., Tremblay, L., Northcott, G., Matthaei, C. (2022). Medicating the environment? A critical review on the risks of carbamazepine, diclofenac and ibuprofen to aquatic organisms. *Environmental advances*, 7. <https://doi-org.bd.univalle.edu.co/10.1016/j.envadv.2021.100164>
- Belisário, M., Balthazar, D. C., & Borges, P. S. (2008). Estudio comparativo de la eficiencia de adsorción del bagazo de caña de azúcar, carbón activado y esponja vegetal en la remoción del Paracetamol en el suministro de agua. *XVII Congreso Chileno de Ingeniería Química en Viña del Mar, Valparaíso, Chile*. 25 al 28 de Octubre 2009. <http://www.eiq.cl/cchiq2009/pags/t-oral.html>
- Boscá, F., Marín, M. L., & Miranda, M. A. (2007). Photoreactivity of the Nonsteroidal Anti-inflammatory 2-Arylpropionic Acids with Photosensitizing Side Effects. *Photochemistry and Photobiology*, 74(5), 637–655. doi:10.1562/0031-8655(2001)0740637potnai2.0.co2
- Bushra, R., & Aslam, N. (2010). An Overview of Clinical Pharmacology of Ibuprofen. *Oman Medical Journal*, 25(3), 155-161. <https://doi.org/10.5001/OMJ.2010.49>
- Camacho, A., Ortega, H. M., Sánchez, E.I., Can, A. (2020). Indicadores de calidad físico química de las aguas residuales del estado de Oaxaca, México. *Terra Latinoamericana*, Número Especial 2(38), 361-375. <https://doi.org/10.28940/terra.v38i2.610>

- California State Water Resources Control Board. (2010). “*Folleto Informativo Turbidez 3150*”.
https://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/swamp/docs/cwt/guidance/3150sp.pdf
- Campo, Marcela & Tobar, Carlos. (2011). Evaluación de la dosificación de cloruro férrico para el tratamiento primario avanzado del agua residual doméstica afluente a la PTAR-Cañaveralejo. [Tesis de pregrado, Universidad del Valle].
[10.13140/2.1.4054.6882](https://doi.org/10.13140/2.1.4054.6882).
- Carballa, M., Omil, F., Lema, J. M., Llompart, M., García-Jares, C., Rodríguez, I., Gómez, M., Ternes, T. (2004). Behavior of pharmaceuticals, cosmetics and hormones in a sewage treatment plant. *Water Research*, 38(12), 2918–2926.
<https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2004.03.029>
- Cerón, V., Madera, C., & Peña, M. (2015). Uso de lagunas algales de alta tasa para tratamiento de aguas residuales. *Revista científica Ingeniería y Desarrollo*, 33(1), 99-125. <https://doi.org/10.14482/inde.33.1.5318>
- Cervantes Ramírez, S. P. (2015). Evaluación de la remoción de ibuprofeno, mediante humedales de flujo subsuperficial horizontal. [Tesis de licenciatura. Instituto Tecnológico de Costa Rica]. Repositorio TEC.
<https://repositoriotec.tec.ac.cr/handle/2238/6043>
- Chander, V., Sharma, B., Negi, V., Aswal, R. S., Singh, P., Singh, R., & Dobhal, R. (2016). Pharmaceutical compounds in drinking water. *Journal of Xenobiotics*, 6(1), 1–7. <https://doi.org/10.4081/xeno.2016.5774>
- Chapra, S., & Cunningham, V. (2004). Screening analysis of human pharmaceutical compounds in U.S surface water. *Environmental Science & Technology*, 38(3), 838–849. <https://doi.org/10.1021/es034430b>
- Chatterjee, P., Fathima, J., Asams, M., Arjun, A. (2022). Production of microalgae on source-separated human urine en E. Jacob-Lopez, *3rd Generation Biofuels*. Woodhead Publishing Series in Energy.
- Checa, M., Sosa, D., Ruiz, O., & Barcos, M. (2021). Presence of pharmaceutical products in water and its impact on the environment. *Bionatura: Latin American Journal of Biotechnology and Life Sciences*, 6(1), 1618-1627.
<https://doi.org/10.21931/RB/2021.06.01.27>
- Chen, D., Kuang, Y., Wang, H., Liang, J., Zhao, J. (2022). Insights into the mechanism of naproxen inhibiting biohydrogen production from sludge dark fermentation. *Process Safety and Environmental Protection*, 167, 390-397.
<https://doi-org.bd.univalle.edu.co/10.1016/j.psep.2022.09.015>

- Chinnaiyan, P., Thampi, S.G., Kumar, M., & Mini, K.M. (2018). Pharmaceutical products as emerging contaminant in water: relevance for developing nations and identification of critical compounds for Indian environment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(288). <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6672-9>
- Chopra, S., & Kumar, D. (2020). Ibuprofen as an emerging organic contaminant in environment, distribution and remediation. *Heliyon*, 6(6), 1-11. <https://doi.org/10.1016/J.HELIYON.2020.E04087>
- Correa, G. (2008). Evaluación y monitoreo del sistema de lagunas de estabilización del municipio de Santa Fé de Antioquia, Colombia. [Tesis de maestría, Universidad de Antioquia]. Repositorio Institucional Universidad de Antioquia <https://bibliotecadigital.udea.edu.co/bitstream/10495/50/1/EvalMonitStmaLagunasStfeAnt.pdf>
- Correia, A & Marcano, L. (2015). Presencia y eliminación de compuestos farmacéuticos en plantas de tratamientos de aguas residuales. Revisión a nivel mundial y perspectiva nacional. *Boletín de Malariología y Salud Ambiental*, 55(1), 1-18. ISSN 1690-4648 https://www.researchgate.net/publication/285599120_Presencia_yeliminacion_de_compuestos_farmaceuticos_en_plantas_de_tratamientos_de_aguas_residuales_Revision_a_nivel_mundial_y_perspectiva_nacional
- Craggs, R. J., Heubeck, S., Lundquist, T. J., & Benemann, J. R. (2011). Algal biofuels from wastewater treatment high rate algal ponds. *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 63(4), 660–665. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.100>
- Cruz Carrillo, M. (2019). Evaluación y tratamiento de contaminantes emergentes (fármacos ácidos) en aguas residuales mediante un reactor SBRLF acoplado a fotocátalisis. [Tesis de doctorado, Universidad Autónoma del Estado de Morelos]. Repositorio Institucional de Acceso Abierto (RIAA) de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos. <http://riaa.uaem.mx/handle/20.500.12055/778>
- Cuenca, M. T. (2019). Contaminantes emergentes: origen y destino. [Tesis de maestría, Universidad de Alcalá]. Biblioteca digital de la Universidad de Alcalá. <https://ebuah.uah.es/dspace/handle/10017/41744>

- Custodio, M., & Pantoja, R. (2012). Vista de Impactos antropogénicos en la calidad del agua del río Cunas. *Apuntes de Ciencia y Sociedad*, 2(2), 130-137. <https://doi.org/10.18259/acs.2012015>
- Deng, X., Cheng, B., Xue, C., Li, D., Hu, X., Gaon, K. (2019). Biomass production and biochemical profiles of a freshwater microalga *Chlorella kessleri* in mixotrophic culture: Effects of light intensity and photoperiodicity. *Bioresource Technology*, 273, 358-367. <https://doi-org.bd.univalle.edu.co/10.1016/j.biortech.2018.11.032>
- De la Cruz Gonzales, N. (2013). Estudio de la eliminación de contaminantes emergentes en aguas mediante procesos de oxidación avanzados. [Tesis de doctorado, Universidad de Barcelona]. Repositorio digital de la Universidad de Barcelona. https://www.tdx.cat/bitstream/handle/10803/308120/NDLCG_TESIS.pdf?sequence=1
- De Wilt, A., Butkovskyi, A., Tuantet, K., Hernandez, L., Fernandes, T. V, Langenhoff, A., & Zeeman, G. (2016). Micropollutant removal in an algal treatment system fed with source separated wastewater streams. *Journal of Hazardous Materials*, 304, 84–92. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.10.033>
- Díaz, F. (2020). Remoción de fármacos emergentes en aguas residuales mediante un biorreactor con biomasa inmovilizada acoplado a un sistema de filtración con membranas sumergidas. [Tesis de maestría, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua]. Repositorio institucional IMTA. <http://hdl.handle.net/20.500.12013/2246>
- Ding, T., Yang, M., Zhang, J., Yang, B., Lin, K., Li, J., & Gan, J. (2017). Toxicity, degradation and metabolic fate of ibuprofen on freshwater diatom *Navicula* sp. *Journal of Hazardous Materials*, 330, 127–134. doi:10.1016/j.jhazmat.2017.02.004
- Dow, L. (2021). How do quorum-sensing signals mediate algae–bacteria interactions? *Microorganisms* 9 (7), 1391. <https://www.mdpi.com/2076-2607/9/7/1391>.
- Dubber, D. & Gray, N. F. (2010). Replacement of chemical oxygen demand (COD) with total organic carbon (TOC) for monitoring wastewater treatment performance to minimize disposal of toxic analytical waste. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 45(12), 1595–1600. <https://doi.org/10.1080/10934529.2010.506116>
- Ebele, A., Abou - Elwafa, M., Harrad, S. (2017). Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. *Emerging Contaminants*. 3(1), 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2016.12.004>

- Echeverri, A.F., Madera, C. A., Urrutia, N. (2012). Comparación de la calidad agronómica del efluente de la PTAR-C y el agua subterránea con fines de uso en riego de caña de azúcar. *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*. (11), 21-27. <https://www.redalyc.org/pdf/2311/231125817002.pdf>
- Edokpayi, J., Odiyo, J., & Durowoju, O. (2017). Impact of Wastewater on Surface Water Quality in Developing Countries: A Case Study of South Africa. *IntechOpen: Water Quality*. <http://dx.doi.org/10.5772/66561>
- El Hamouri, B. (2009). Rethinking natural, extensive systems for tertiary treatment purposes: The high-rate algae pond as an example. *Desalination and water treatment*. 4(1-3), 128-134. <https://doi.org/10.5004/dwt.2009.367>
- EMCALI. (2020). “Ocho datos que no sabías de nuestra PTAR”. <https://www.emcali.com.co/web/acueducto/-/ptar#:~:text=PTAR-C%20significa%20%22Planta%20De%20Tratamiento%20De%20Aguas%20Residuales,Cauca.%20Av%20N%20entre%20Calles%2010%20y%2011>
- Fallowfield, H. J., Young, P., Taylor, M. J, Buchanan, N., Cromar, N., Keegan, A., Monis, P. (2018). Independent validation and regulatory agency approval for high rate algal ponds to treat wastewater from rural communities. *Environ. Sci.: Water Res. Technol.*, 4, 195-205. [10.1039/C7EW00228A](https://doi.org/10.1039/C7EW00228A)
- Ferreira, A. P. (2014). Identification and quantification of ibuprofen in conventional wastewater treatment plants in Rio de Janeiro, Brazil, and their discharge to the aquatic environment. *Journal of Advances in Biology*. 4(1), 303-311. <https://doi.org/10.24297/jab.v4i1.1943>
- Flores, C. E., Flores, K. L. (2021). Pruebas Para Comprobar La Normalidad De Datos En Procesos Productivos: Anderson Darling, Ryan-Joiner, Shapiro-Wilk Y Kolmogórov-Smirnov. *Societas: Revista de Ciencias Sociales y Humanísticas*, 23(2). <http://portal.amelica.org/ameli/jatsRepo/341/3412237018/3412237018.pdf>
- Fog, L. (2021). “¿Transparente como el agua? Una mirada profunda al agua que consumimos”. *Pesquisa Javeriana*. <https://www.javeriana.edu.co/pesquisa/transparente-como-el-agua-una-mirada-mas-profunda-al-agua-que-consumimos/>
- Fuller, R., Landrigan, P. J., Balakrishnan, K., Bathan, G., Bose-O’reilly, S., Brauer, M., Caravanos, J., Chiles, T., Cohen, A., Corra, L., Cropper, M., Ferraro, G., Hanna, J., Hanrahan, D., Hu, H., Hunter, D., Janata, G., Kupka, R., Lanphear, B., Asia, A. (2022). Review Pollution and health: a progress update. *Global Alliance on Health and Pollution*, 6(6), 535-547. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(22\)00090-0](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(22)00090-0)

- García, J., Green, B. F., Lundquist, T., Mujeriego, R., Hernández-Mariné, M., & Oswald, W. J. (2006). Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater. *Bioresource Technology*, 97(14), 1709-1715. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.07.019>
- García, J., Mujeriego, R. & Hernández-Mariné, M. (2000). High rate algal pond operating strategies for urban wastewater nitrogen removal. *Journal of Applied Phycology*, 12, 331–339. <https://doi.org/10.1023/A:1008146421368>
- Garcia-Rodríguez, A., Matamoros, V., Fontàs, C., Salvadó, V. (2014). The ability of biologically based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants—a review. *Environ Sci Pollut Res*, 21, 11708–11728. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2448-5>
- Garrard, A. (2014). Ibuprofen. *Biomedical Sciences: Encyclopedia of Toxicology*, (3), 993–995. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386454-3.00739-9>
- Ghasemi, Y., Rasoul-Amini, S., Fotooh-Abadi, E., (2011). The biotransformation, biodegradation, and bioremediation of organic compounds by microalgae. *J. Phycol.* 47(5), 969-980. [10.1111/j.1529-8817.2011.01051.x](https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2011.01051.x)
- Gibson, R., Durán-Álvarez, J., León Estrada, K., Chávez, A., Jimenez Cisneros, B. (2010). Accumulation and leaching potential of some pharmaceuticals and potential endocrine disruptors in soils irrigated with wastewater in the Tula Valley, Mexico. *Chemosphere*. 81(11), 1437-1445. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.09.006>
- Göbel, A., McArdell, C.S., Joss, A., Siegrist, H., Giger, W. (2007). Fate of sulfonamides, macrolides, and trimethoprim in different wastewater treatment technologies. *Science of The Total Environment*, 372 (2–3), 361-371. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.07.039>
- Godos, I., Muñoz, R., Guieysse, B. (2012). Tetracycline removal during wastewater treatment in high-rate algal ponds. *Journal of Hazardous Materials*, 446-449. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.05.106>
- Google Earth. (2024). <https://earth.google.com/earth/d/1P-RGrGSHHypzDstF0qwoUhFBLAL3Rlkt?usp=sharing>
- Gómez Luna, L. M. (2007). Microalgas: Aspectos ecológicos y biotecnológicos. *Revista Cubana de Química*, XIX(2), 3-20. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=443543707001>

- Gonçalves, A., Pires, J., Simões, M. (2017). A review on the use of microalgal consortia for wastewater treatment. *Algal Research*, 24(b), 403-415. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.11.008>
- Gregor, J., & Mar, B. (2004). Freshwater phytoplankton quantification by chlorophyll a: a comparative study of in vitro, in vivo and in situ methods. *Water Research*, 38(3), 517-522. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.033>
- Guieysse, B. & Wuertz, S. (2012). Metabolically versatile large-genome prokaryotes. *Current opinion in biotechnology*. 23(3), 467-473. [10.1016/j.copbio.2011.12.022](https://doi.org/10.1016/j.copbio.2011.12.022)
- Guo, Y., Qi, P., & Liu, Z. (2017). A review on advance treatment of pharmaceutical wastewater. *IOP Conference Series Earth and Environmental Science*, 63. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/63/1/012025>
- Hadiyanto, H., Elmore, S., Van Gerven, T., & Stankiewicz, A. (2013). Hydrodynamic evaluations in high rate algae pond (HRAP) design. *Chemical Engineering Journal*, 217, 231-239. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.12.015>
- Han Tran, N., Reinhard, M & Yew-Hoong Gin, K. (2018). Occurrence and fate of emerging contaminants in municipal wastewater treatment plants from different geographical regions-a review. *Water Research*, 133, 182-207. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.029>
- HANNA Instrumens. (2019). "¿Cuál es la relación existente entre la conductividad y los sólidos totales disueltos?". [https://www.hannainst.es/blog/234/cual-es-la-relacion-existente-entre-la-conductividad-y-los-sólidos totales disueltos?](https://www.hannainst.es/blog/234/cual-es-la-relacion-existente-entre-la-conductividad-y-los-solidos-totales-disueltos)
- HANNA Instruments. (s.f). "Guía para el análisis de la demanda química de oxígeno (DQO)". <https://www.hannacolombia.com/blog/post/115/guia-para-el-analisis-la-demanda-quimica-oxigeno-dqo>
- Hernández-Pérez, A. & Labbé, J. (2014). Microalgas, cultivos y beneficios. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 49(2). ISSN 0718-1957. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572014000200001>
- He, P.J., Mao B., Lü, F., Shao, L.M., Lee, D.J., Chang, J.S. (2013) The combined effect of bacteria and *Chlorella vulgaris* on the treatment of municipal wastewaters. *Biores Technol*, 146, 562-568. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.111>
- Hershey, D. R. (1991). Plant Light Measurement & Calculations. *The American Biology Teacher*, 53(6), 351-353. <https://doi.org/10.2307/4449324>

- Hifney, .F., Zien-Elabdeen, A., Adam, M.S., Gomaa, M. (2021). Biosorption of ketoprofen and diclofenac by living cells of the green microalgae *Chlorella* sp. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 69242–69252. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15505-x>
- Hom-Díaz, A., Jaén-Gil, A., Bello-Laserna, I., Rodríguez-Mozaz, S., Vicent, T., Barceló, D. & Blázquez, P. (2017). Performance of a microalgal photobioreactor treating toilet wastewater: pharmaceutically active compound removal and biomass harvesting. *Science of the total environment*, 592, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.224>
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2006). "Conductividad eléctrica por el método electrométrico en aguas". <http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38155/Conductividad+El%C3%A9ctrica.pdf/f25e2275-39b2-4381-8a35-97c23d7e8af4>
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2024). Boletín de monitoreo fenómeno del Niño y la Niña. http://www.ideam.gov.co/web/tiempo-y-clima/boletin-de-seguimiento-fenomeno-el-nino-y-la-nina/-/document_library_display/I6NwA8DioHgN/view/126583582
- Instituto del Agua. (2024). "Carbono Orgánico Total en Aguas Residuales: Un análisis detallado y su importancia medioambiental". <https://institutodelagua.es/aguas-residuales/carbono-organico-total-en-aguas-residualesaguas-residuales/>
- International Society of Drug Bulletins. (2016). Fármaccontaminación. Impacto ambiental de los medicamentos. *Boletín de Información Farmacoterapéutica de La Comarca*, 24(10), 2–4. https://files.sld.cu/medicamentos/files/2017/01/INFAC_Vol_24_n_10_farmacontaminacion.pdf
- Isidori, M., Lavorgna, M., Nardelli, A., Parrella, A., Previtera, L., Rubino, M. (2005). Ecotoxicity of naproxen and its phototransformation products. *Science of the Total Environment*, 348, 93 – 101. doi:10.1016/j.scitotenv.2004.12.068
- IQvia. (2019). *Ibuprofeno, Paracetamol o aspirina - El mercado de los analgésicos*. https://www.indec.gob.ar/censos_total_pais
- Jahan, S., Pruvost, J., Titica, M., Cogne, G., Fallowfield, H. (2024). Synergy between carbon sources and light in microalgal culture from the perspective of wastewater treatment in high rate algal ponds. *Algal Research*, 79. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2024.103466>
- Jiménez-Bambague, E., Madera, C., & Peña, E. (2020a). Eliminación de compuestos farmacéuticos presentes en un agua residual doméstica mediante un

tratamiento primario avanzado. *Ingeniería y Competitividad*, 22(1), 1-10.
<https://doi.org/10.25100/iyc.v22i1.8794>

Jiménez-Bambague, E.M., Madera-Parra C.A., Ortiz-Escobar, A.C., Morales-Acosta P.A., Peña-Salamanca, E.J., Machuca-Martínez, F. (2020b). High-rate algal pond for removal of pharmaceutical compounds from urban domestic wastewater under tropical conditions. Case study: Santiago de Cali, Colombia. *Water Sci Technol*, 82 (6), 1031–1043. doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2020.362>

Jiménez-Bambague, E.M., Ortiz-Escobar, A.C., Madera-Parra, C.A., Machuca-Martínez, F. (2021). Microalgae for Removing Pharmaceutical Compounds from Wastewater. En Upadhyayula, S., & Chaudhary, A. (Eds.). *Advanced Materials and Technologies for Wastewater Treatment*. (pp. 246-284), CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781003138303>

Jiménez, E. M., Florez, J. S., Gómez, R. D., Morales, P. A., Peña, E. J., Machuca, F., & Madera, C. A. (2021). Cell growth and removal capacity of ibuprofen and diclofenac by *Chlorella kessleri* at bench scale. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 97(6), 1416-1423. <https://doi.org/10.1002/jctb.6911>

Kasiri, S., Ulrich, A., Prasad, V. (2015). Optimization of CO₂ fixation by *Chlorella kessleri* cultivated in a closed raceway photo-bioreactor. *Bioresour. Technol.* 194, 144–155. <https://doi-org.bd.univalle.edu.co/10.1016/j.biortech.2015.07.017>

Kang, D., Zhao, Q., Wu, Y., Wu, C., Xiang, W. (2018). Removal of nutrients and pharmaceuticals and personal care products from wastewater using periphyton photobioreactors. *Bioresource Technology*, 248(B), 113-119. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.153>

Kim, J. W., Jang, H. S., Kim, J. G., Ishibashi, H., Hirano, M., Nasu, K., Ichikawa, N., Takao, Y., Shinohara, R., & Arizono, K. (2009). Occurrence of Pharmaceutical and Personal Care Products (PPCPs) in Surface Water from Mankyung River, South Korea. *Journal of Health Science*, 55(2), 249–258. <http://dx.doi.org/10.1248/jhs.55.249>

Kim, B.-H., Kang, Z., Ramanan, R., Choi, J.-E., Cho, D.-H., Oh, H.-M., & Kim, H.-S. (2014). Nutrient Removal and Biofuel Production in High Rate Algal Pond Using Real Municipal Wastewater. *Journal of Microbiology and Biotechnology: Korean Society for Microbiology and Biotechnology*, 24(8), 1123-1132. <https://doi.org/10.4014/jmb.1312.12057>

- Koumaki, E., Mamais, D., Noutsopoulos, C., Nika, M., Bletsou, A., Thomaidis, M., Eftaxias, A., Stratogianni, G. (2015). Degradation of emerging contaminants from water under natural sunlight: The effect of season, pH, humic acids and nitrate and identification of photodegradation by-products. *Chemosphere*, 138, 675-681. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.07.033>
- Larsen, C., Yu, Z., Flick, R., Passeport, E. (2019). Mechanisms of pharmaceutical and personal care product removal in algae-based wastewater treatment systems. *Science of The Total Environment*, 695, 133772. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133772>
- Latorre Hernández, C. (2020). Evaluación del efecto de la fuente de carbono sobre el crecimiento y la composición bioquímica de la microalga *Parachlorella kessleri*. [Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Colombia]. Repositorio Institucional de la Universidad Nacional. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/78153>
- LENNTech. (2020). “TDS and Electrical Conductivity”. https://www.lenntech.com/calculators/tds/tds-ec_engels.htm
- Lin, W., Chen, H., Ding, W. (2005). Determination of pharmaceutical residues in waters by solid-phase extraction and large-volume on-line derivatization with gas chromatography–mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*. 1065(2), 279-285. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2004.12.081>
- Loaiza-Ambuludi, S., Panizza, M., Oturan, N., Ozcan, A., Oturan, M. (2013). Electro-Fenton Degradation of Anti-inflammatory Drug Ibuprofen in Hydroorganic Medium. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 702, 31–36. <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2013.05.006>
- Local Government Association of South Australia. (2019). *High Rate Algal Pond (HRAP)*. [https://www.lga.sa.gov.au/member-services/infrastructure-and-assets/community-wastewater-management-systems/high-rate-algal-ponds-hrap#:~:text=High%20Rate%20Algal%20Pond%20\(HRAP\)%20Design%20Guideline%20%2D%20June%202020&text=The%20wastewater%20treatment%20plant%20can,a%20battoir%20waste%20and%20the%20sewage.](https://www.lga.sa.gov.au/member-services/infrastructure-and-assets/community-wastewater-management-systems/high-rate-algal-ponds-hrap#:~:text=High%20Rate%20Algal%20Pond%20(HRAP)%20Design%20Guideline%20%2D%20June%202020&text=The%20wastewater%20treatment%20plant%20can,a%20battoir%20waste%20and%20the%20sewage.)
- López-García, A. D., Ortega-Escobar, H. M., Ramírez-Ayala, C., Sánchez-Bernal, E. I., Can-Chulim, A., Gómez-Meléndez, D. J., & Vázquez-Alvarado, R. E. (2016). Caracterización fisicoquímica del agua residual urbano-industrial y su importancia en la agricultura. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(6), 139-157. SSN 0187-8336. https://www.researchgate.net/publication/311324860_caracterizacion_fisicoqu

imica del agua residual urbano-industrial y su importancia en la agricultura

- Lynch, S. (2019). Introducción a los fármacos. In *Manual MSD*. <https://www.msdmanuals.com/es-co/hogar/fármacos-o-sustancias/introducción-a-los-fármacos/introducción-a-los-fármacos>
- Madera, C. A., Jiménez, E. M., Toro, A. F., Lara, J., Bedoya, D. F., & Duque, V. (2018). Estudio exploratorio de la presencia de microcontaminantes en el ciclo urbano del agua en Colombia: Caso de estudio Santiago de Cali. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 34(3), 475–487. <https://doi.org/10.20937/RICA.2018.34.03.10>
- Madera Parra, CA, Peña Salamanca, EJ, Jiménez, EM, Vergara, RA, Ortiz, AC, Morales, PA, Flórez, JS & Gómez, RD. (2019). Evaluación de una laguna algal de alta tasa-LATAL, en condiciones tropicales, para la eliminación de compuestos farmacéuticos presentes en el efluente de una planta de tratamiento de aguas residuales. Universidad del Valle. <https://bibliotecadigital.univalle.edu.co/handle/10893/20351>
- Madhav, S., Ahamad, A., Singh, A. K., Sharma, S., Kushawaha, J., Chauhan, S., Singh, P., Madhav, S., Ahamad, Á. A., Singh, Á. A. K., Kushawaha, Á. J., Chauhan, J. S., Sharma, Á. S., & Singh, P. (2020). Water Pollutants: Sources and Impact on the Environment and Human Health. *Sensors in Water Pollutants Monitoring: Role of Material*, 43–62. https://doi.org/10.1007/978-981-15-0671-0_4
- Maghzian, A., Aslani, A., Zahedi, R. (2024). A comprehensive review on effective parameters on microalgae productivity and carbon capture rate. *Journal of Environmental Management*, 355. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120539>
- Manzoni-Maroneze, M., Montenegro, C. A., Martínez, A. (2021). Perspectivas sobre los sistemas de cultivo de microalgas: una revisión crítica. *BioTecnología*, 25(5), 11-34. <https://smbb.mx/wp-content/uploads/2021/12/Manzoni-Maroneze-et-al.-2021.pdf>
- Marchlewicz, A., Guzik, U. & Wojcieszynska, D. (2015). Over-the-Counter Monocyclic Non-Steroidal Anti-Inflammatory Drugs in Environment—Sources, Risks, Biodegradation. *Water Air Soil Pollut* 226(355). <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2622-0>
- Martínez, F., Molina, R., Rodríguez, I., Pariente, M. I., Segura, Y., & Melero, J. A. (2018). Techno-economical assessment of coupling Fenton/biological

processes for the treatment of a pharmaceutical wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(1), 485–494. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2017.12.008>

Martínez-Montero, D. (2023). Microencapsulación mediante secado por aspersión de aceite extraído de la microalga *Parachlorella kessleri* aislada de la laguna La Cocha. [Proyecto de investigación]. Repositorio Institucional UNAD. <https://repository.unad.edu.co/handle/10596/56639>

Matamoros, V., Gutiérrez, R., Ferrel, I., Garcia, J., MB. (2015). Capability of microalgae-based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants: A pilot-scale study. *Journal of Hazardous Materials*, 288 , 34-42. [10.1016/j.jhazmat.2015.02.002](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.02.002)

Matamoros, V., Uggetti, E., García, J., Bayona, J. M. (2016). Assessment of the mechanisms involved in the removal of emerging contaminants by microalgae from wastewater: a laboratory scale study, *Journal of Hazardous Materials*, 301, 197-205. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.08.050>

Mejía-García, A., Islas-Flores, H., Gómez-Oliván, L.M., SanJuan-Reyes, N., Ortega-Olvera, J.M., Hernández-Navarro, M.D. (2020). Overview of Non-steroidal Anti-inflammatory Drugs as Emerging Contaminants. En: Gómez-Oliván, L.M. (eds) *Non-Steroidal Anti-Inflammatory Drugs in Water. The Handbook of Environmental Chemistry*, 96. https://doi.org/10.1007/698_2020_541

Mehrabadi, A., Craggs, R., Farid, M. (2015). Wastewater treatment high rate algal ponds (WWT HRAP) for low-cost biofuel production. *Bioresource Technology*, 184, 202-214. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.11.004>

Mezzanote, V., Marazzi, F., Ficara, E., Mantovani, M., Valsecchi, S., Capelli, F. (2022). First Results on the Removal of Emerging Micropollutants from Municipal Centrate by Microalgae. *Environmental and Climate Technologies*, 26(1), 36-45. <https://doi.org/10.2478/rtuect-2022-0004>

Ministerio de Salud, (s.f). *Medicamento de venta libre u OTC*. Medicamentos a un click. http://medicamentosaunclic.gov.co/contenidos/venta_libre.aspx

Mir-Tutusaus, J.A., Parladé, E., Villagrasa, M. (2019). Long-term continuous treatment of non-sterile real hospital wastewater by *Trametes versicolor*. *Journal of Biological Engineering*, 13, 47. <https://doi.org/10.1186/s13036-019-0179-y>

Mojiri, A., Zhou, J.L., Ratnaweera, H., Rezania, S., Nazari V, M. (2022). Pharmaceuticals and personal care products in aquatic environments and their removal by algae-based systems. *Chemosphere*, 288(2), 132-580. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132580>

- Nam, S., Choi, D., Kim, S., Her, N., Zoh, K. (2014). Adsorption characteristics of selected hydrophilic and hydrophobic micropollutants in water using activated carbon. *Journal of Hazardous Materials*, 270, 144-152. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.01.037>
- National Center for Biotechnology Information (2024). PubChem Compound Summary for CID 156391, Naproxen. Retrieved May 14, 2024 from <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Naproxen>.
- Norvill, Z. N., Shilton, A., & Guieysse, B. (2016). Emerging contaminant degradation and removal in algal wastewater treatment ponds : Identifying the research gaps. *Journal of Hazardous Materials*, 313, 291–309. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.03.085>
- Norvill, Z. N., Toledo-Cervantes, A., Blanco, S., Shilton, A., Guieysse, B. & Muñoz, R. (2017). Photodegradation and sorption govern tetracycline removal during wastewater treatment in algal ponds. *Bioresource technology*, 232, 35-43. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.02.011>
- OMS. (2012). *Pharmaceuticals in drinking-water*. <https://www.who.int/publications-detail-redirect/9789241502085>
- OMS. (2020). *Lista modelo de medicamentos esenciales*. <https://www.who.int/es/news/item/27-02-2020-who-launch-e-eml>
- ONU. (2018). Agua medicada: el consumo moderno de fármacos se convierte en un desafío ambiental. *Programa Para El Medio Ambiente*. <https://www.unep.org/es/noticias-y-reportajes/reportajes/agua-medicada-el-consumo-moderno-de-farmacos-se-convierte-en-un>
- Ordóñez, S., Díaz, E., & Patiño, Y. (2014). Microcontaminantes emergentes en aguas: tipos y sistemas de tratamiento. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 5(2), 1-20. Redalyc, <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=323631115001>
- Ortiz-Escobar, A. (2019). Evaluación de una laguna de alta tasa – LATAL para la eliminación de compuestos farmacéuticos presentes en el efluente de la ptar cañaveralejo, Cali, Colombia. *Water Science and Technology*, 82(6), 1031-1043. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.362>
- Pachés, M. (2020). Contaminantes emergentes. [Informe académico. Universidad Politécnica de Valencia]. <https://m.riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/142675/Pach%C3%A9s%20-%20Contaminantes%20emergentes.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Parada, L.F. (2019). Prueba normalidad Shapiro-Wilk.. *Rpubs by Rstudio*. <https://rpubs.com/F3rnando/507482>

- Park, J. B. K., Craggs, R. J., & Shilton, A. N. (2011a). Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresource Technology*, 102(1), 35–42. doi:10.1016/j.biortech.2010.06.15
- Park, J. B. K., & Craggs, R. J. (2011b). Nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds with carbon dioxide addition, *Water Science and Technology*, 63(8) 1758–1764. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.114>
- Peng, X., Yu, Y., Tang, C., Tan, J., Huang, Q., Wang, Z. (2008). Occurrence of steroid estrogens, endocrine-disrupting phenols, and acid pharmaceutical residues in urban riverine water of the Pearl River Delta, South China. *Science of The Total Environment*, 397(1-3), 158-166. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.02.059>
- Peng, J., Cao, K., Lv, S., Hu, Y., Lin, J., Zhou, Q., Wang, J. (2023). Algal strains, treatment systems and removal mechanisms for treating antibiotic wastewater by microalgae. *Journal of Water Process Engineering*, 56, 104266. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104266>
- Peña, A.K. & Solis, Y.A. (2022). Influencia del oxígeno disuelto y tiempo sobre la tasa de crecimiento de microorganismos en el tratamiento de agua residual. [Tesis de pregrado, Universidad Nacional del Centro de Perú]. Repositorio Institucional UNCP. https://repositorio.uncp.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12894/9057/T010_70038431%20_T%20%20%20Pe%c3%b1a%20Solis.pdf?sequence=1
- Pérez, J. (2017). Fármacos como contaminantes emergentes: caracterización, cuantificación y eliminación en plantas de tratamiento de aguas residuales. [Tesis de doctorado, Universidad de Oviedo]. Repositorio Institucional de la Universidad de Oviedo. <http://digibuo.uniovi.es/dspace/handle/10651/42662>
- Phyu, K., Zhi, S., Liang, J., Chang, C., Liu, J., Cao, Y., Wang, H., Zhang, K. (2024). Microalgal-bacterial consortia for the treatment of livestock wastewater: Removal of pollutants, interaction mechanisms, influencing factors, and prospects for application. *Environmental Pollution*, 349. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123864>
- Pinos, V. (2019). ¿Contaminantes Emergentes en el agua? <https://www.ucuenca.edu.ec/component/content/article/233-espanol/investigacion/blog-de-ciencia/1134-contaminantes-emergentes-en-el-agua?Itemid=437>
- Prieto, J.M. (2007) Antiinflamatorios No Esteroideos (AINEs). ¿Dónde estamos y hacia dónde nos dirigimos? (Primera Parte). *Científica Dental*, 4(3), 203-212. ISSN 1697-6398, ISSN-e 1697-641X. [Antiinflamatorios no esteroideos](#)

[\(AINEs\). ¿Dónde estamos y hacia donde nos dirigimos? \(Primera parte\) - Dialnet \(unirioja.es\)](#)

Posadas, E., Muñoz, A., García-González, M.C., Muñoz, R., García-Encina, P.A. (2015). A case study of a pilot high rate algal pond for the treatment of fish farm and domestic wastewaters. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 90(6), 1094–1101. <https://doi.org/10.1002/jctb.4417>

Probabilidad y Estadística. (2022). "Coeficiente de variación". <https://www.probabilidadyestadistica.net/coeficiente-de-variacion/>

Quino-Quispe, P. D. (2019). Evaluación de aguas residuales bajo el tratamiento a diferentes temperaturas de coagulación- floculación con semillas de durazno (prunus pérsica), tuna (opuntia ficus indica) y cáscara de papa (solanum tuberosum) del río Jillusaya. [Tesis de pregrado, Universidad Mayor de San Andrés] Repositorio Institucional UMSA. <https://repositorio.umsa.bo/bitstream/handle/123456789/25760/T-2854.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

R Development Core Team. (2017). R: A Language and environment for statistical computing. (Version 4.1) [Computer software]. Retrieved from <https://cran.r-project.org>.

Rada, A. (2018). Photo-Activated Sludge: A novel algal-bacterial biotreatment for nitrogen removal from wastewater. [Tesis doctoral- Wageningen University].CRC Press/Balkema. <https://doi.org/10.18174/459979>

Radjenović, J., Petrović, M., & Barceló, D. (2009). Fate and distribution of pharmaceuticals in wastewater and sewage sludge of the conventional activated sludge (CAS) and advanced membrane bioreactor (MBR) treatment. *Water Research*, 43(3), 831–841. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2008.11.043>

Ramírez-Mérida, Luis. (2020). Microalgas para el manejo de aguas residuales, actualidad y perspectivas. *Mérida publishers, Agrobiología: una visión general y sus aplicaciones*, (2). [10.4322/mp.2020.001.02](https://doi.org/10.4322/mp.2020.001.02)

Ramírez, O., & Villareal, D. (2022). Eliminación de compuestos farmacéuticos presentes en las aguas residuales de la planta de tratamiento de agua residual cañaveralejo mediante un acople tecnológico entre una laguna algal de alta tasa (HRAP) y electro-fenton a pH circumneutral escala piloto. Propuesta de investigación.

Ramos-Alvariño, C. (2006). Los residuos en la industria farmacéutica. *CENIC Ciencias Biológicas*, 37(1), 25–31. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=181220542005>

- Raschke, R. L. (1993). Diatom (Bacillariophyta) community response to phosphorus in the Everglades National Park, USA. *Phycologia*, 32(1), 48–58. <https://doi.org/10.2216/i0031-8884-32-1-48.1>
- Robledo Zacarías, V. H., Velázquez Machuca, M. A., Montañez Soto, J. L., Pimentel Equihua, J. L., Vallejo Cardona, A. A., López Calvillo, M. D., & Venegas González, J. (2017). Hidroquímica y contaminantes emergentes en aguas residuales urbano industriales de Morelia, Michoacán, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(2), 221–235. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.02.04>
- Rodríguez, E., & Valdés, L. (2014). *Consumo de Antiinflamatorios no Esteroideos. Hospital “Manuel Fajardo”; 2012-2013*. [Informe investigativo, Universidad de Ciencias Médicas de la Habana]. http://uvsfajardo.sld.cu/sites/uvsfajardo.sld.cu/files/consumo_de_antiinflamatorios.pdf
- Rossi, S., Casagli, F., Mantovani, M., Mezzanote, V., Ficara, E. (2020). Selection of photosynthesis and respiration models to assess the effect of environmental conditions on mixed microalgae consortia grown on wastewater. *Bioresource Technology*, 305. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122995>
- Rout, P. R., Zhang, T. C., Bhunia, P., & Surampalli, R. Y. (2021). Treatment technologies for emerging contaminants in wastewater treatment plants: A review. *Science of the Total Environment*, 753. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.141990>
- Ruas, G., Farias, S. L., Scarcelli, P. G., Serejo, M. L., & Boncz, M. A. (2020). The effect of CO2 addition and hydraulic retention time on pathogens removal in HRAPs. *Water Science and Technology*, 82(6), 1184-1192. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.255>
- Ruiz Rodriguez, J. F., & Ruiz Rodriguez, J. R. (2019). Determinación del Impacto Ambiental a Consecuencia del Vertimiento de Aguas Residuales al Río Patarata, como Cuerpo Receptor, Distrito Santiago de Chuco – La Libertad. [Tesis de pregrado, Universidad Nacional de Trujillo]. *Biblioteca Digital - Dirección de Sistemas de Informática y Comunicación*. <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/2.5/pe/>
- Salazar, M. (2005). Aplicación e importancia de las microalgas en el tratamiento de aguas residuales. *Contactos*, 59, 64-70. [Link](#).
- Sánchez-Prado, L., Llompart, M., Lores, M., García-Jares, C., Bayona, J., Cela, R. (2006). Monitoring the photochemical degradation of triclosan in wastewater

- by UV light and sunlight using solid-phase microextraction. *Chemosphere*, 65(8), 1338-1347. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.04.025>
- Sanchez, W., & Egea, E. (2018). Health and environmental risks associated with emerging pollutants and novel green processes. *Environmental Science and Pollution Research* 25(7). <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1372-0>
- Santos-Montes. A.M., González Arechavala, Y. & Martín Sastre, C. (2014). Usos y aplicaciones potenciales de las microalgas. Repositorio Universidad Pontificia Comillas, 20-28. ISSN 0003-2506. <http://hdl.handle.net/11531/4927>
- Santos, C. (2017). Biorremediación De Aguas Contaminadas Con Nutrientes Y Fármacos Mediante Microalgas. [Tesis doctoral, Instituto de medio ambiente, recursos naturales y biodiversidad]. [Biorrelación de aguas contaminadas con nutrientes y fármacos mediante microalgas - Dialnet \(unirioja.es\)](https://dialnet.unirioja.es/servlet/libro?codigo=7111111)
- Santos-Ramírez, C., Rosas, J., Senabre, J.M., Santos-Soler, G., Salas, E., Barber, X., Sánchez-Barrioluengo, M. (2023). Antiinflamatorios no esteroideos (AINE). *Sociedad Valenciana de Reumatología: Libro de enfermedades reumáticas*, (45). <https://svreumatologia.es/wp-content/uploads/2023/02/svr-libros-enfermedades-reumaticas-actualizacion-svr-2013-capitulo-45.pdf>
- Shanmuganathan, R., Le, Q. H., Aloufi, A., Gavurová, B., Deepak, J.R., Mosisa, E., Praveenkumar, T. (2023). High efficiency lipid production, biochar yield and chlorophyll a content of Chlorella sp. microalgae exposed on sea water and TiO₂ nanoparticles. *Environmental Research*, 232. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116263>
- Solano, M. Garavito, G. (2013). Condición de venta de analgésicos antiinflamatorios no esteroides, legalmente autorizados para su comercialización en Colombia. Estrategias de uso racional. *Revista Colombiana de Ciencias Químico Farmaceuticas*, 42(2), 145-168 <https://revistas.unal.edu.co/index.php/rccquifa/article/download/45114/46480>
- Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios. (2020). *Estudio sectorial de los servicios públicos domiciliarios de Acueducto y Alcantarillado*. https://www.superservicios.gov.co/sites/default/archivos/Publicaciones/Publicaciones/2020/Dic/estudio_sectorial_de_los_servicios_publicos_domiciliarios_de_acueducto_y_alcantarillado_28_dic_rev_1.pdf
- Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios. (2022). Documento De Evaluación Integral A Prestadores: Capítulo Técnico Operativo Servicios De Acueducto Y Alcantarillado. <https://www.superservicios.gov.co/sites/default/files/inline-files/5.%20Capitulo%205%20-%20T%C3%A9cnico%20Acueducto%20y%20Alcantarillado.pdf>

- Sutherland, D.L., Turnbull, M.H., Craggs, R.J. (2014). Increased pond depth improves algal productivity and nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds. *Water Research*, 53, 271-281, ISSN 0043-1354. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.01.025>
- Sutherland, D.L., Howard-Williams, C., Turnbull, M., Broady, P., Craggs, R.J. (2015). Enhancing microalgal photosynthesis and productivity in wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresource Technology*, 184, 222-229. <https://doi-org.bd.univalle.edu.co/10.1016/j.biortech.2014.10.074>
- Sutherland, S., & Ralph, J. P. (2019). Microalgal bioremediation of emerging contaminants-Opportunities and challenges. *Water Research*, 164. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114921>
- Takabe, Y., Hidaka, T., Tsumori, J., Minamiyama, M. (2016). Effects of hydraulic retention time on cultivation of indigenous microalgae as a renewable energy source using secondary effluent. *Bioresource Technology*, 207, 399-408. <https://doi-org.bd.univalle.edu.co/10.1016/j.biortech.2016.01.132>
- Talapatra, N., Gautam, R., Mittal, V., Ghosh, U. K. (2023). A comparative study of the growth of microalgae-bacteria symbiotic consortium with the axenic culture of microalgae in dairy wastewater through extraction and quantification of chlorophyll. *Materialstoday:PROCEEDINGS*, 80 (3), 2268-2273. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.06.227>
- Taylor, R., Jones, C., Laubscher, R. (2021). Empirical comparison of activated sludge and high rate algal ponding technologies used to recover water, nitrogen and carbon from brewery effluent. *Journal of Water Process Engineering*, 40. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101840>
- Tehrani, E., Faraji, A., Shojaei, N., Shahinmehr, S., Najafi, A., Hekmatian, Z., Tehrani, Z., Bornas, B. (2023). An overview of the characteristics, toxicity, and treatment methods for the degradation of pharmaceutically active compounds: Naproxen as a case study. *Journal of environmental chemical engineering*, 11(6). <https://doi-org.bd.univalle.edu.co/10.1016/j.jece.2023.111575>
- Tejada, C., Quiñonez, E., & Peña, M. (2014). Vista de Contaminantes Emergentes en Aguas: Metabolitos de Fármacos-Una Revisión. *Revista Facultad Ciencias Básicas*, 10(1), 80–101. <http://dx.doi.org/10.18359/rfcb.341>
- Terdale, S., & Sumant, O. (2021). *Anti-Inflammatory Therapeutics Market Overview Forecast 2028. Allied Market Research*. <https://www.alliedmarketresearch.com/anti-inflammatory-therapeutics-market>

- The Jamovi Project (2022). Jamovi. (Version 2.3) [Computer Software]. Retrieved from <https://www.jamovi.org>.
- Thimijan, R. W., & Heins, R. D. (1983). Photometric, Radiometric, and Quantum Light Units of Measure: A Review of Procedures for Interconversion. *HortScience*, 18(6), 818-822. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.18.6.818>
- Thomas, K. V, & Hilton, M. J. (2004). The occurrence of selected human pharmaceutical compounds in UK estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 49(5-6), 436-444. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.02.028>
- Toro-Vélez, A., Madera-Parra, C., Peña-Varón, M., Lee, W., Bezares-Cruz, J., Walker, W., Cárdenas-Henao, H., Quesada-Calderón, S., García-Hernández, H. and Lens, P. (2016). BPA and NP removal from municipal wastewater by tropical horizontal subsurface constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, 542(A), 93-101. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.154>
- Tyumina, E.A., Bazhutin, G.A., Cartagena Gómez, A.d., and Ivshina, I, B. (2020). Nonsteroidal Anti-inflammatory Drugs as Emerging Contaminants. *Microbiology* 89, 148–163. <https://doi.org/10.1134/S0026261720020125>
- UNESCO World Water Assessment Programme. (2018). The United Nations world water development report 2018: nature-based solutions for water. En UNESCO. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000261424>
- UNESCO (2021). The United Nations World Water Development Report: Valuing Water. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000375724/PDF/375724eng.pdf.multi>
- UN-Hábitat (2021). *Progress on wastewater treatment – Global status and acceleration needs for SDG indicator 6.3.1*. https://www.unwater.org/app/uploads/2021/09/SDG6_Indicator_Report_631_Progress-on-Wastewater-Treatment_2021_EN.pdf
- Unnithan, V.V., Unc, A., & Smith, G.B. (2014). Mini-review: A priori considerations for bacteria–algae interactions in algal biofuel systems receiving municipal wastewaters. *Algal Research*, 4, 35-40. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2013.11.009>
- Vassalle, L., García-Galán, M.J., Aquino, S.F., Franco Afonso, R., Ferrer, I., Passos, F., Mota, C.R. (2020). Can high rate algal ponds be used as post-treatment of UASB reactors to remove micropollutants? *Chemosphere*, 248, 125969. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125969>
- Valenzuela-Larrea, D. E. (2019). Tratamiento de las aguas residuales de una industria farmacéutica de la ciudad de Quito mediante procesos de oxidación avanzada.

[Tesis de pregrado, Universidad Central del Ecuador]. Repositorio digital.
<http://www.dspace.uce.edu.ec/bitstream/25000/17606/1/T-UCE-0008-CQU-072.pdf>

- Verlicchi, P., Aukidy, M. Al, & Zambello, E. (2012). Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater : Removal , mass load and environmental risk after a secondary treatment — A review. *Science of the Total Environment*, 429, 123–155. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.04.028>
- Villar-Navarro, E., Baena-Nogueras, R., Paniw, M., Perales, J., Lara-Martín, P. (2018). Removal of pharmaceuticals in urban wastewater: High rate algae pond (HRAP) based technologies as an alternative to activated sludge based processes. *Water Research*, 139, 19-29. ISSN 0043-1354. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.072>
- Viveros-Ruiz, D. (2018). Evaluación a escala piloto de una laguna algal de alta tasa acoplada a un sistema de tratamiento del agua residual de la Universidad del Valle, campus Meléndez. [Tesis de pregrado, Universidad del Valle]. Biblioteca digital Univalle. <https://bibliotecadigital.univalle.edu.co/server/api/core/bitstreams/90cb1169-739b-41d5-b061-2bb3e0a0e72f/content>
- Vulava, V., Cory, W., Murphey, V., Ulmer, C. (2016). Sorption, photodegradation, and chemical transformation of naproxen and ibuprofen in soils and water. *Science of the Total Environment*, 565, 1063-1070. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.132>
- Wang, L., Min, M., Li, Y., Chen, P., Liu, Y., Wang, Y., Ruan, R. (2010). Cultivation of Green Algae *Chlorella* sp. in Different Wastewaters from Municipal Wastewater Treatment Plant. *Applied Biochemical Biotechnology*, 162, 1174–1186 (2010). <https://doi.org/10.1007/s12010-009-8866-7>
- Wang, H., Wang, T., Zhang, B., Li, F., Brahima, T., Omosa, I.B., Chiramba, T., Abdel-Monem, M., Pradhan, M. (2014). Water and wastewater treatment in Africa—current practices and challenges. *Clean Soil Air Water*, 42, 1029–1035. <https://doi.org/10.1002/clen.201300208>
- Wrede, D. (2019) Utilization of High Rate Algal Ponds to Treat Secondary Lagoon Effluent and Enhance Biomass Production. [Tesis Doctoral, Victoria University]. https://vuir.vu.edu.au/40045/1/WREDE%20Digby-thesis_nosignature.pdf
- Wilkinson, J., Boxall, A., Kolpin, D., & Teta, C. (2021). Pharmaceutical pollution of the world 's rivers. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 119(8). <https://doi.org/10.1073/pnas.2113947119>
- Wu, W., Tan, L., Chang, H., Zhang, C., Tan, X., Liao, Q., Zhong, N., Zhang, Y., Ho, S. (2023a). Advancements on process regulation for microalgae-based carbon neutrality and biodiesel production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 171. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112969>

- Wu, J., Liu, Z., Ma, Q., Dai, L., Dang, Z. (2023b). Occurrence, removal and risk evaluation of ibuprofen and acetaminophen in municipal wastewater treatment plants: A critical review. *Science of The Total Environment*, 891, 164600. ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164600>.
- Xiong, J.Q., Kurade, M. B. & Jeon, B.H. (2017). Can microalgae remove pharmaceutical contaminants from water? *Trends in biotechnology*, 36(1), 30-44. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2017.09.003>
- Yeh, Y. C., Syed, T., Brinitzer, G., Frick, K., Schmid-Staiger, U., Haasdonk, B., Tovar, G., Krujatz, F., Madler, J., Urbas, J. (2023). Improving microalgae growth modeling of outdoor cultivation with light history data using machine learning models: A comparative study. *Bioresource Technology*, 390. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129882>
- Zhang, S., Qiang, Z., Shameka, D., Odi, E., Guangdi, W. (2007). Simultaneous quantification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs), and pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in Mississippi river water, in New Orleans, Louisiana, USA. *Chemosphere*, 66(6), 1057-1069. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.06.067>