

**Evaluación de la eficiencia de remoción de nutrientes presentes en aguas residuales
municipales en un sistema de tratamiento terciario**

Dayanis Margarita Oliveros Yepes

José Carlos Wild Doria



Corporación Universidad de la Costa - CUC

Departamento de Civil y Ambiental

Programa de Ingeniería Ambiental

Barranquilla, Atlántico

2019

**Evaluación de la eficiencia de remoción de nutrientes presentes en aguas residuales
municipales en un sistema de tratamiento terciario**

Dayanis Margarita Oliveros Yepes

José Carlos Wild Doria

Trabajo de grado presentado como requisito para optar por el título de:

Ingeniero Ambiental

Director:

Rubén Darío Cantero Rodelo

Magister en Ciencias Ambientales

Codirector:

Faisal Yamil Bernal Higueta

Magister en Ingeniería Civil

Corporación Universidad de la Costa - CUC

Departamento de Civil y Ambiental

Programa de Ingeniería Ambiental

Barranquilla, Atlántico

2019

Nota de aceptación

Presidente del Jurado

Jurado

Jurado

Barranquilla, 13 de Septiembre de 2019.

Agradecimientos

A Dios por guiarme a través de su palabra en cada etapa de mi vida, quien me ha llenado de su gran amor, pasión y sabiduría para alcanzar cada logro propuesto en el camino.

A mis padres, Tobias Oliveros y Ana Yepes por ser mis pilares incondicionales, enseñarme principios y valores perdurables, por ser mis mejores amigos, llenarme de innumerables consejos y brindarme su apoyo total en el desarrollo de mi carrera universitaria de principio a fin.

A mi hermana, Lauren Oliveros por motivarme a ser mejor cada día, por contagiarme con sus risas y detalles en los momentos que más lo he necesitado, por ser mi compañera de aventuras y de aprendizaje continuo.

A mi tía Guiselle Mulford, por estar presente y cuidarme en cada momento de mi vida, gracias por ser un ejemplo de superación personal y profesional para mí.

A mi tutor de tesis, Rubén Cantero Rodelo por su conocimiento impartido y acompañamiento profesional, gracias por la confianza otorgada al permitirme ser parte de este proyecto de investigación que con gran esfuerzo y dedicación fue llevado a cabo.

Gracias a todos mis compañeros de tesis que hicieron parte de este proceso, de quienes me llevo los mejores recuerdos, porque a través de su entusiasmo, sabiduría y perseverancia convirtieron esta meta profesional en una de las experiencias más importantes de mi vida.

Dayanis Margarita Oliveros Yepes.

Agradecimientos

Quiero dar gracias primero que todo a Dios por la vida y por ser el inspirador para que todas las metas se cumplan poco a poco.

A mis padres Eliana y William por llevarme siempre por el camino del bien y rodearme con aprecio y cariño.

Quiero agradecer a toda mi familia por brindarme el amor, el cariño y el apoyo.

Le agradezco a mi compañera Dayanis por tener paciencia y entusiasmo para que todo siempre saliera bien.

No puedo olvidar a mis otros compañeros que siempre han estado ahí a lo largo de este gran recorrido y a los profesores que estuvieron involucrados en todo mi aprendizaje, muchas gracias.

José Carlos Wild Doria.

Resumen

Teniendo en cuenta el efecto de los vertimientos de aguas residuales en los ecosistemas locales, se evaluó la eficiencia de remoción de nutrientes presentes en aguas residuales municipales de la Ciudad de Barranquilla en un sistema de tratamiento terciario combinado. Se llevó a cabo a través de tres fases, realizando inicialmente el análisis de la eficiencia de remoción de la roca coralina y la *Chlorella* sp. como sistemas de tratamiento aislados en un reactor tipo Batch de lecho fijo, posteriormente se determinó la capacidad de remoción de nutrientes implementando la roca coralina y *Chlorella* sp. en un sistema de tratamiento terciario combinado con el reactor, finalmente se evaluó la eficiencia del reactor de acuerdo con los límites máximos establecidos en la normativa ambiental nacional e internacional en función de remoción. Se evidencio que la roca coralina modificada a 400°C presenta mejores porcentajes de remoción durante las primeras 5 h de tratamiento, mientras que la *Chlorella* sp. tiene una mejor eficiencia luego de 8 h de tratamiento conforme al crecimiento microbiológico. Al combinar ambos medios se obtuvieron porcentajes de remoción del 75% para NO₂, 89% para NO₃ y del 34% para PO₄, luego de un tiempo de 16 h, lo cual se atribuye en gran medida a la acción de la microalga. Se concluyo que el sistema terciario combinado presenta una alta eficiencia con respecto a los sistemas individuales, este presenta los mayores porcentajes de remoción y cumple con la totalidad de la normativa Ambiental vigente.

Palabras clave: *Chlorella* sp., remoción de nutrientes, roca coralina, sistema de tratamiento terciario

Abstract

Considering the effect of wastewater discharges on local ecosystems, the efficiency of nutrients removal presents in municipal wastewater of the City of Barranquilla in a combined tertiary treatment system was evaluated. It was carried out through three phases, initially performing the analysis of the removal efficiency of coral rock and *Chlorella* sp. as isolated treatment systems in a Batch reactor with a fixed bed, the nutrients removals capacity was subsequently determined by implementing coral rock and *Chlorella* sp. in a tertiary treatment system combined with the reactor, the efficiency of the reactor was finally evaluated according to the maximum limits established in the national and international environmental regulations in terms of removal. It was evidenced that the modified coral rock at 400°C has better removal percentages during the first 5 h of treatment, while *Chlorella* sp. it has a better efficiency after 8 hours of treatment according to microbiological growth. By combining both means, removal percentages of 75% for NO₂, 89% for NO₃ and 34% for PO₄ were obtained, after a time of 16 h, which is largely attributed to the action of the microalgae. It was concluded that the combined tertiary system has a high efficiency with respect to the individual systems, it has the highest removal percentages and accomplish with all current Environmental regulations.

Keywords: *Chlorella* sp., nutrient removal, coral rock, tertiary treatment system

Contenido

Lista de tablas y figuras.....	11
Introducción.....	14
1. Planteamiento del problema	18
2. Justificación.....	21
3. Objetivos	24
3.1 General	24
3.2 Específicos.....	24
4. Antecedentes.....	25
5. Marco teórico.....	31
5.1 Aguas residuales municipales.....	31
5.2 Sistemas de tratamiento de aguas residuales	33
5.2.1 Tratamiento terciario biológico.	34
5.2.2 Tratamiento aerobio y anaerobio.	35
5.2.3 Tratamiento con lechos filtrantes.....	36
5.2.4 Reactor tipo Batch.....	37
5.2.5 Reactor biológico de lecho móvil de cargas secuenciales.....	38
5.2.6 Eficiencia de los sistemas de tratamiento.....	39
5.3 Eutrofización	40
5.4 Remoción de nutrientes.....	41
5.4.1 Eliminación del fósforo y sus derivados.	42
5.4.2 Eliminación de nitrógeno.	44
5.5 Nitrificación.....	46

5.6	Materiales bioadsorbentes	47
5.6.1	Roca coralina.....	48
5.6.2	Microalga Chlorella sp.....	48
6.	Marco legal.....	50
6.1	Normativa nacional.....	50
6.2	Normativa internacional.....	51
7.	Diseño metodológico	53
7.1	Tipo de investigación y alcance.....	53
7.2	Área de estudio, toma de muestras de agua y obtención de los materiales.....	53
7.3	Fases de la investigación	55
7.3.1	Fase I: Análisis de la eficiencia de dos sistemas de tratamiento aislados, con la microalga Chlorella sp. y la roca coralina en un reactor tipo Batch.....	57
7.3.1.1	Sistema de tratamiento con la Chlorella sp. en un reactor tipo Batch.....	57
7.3.1.2	Sistema de tratamiento con la roca coralina en un reactor tipo Batch con lecho fijo. 59	
7.3.2	Fase II: Puesta en marcha del sistema de tratamiento terciario combinado, con la microalga Chlorella sp. y la roca coralina en un reactor tipo Batch.....	60
7.3.3	Fase III: Evaluación de la eficiencia del sistema de tratamiento terciario propuesto con respecto a la normativa vigente.....	65
8.	Resultados y discusión	66
8.1	Análisis de la eficiencia de remoción de nutrientes de dos sistemas de tratamiento aislados en un reactor tipo Batch con lecho fijo.....	66
8.1.1	Sistema de tratamiento con la microalga Chlorella sp. en un reactor tipo Batch	66

8.1.2	Sistema de tratamiento con la roca coralina modificada a 400°C en un reactor tipo Batch con lecho fijo.	70
8.2	Análisis de la eficiencia de remoción de nutrientes utilizando la roca coralina modificada a 400°C y la Chlorella sp. en el reactor tipo Batch con lecho fijo	75
8.3	Evaluación de la eficiencia de remoción de nutrientes en el sistema de tratamiento terciario propuesto mediante la comparación con la norma vigente	82
9.	Conclusiones	86
8	Recomendaciones	89
8	Referencias	91
	Anexos.....	111

Lista de tablas y figuras**Tablas**

Tabla 1. Contaminantes presentes en las aguas residuales domésticas.....	32
Tabla 2. Normativa nacional vigente sobre los vertimientos de aguas residuales.....	50
Tabla 3. Normativa internacional vigente sobre los vertimientos de aguas residuales.....	51
Tabla 4. Datos promedio de las concentraciones obtenidas en las pruebas realizadas a escala piloto en un reactor tipo Batch utilizando la microalga <i>Chlorella</i> sp.	112
Tabla 5. Datos promedio de las concentraciones obtenidas en las pruebas realizadas a escala piloto en un reactor tipo Batch con lecho fijo, utilizando la roca coralina modificada a 400°C .	111
Tabla 6. Datos promedio de las concentraciones obtenidas en las pruebas realizadas a escala piloto en un reactor tipo Batch, utilizando un sistema combinado con la <i>Chlorella</i> sp. y la roca coralina	112

Figuras

Figura 1. Ciclo del fósforo en aguas residuales	43
Figura 2. Ciclo del Nitrógeno	45
Figura 3. Ubicación del área de estudio	54
Figura 4. Ubicación de la EDAR El Pueblo. El término ARM hace referencia a las aguas residuales municipales.....	55
Figura 5. Esquema de los dos sistemas de tratamiento aislados y del sistema de tratamiento terciario combinado propuesto en la investigación.....	56
Figura 6. Montaje del sistema de tratamiento con la microalga <i>Chlorella</i> sp. en un reactor tipo Batch	59

Figura 7. Montaje del sistema de tratamiento con la roca coralina modificada a 400°C en un reactor tipo Batch con lecho fijo	60
Figura 8. Modelación del reactor tipo Batch con lecho fijo y componentes del sistema	61
Figura 9. Diagrama de flujo del diseño metodológico implementado para el desarrollo de las fases I y II	65
Figura 10. Diagrama de flujo del diseño metodológico implementado para el desarrollo de la fases III	65
Figura 11. Comportamiento de las concentraciones promedio de nutrientes obtenidas durante el funcionamiento del reactor tipo Batch con la <i>Chlorella</i> sp.	66
Figura 12. Porcentajes de remoción de nutrientes obtenidos en el montaje realizado con la <i>Chlorella</i> sp. en un reactor tipo Batch	68
Figura 13. Comportamiento de la concentración celular, pH y temperatura en el reactor tipo Batch con la <i>Chlorella</i> sp.	70
Figura 14. Comportamiento de las concentraciones promedio de nutrientes obtenidas durante el funcionamiento del reactor tipo Batch con la roca coralina en un lecho fijo	71
Figura 15. Comportamiento de los valores promedio de la concentración celular, pH y temperatura en el reactor tipo Batch con la roca coralina en un lecho fijo	73
Figura 16. Porcentajes de remoción de nutrientes obtenidos en el montaje realizado en un reactor tipo Batch con la roca coralina en un lecho fijo	74
Figura 17. Comportamiento de las concentraciones promedio de nutrientes obtenidas durante el funcionamiento del sistema de tratamiento combinado, con la roca coralina y la <i>Chlorella</i> sp. en un reactor tipo Batch con lecho fijo	76

Figura 18. Comportamiento de los valores promedio de concentración celular, pH y temperatura en el sistema de tratamiento combinado, con la roca coralina y la <i>Chlorella</i> sp. en un reactor tipo Batch con lecho fijo	80
Figura 19. Porcentajes de remoción de nutrientes obtenidos en el montaje realizado mediante el sistema de tratamiento combinado, con la roca coralina y la <i>Chlorella</i> sp. en un reactor tipo Batch con lecho fijo	82
Figura 20. Comparación de los valores promedio de las concentraciones obtenidas de nitratos en los periodos de mayor remoción, durante el funcionamiento del reactor tipo Batch con la <i>Chlorella</i> sp., la roca coralina y el sistema combinado, con los valores límites máximos permisibles establecidos en la normativa vigente	83
Figura 21. Comparación de los valores promedio de las concentraciones obtenidas de nitritos en los periodos de mayor remoción, durante el funcionamiento del reactor tipo Batch con la <i>Chlorella</i> sp., la roca coralina y el sistema combinado, con los valores límites máximos permisibles establecidos en la normativa vigente	84
Figura 22. Comparación de los valores promedio de las concentraciones obtenidas de pH en los periodos de mayor remoción, durante el funcionamiento del reactor tipo Batch con la <i>Chlorella</i> sp., la roca coralina y el sistema combinado, con los valores límites máximos permisibles establecidos en la normativa vigente.....	85

Introducción

El tratamiento de aguas residuales corresponde a un tema que ha sido abordado con mayor interés a causa de las diversas actividades realizadas por el sector industrial, comercial y doméstico, las cuales incrementan las concentraciones de contaminantes presentes en las aguas residuales municipales (Cedrón y Cribilleros, 2017). Estas aguas residuales se componen por sólidos suspendidos, materia orgánica biodegradable, agentes patógenos, nutrientes, microorganismos, materia orgánica refractaria, metales pesados y sólidos inorgánicos disueltos (Caballero y Díaz, 2015).

Las aguas residuales municipales son recogidas a través del servicio de red de alcantarillado y transportadas a una estación depuradora de aguas residuales (EDAR), para ser manejadas en una planta de tratamiento (PTAR) y finalmente vertidas en una fuente hídrica receptora (Villanova, 2017). Solo a partir de la década de los años 60 se han llevado a cabo investigaciones que señalan la importancia de eliminar el nitrógeno y el fósforo en los efluentes de las plantas de tratamiento, a fin de evitar el proceso de eutrofización que corresponde a un fenómeno que se caracteriza por el desarrollo masivo de algas, provocando la disminución del oxígeno disuelto, causando una alteración y deterioro de los sistemas hídricos loticos y lenticos (Buitrón, Cervantes, García y López, 2017; Ramos, 2018).

La incidencia de la eutrofización ha propiciado una necesidad global de crear métodos integrales capaces de modificar y complementar las técnicas convencionales existentes en las estaciones depuradoras de aguas residuales (Buitrón et al., 2017). En la actualidad, las investigaciones apuntan a la optimización, control de procesos operativos y reutilización de las aguas tratadas con el propósito de cumplir los requisitos normativos vigentes y generar valor agregado en sus actividades (García, Pardo y Rodríguez, 2015).

El nitrógeno y el fósforo son los principales nutrientes inorgánicos presentes en las aguas residuales municipales, sin embargo, también pueden encontrarse en forma de amonio, nitrito, nitrato, fosfato, nitrógeno total y fósforo total, los cuales pueden ser depurados de forma eficiente y económica implementando tratamientos terciarios que requieran microorganismos, bacterias, lodos activados o concentraciones de nutrientes como sustratos biológicos para su propia biodegradación (Carrasco, Platzer y Teichert, 2017). Entre las alternativas más usadas se encuentran los reactores de biopelícula, lodos activados, reactores de lecho fijo, reactores semicontinuos y biorreactores tipo Batch de flujo vertical, cuyas fases operativas se alternan entre las vías aerobias, anóxicas y combinadas, para alcanzar una nitrificación y desnitrificación simultánea (Carrasquero et al., 2015; Muñoz y Ramos, 2014).

Utilizar especies de microalgas es considerada una excelente alternativa biológica, pues son eficientes y superiores en cuanto a la degradación de nitratos y fosfatos en aguas residuales, tal es el caso de los sistemas de reactores de flujo vertical, en el que se inocula un cultivo de microalgas apto para sintetizar fuentes de nitrógeno y fósforo (Lee, Lee, Sohn y Young, 2019). La especie *Chlorella* sp. ha demostrado ser sumamente viable, capaz de remover altos porcentajes de nutrientes en reactores biológicos (Cai, Li y Park, 2013; He et al., 2016).

Una alternativa relativamente nueva y muy prometedora corresponde a los materiales bioadsorbentes, entre los que se encuentran las ostras, piedras calizas y las rocas sedimentarias, estos tienen propiedades de tamaño y porosidad diferentes, sin embargo, poseen una capacidad de retención molecular en la superficie que permite la interacción con el agua residual y la remoción de contaminantes presentes (De la Cruz, Melgoza, Valerio y Valladares, 2017). La roca coralina es una roca sedimentaria que funciona como material bioadsorbente en condiciones térmicas previamente controladas a fin de llevarse procesos de eliminación de nitritos, nitratos,

fosfatos y sulfatos, diferentes investigaciones han evidenciado que la roca coralina modificada a 400°C puede remover contaminantes como los metales pesados presentes en las aguas residuales (Díaz y Rodelo, 2019).

Los argumentos planeados demuestran que, los tratamientos terciarios representan una opción viable para remover compuestos inorgánicos como los nutrientes y el uso de microalgas es una excelente elección para remover concentraciones de nutrientes específicas en aguas residuales municipales (Alcaide et al., 2014). Asimismo, la roca coralina representa una alternativa interesante por su bajo costo, disponibilidad en zonas costeras y capacidad de depuración de contaminantes inorgánicos (Galindo, Rincón y Toncel, 2016). Aunque estas tecnologías han sido implementadas individualmente, aún no se encuentran investigaciones experimentales que trabajen con un sistema de tratamiento terciario que acople ambos medios de depuración.

En este sentido, la finalidad de este proyecto de investigación consiste en evaluar la eficiencia de remoción de fosfatos, nitratos y nitritos presentes en aguas residuales municipales de la Ciudad de Barranquilla, en un sistema de tratamiento terciario tipo Batch con lecho fijo, utilizando la roca coralina modificada térmicamente a 400°C y la microalga *Chlorella* sp.

Esta investigación hace parte del proyecto de investigación denominado “*Desarrollo de un sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas mediante la implementación de filtración múltiple con material bioadsorbente y microalgas*”, el cual se encuentra liderado por docentes de la Universidad de la Costa, con solicitud de patente y número de publicación internacional WO 2019/029755 A1. Teniendo en cuenta que el proyecto posee múltiples etapas de desarrollo, se realizaron tres trabajos de grado que respondían a cada fase, los cuales son: “*Construcción y puesta en marcha de un reactor tipo Batch a escala piloto para el tratamiento terciario de aguas residuales municipales de la ciudad de Barranquilla*”, “*Eliminación de fosfatos y nitratos de*

agua residual municipal mediante un inóculo optimizado de Chlorella sp. en un sistema de fotobiorreactores verticales con columna de burbujeo a escala piloto” y “Evaluación de materiales bioadsorbentes modificados térmicamente en la remoción de nutrientes presentes en aguas residuales municipales de la ciudad de Barranquilla”.

1. Planteamiento del problema

Los vertimientos realizados a los cuerpos de agua superficiales sin un previo tratamiento son el principal causante de la problemática de contaminación que reduce el acceso y aprovechamiento útil de aguas con una buena calidad para las comunidades biológicas (CTA, 2018). El 80% de las aguas residuales de los países de América Latina y del Caribe continúan vertiéndose a múltiples fuentes hídricas naturales sin tratamiento alguno, generando diversas problemáticas medioambientales que afectan la flora, fauna y calidad de vida de los seres humanos, generando el desencadenamiento masivo del proceso de eutrofización sobre los acuíferos (UNESCO, 2019).

En Colombia operan 696 sistemas de tratamiento de aguas residuales en 541 municipios, sin embargo, existen limitaciones económicas y tecnológicas que repercuten en el funcionamiento de las plantas de tratamiento (Minvivienda, 2018). Las inadecuadas condiciones de infraestructura tanto del sistema de red de alcantarillado y acueducto como de las estaciones depuradoras de aguas residuales afectan la calidad del efluente tratado independientemente de su origen (Lizarazo y Orjuela, 2013). En el caso puntual del distrito de Barranquilla, el servicio de alcantarillado sanitario se encuentra diseñado a partir de las condiciones topográficas de la ciudad, se distribuye por una vertiente principal y dos cuencas: la vertiente oriental, la cuenca noroccidental y suroccidental (Quitán, 2018).

Pese a que la ciudad de Barranquilla cuenta con una cobertura de red de alcantarillado del 93%, no todas las aguas residuales alcanzan a tener un tratamiento antes de ser vertidas; solo existe una planta de tratamiento terciaria denominada Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) El Pueblo, la cual recibe únicamente las aguas residuales municipales provenientes de la cuenca suroccidental, a su vez, se encuentra una planta de tratamiento primaria denominada

“Barranquillita”, que realiza una separación de sólidos suspendidos y grasas disueltas de las aguas residuales conducidas a la cuenca noroccidental (Quitíán, 2018; Triple A, 2017). Además de la nula conexión que posee la vertiente oriental a las plantas de tratamiento mencionadas anteriormente, se evidencia que las aguas residuales municipales descargadas a los diferentes cuerpos de aguas de la ciudad continúan caracterizándose por un alto contenido de nutrientes (Triple A, 2017).

Por lo regular, la materia orgánica y los nutrientes provenientes de las aguas residuales municipales se degradan en el cuerpo de agua receptor, ya sea en el Río Magdalena, Arroyo León - Hondo y la Ciénaga de Mallorquín, sin embargo, las altas concentraciones de estos contaminantes superan la capacidad natural de biodegradación de estas fuentes hídricas, generando así el fenómeno de eutrofización (Almeida, Betanzos, García, García y Montalvo, 2014). Cuando se produce un exceso de nutrientes, ocurre un crecimiento desmesurado de la población microbiana, que genera una competencia en la cadena trófica con las especies piscícolas presentes debido a que ambas requieren un mayor aporte y consumo de oxígeno; la alteración en el ciclo de vida de estos organismos acuáticos causa finalmente la muerte de los mismos, generando procesos de fermentación anaerobia a partir de los malos olores que se emiten por el agua en descomposición (Almeida et al., 2014).

En relación con esta problemática medioambiental, se considera importante ampliar el campo de investigación en materia de eliminación de nutrientes provenientes de aguas residuales municipales, utilizando tratamientos terciarios eficientes. En contexto, se encuentran los sistemas de reactores discontinuos o tipo Batch, los cuales no requieren de grandes volúmenes de agua para lograr un efluente final de alta calidad, su rendimiento depende directamente del procedimiento integrado en el mismo, por lo que resulta tentativa la implementación de

materiales biológicos y adsorbentes que trabajen en función de la depuración de nitritos, nitratos y fosfatos (Mosquera y Muñoz, 2017).

Dentro de este campo se encuentra un método muy utilizado, el cual se basa en un cultivo biológico utilizando la especie de microalga *Chlorella* sp., que responde satisfactoriamente a la remoción de nutrientes provenientes de aguas residuales municipales bajo condiciones controladas en biorreactores (Barceló, Beltrán, Guajardo y López, 2017). Otra opción consiste en el uso de la roca coralina como material bioadsorbente, la cual se caracteriza por ser abundante en las zonas costeras y ser favorable económicamente, además de su alta capacidad de adsorción de nutrientes como medio filtrante (Acuña, Araya y Romero, 2016). Por lo anterior se evidencia que ambas alternativas se caracterizan por asimilar favorablemente altas concentraciones de fosfatos, nitratos y nitritos.

De acuerdo con las referencias mencionadas anteriormente y la necesidad de ampliar el campo de investigaciones referentes a la innovación de sistemas de tratamientos terciarios en materia de remoción de nutrientes, se hace necesaria la siguiente pregunta de estudio: ¿Cuál será la eficiencia de remoción de los nutrientes presentes en las aguas residuales municipales de Barranquilla al utilizar la microalga *Chlorella* sp. y el material bioadsorbente roca coralina en un reactor tipo Batch con lecho fijo?

2. Justificación

En el departamento del Atlántico se presentan casos de vertimientos de aguas residuales que en diversas ocasiones son depositados en los cuerpos de aguas superficiales sin un previo tratamiento, generando una alta eutrofización en las fuentes hídricas receptoras, por el exceso de nutrientes, y la alteración de los ecosistemas acuáticos (Álvarez, 2015; Gobernación Del Atlántico, 2016). El Distrito de Barranquilla cuenta con la presencia de diversas ciénagas y lagunas costeras como la Ciénaga de Mallorquín, Lago del Cisne y el delta del Río Magdalena, la diversidad ecológica y la productividad que se genera a partir de estas es fundamental para el continuo desarrollo integral de la comunidad, sin embargo, la mayoría presentan un alto contenido de nitrógeno y fósforo que limitan su uso y aprovechamiento (CRA, 2016).

El sistema de tratamiento terciario comprendido en la Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) El Pueblo, se caracteriza por un efluente final rico en nutrientes, esto se debe a que su capacidad volumétrica no asimila las altas fluctuaciones de caudal y carga contaminante entrante, lo que repercute significativamente en la efectividad del proceso biológico realizado por las lagunas facultativas (CRA, 2017). De esta manera se confirma la importancia de obtener aguas residuales tratadas de mayor calidad, utilizando métodos rentables capaces de modificar y complementar las técnicas convencionales existentes.

Actualmente, se implementan técnicas acequibles para casos de investigaciones de tratamiento terciarios como lo son los reactores discontinuos secuenciales y continuos con lecho fijo, este último realiza la interacción del agua con un material adsorbente ubicado en un lecho fijo y emplea el proceso de aireación con etapas secuenciales en un tiempo estipulado (Carrasquero et al., 2015). Por otro lado, el reactor discontinuo secuencial se caracteriza por una alta eficiencia de absorción de nutrientes en la etapa de reacción, opera satisfactoriamente sin

afectar la necesidad del tratamiento, además existen etapas anaerobias y anóxicas con el fin de potencializar los procesos de nitrificación y desnitrificación en el mismo reactor (Jahn, Krampe y Svoldal, 2019).

Dentro de los diversos mecanismos biológicos que se pueden implementar en este tipo de reactores se encuentra el tratamiento de aguas residuales utilizando microalgas (Álvarez, López y Vásquez, 2016). La especie *Chlorella* sp. realiza un proceso fotosintético que convierte la energía solar en biomasa útil y también alcanza una alta reproducción celular que permite la efectiva biodegradación de fósforo y nitrógeno (Ramírez, Rendón y Vélez, 2015). Por otro lado, estudios recientes evidencian la existencia de materiales bioadsorbentes con excelente capacidad física y química de adsorción de contaminantes inorgánicos en los ecosistemas costeros, en este grupo se encuentra la roca coralina, la cual, bajo una modificación térmica, condiciones de agitación del agua residual y flujo continuo a través de un lecho fijo logra alcanzar significativos porcentajes de remoción de nutrientes (Arrieta, Granados, Lara, Tejada y Villabona, 2016; Diaz y Rodelo, 2019; Hernández y Labbé, 2014).

A pesar de la existencia de múltiples investigaciones que revelan la importancia de eliminar nutrientes en forma de fosfatos, nitratos y nitritos, a fin de mantener el equilibrio de los ecosistemas acuáticos, no se encuentra alguna alternativa de tratamiento de aguas residuales municipales que utilice un material bioadsorbente y microalgas en conjunto adaptados en un reactor. Por ende, se propone evaluar la eficiencia de remoción de nutrientes presentes en las aguas residuales municipales procedentes de la EDAR El Pueblo utilizando ambos recursos: la *Chlorella* sp. como material biológico y la roca coralina como material bioadsorbente en un reactor discontinuo con lecho fijo, teniendo en cuenta que los tratamientos mencionados

anteriormente responden satisfactoriamente a una adecuada remoción de nutrientes, son económicos y accequibles en las zonas costeras.

3. Objetivos

3.1 General

Evaluar la eficiencia de remoción de fosfatos, nitratos y nitritos presentes en aguas residuales municipales de la Ciudad de Barranquilla en un sistema de tratamiento terciario.

3.2 Específicos

- ✓ Analizar la eficiencia de remoción de nutrientes presentes en aguas residuales municipales de dos sistemas de tratamiento aislados con la microalga *Chlorella* sp. y la roca coralina en un reactor tipo Batch con lecho fijo.
- ✓ Determinar la eficiencia de remoción de nutrientes presentes en aguas residuales municipales de un sistema de tratamiento terciario combinado con la *Chlorella* sp. y la roca coralina en un reactor tipo Batch con lecho fijo.
- ✓ Evaluar la eficiencia de remoción de nutrientes presentes en aguas residuales municipales en el sistema de tratamiento terciario propuesto conforme a la normativa vigente.

4. Antecedentes

La diversidad con respecto a las alternativas de eliminación de nutrientes presentes en las aguas residuales es amplia, por lo que en este proyecto de investigación se implementará la tecnología de un reactor discontinuo secuencial con lecho fijo, el cual se compone de las propiedades de un reactor discontinuo o tipo Batch y de un reactor continuo con lecho fijo. Por lo tanto, se hace necesario mencionar estudios precedentes relacionados con la alternativa de investigación implementada.

El tratamiento asignado en un lecho fijo permite que el material adsorbente (natural o artificial), el cual lleva a cabo la depuración de los contaminantes, se encuentre adherido en un medio sólido funcionando como un filtro percolador en un tanque de aireación parecido al de un reactor discontinuo (Pacheco y Sanabria,2019). En cambio, la biodegradación que ocurre en un equipo discontinuo funciona a partir del crecimiento de un cultivo de microorganismo suspendido en el tanque de aireación; la combinación de ambas tecnologías puede resultar beneficiosa debido a que la depuración se puede llevar a cabo en un mismo reactor mediante condiciones previamente controladas (Pacheco y Sanabria,2019).

La aplicación de ambas técnicas en un mismo reactor es prácticamente nula, sin embargo, estudios comprueban que tanto los cultivos en suspensión como los cultivos en un medio fijo operan adecuadamente en presencia de oxígeno, no obstante, los medios de degradación son diferentes, aunque en su mayoría resultan ser los microorganismos los sustratos más utilizados para cultivos en suspensión; a través de etapas de llenado y vaciado se logra una remoción favorable de la materia orgánica inicial gracias a los procesos aerobios (Cárdenas y Sánchez, 2013). En el caso de los sistemas de tratamiento en medio fijo también son utilizadas frecuentemente las piedras de plástico y de forma reciente rocas, piedras calizas y ostras, el

material es puesto en contacto con el agua residual por medio de un lecho fijo de una o múltiples capas dentro del reactor, el cual por vía aerobia eliminan el exceso de contaminantes (Cárdenas y Sánchez, 2013).

El fósforo y nitrógeno presentes en las aguas residuales se encuentra en forma de amonio, fosfatos, nitratos y nitritos, por lo cual existen diversas técnicas que permiten su degradación de forma eficiente (Cárdenas y Sánchez, 2013). Los autores Carrasquero, Díaz, Pire y Rincón (2014) en su artículo “*Monitoreo de la remoción biológica de nitrógeno en efluentes de tenerías usando un reactor por carga secuencial*”, explican la relación de remoción biológica del nitrógeno con diversos parámetros, bajo la implementación de un reactor por carga secuencial con un volumen total de 4 L. Se realizaron cuatro (4) tratamientos con un lodo biológico proveniente de efluentes de tenerías, por lo que se implementó la secuencia de tratamiento anóxica-aerobia-anóxica y aerobia-anóxica, llevando a cabo la operación en un tiempo de 11 h, dos tiempos de retención celular y un tiempo de retención hidráulica de 15,6 h (Carrasquero et al., 2014).

En cada tipo de tratamiento el tiempo de llenado, reacción y sedimentación fue de 11 h, las muestras se tomaron al inicio, durante y al final de todo el proceso; los tratamientos fueron evaluados individualmente en un período de un mes y repetidos 9 veces (Carrasquero et al., 2014). Cabe resaltar que los parámetros evaluados fueron pH, alcalinidad total, DQOT, DBO₅, nitrógeno total, amonio, nitratos, nitritos, fósforo y cromo total, concluyendo que las condiciones bajo las cuales opero el reactor permitieron una remoción significativa de nitrógeno y materia orgánica, ambos se relacionaron directamente con la alcalinidad total y la capacidad de oxidación de la materia orgánica (Carrasquero et al.,2014).

En la tesis doctoral “*Eliminación biológica de nutrientes en aguas residuales con alto contenido de nitrógeno amoniacal utilizando un reactor biológico secuencial*”, formulada por el autor Venegas (2015) se menciona que la eliminación simultánea de nitrógeno y fósforo se encuentra directamente relacionada con la flexibilidad operativa que posee el reactor Batch. Para la puesta en marcha de este sistema se trabajó con el agua residual de la planta de tratamiento de la Universidad del Norte de la Ciudad de Barranquilla, en un reactor RBS escala piloto de 1 m³ (Venegas, 2015).

La fase experimental evaluó la operación conjunta de ambos compuestos en dos meses diferentes, con un tiempo de retención celular (TRC) de 12 y 14 días consecutivamente, la duración del ciclo fue de 8 horas para ambos métodos; cabe resaltar que durante el ciclo de remoción de estos compuestos los principales factores que incidieron en la efectividad de biodegradación fueron las fases de aereación y combinadas, duración del ciclo y TRC (Venegas 2015). Se concluye que en el proceso de nitrificación se obtuvo el mejor porcentaje de remoción, representado en un 50 - 60% durante un TRC de 12 - 14 días, de igual manera para la eliminación biológica de fósforo total en un 96% (Venegas, 2015).

Además de los sistemas que involucran lodos activados, existen otros mecanismos de biodegradación donde se requiere no solo la materia orgánica como sustrato principal, sino que se utilizan fuentes de microorganismos, nutrientes y presencia de oxígeno (Armenta, Domínguez, Montiel y Rodríguez, 2014). Las aguas residuales municipales se caracterizan por poseer altas concentraciones de nutrientes, por lo que resulta favorable el uso de organismos biológicos dentro de los sistemas de tratamiento terciarios para su aprovechamiento junto con la materia orgánica y sus posteriores reacciones biológicas (Armenta et al., 2014).

Mediante la tesis doctoral denominada “*Tratamiento de aguas residuales con microalgas en reactores abiertos*”, desarrollada por el autor Morales (2016), se propone la aplicación de consorcios de microalgas y bacterias para la depuración de aguas residuales por medio de la optimización operativa de reactores de diferentes escalas. El trabajo de investigación se realizó en la estación experimental las palmerillas de la fundación Cajamar, donde se evaluó la capacidad de depuración de posibles efluentes comunes en la EDAR; el agua procedente del tratamiento primario resultó ser la más viable para usarse como cultivo directo para las microalgas en dos reactores abiertos de pequeña escala (Morales, 2016).

Para todos los efluentes tratados se evidenció una relación directa de la producción de biomasa de microalgas y de bacterias, y la presencia del nitrógeno, para la eficiente remoción de contaminantes (Morales, 2016). Se logró una remoción superior al 80% de materia orgánica, nitrógeno y fósforo, lo que cataloga a las microalgas y bacterias como sustratos altamente eficientes para la remoción biológica de nutrientes en un sistema de tratamiento terciario en condiciones controladas (Morales, 2016).

Los autores Alzate, Caravelli y Zaritsky (2017), en su artículo “*Remoción de nitrógeno mediante nitrificación y desnitrificación aeróbica utilizando un reactor biológico secuencial (SBR)*”, evaluaron la factibilidad de lograr un sistema de remoción de nitrógeno implementando las fases anóxica - aeróbica en un reactor biológico secuencial. Se utilizó agua residual sintética con fuentes de carbono y nitrógeno en un reactor SBR de 1,5 L, en el que se realizaron cuatro condiciones operativas: baja aireación y baja carga orgánica, baja aireación y alta carga orgánica, aumento de aireación y disminución de carga orgánica, por último, proceso de nitrificación y desnitrificación en fase aeróbica (Alzate et al., 2017). En cada una de las etapas varió el ciclo de duración no mayor a 4 días, concluyendo que el sistema anóxico - anaerobio representa una

alternativa eficiente y sencilla de implementar en reactores biológicos para la eliminación del nitrógeno en porcentajes del 70% (Alzate et al., 2017).

El proyecto de grado denominado “*Efecto de la carga orgánica en la eliminación de microcontaminantes, materia orgánica y nutrientes en un reactor UASB-MBR a escala piloto para el tratamiento de aguas residuales de tipo urbano*”, presentado por el autor Moya (2018), explica los tratamientos implementados en un reactor biológico anaerobio de manto de fangos de flujo ascendente de 25 L, combinado con un biorreactor de membrana de 20 L, en este se evaluaron parámetros operativos que permitieron evidenciar que la combinación de ambos sistemas causaron la remoción de los microcontaminantes en un 90%, materia orgánica en un 90% , nitrógeno igual a un 44% y fósforo en un 54%.

El autor argumenta que la presencia de ambas tecnologías en una misma función operacional alcanza porcentajes de remoción significativos, para los procesos de nitrificación y desnitrificación se tuvo en cuenta el tiempo de retención celular, la recirculación y la correlación de las biomembranas y el proceso aerobio (Moya, 2018).

El proyecto de grado denominado “*Construcción y puesta en marcha de un reactor tipo Batch a escala piloto para el tratamiento terciario de aguas residuales municipales de la ciudad de Barranquilla*”, propuesto por Bolívar y Contreras (2019), indica que para la evaluación de remoción de materia orgánica y nutrientes se implementaron dos reactores biológicos tipo Batch con lecho fijo con capacidad de 40 L/min, es decir, la combinación de un reactor discontinuo y uno continuo con lecho fijo, con un consorcio de microalgas de especies *Chlorella* sp. y material bioadsorbente denominado roca coralina. Se llevaron a cabo dos etapas: aireación y circulación y la filtración múltiple, evaluando los parámetros de DQO, DBO, pH, alcalinidad, nitritos, nitratos y fosfatos de aguas residuales provenientes de la EDAR El Pueblo de la Ciudad de Barranquilla

(Bolívar y Contreras, 2019). Por medio de esta nueva tecnología combinada se evidenció que la etapa de filtración múltiple permitió una remoción del 100% con respecto a los nitritos y del 83,7% de DQO aplicando el sistema de tratamiento simple (Bolívar y Contreras, 2019).

5. Marco teórico

5.1 Aguas residuales municipales

El término de aguas residuales es generalmente usado para referirse al concepto de agua de baja calidad, que contiene una gran cantidad de contaminantes y microorganismos, en este sentido, se puede decir que son aguas con mezclas complejas que contienen materia orgánica, inorgánica y productos artificiales que llegan al agua como resultado de las actividades humanas (Morán, 2014). Las aguas residuales son aquellas que se producen de las acciones antropogénicas como resultado de las actividades diarias en zonas doméstica, comerciales, industriales y de servicios, las cuales pueden clasificarse en varios tipos: aguas residuales de tipo doméstico, municipal e industrial (Ding, Han, Lv, Wang y Zhao, 2019).

Cuando se hace mención de las problemáticas ambientales actuales, seguramente se encuentra el concepto de aguas residuales municipales, que es un término que aplica a los desechos líquidos vertidos y recolectados de áreas residenciales, comerciales e industriales, y que se transportan por medio de un sistema de alcantarillado a una ubicación central para su tratamiento (Arévalo y Roncancio, 2015).

Atendiendo al tipo de uso, las aguas residuales también se pueden clasificar como domésticas, industriales y pluviales, que se caracterizan por tener grandes cargas de contaminantes entre los que se encuentran la materia orgánica, sólidos suspendidos, nutrientes, entre otros (Pedret, Santín y Vilanova, 2017). Es importante reconocer que la procedencia de las aguas residuales en un área, depende de las condiciones del sector y se asume que están referidas estas condiciones al tamaño de la población, el sistema de alcantarillado empleado, el grado de industrialización y la incidencia de la pluviometría que se presenta en el sector, lo cual influye en la varianza de las

concentraciones y rangos habituales, tanto para los caudales como para las características fisicoquímicas de estos vertimientos (Pedret et al., 2017).

Teniendo en cuenta lo anterior, se afirma que no todas las comunidades generan los mismos tipos de contaminantes, así mismo, la carga de contaminantes en las aguas residuales domesticas está influenciada por la presencia de las industrias en el sector y las costumbres de los habitantes; por ello, el tipo de residuos que se encuentran depende del estilo y nivel de vida de la población, por el sistema de alcantarillado usado y por la regulación normativa que se establece para el control ambiental en la comunidad (Buitrón et al., 2017). En la tabla 1 se relacionan los tipos de contaminantes presentes en aguas residuales domésticas.

Tabla 1

Contaminantes presentes en las aguas residuales domésticas

Contaminantes de las Aguas Residuales			
Microorganismos	Organismos patógenos como bacterias, virus y huevos de helminto.		Riesgo para actividades acuáticas, baños y consumo de mariscos.
Materia orgánica biodegradable	Disminución del oxígeno disuelto en ríos, lagos y fiordos.		Muerte de peces, olor.
Otros compuestos orgánicos	Detergentes, plaguicidas, grasas y aceites, colorantes, solventes, fenoles y cianuro.		Efectos tóxicos, inconvenientes estéticos, bio-acumulación en la cadena alimenticia.
Nutrientes	Nitrógeno, fósforo, amoníaco.		Eutrofización, agotamiento del oxígeno disuelto, efectos tóxicos.
Metales	Hg, Pb, Cd, Cr, Cu, Ni.		Corrosión, efectos tóxicos.

Otros compuestos inorgánicos	Ácidos, por ejemplo, sulfuro de hidrógeno, bases.	Cambios en las condiciones de vida de la flora y fauna.
Efectos térmicos	Agua Caliente.	Inconvenientes estéticos, efectos tóxicos.
Olor (y gusto)	Sulfuro de hidrógeno.	Efectos tóxicos, acumulación.
Radioactividad		

Nota: Adaptado de “Tratamiento biológico de aguas residuales: Principios, modelación y diseño”, por G. Buitrón, F. Cervantes, H. García y C. López, 2017.

5.2 Sistemas de tratamiento de aguas residuales

Los tratamientos de las aguas residuales son diversos y están regulados por la legislación ambiental de cada comunidad, sin embargo, existen procesos estandarizados a nivel internacional que definen las acciones de control en cada país (Arbeláez y Parra, 2017). El tratamiento base o convencional consiste en la identificación del tipo de contaminante y a partir de los resultados se establecen procesos aerobios y anaerobios continuos con el objetivo de convertir los contaminantes en agentes inertes, para garantizar su eliminación segura y poder usar el agua en otras actividades, ya sean industriales o de riego, se trata entonces de utilizar técnicas y estrategias para reducir el impacto ambiental (Arbeláez y Parra, 2017).

Los procesos convencionales para la eliminación de carbón, compuestos fosfatados y nitrogenados, exigen el uso de altos consumos de energía lo que se convierte en un indicador de gran importancia que define los costos asociados (Acién, Fernández, Gómez, molina, y Morales, 2016). En este sentido, los procesos convencionales de aguas residuales son entendidos como sistemas complejos que requieren de personal calificado para garantizar una gestión adecuada,

por otro lado, se deben tener en cuenta las emisiones de gases de efecto invernadero que dificultan la operatividad en las unidades donde se realiza dicho tratamiento (Acién et al., 2016).

El tratamiento de aguas residuales es una cadena de procesos que son necesarios teniendo en cuenta la clase de sustancia que se desea remover. Por ello, existen los tratamientos primarios, que consisten en la remoción de materiales por métodos físicos materiales de gran tamaño como los decantadores de grasa, sedimentos pesados, materia orgánica, sólidos inorgánicos entre otros. Los tratamientos secundarios pueden incluir proceso biológicos y químicos como: lechos fluidizados, barros activados, lagunas aireadas, tratamientos anaerobios etc. Los tratamientos terciarios y cuaternarios incluyen procedimientos para la remoción de los nutrientes a través de filtración, lagunas de desinfección (Chavarría, 2014).

En la actualidad el tratamiento de aguas residuales municipales se orienta a incrementar la fiabilidad del funcionamiento de las plantas depuradoras y generalmente lo consiguen incrementando el grado de automatización de las instalaciones, potenciando la reutilización de los efluentes depurados, la reducción energética y la eliminación de sustancias olfativas, siendo factores clave la ubicación de la planta, la calidad de las aguas hervidas y los costos operacionales (Díaz y Rodelo, 2019).

5.2.1 Tratamiento terciario biológico.

El diseño de procedimientos para la reducción o remoción de nutrientes por tratamientos biológicos consiste en la utilización de nichos ecológicos de microorganismos que se puedan adaptar y reproducir bajo las condiciones de aguas residuales, en este tipo de aguas residuales y plantas de tratamiento se incluyen los virus, bacterias, protozoos y organismos superiores como algas, plantas y animales, (Buitrón et al., 2017).

El tratamiento de aguas residuales por métodos biológicos es aquel que usa los procesos metabólicos de los organismos vivos, especialmente microorganismos para reducir o estabilizar la materia orgánica y sólidos coloidales suspendidos que son difíciles de remover de las aguas residuales (SEMARNAT, 2016). El tratamiento consiste en la conversión de la materia orgánica disuelta en tejido celular de los organismos (biomasa) y productos gaseosos, también puede ser usado para la remoción de nutrientes derivados del nitrógeno, fósforos y sustancias tóxicas (SEMARNAT, 2016).

Estudios recientes han demostrado que el uso de microalgas (conocido como micorremediación) en las aguas residuales es clave y eficiente, debido su capacidad fotosintética que les permite convertir la energía solar en biomasa útil con altos valores caloríficos y también pueden remover los nutrientes disueltos en las aguas residuales como el nitrógeno y el fósforo (Agarwal, Agarwal y Gupta, 2019), en este sentido, el uso de microalgas en un reactor tipo Batch es una aplicación de dicho procedimiento.

Según lo expuesto por los autores Berlanga, Chiva, Climent y Martínez (2018), el uso de especies de microalgas reduce el consumo de energía de manera significativa y de la misma forma hace un reciclaje del nitrógeno y del fósforo, presentando beneficios ambientales sustanciales para la vida del ecosistema afectado.

5.2.2 Tratamiento aerobio y anaerobio.

Para el tratamiento de aguas residuales urbanas existen dos grandes alternativas como lo son el tratamiento aerobio y anaerobio, es decir, un con presencia de aire y el otro privado de ese factor fundamental, esta condición es clave para lograr la depuración biológica de las aguas residuales y residuos orgánicos fermentables, de hecho, el uso de tratamientos sin aireación

genera biogás que puede ser utilizado en procesos de energización del lugar o el sector, por ello, el método anaerobio se convierte en uno de los más eficientes en el tratamiento de aguas residuales de mediana y alta carga orgánica (De la Varga, 2014).

El tratamiento de lodos activados funciona de mejor manera aplicando digestores aerobios, en donde se inyecta aire u oxígeno puro, en estas condiciones un cultivo bacteriano oxida la materia orgánica, una parte de esta es convertida en CO₂ y la otra parte es asimilada para el crecimiento de la masa microbiana (De la Varga, 2014).

El proceso de degradación anaerobia utiliza una gran cantidad de microorganismos que trabajan en serie con la degradación de la materia orgánica en tres pasos: hidrólisis - acidogénesis, la de homoacetogénesis y la metanogénesis, esta serie de pasos incide en la formación de biogás, siendo lo más característico, y poco en el crecimiento celular, lo que puede ser utilizado como fuente de energía y establece una condición para la elaboración de biodigestores anaerobios (De la Varga, 2014).

Existen prácticas exitosas en donde se ha demostrado que en sistemas de remoción de aguas residuales municipales se han utilizado métodos completamente aerobios para la eliminación de fósforo (P) de lodos activados y su rendimiento puede llegar a alcanzar porcentajes entre el 15 y 25% de rendimiento (Barceló et al., 2017).

5.2.3 Tratamiento con lechos filtrantes.

Los métodos de filtración hacen parte de los sistemas de tratamiento que han sido ampliamente usados para reducir las concentraciones de los contaminantes que presentan los efluentes de aguas residuales, estos permiten en mayor medida remover sólidos suspendidos que quedan en el agua previamente tratada por procesos biológicos y químicos, e incluso se han

empleado para reducir el fósforo precipitado, considerando los elementos y mecanismos que controlan el proceso y permiten obtener resultados favorables (Fernández y Sánchez, 2016). Los lechos filtrantes pueden ser continuos o semicontinuos, los cuales requieren de mantenimientos periódicos para remover los sólidos retenidos que inciden en la pérdida de la calidad del efluente generado al reducir la interacción del agua con dicho medio (Fernández y Sánchez, 2016).

Estos sistemas se caracterizan por permitir el paso del agua a través de materiales granulares, tales como el carbón activado, los cuales presentan un área superficial considerable para garantizar el tratamiento adecuado del agua residual, teniendo en cuenta factores como tipo de material a separar, fuerza impulsora, tipo de flujo, mecanismo de retención y velocidad de filtración (Díaz y Niño, 2018). La filtración ha adquirido mayor importancia por los resultados que han sido obtenidos mediante su implementación, obteniendo porcentajes de remoción del 95% para el caso de los sólidos suspendidos (Díaz y Niño, 2018).

5.2.4 Reactor tipo Batch.

Un reactor discontinuo secuencial (SBR) se puede entender como un sistema de lodos activados, cuyo funcionamiento se basa en la secuencia de llenado y vaciado, los procedimientos en donde intervienen son unitarios y son similares a los convencionales de lodos activados debido a que los procesos de mezcla, reacción y sedimentación son clave; la diferencia está en que en un sistema convencional los pasos se dan de manera simultánea en dos tanques separados, pero en un sistema SBR los procesos ocurren o se realizan en un mismo tanque (Muñoz y Ramos, 2014). Con respecto a los sistemas continuo, en estos tratamientos el agua se introduce al reactor en un tiempo establecido con anterioridad, mientras que la degradación de la materia orgánica y la sedimentación se llevan a cabo en el mismo tanque, para el proceso de degradación

de la materia orgánica se utilizan procesos aerobios y anaerobios para garantizar la eliminación de derivados del nitrógeno y fósforos (Muñoz y Ramos, 2014).

Las etapas que se llevan a cabo en el sistema SBR son las siguientes (Pacheco y Sanabria,2019).

- **Etapa de llenado:** Esta puede ser estática, mezclada o aireada, según los objetivos que buscan ser conseguidos en el proceso.
- **Etapa de reacción:** Según la secuencia de tratamiento controlada esta puede ser aerobia, anaerobia o anoxia, por ejemplo, la fase anaerobia es propicia para la eliminación de ortofosfatos.
- **Etapa de sedimentación:** Su objetivo es la regulación de la concentración de lodos en el reactor, lo cual puede obtenerse al final de la fase anterior o durante la fase de sedimentación.
- **Etapa de vaciado:** El sobrenadante clarificado del reactor se elimina como efluente, mediante un mecanismo que debe ser diseñado y operado para evitar que el material flotante sea descargado.

La actual generación de aguas residuales y su alta carga contaminante, ha ocasionado la búsqueda de tecnología que permitan medir y controlar la cantidad y calidad, buscando incrementar la eficiencia en cada una de las etapas del proceso en especial en la sedimentación de lodos activados y su vaciado (Arroba y Ávila, 2015).

5.2.5 Reactor biológico de lecho móvil de cargas secuenciales.

Es un reactor que se basa en un sistema discontinuo (SBR) y un reactor de lecho móvil (MBBR) utilizando tecnología que conduce al mejoramiento del sistema con el fin de alcanzar las ventajas que se describen a continuación (Pacheco y Sanabria, 2019).

- Menor área de tratamiento y se elimina el sedimentador (un solo tanque).
- Uso de microorganismos especializados adheridos en los portadores, pero requiere la purga de la biomasa.
- Se genera incremento de los microorganismos especializados en los portadores, lo que produce una amplia variabilidad de cargas contaminantes.
- Se optimiza la remoción de nutrientes mediante las zonas anóxicas del SBR.

5.2.6 Eficiencia de los sistemas de tratamiento.

Los sistemas de tratamiento que son utilizados actualmente cuentan con una serie de etapas que van en función del tipo de agua residual a tratar y la calidad del efluente esperada conforme a su posterior reusó o vertimiento a cuerpos de aguas superficiales, estas condiciones requieren de un estudio detallado que permita evaluar la eficiencia de las fases de tratamiento mediante las concentraciones de salida de los contaminantes en el agua residual (Aragón, Gutiérrez y Valencia, 2014). Uno de los métodos que logra evidenciar la eficiencia de los sistemas corresponde al cálculo del porcentaje de remoción de los contaminantes, el cual relaciona las concentraciones iniciales y finales de los criterios que son monitoreados durante todo el proceso (ver ecuación 1), (Jerez y Sánchez, 2018).

$$\text{Remoción (\%)} = \frac{\text{Concentración inicial} - \text{Concentración final}}{\text{Concentración inicial}} \times 100 \quad (\text{Ecuación 1})$$

La importancia de conocer la eficiencia del tratamiento por medio de los porcentajes de remoción radica en identificar las características que deben ser mejoradas en el sistema para obtener concentraciones bajas y que den cumplimiento a las normativas vigentes en materia de aguas residuales (Aragón et al., 2014).

5.3 Eutrofización

La eutrofización es un proceso natural que se da en los cuerpos de agua, pero cuando éste es provocado por el hombre recibe el nombre de eutrofización avanzada, consiste en el aumento anormal de nutrientes en un cuerpo de agua y se debe a la presencia de nitrógeno y fósforo que son los factores limitantes del crecimiento de la biomasa en un ecosistema; la descarga puntual de estos contaminantes provoca una serie de procesos que influyen en la dinámica del ecosistema (Ramos, 2018).

Por la presencia de un exceso de nutrientes en el agua se aumenta la fotosíntesis superficial, lo que produce empobrecimiento de la biodiversidad ante la proliferación de algas unicelulares y, como consecuencia de ello, se experimenta un aumento de la turbiedad del agua que inhibe la fotosíntesis en la profundidad, aumentando la actividad metabólica consumidora de oxígeno, lo que hace inviable la existencia de la mayoría de las especies del ecosistema (Ramos, 2018). En este sentido, Buitrón et al. (2017) indica que el exceso de nutrientes en los cuerpos de agua proviene de los ríos contaminados, lo que origina el rápido crecimiento de algas y otras plantas acuáticas que afectan el ecosistema receptor, haciéndolo improductivo.

Para darle respuesta a esta problemática, se conocen diversos resultados de estudios realizados con anterioridad en donde se ha establecido que el nitrato producido por nitrificación puede ser utilizado por algunas bacterias heterotróficas en lugar del oxígeno, lo que reduciría los niveles de eutrofización de algunos cuerpos de agua contaminados (Buitrón et al., 2017).

Por otro lado, es indispensable considerar que el rango de eutrofización aumenta donde se presentan deforestaciones, debido a la descomposición de la biomasa no retirada de los cuerpos de agua (embalses) en donde se pasa de un estado Eutrófico (E) del 0% a un estado Mesotrófico

(M) del 100% de áreas con deforestación, es decir, de un nivel de alta productividad con bajas concentraciones de nutrientes a un nivel de media productividad por la deforestación del sector (Ramos, 2018).

5.4 Remoción de nutrientes

La eliminación de nutrientes provenientes de aguas residuales consiste en utilizar algún método físico, químico o biológico para eliminar el nitrógeno y el fósforo, contaminantes que generan efectos negativos en los cuerpos de agua (Quitíán, 2018). En el tratamiento de aguas residuales se realizan una serie de procesos que tienen como propósito eliminar o reducir la concentración de los contaminantes provenientes de los efluentes, minimizando los riesgos para el medio ambiente y las comunidades que habitan en sus cercanías (Quitíán, 2018).

Es de esperarse que la eliminación de los contaminantes en las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) solo se limitan a la eliminación de sólidos suspendidos, materia orgánica y agentes patógenos, pero, en los últimos años se ha mejorado su eficiencia al utilizar instalaciones automatizadas gracias a los avances tecnológicos; esta condición permite la eliminación de nutrientes de compuestos tóxicos, la reutilización de efluentes depurados, la recuperación energética y minimizar los impactos olfativos en el lugar (Quitíán, 2018).

Actualmente, la remoción de nutrientes de aguas residuales viene utilizando microalgas (microremediación) como un sistema rentable y altamente eficiente, lo que se debe al aprovechamiento de las capacidades fotosintéticas que estos microorganismos tienen para convertir la energía solar en biomasa útil de alto valor calorífico y procesar nutrientes como el nitrógeno y el fósforo (Agarwal et al., 2019). La presencia de estos nutrientes en exceso en los cuerpos de agua como lagos, embalses, estuarios, ríos y algunas aguas costeras causan un gran

aumento de las algas y una disminución del oxígeno disuelto, lo que provoca el deterioro de la calidad del agua, la muerte de muchos organismos acuáticos como peces u otros hidrofitos; a este fenómeno se le conoce como eutrofización (Maldonado, 2018).

En tratamientos terciarios de aguas residuales la remoción de nutrientes está enfocada en la eliminación de iones orgánicos (amonio, fosfatos, nitratos) para mejorar la calidad del agua, la depuración de estos contaminantes se puede realizar de manera química o biológica, pero los altos costos y los efectos de contaminación secundarios de la remediación química, condicionan este tipo de procesos y, por ende, se tiene mayor preferencia por la remediación biológica (Candela, 2016).

5.4.1 Eliminación del fósforo y sus derivados.

El fosforo es un elemento de número atómico 15 y de masa atómica 30,98 u, es no metal de color amarillento, venenoso y de olor desagradable, que se presenta también como derivado de muchas sustancias orgánicas e inorgánicas en animales, plantas y el suelo (Illana, 2014). Se encuentra presente también en diversas formas tanto naturales como residuales, en este último se encuentra siempre en forma de fosfatos y se clasifican como ortofosfatos (fosfatos - PO_4^{3-}), fosfatos condensados (polifosfatos) y fosfatos unidos orgánicamente, estos pueden estar en solución, en forma de partículas o detritos en el cuerpo de los organismos acuáticos (Illana, 2014).

La procedencia del fósforo y sus derivados en las aguas residuales se debe al uso de detergentes en las actividades domésticas e industriales y de fertilizantes en la agricultura, esta situación ocasiona un desequilibrio en los cuerpos de agua, debido a que el aumento de estos

nutrientes favorece la eutrofización, lo que produce la excesiva reproducción de algas y plantas acuáticas, afectando la calidad del agua y la vida de los organismos que allí habitan (Sanz, 2014).

El ciclo del fósforo en la naturaleza mantiene un sistema de interacciones dentro de la cadena alimenticia, de allí que su utilización por los seres vivos (autótrofos y heterótrofos) para la obtención de su energía sea clave (ver figura 1); como es un elemento abundante en las aguas residuales, es importante su depuración para evitar la eutrofización de los cuerpos acuíferos que reciben efluentes municipales (Tercero, 2016).

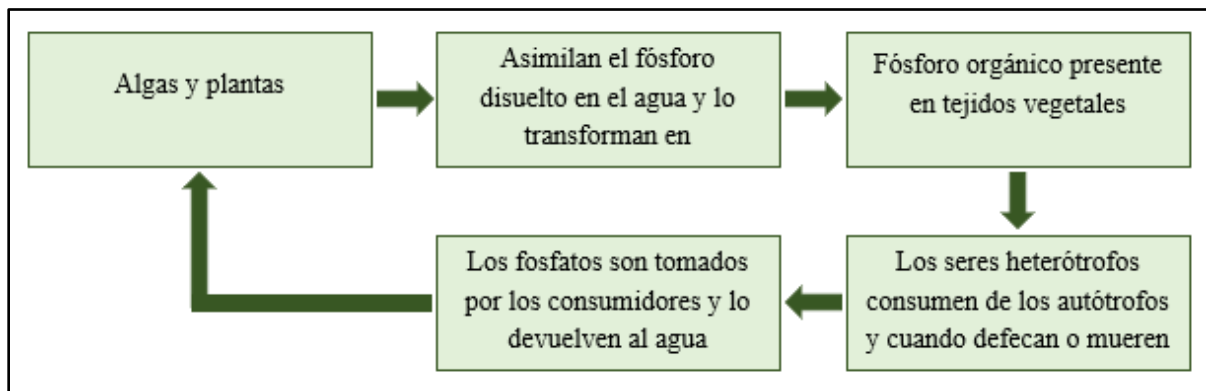


Figura 1. Ciclo del fósforo en aguas residuales. Adaptado de “Procesos biogeoquímicos y eliminación de nitrógeno y fósforo de aguas eutrofizadas en humedales del entorno del Mar Menor: resultados experimentales en mesocosmo”, por M. Tercero, 2016.

Cuando este ciclo se repite por muchas veces en el ecosistema el fósforo asimilado puede llegar al suelo (mar u otros cuerpos de aguas) hasta que se pierde o se reduce su cantidad porque hace parte fundamental de minerales y de las rocas sedimentarias, finalmente cuando la roca es llevada a la superficie, se degrada por la intemperie en forma de iones y fosfatos solubles en agua (Barsanti y Gualtieri, 2014).

Tomando como referencia el ciclo del fósforo y utilizando microalgas (*Chlorella* sp.) y materiales bioadsorbentes (ostra - *Crassostrea rhizophorae*), se ha podido evidenciar la

depuración de fósforo en aguas residuales municipales, en este sentido, el uso de microalgas para la remoción de nitrógeno y fósforo es una alternativa potencial por la capacidad de eliminar estos nutrientes (Barsanti y Gualtieri, 2014). Estudios como el de los autores Haro y Perales (2015), han demostrado que con el uso de un fotobiorreactor con microalgas se logra eliminar el 80% de fósforo y nitrógeno de aguas residuales. En el caso de materiales adsorbentes como la roca caliza (coquina), implementada por Villamarín (2017), se ha logrado evidenciar que este material ayuda a la eliminación de materiales pesados y otros nutrientes en aguas contaminadas.

5.4.2 Eliminación de nitrógeno.

El nitrógeno es un elemento químico gaseoso, de símbolo N, con número atómico 7 y masa 14,006 u, cubre la cuarta parte de la atmósfera en forma molecular (N_2) y constituye la biomasa de los seres vivos en forma de proteínas; como ciclo biogeoquímico el N_2 en la naturaleza se presenta haciendo parte activa de cadenas alimenticias y constituyente de materiales diversos dentro del ecosistema (ver figura 2), (Tercero, 2016).

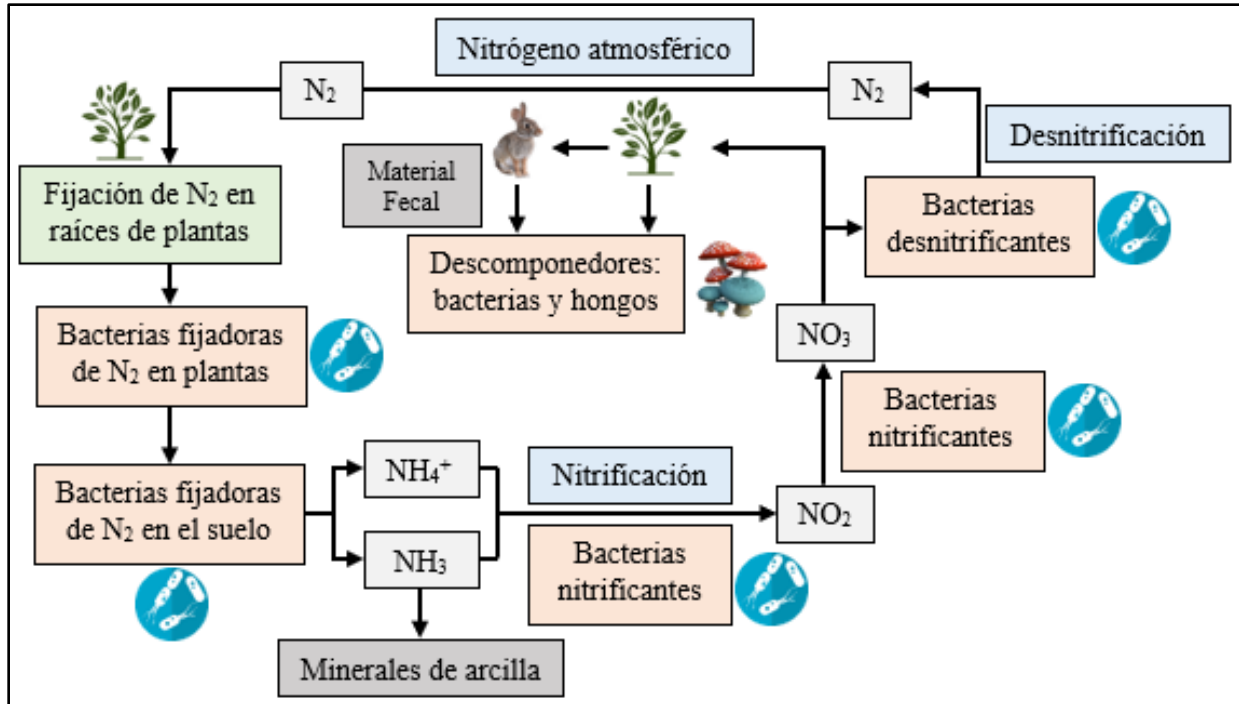


Figura 2. Ciclo del Nitrógeno. Adaptado de “Procesos biogeoquímicos y eliminación de nitrógeno y fósforo de aguas eutrofizadas en humedales del entorno del Mar Menor: resultados experimentales en mesocosmo”, por M. Tercero, 2016.

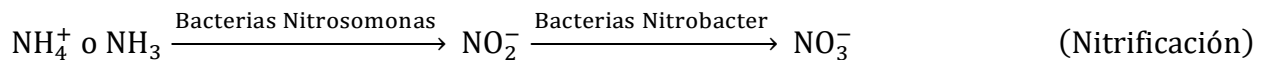
En la composición de las aguas residuales los compuestos nitrogenados cobran gran importancia no solo por la presencia de nitrógeno en procesos metabólicos, sino por su abundancia en el aire; su presencia se debe a procesos naturales como la disolución atmosférica, escorrentías superficiales y subterráneas, y por las actividades antropogénicas provenientes del uso doméstico y procesos industrializados (fertilizantes inorgánicos) que producen nitratos (NO_3) y nitritos (NO_2), los cuales son vertidos en las tuberías o alcantarillados que se conectan con cuerpos de agua superficiales (Cárdenas y Sánchez, 2013).

Así como las bacterias fijan el nitrógeno atmosférico, también lo hacen las algas procariontas en compuestos como el amoníaco (NH_3), seguidamente las eucariotas lo asimilan, incorporándolos a sus compuestos orgánicos nitrogenados (ver figura 2). Después de degradarse

la materia orgánica por descomponedores o productos de desechos (NH_3 , NH_4^+ y CO_2). El amoníaco resultante (NH_4^+) puede ser nitrificado nuevamente por bacterias aerobias quimioautótrofas y finalmente el ciclo se completa por desnitrificación cuando las bacterias anaerobias facultativas reducen el nitrato (NO_3^-), tal como se observa en la figura 2 (Barsanti y Gualtieri, 2014).

5.5 Nitrificación

Es un proceso biológico que consiste en la utilización y transformación de amonio (NH_4^+) en amoníaco (NH_3) por la acción de diversos microorganismos aerobios que utilizan el oxígeno disuelto en el agua para oxidar el ion amonio; la nitrificación ocurre en dos etapas, en la primera las bacterias nitrosas (género Nitrosomonas) transforman el amoníaco (NH_4^+) en nitritos (NO_2^-) y la fase final consiste en la transformación de nitritos (NO_2^-) en nitratos (NO_3^-) por acción de las bacterias nitrificantes (Tercero, 2016). El proceso clave se realiza con bacterias autótrofos que usan la nitrificación como fuente de energía inorgánica que conduce al proceso de transformación de las diferentes formas del nitrógeno, de igual forma existe la utilización de los derivados del nitrógeno por bacterias heterótrofas que realizan el proceso (Arévalo, 2016).



Estudios sobre los nutrientes presentes en las aguas residuales, han demostrado que el nitrógeno genera el crecimiento de protistas y plantas, encontrándose con la forma de nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal, nitritos y nitratos, sin embargo, en aguas residuales domesticas frescas la forma en que este nutriente predomina es como nitrógeno orgánico, el cual es descompuesto por bacterias en nitrógeno amoniacal y en caso de que el medio sea aerobio en nitritos y nitratos (Gómez y Gonzalez, 2016). En este tipo de aguas residuales la concentración

de nitrógeno total puede oscilar entre 30 y 100 mg/L, la de nitritos y nitratos menor a 1 mg/L, no obstante, en aguas residuales tratadas puede ser hasta de 30 mg/L, se evidencia también que las concentraciones de fosfatos disueltos en dichas aguas son variables (Gómez y Gonzalez, 2016).

5.6 Materiales bioadsorbentes

Estudios recientes han demostrado que la utilización de materiales bioadsorbentes está generando resultados favorables en la depuración de nutrientes y metales pesados en las aguas residuales, entre estos se destacan las algas, bacterias, residuos de crustáceos y sedimentos marinos (Lagos, 2016). La almeja (*Polymesoda*) corresponde a un molusco bivalvo que habita en aguas tropicales del continente americano y sur de África, habita en suelos arenosos y limo arcillosos, siendo resistente a concentraciones salinas altas, siendo capaz de bioacumular contaminantes como los metales pesados, lo que hace de esta especie un indicador de aguas contaminadas (Behling et al., 2014).

Así mismo, se ha identificado que el uso de la concha de las ostras como material bioadsorbente en aguas residuales domésticas, por medio de un sistema dividido en tanques aireados, ha permitido obtener resultados que indican su efectividad para la remoción de fosfatos y nitratos (Chang y Shih, 2015). Otra investigación realizada por los autores Alidoust, Kawahigashi, Sumida, Watanabe y Yoshizawa (2015), revelan que las conchas de ostras incrementan la adsorción de metales cargados positivamente.

Los estudios de los autores Marques, Martins y Santos (2017) demostraron que además de los valores nutritivos de la ostra de mangle (*Crassostrea rhizophorae*), esta presenta también una fuente importante de Carbonato de calcio (CaCO_3) el cual puede ser usado como fuente de eliminación de fosfatos. Otro bioadsorbente que ha sido poco estudiado corresponde a la roca

coralina (coquina), la cual es una roca sedimentaria que presenta propiedades para la depuración o eliminación de nutrientes en aguas residuales. En los siguientes puntos se especifican de manera detallada sus propiedades.

5.6.1 Roca coralina.

Su composición química comprende Carbonato de Calcio (CaCO_3) y hace parte de las rocas calizas sedimentarias, habita en aguas claras y poco profundas; su origen más recurrente se da por la acumulación de escombros, corales, algas y desechos fecales, que en condiciones especiales se transforma en un compuesto duro muy resistente, y químicamente por la precipitación de carbonato de calcio en las aguas de lagos y océanos (Atencio y Brito, 2019).

La roca coralina (coquina) ha sido utilizada en la adsorción de arsénico, metales pesados, colorantes y algunos nutrientes debido a su gran porosidad y como agente neutralizador del agua acida (Mopoung, Namahoot y Sriprang, 2014; Villamarín, 2017).

5.6.2 Microalga *Chlorella* sp.

Son organismos fotosintéticos que viven en diversos ambientes acuáticos donde hay abundante irradiación solar, se encuentran diferentes grupos como las procariontes (*Cyanophyceae*) y las eucariotas que incluyen algas verdes (*Chlorophyta*), diatomeas (*Bacillariophyta*), entre otros (Caetano, Mata y Martins, 2010). La *Chlorella* sp. es un microalga eucariota, de una sola célula verde y forma esférica con diámetro entre 2 a 10 μm , sin flagelos, de la división Chlorophyta (Ramírez et al., 2015). Su composición química indica que contiene 53% de proteínas, 23% de carbohidratos, 9% de grasa, 5 % de minerales y 2% de clorofila, lo que favorece el proceso de fotosíntesis y su posterior crecimiento; utilizando los productos de la

fotosíntesis para generar sustancias como celulosa, aceites, entre otros (Larroche, Pandey y Soccol, 2013).

La microalga *Chlorella* sp. presenta una tasa de crecimiento aceptable en condiciones de pH superiores a 4,2 y tiene una ventaja mayor en comparación con otras algas por su tolerancia a las altas temperaturas (42°C y concentración de CO₂ superior al 30%), (Agarwal et al., 2019). En la actualidad el uso de esta microalga en la depuración de nutrientes en aguas residuales municipales corresponde a un proceso denominado micorremediación, es una alternativa viable debido a su capacidad de convertir energía solar en biomasa útil, siendo eficaz en la remoción de nitrógeno y fósforo (Agarwal et al., 2019).

6. Marco legal

En los siguientes puntos se exponen las normativas nacionales e internaciones que regulan la calidad de los vertimientos de aguas residuales en los cuerpos de agua receptores.

6.1 Normativa nacional

En la tabla 2 se relaciona la normativa que rige en Colombia sobre las aguas residuales municipales.

Tabla 2

Normativa nacional vigente sobre los vertimientos de aguas residuales

Norma	Descripción
<p>^a Resolución No. 0631 de 2015</p>	<p>Por la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público.</p> <p>Capítulo V. Artículo 8: Valores límites máximos permisibles en los vertimientos de aguas residuales de los prestadores del servicio público de alcantarillado a cuerpos de aguas superficiales, con una carga mayor a 3000 kg/día de DBO₅. Se establece un pH de 6,00 a 9,00, temperatura máxima de 40°C y el análisis y reporte de los parámetros ortofosfatos y nitratos.</p>
<p>^b Decreto No. 1076 de 2015</p>	<p>Por medio del cual se expide el Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible.</p> <p>Libro 2, parte 2, título 3, capítulo 3: Trata sobre el ordenamiento del recurso hídrico y vertimientos, en el que se mencionan los usos del agua, los criterios de calidad, sustancias que deben ser analizadas en los vertimientos, obligaciones para obtener un permiso de vertimientos, tecnología de gestión, normativa relacionada, forma de registro de vertimientos y las pautas para realizar el monitoreo y análisis.</p>

<p>^c Resolución No. 0689 de 2016</p>	<p>Por la cual se adopta el reglamento técnico sobre los límites máximos de fósforo y biodegradabilidad de los tensoactivos presentes en detergente y jabones.</p> <p>Artículo 5: Trata sobre los límites máximos permisibles de contenido de fósforo, correspondiente al 0,65%, equivalente a 1,5% de pentóxido de fósforo.</p>
<p>^d Resolución No. 0330 de 2017</p>	<p>Por el cual se adopta el Reglamento Técnico para el Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico - RAS.</p> <p>Esta norma aplica a todas las entidades que laboran, diseñan, ejecutan y operan obras relacionadas con el sector de agua, presentando los requisitos técnicos que deben ser cumplidos con relación a los diseños, obras y procedimientos.</p>

Nota: Adaptado de ^a “Resolución No. 0631 de 2015”, por MADS, 2015; ^b “Resolución No. 0631 de 2015”, por MADS, 2015; ^c “Resolución No. 0689 de 2016”, por MinSalud y MADS, 2016; ^d “Resolución No. 0330 de 2017”, por MinVivienda, 2017.

6.2 Normativa internacional

En la tabla 3 se relaciona la normativa que rige a nivel internacional sobre las aguas residuales municipales.

Tabla 3

Normativa internacional vigente sobre los vertimientos de aguas residuales

Norma	Descripción
<p>^a Resolución No. 350 de 2000 (Panamá)</p>	<p>Por medio de la cual se aprueba el reglamento Técnico DGNTI-COPANIT 39-3000 Agua descargada de efluentes líquidos directamente a sistemas de recolección de aguas Residuales.</p> <p>Artículo Primero, numeral 3.2.9: Valores máximos permisibles de las descargas de efluentes líquidos a sistemas de</p>

recolección de aguas residuales. Se establece un pH de 5,5 a 9 y un valor para nitratos de 10 mg/L.

Por el cual se establece norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales.

^b Decreto No. 90 de 2001 (Chile)

Artículo primero, punto 4, numeral 4.2: Trata sobre los límites máximos permitidos para la descarga de residuos líquidos a cuerpos de aguas fluviales. Se establece un pH de 6,0 a 8,5 y temperatura máxima de 35°C.

Por la cual se establece la norma para el control de la calidad de los cuerpos de agua.

^c Decreto No. 883 de 2005
(Venezuela)

Capítulo III, Sección III, Artículo 18: Trata sobre los límites de cumplimiento para las descargas directas o indirectas a cuerpos de agua superficiales. Se establece un pH de 6 a 9 y un valor para nitratos y nitritos de 10 mg/L.

Reglamento en el que se establecen las disposiciones para el vertido de aguas residuales.

^d Decreto No. 21 de 2017
(Nicaragua)

Capítulo V, artículo 25: Se presentan los rangos y valores máximos permisibles para los vertidos de las aguas residuales provenientes de los sistemas de tratamiento del alcantarillado. Se establece un pH de 6 a 9.

Nota: Adaptado de ^a “Resolución No. 350 de 2000”, por MICI, 2000; ^b “Decreto No. 90 de 2001”, por MSGG, 2001;

^c “Revisión Decreto No. 883 Versión después de Consulta Pública 15.02.05”, por MARNR, 2005; ^d “Decreto No.

21-2017”, Asamblea Nacional de Nicaragua, 2017.

7. Diseño metodológico

7.1 Tipo de investigación y alcance

La investigación desarrollada corresponde a un diseño experimental de tipo exploratorio y descriptivo, que tiene como finalidad analizar un sistema de tratamiento terciario de aguas residuales municipales (Baptista, Fernández y Hernández, 2014). Se realizó una investigación sobre la eficiencia de remoción de nutrientes presentes en aguas residuales municipales de la microalga *Chlorella* sp. y el material bioadsorbente roca coralina en un reactor tipo Batch con lecho fijo, mediante una serie de ensayos de laboratorio que permitieron identificar la capacidad del sistema de tratamiento propuesto.

Para llevar a cabo el análisis de resultados, se organizaron los datos obtenidos por medio de tabulaciones y fueron representados a través de gráficos para evidenciar el proceso de remoción de nutrientes acorde a los parámetros evaluados. Por lo que el proyecto de investigación presenta un enfoque cuantitativo y su alcance comprende la eficiencia de remoción de fosfatos, nitratos y nitritos en un sistema de tratamiento terciario de aguas residuales municipales (Castro, 2018).

7.2 Área de estudio, toma de muestras de agua y obtención de los materiales

La presente investigación se llevó a cabo en las instalaciones del laboratorio del Centro de Investigaciones Tecnológicas Ambientales (CITA) de la Corporación Universidad de la Costa (CUC), localizado en las coordenadas 10°59'43,594"N y 74°47'24,729"O, en Barranquilla, Atlántico (ver figura 3), (IDEAM, 2014).

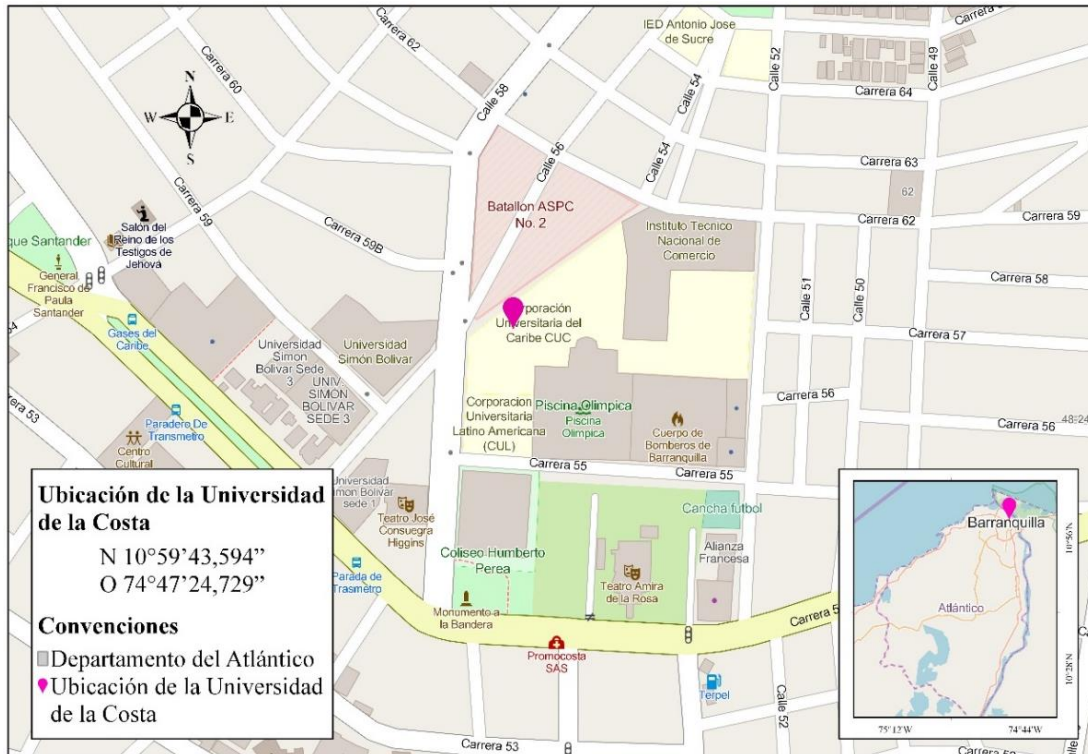


Figura 3. Ubicación del área de estudio. Fuente: Autores.

Para el desarrollo operacional del sistema de tratamiento terciario fue indispensable adquirir una muestra de agua residual municipal proveniente de la Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) El Pueblo de la ciudad de Barranquilla, zona donde se realiza el tratamiento de las aguas residuales provenientes del sistema de alcantarillado sanitario de 53 barrios del distrito (CRA, 2017). La EDAR el Pueblo se encuentra ubicada en la zona Suroccidental en las coordenadas $10^{\circ}58'09,53''N$ y a $74^{\circ}50'54,75''O$ (ver figura 4).

La toma de muestras del agua residual municipal se realizó a partir de las instrucciones brindadas en el protocolo denominado “*Guía para el Monitoreo de Vertimientos, Aguas Superficiales y Subterráneas*”, el muestreo fue manual y puntual, utilizando recipientes plásticos previamente lavados, tapados, rotulados y mantenidos a temperatura ambiente (Decreto No. 1076, 2015, art. 2.2.3.3.4.13; IDEAM, 2010).

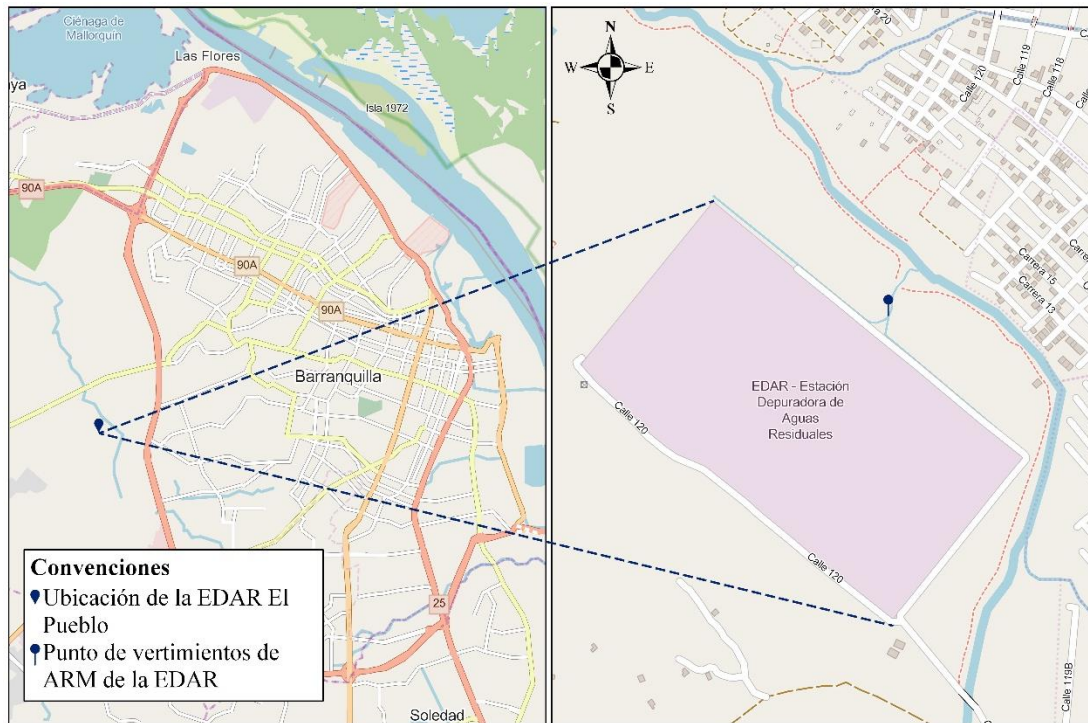


Figura 4. Ubicación de la EDAR El Pueblo. El término ARM hace referencia a las aguas residuales municipales.

Fuente: Autores.

Las cepas de microalgas *Chlorella* sp. fueron suministrados por el laboratorio microbiológico ubicado en el CITA, previamente aisladas en cultivos stock y almacenados en frascos de vidrio esterilizados (Liao, Lunprom, Phanduang, Reungsang y Salakkam, 2019); el material bioadsorbente roca coralina (coquina) se obtuvo en los espolones ubicados en las playas de Salgar.

7.3 Fases de la investigación

Para el desarrollo de esta investigación, se tuvieron en cuenta tres (3) fases metodológicas que permitieron estudiar la remoción de nutrientes presentes en las aguas residuales municipales de la ciudad de Barranquilla: Inicialmente se desarrolló el análisis de la eficiencia de dos sistemas de tratamiento aislados, uno con la *Chlorella* sp. y otro con la roca coralina en un reactor tipo

Batch con lecho fijo (ver figura 5); la segunda fase comprendió la determinación de la eficiencia del sistema de tratamiento terciario combinado, acoplando la *Chlorella* sp. y la roca coralina en el reactor Tipo Batch (ver figura 5); por medio de la fase final se buscó evaluar la eficiencia del sistema de tratamiento terciario propuesto, al comparar los resultados obtenidos con los valores límites máximos permisibles establecidos en la normativa nacional e internacional vigente.

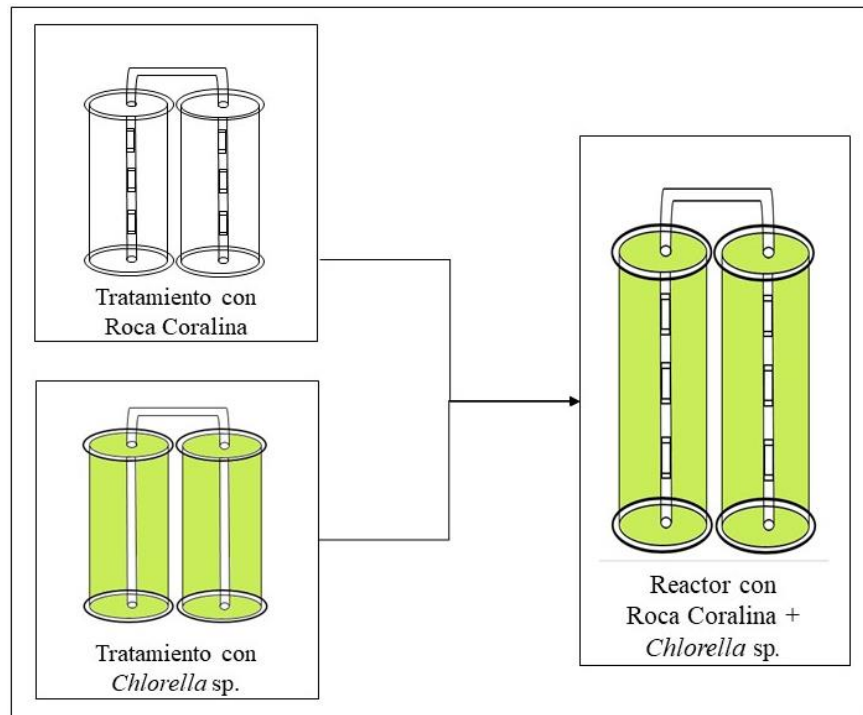


Figura 5. Esquema de los dos sistemas de tratamiento aislados y del sistema de tratamiento terciario combinado propuesto en la investigación. Fuente: Autores.

Cabe resaltar que, este proyecto de investigación se encuentra sujeto al macroproyecto de investigación denominado “*Desarrollo de un sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas mediante la implementación de filtración múltiple con material bioadsorbente y microalgas*”, con número de publicación internacional WO 2019/029755 A1, de modo que la respectiva metodología se realizó con base en las condiciones operativas implementadas en los proyectos de investigación que hacen parte del mismo: “*Construcción y puesta en marcha de un*

reactor tipo Batch a escala piloto para el tratamiento terciario de aguas residuales municipales de la ciudad de Barranquilla”, “*Eliminación de fosfatos y nitratos de agua residual municipal mediante un inóculo optimizado de Chlorella sp. en un sistema de fotobiorreactores verticales con columna de burbujeo a escala piloto*” y “*Evaluación de materiales bioadsorbentes modificados térmicamente en la remoción de nutrientes presentes en aguas residuales municipales de la ciudad de Barranquilla*”.

7.3.1 Fase I: Análisis de la eficiencia de dos sistemas de tratamiento aislados, con la microalga *Chlorella sp.* y la roca coralina en un reactor tipo Batch.

La fase inicial de este proyecto se fundamentó en el análisis de los resultados obtenidos en dos de las investigaciones pertenecientes al macroproyecto anteriormente mencionado, cada una de las cuales se encargó de evaluar el comportamiento de la *Chlorella sp.* y la roca coralina modificada a 400°C en la remoción de nutrientes presentes en aguas residuales municipales de la ciudad de Barranquilla. Lo anterior se realizó con el objetivo de conocer la acción individual de los microorganismos y el material bioadsorbente en la remoción de nutrientes y bajo las mismas condiciones operativas, sirviendo de precedente para la interpretación de los resultados obtenidos al acoplar los dos medios en un sistema de tratamiento terciario combinado.

7.3.1.1 Sistema de tratamiento con la *Chlorella sp.* en un reactor tipo Batch.

En el trabajo de grado denominado “*Eliminación de fosfatos y nitratos de agua residual municipal mediante un inóculo optimizado de Chlorella sp. en un sistema de fotobiorreactores verticales con columna de burbujeo a escala piloto*”, se realizaron tres montajes a escala de laboratorio, bajo condiciones ambientales establecidas (aireación e iluminación), con diferentes concentraciones de agua residual municipal, al 100%, 75% y 50%, considerando que los sistemas

de tratamiento convencionales municipales reciben aguas con concentraciones altas de contaminantes y diluidas por efecto de las lluvias (Estrada y Tafur, 2015).

En cada montaje se inocularon concentraciones de 1×10^6 cel/mL, conforme a diferentes estudios que han demostrado que los cultivos en concentraciones iniciales bajas exponen una mejor curva logarítmica de crecimiento de la cepa, lo que permite identificar de forma clara la fase exponencial y el tiempo en el que se pueden alcanzar mejores porcentajes de remoción (Salgueiro, 2018). Dichos análisis arrojaron que la concentración óptima de *Chlorella* sp. correspondía a $3,6 \times 10^6$ cel/mL, en la cual se evidenciaron las fases de adaptación (reducida debido a que la cepa ya se encontraba avanzada), exponencial y muerte, alcanzando porcentajes de remoción del 95% para nitratos y del 65,5% para fosfatos (Estrada y Tafur, 2015).

En un montaje final se depositó la concentración óptima en un reactor tipo Batch (ver figura 6), para ello se relacionaron los volúmenes que permitieron alcanzar por dilución dicho valor, preparando un cultivo con una concentración aproximada de 14×10^6 cel/mL en volúmenes de 12 litros de agua residual, logrando obtener un inóculo de $3,5 \times 10^6$ cel/mL (ver figura 9), analizando los parámetros de fosfatos (PO_4) nitratos (NO_3), pH, temperatura y densidad celular a partir de la toma de muestras cada 4 h en un ciclo de 24 h para el análisis del comportamiento de las concentraciones obtenidas.



Figura 6. Montaje del sistema de tratamiento con la microalga *Chlorella* sp. en un reactor tipo Batch. Adaptado de “Eliminación de fosfatos y nitratos de agua residual municipal mediante un inóculo optimizado de *Chlorella* sp. en un sistema de fotobiorreactores verticales con columna de burbujeo a escala piloto”.

7.3.1.2 Sistema de tratamiento con la roca coralina en un reactor tipo Batch con lecho fijo.

En el trabajo de grado denominado “*Evaluación de materiales bioadsorbentes modificados térmicamente en la remoción de nutrientes presentes en aguas residuales municipales de la ciudad de Barranquilla*”, se analizaron diferentes materiales a escala de laboratorio, conchas de ostra (*Crassostrea rhizophorae*), conchas de almeja (*Polymesoda* sp.) y roca coralina (*Coquina*), bajo condiciones de tamaño, modificación térmica y concentración establecidas. El estudio permitió identificar que la mayor remoción se efectuó con la implementación de la roca coralina en un tamaño de 2,36 mm, modificada térmicamente a 400°C y con una concentración de 8 g/L (ver figura 9), obteniendo porcentajes del 33% para fosfatos, 35% para nitratos y 11% para nitritos.

Las condiciones óptimas fueron utilizadas a escala piloto en un reactor tipo Batch con lecho fijo, el cual contaba con tres depósitos de material bioadsorbente en cada uno de los dos tubos

internos (con 1 pulgada de diámetro) de los reactores (ver figura 7). Se llevó a cabo la toma de muestras cada hora durante 6 h y dos muestras en las horas 20 y 24, para el posterior análisis de los parámetros de fosfatos (PO_4), nitratos (NO_3), nitritos (NO_2), pH y temperatura (Díaz y Rodelo, 2019).



Figura 7. Montaje del sistema de tratamiento con la roca coralina modificada a 400°C en un reactor tipo Batch con lecho fijo. Adaptado de “Evaluación de materiales bioadsorbentes modificados térmicamente en la remoción de nutrientes presentes en aguas residuales municipales de la ciudad de Barranquilla” por A. L. Díaz y E. P. Rodelo, 2019.

7.3.2 Fase II: Puesta en marcha del sistema de tratamiento terciario combinado, con la microalga *Chlorella* sp. y la roca coralina en un reactor tipo Batch.

Con el propósito de llevar a cabo la puesta en marcha del sistema de tratamiento propuesto, se implementó el reactor diseñado y construido en el marco del proyecto denominado

“Construcción y puesta en marcha de un reactor tipo Batch a escala piloto para el tratamiento

terciario de aguas residuales municipales de la ciudad de Barranquilla”. Este sistema de tratamiento terciario que se mantuvo completamente cerrado contaba con dos reactores en serie de material acrílico que tenían 1 metro de altura y abarcaban un volumen de aguas residuales de seis (6) litros, ambos reactores contaban con un tubo de PVC fijo en el centro que se dividía en tres (3) compartimentos a fin de ubicar el material bioadsorbente en un lecho fijo (ver figura 8).

Los reactores se mantenían unidos a través de tuberías externas con un diámetro de 1/2 pulgada, conectadas a un tanque de almacenamiento de agua que disponía de una bomba de referencia “Electrobomba PKM 60” con rodete periférico, caudal máximo de 40 L/min y presión de 57 PSI, que permitía la circulación del agua residual (Tienda Pedrollo, 2018). Cada reactor contenía una piedra porosa dosificadora de aire en conjunto con una bomba de referencia “Laguna Air Pump Kit PT 1620”, volumen de aire de 50 LPM y presión de 4,35 PSI (ver figura 8), (Bolívar y Contreras, 2019; Hagen, 2019).

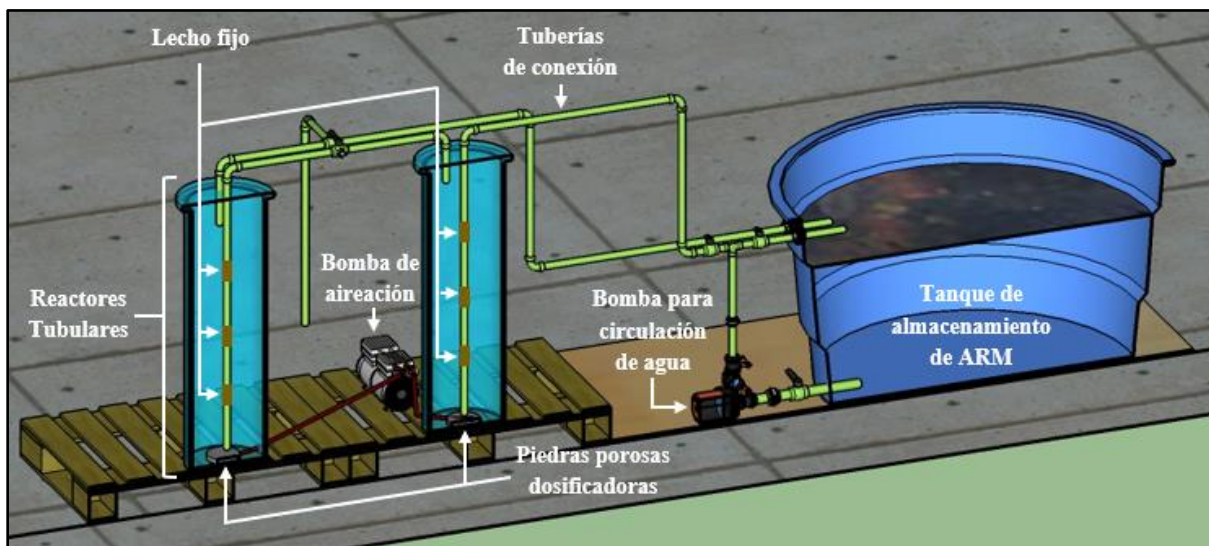


Figura 8. Modelación del reactor tipo Batch con lecho fijo y componentes del sistema. Fuente: Autores.

Para determinar la eficiencia de remoción de nutrientes presentes en aguas residuales municipales de un sistema de tratamiento terciario combinado, se añadieron las concentraciones

óptimas de la microalga *Chlorella* sp. y la roca coralina modificada en el reactor tipo Batch con lecho fijo ya descrito; para la operación del sistema propuesto se procedió a adicionar en el tanque de almacenamiento 45 L de agua residual municipal proveniente de la EDAR El Pueblo de Barranquilla. Conforme a la concentración óptima establecida para la *Chlorella* sp. que se mencionó con anterioridad, se añadió un cultivo de la microalga en el tanque de abastecimiento con un valor inicial de 11×10^6 cel/mL que se prepararon en 12 L de agua residual municipal, la cual se diluyó al mezclarse con el agua previamente almacenada y arrojó una concentración de $4,7 \times 10^6$ cel/mL (ver figura 9).

Para el caso de la roca coralina, se depositó una cantidad de 60 g del material bioadsorbente en cada una de las tres divisiones que presentaban los dos tubos internos de los reactores, para un total de 360 g de material dispuesto en un lecho fijo a lo largo del sistema (ver figuras 8 y 9). El proceso de remoción de nutrientes se llevó a cabo en condiciones aerobias y de recirculación en un sistema cerrado con un caudal de 0,059 L/s (se midió utilizando el método del aforo volumétrico, obteniendo un tiempo de 17,03 segundos y volumen de 1 litro para realizar el cálculo mediante la ecuación 2, ver en anexos); se realizaron las pruebas en un período total de 24 h y con una frecuencia de muestreo de cada 4 h, efectuando tres replicas (Díaz y Rodelo, 2019).

Durante la puesta en marcha del reactor se monitorearon los parámetros determinados a continuación, los cuales fueron ejecutados a partir de las indicaciones descritas en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd Edition. Los instrumentos fueron suministrados por el laboratorio CITA y se utilizó el equipo espectrofotómetro Hach DR3900 para medir la concentración de los nutrientes durante el tratamiento.

- **Concentración celular:**

Se realizó a través de un conteo manual utilizando un hematocitómetro de Neubauer con profundidad de 0,1 mm, posteriormente se aplicó la fórmula propuesta por el autor Bastidas (2019) para obtener los datos de concentración en unidades de cel/mL (ver ecuación 3 en anexos).

- **Fosfatos (PO_4 - mg/L), (código 4500-P):**

Por medio de una pipeta se vertieron 0,5 mL de molibdovanadato de alto rango en 10 mL de agua residual depositada en una celdilla de vidrio, se realizó una agitación manual hasta que la muestra se tornara de un color amarillo claro, luego de 7 minutos de reacción se midió en la prueba *Phosphorus, Reactive*, añadiendo inicialmente la celdilla con 10 mL de agua residual como blanco y luego la muestra a medir (Baird, Eaton y Rice, 2017; Hach, 2019; Onelab, 2019).

- **Nitratos (NO_3^- - mg/L), (código 4500- NO_3^-):**

Se adicionó el contenido de un sobre del reactivo NitraVer 5 en 10 mL de agua residual depositada en una celdilla del espectrofotómetro, se agitó la muestra por 1 minuto hasta que se tornara de color naranja, luego de reaccionar por un período de 5 minutos se midió en la prueba *Nitrate, Nitrogen*, donde se depositaba la celdilla con 10 mL de agua residual como blanco y luego la muestra, registrando el valor arrojado (Baird et al., 2017; Hach, 2019; Onelab, 2019).

- **Nitritos (NO_2^- - mg/L), (código 4500- NO_2^-):**

Se agregó el contenido de un sobre del reactivo NitriVer 2 en 10 mL de agua residual depositada en una celdilla del espectrofotómetro, se agitó la muestra por 1 minuto hasta que se tornara de color fucsia, luego de reaccionar por 10 minutos se midió en la prueba *Nitrite, Nitrogen*, donde se depositaba la celdilla con el blanco de agua residual, 10 mL, y luego la

muestra a medir a fin de registrar la concentración obtenida (Baird et al., 2017; Hach, 2019; Onelab, 2019).

- **pH y temperatura, (código 4500-H⁺):**

Se introdujo el electrodo del pH metro en un Beaker que contenía 50 mL de muestra de agua residual para obtener los datos de temperatura (en °C) y pH en cada medición realizada (Baird et al., 2017; YSI, 2017).

- **Oxígeno disuelto (OD):**

Empleando un oxímetro se determinó la concentración de oxígeno disuelto al introducir el electrodo en un Beaker que contenía 50 mL de muestra de agua residual (Baird et al., 2017; YSI, 2017).

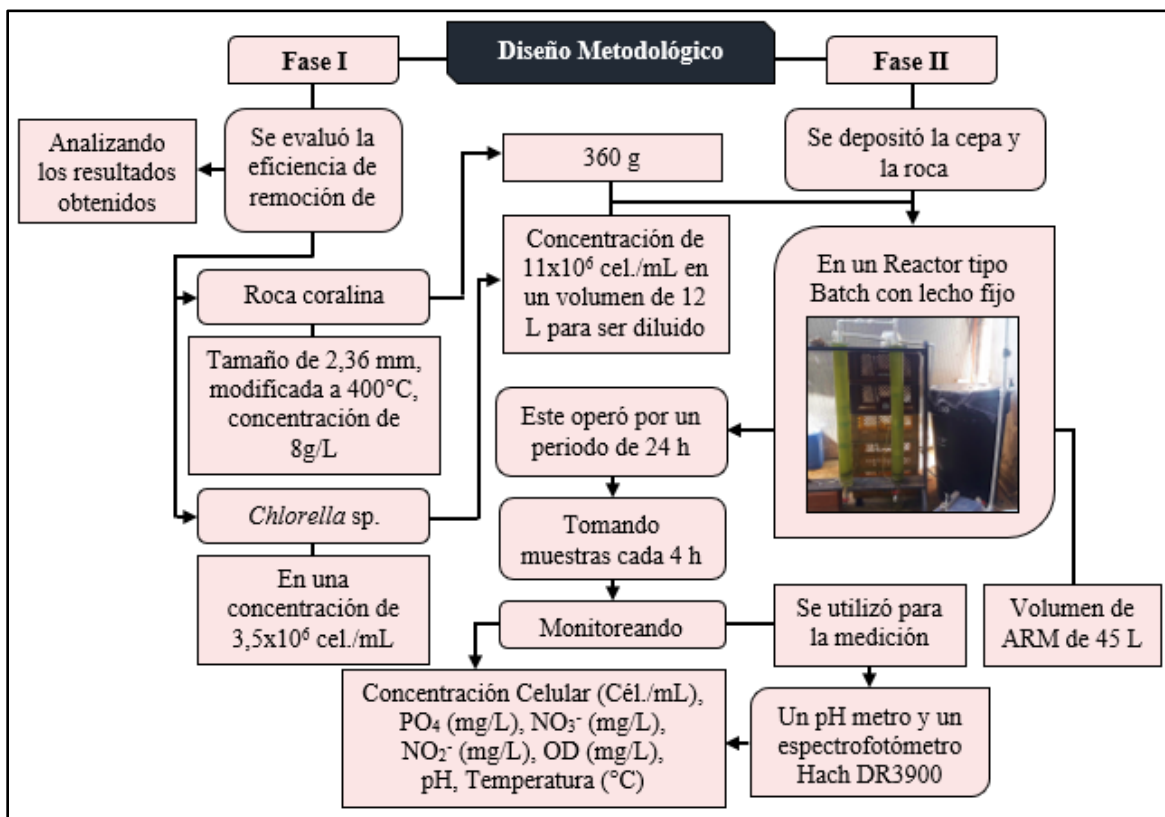


Figura 9. Diagrama de flujo del diseño metodológico implementado para el desarrollo de las fases I y II. Fuente: Autores.

7.3.3 Fase III: Evaluación de la eficiencia del sistema de tratamiento terciario propuesto con respecto a la normativa vigente.

Una vez determinadas las concentraciones de los parámetros monitoreados durante los muestreos realizados cada 4 h, concentración celular, PO₄, NO₃, NO₂, pH, temperatura y oxígeno disuelto, se evaluó la eficiencia de la remoción de nutrientes presentes en aguas residuales municipales mediante la comparación de los resultados obtenidos durante los periodos de mayor remoción de los montajes realizados en el reactor tipo Batch, con los valores límites máximos establecidos por las normas nacionales e internacionales referenciadas anteriormente (ver tabla 3 y figura 10). No obstante, en las normas mencionadas solamente se establecen los valores máximos de los parámetros de NO₃, NO₂, pH y temperatura.

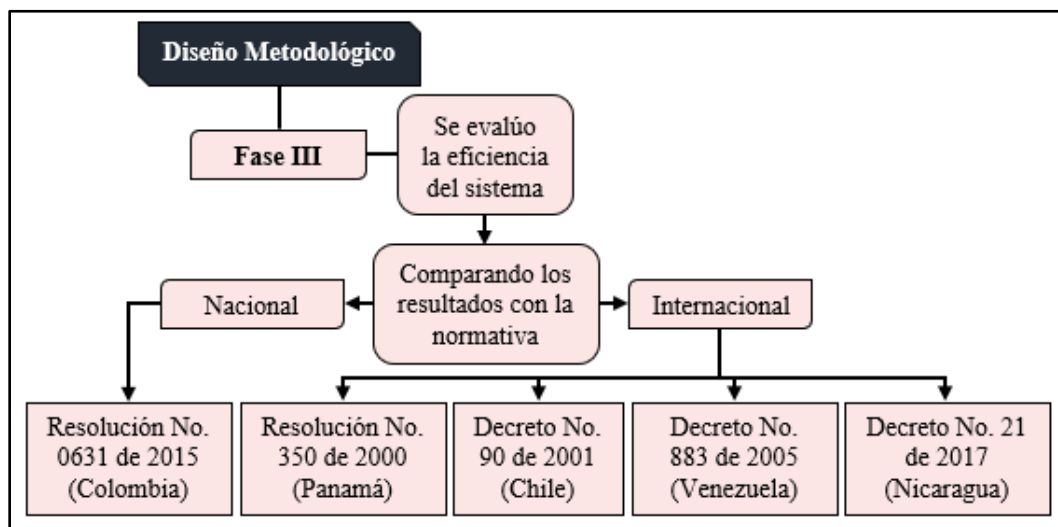


Figura 10. Diagrama de flujo del diseño metodológico implementado para el desarrollo de la fase III. Fuente: Autores.

8. Resultados y discusión

8.1 Análisis de la eficiencia de remoción de nutrientes de dos sistemas de tratamiento aislados en un reactor tipo Batch con lecho fijo

8.1.1 Sistema de tratamiento con la microalga *Chlorella* sp. en un reactor tipo Batch

Mediante las metodologías efectuadas, se obtuvieron los resultados necesarios para conocer el comportamiento de los nutrientes durante la interacción del agua residual municipal con la microalga, evidenciando por medio de la figura 11 que durante las horas 8 y 12 se alcanzan una considerable remoción de dichos contaminantes.

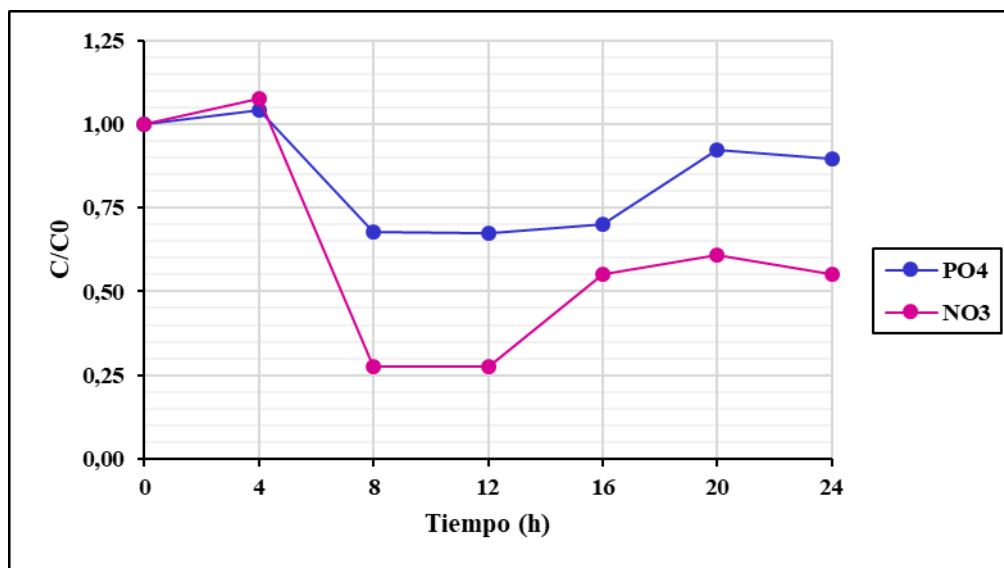


Figura 11. Comportamiento de las concentraciones promedio de nutrientes obtenidas durante el funcionamiento del reactor tipo Batch con la *Chlorella* sp. Fuente: Autores.

Debido a que el NO_3 es el ion más oxidado del nitrógeno, y más removido en este tipo de tratamientos, los resultados solo aportan las concentraciones de dicho parámetro y del PO_4 . A partir de la figura 11 se evidencia que las concentraciones de NO_3 y PO_4 provenientes de aguas residuales municipales disminuyen desde la hora 8 hasta la 16. En las primeras horas no se

presentan variaciones de remoción de nutrientes debido a que la capacidad biodegradante de la microalga suele reflejarse luego de su estabilización, período que normalmente ocurre en las primeras horas después de haberse inoculado el cultivo microalgal en los reactores (Acurio y Arciniegas, 2015).

La asimilación de compuestos nitrogenados y fosfatados por parte de la *Chlorella* sp. en aguas residuales municipales es relativamente alta, de ahí parte que la toma de nutrientes se de en forma más rápida que otras especies, lo que se evidencia en la figura 11, donde se refleja la rápida asimilación de nutrientes que posee la microalga al transcurrir 4 h (Ruiz, 2011).

La eliminación de nutrientes a partir de especies de microalgas se considera efectiva en tratamientos a escala piloto, las condiciones del cultivo y su concentración juegan un papel importante para poder alcanzar la asimilación satisfactoria del PO_4 y el NO_3 (Cañizares y Roa, 2012). La microalga *Chlorella* sp. es muy llamativa para este tipo de procesos a causa de su alta capacidad de biodegradación en aguas residuales municipales (Cai, Li y Park, 2013; Han et al., 2013).

La *Chlorella* sp. logra remociones favorables de nutrientes en reactores Batch en cultivos libres e inmovilizados, donde se llegan a alternar fases aerobias, anaerobias o combinadas en tiempos estipulados (Ávila, Laos y Verano, 2018). La determinación del cultivo o tamaño del inóculo es esencial, pues a medida que se realizan estudios previos de las concentraciones óptimas de la microalga en volúmenes de aguas residuales específicos, la degradación de contaminantes es mucho mayor y eficiente a lo largo del sistema de tratamiento implementado (Castañeda y Consuelo, 2016).

La disponibilidad lumínica, el pH, el oxígeno disuelto y la cuantificación celular son parámetros dependientes para el consumo de nutrientes por parte de esta especie, lo que se corrobora al resaltar que estos microorganismos son unicelulares fotosintéticos, dependientes de la luz para su obtención de energía (Acién et al., 2016). A su vez el pH es un factor completamente determinante para llevarse a cabo la biodegradación en medios levemente neutros, sin embargo, los valores suelen variar dependiendo de la especie (Gutiérrez, 2017; Hernández y Labbé, 2014).

Lo anterior se evidencia de forma mas clara mediante los porcentajes de remoción obtenidos para el sistema de tratamiento con la *Chlorella* sp., en la figura 11 se revela que los resultados de nitratos superaron porcentajes del 68% y superiores al 20% para el caso de los fosfatos, principalmente durante las horas 8 y 12 de tratamiento.

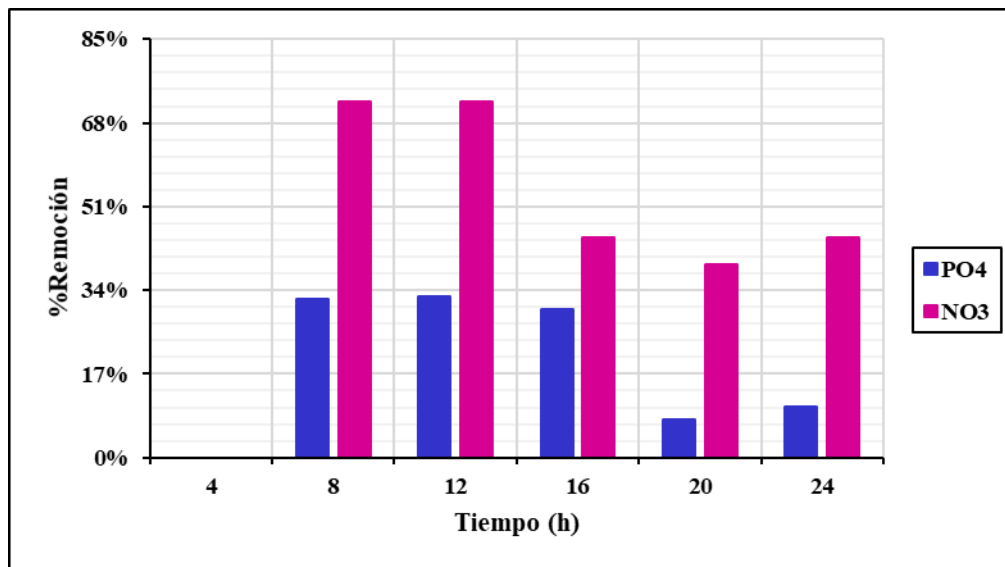


Figura 12. Porcentajes de remoción de nutrientes obtenidos en el montaje realizado con la *Chlorella* sp. en un reactor tipo Batch. Fuente: Autores.

La disponibilidad lumínica, aireación, pH del medio y la presencia de N y P en el agua residual permiten que la concentración celular de la *Chlorella* sp. sea exponencial desde su

asimilación hasta su biodegradación, proceso ocurrido en este tratamiento entre los períodos de 4 h a 20 h (ver figura 13). Lapsos de tiempo donde se reportan las mejores remociones de NO_3 y PO_4 . Esto quiere decir que la concentración de celular por parte de microalgas *Chlorella* sp. es inversamente proporcional a la concentración de nutrientes en el medio ya que a medida que las células de la *Chlorella* incrementan, los valores de nutrientes descienden, efecto totalmente favorable para alcanzar la biodegradación (Díaz y Niño, 2018; Hernández y Labbé, 2014; Haro y Perales, 2015).

Las concentraciones de pH y temperatura no tuvieron variaciones significativas durante las 24 h de tratamiento (ver figura 13), es decir, que sus concentraciones se mantuvieron por debajo de 9 y de 35°C durante el paso del tiempo (ver tabla 4 en anexos). Cabe resaltar que los valores de estos parámetros (ver tabla 4) corresponden a los esperados en este tipo de tratamientos terciarios, la *Chlorella* sp. se adapta al medio en temperaturas mayores a los 24°C y en el caso del pH, tiende a mantenerse en un rango entre 7,73 y 8,2 (Angulo, Plaza, Puentes, Torres y Vacca, 2017).

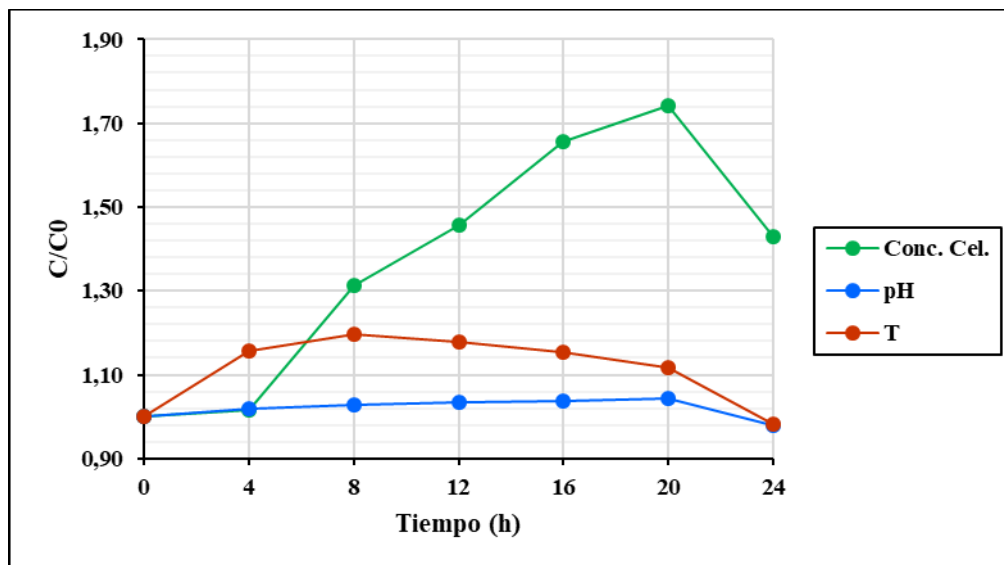


Figura 13. Comportamiento de la concentración celular, pH y temperatura en el reactor tipo Batch con la *Chlorella* sp. Fuente: Autores.

El pH tiene una gran relación con el crecimiento celular de la *Chlorella* sp., esta especie suele habitar en rangos neutros y estables, condiciones que permiten la eliminación de contaminantes inorgánicos, por ello es necesario que los valores de pH y temperatura se mantengan constantes en los tratamientos de aguas residuales para que la concentración celular pueda aumentar, cuando hay variaciones muy abruptas en estos parámetros se genera una desestabilización en el medio causando así la ineficiencia del tratamiento (Álvarez et al., 2016). La figura 13 representa un comportamiento satisfactorio de ambos parámetros, pH y temperatura, en el proceso de biodegradación de PO_4 y NO_3 , los cuales fueron altamente asimilados desde el período de 8 h.

8.1.2 Sistema de tratamiento con la roca coralina modificada a 400°C en un reactor tipo Batch con lecho fijo.

El comportamiento de las concentraciones obtenidas en el sistema de tratamiento terciario con la roca coralina, se exponen en la figura 14. Debido a que las concentraciones de los nutrientes no presentaron variación alguna entre la 6 h y 16 h, se procedió a hacer un resumen de los mejores escenarios de remoción provistos en el sistema. Se evidencia que las concentraciones de NO_2 , NO_3 y PO_4 , presentes en las aguas residuales municipales, disminuyen en la 1 h, 3 h y 5 h, siendo la última la más significativa de todas, comportamiento que se le atribuye a los materiales bioadsorbentes sometidos a modificaciones térmicas superiores a los 200°C, los cuales reportan una excelente eliminación de metales pesados y nutrientes durante las primeras horas de tratamiento (Díaz y Rodelo, 2019).

El proceso de remoción de nutrientes se puede llevar a cabo en un reactor tipo Batch donde la roca coralina sea modificada a 400°C y ubicada en lechos fijos, la carga contaminante y la

ubicación del lecho fijo dentro del reactor son factores claves para que se realice de forma eficiente el proceso, pues a medida que el fluido entra en contacto con el lecho móvil su concentración disminuye (Arrieta, Granados, Lara, Tejada y Villabona, 2016).

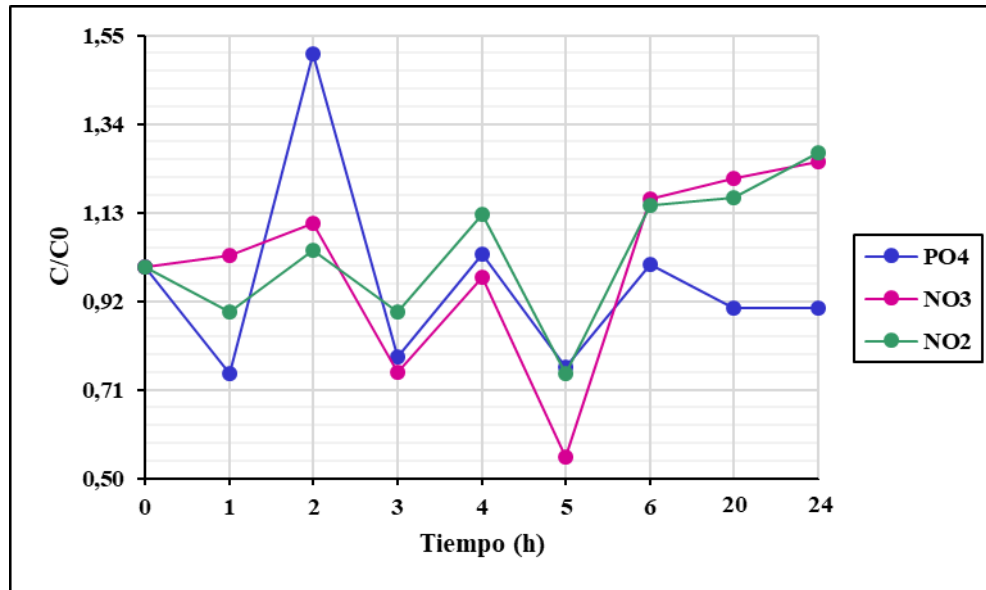


Figura 14. Comportamiento de las concentraciones promedio de nutrientes obtenidas durante el funcionamiento del reactor tipo Batch con la roca coralina en un lecho fijo. Fuente: Autores.

En la figura 14 se demuestra que la roca coralina realiza una mayor remoción de nutrientes entre la 4 h y 5 h, sin embargo, en la tabla 4 (ver anexos) se detallan las concentraciones de NO_2 , NO_3 y PO_4 monitoreados cada hora. Para la 6 h los valores incrementan de tal manera que superan las concentraciones de nutrientes reportados en la primera hora de remoción. Entre la 6 h y 24 h no se observan reducciones, por lo que los nutrientes no presentaron remoción significativa a lo largo de este período. Este comportamiento indica que luego de un tiempo considerado la roca coralina modificada a 400°C pierde su máxima capacidad de adsorción, produciéndose así la saturación del material en el reactor tipo Batch con lecho fijo (Illana, 2014).

La roca coralina es un agente neutralizador para los tratamientos de aguas residuales con concentraciones ácidas, diferentes estudios han evidenciado que al incluir el material en el

sistema el pH tiende a neutralizarse de forma progresiva (Mopoung et al., 2014). Esto se debe a que la roca coralina se compone en un 50% de carbonato de calcio (CaCO_3), además de sus propiedades físicas como porosidad y la capacidad de adsorción, proceso que influye en la adhesión de las moléculas en solución del agua residual con el contacto superficial de la roca. La porosidad garantiza que la adsorción sea eficiente gracias a los espacios abiertos que generan un mayor movimiento de la solución líquida en el material, lo que a su vez permite que contaminantes inorgánicos como los nutrientes sean removidos (Ahn et al., 2016).

La capacidad de adsorción del material en el tratamiento de aguas residuales se relaciona directamente con la cantidad, el tamaño y la modificación térmica previamente realizada. Las rocas sedimentarias sin exposición a temperaturas entre los 600 y 900°C, con un tamaño menor a 2,36 mm, suelen desintegrarse rápidamente en un sistema de tratamiento con lecho fijo. Es por ello que autores confirman que la roca coralina con tamaño de 2,36 mm modificada a 400°C tiene una mayor porosidad por el aumento de su área superficial, capaz de hacer mayor contacto con el agua residual en tratamiento (Ahn et al., 2016; Díaz y Rodelo, 2019).

La aireación y recirculación del agua residual en un reactor Batch garantiza su flujo constante, sin embargo, con el paso del tiempo los nutrientes empiezan a estancarse en el lecho fijo, afectando la calidad final del efluente debido a la baja remoción de nutrientes (Werner, 2016). El área superficial de un adsorbente puede ser modificada cambiando el pH de la solución, lo que causa que la adsorción de los contaminantes en el agua residual sea satisfactoria o no, Es por ello que el pH y la temperatura son factores relevantes para la remoción de nutrientes, capaces de influir en la carga superficial del material (Armienta, González, Labastida y Martin, 2010).

En la figura 15 se observa que tanto el pH como la temperatura se mantienen estables en las 24 h de tratamiento, situación común en los materiales adsorbentes con gran contenido de calcio,

además, se considera que los procesos de remoción de nutrientes utilizando materiales adsorbentes modificados térmicamente en reactores operan satisfactoriamente a temperaturas superiores a los 20°C (Werner,2016).

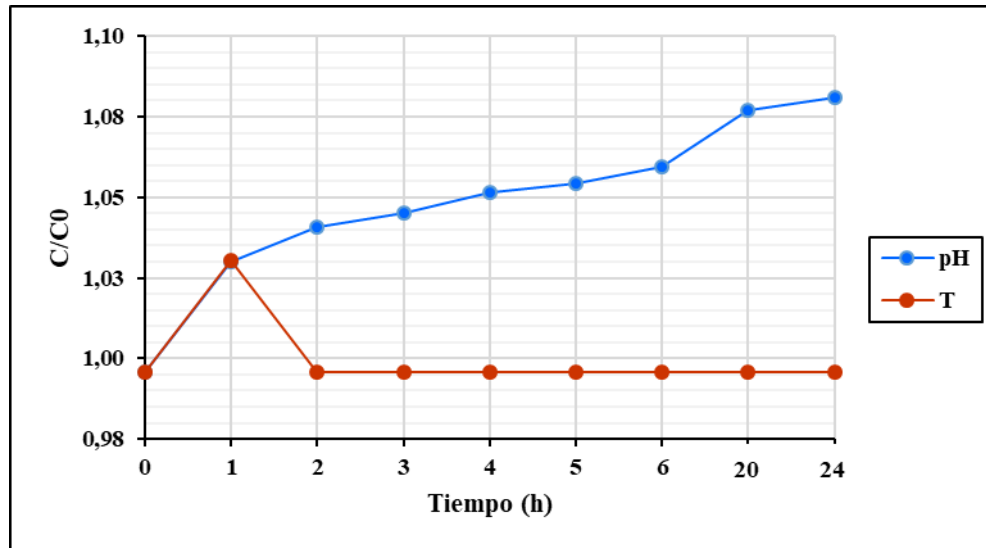


Figura 15. Comportamiento de los valores promedio de la concentración celular, pH y temperatura en el reactor tipo Batch con la roca coralina en un lecho fijo. Fuente: Autores.

Las rocas sedimentarias logran mantener neutralizado el medio acuoso en que se encuentran, lo que permite que ocurra un aumento de los valores del pH desde el primer momento en que se adiciona el material adsorbente al agua residual (ver figura 15), cabe resaltar que a lo largo del proceso no se pierde su capacidad neutralizante, sino que se regula (Villamarín, 2017).

La degradación de contaminantes por parte del reactor con lecho fijo garantiza ser rápida y eficiente, su sistema cerrado permite que las condiciones de aireación y circulación del agua residual eliminen a los nutrientes de forma simultánea (Carrasquero et al., 2015). Ahora bien, los cambios significativos de las concentraciones de nutrientes al implementar la roca coralina surgen durante las primeras 5 h, alcanzando porcentajes de remoción superiores al 40% en NO_3 , 25% en NO_2 y un 24% en PO_4 (ver figura 16).

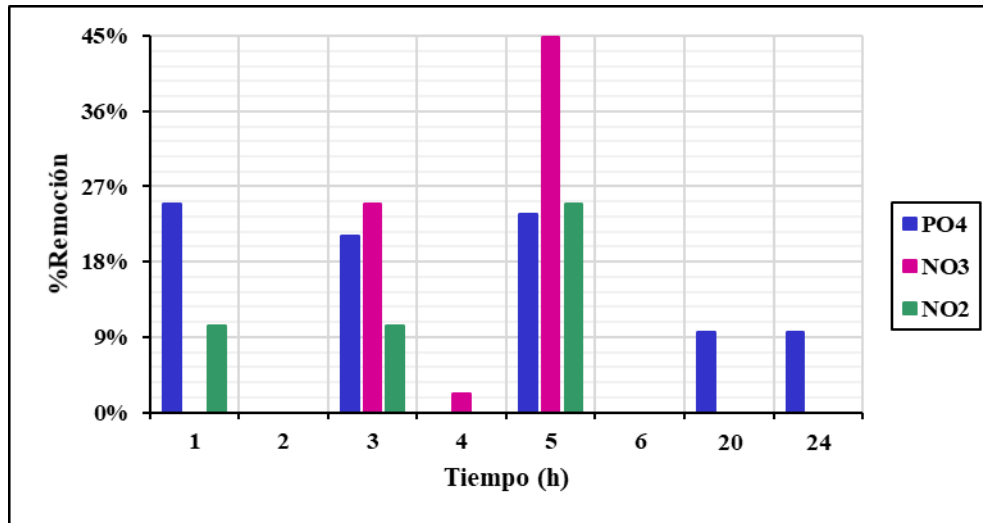


Figura 16. Porcentajes de remoción de nutrientes obtenidos en el montaje realizado en un reactor tipo Batch con la roca coralina en un lecho fijo. Fuente: Autores

El NO_3 es el nutriente más eliminado en todo el proceso, sin embargo, el PO_4 es el que posee una remoción más estable a lo largo de los monitoreos de las concentraciones de nutrientes realizados (ver figura 16). Como bien es conocido, el NO_2 , y el NO_3 son evaluados en conjunto en los tratamientos de aguas residuales, pues se encuentran en la misma categoría de compuestos solubles con presencia de nitrógeno y oxígeno (Alzate et al., 2017). La roca coralina remueve de forma eficiente el NO_3 del agua residual municipal gracias a la alta capacidad de adsorción que posee el material adsorbente en este lapso (ver figura 14), lo cual resulta muy favorable debido a que el nitrato es el compuesto orgánico del ciclo del nitrógeno con mayor grado de oxidación.

La eliminación de NO_2 y NO_3 se fundamenta en procesos físicos, químicos y biológicos, siendo estos últimos los más implementados en los tratamientos terciarios para aguas residuales municipales por la fuerte asimilación que poseen ciertos microorganismos o incluso bacterias con los compuestos nitrogenados. Los procesos físicos requieren de una membrana especializada para remover nitratos, sin embargo, no hay una mayor remoción del mismo a gran escala (Cárdenas y Sánchez, 2013). La remoción de nutrientes realizada por la roca coralina modificada

a 400°C se basa en la adsorción y no en procesos biológicos o físicos capaces de biodegradarlos, por lo que este material adsorbente no brinda una alta remoción en todo el tratamiento sino en un período específico.

Ahora bien, el PO_4 es derivado del fósforo en las aguas residuales municipales, su eliminación suele realizarse por medio de la adsorción física, siempre y cuando el material adsorbente se encuentre en un lecho fijo. La adsorción de PO_4 utilizando la zeolita como bioadsorbente en reactores Batch es muy eficiente en las primeras 4 h de tratamiento, de manera que la roca coralina al poseer una estructura muy similar puede alcanzar a remover concentraciones de NO_3 de la misma forma (Illana, 2014).

Los porcentajes de remoción del PO_4 en las pruebas realizadas son constantes durante las 24 h, entre la 1 h y 5 h se observa que los porcentajes de remoción permanecen en un rango del 23 al 25% y decaen a un 10% de la 6 h en adelante (ver figura 14 y tabla 5 en anexos). Por lo que se evidencia que la capacidad de adsorción de PO_4 es afectada por la presencia de NO_2 y NO_3 , ya que generan un efecto contrario sobre la remoción del contaminante.

8.2 Análisis de la eficiencia de remoción de nutrientes utilizando la roca coralina modificada a 400°C y la *Chlorella* sp. en el reactor tipo Batch con lecho fijo

Para este tratamiento terciario se adoptó una concentración óptima de roca coralina modificada a 400°C y un inóculo óptimo de *Chlorella* sp., considerando las condiciones previamente evaluadas en dos proyectos de investigación relacionados al presente estudio, por lo que se realizó una combinación de ambos medios en el sistema de tratamiento propuesto.

La roca coralina modificada a 400°C posee una alta capacidad de adsorción en tratamientos de aguas residuales con lecho fijo durante las primeras 5 h bajo óptimas condiciones de pH y

temperatura, tiene la capacidad de remover en mayor proporción el NO_3 y PO_4 , mientras que la microalga *Chlorella* sp. tiende a remover con efectividad el NO_3 , seguidamente del PO_4 en reactores tipo Batch a partir de la 8 h, siempre y cuando exista disponibilidad de luz, pH óptimo y concentración celular adecuada (ver figuras 12 y 16). Cabe resaltar que, los fosfatos son removidos eficientemente en ambos casos, sin embargo, la presencia de nitratos inhibe su adsorción (Bolívar y Contreras, 2019; Díaz y Rodelo, 2019).

La eliminación de nutrientes de aguas residuales municipales se llevó a cabo por medio de dos procesos en conjunto: la biodegradación por parte de la microalga *Chlorella* sp. y la adsorción por parte de la roca coralina modificada a 400°C , los resultados obtenidos corresponden a las condiciones establecidas para su eficiente funcionamiento en el que se tuvo en cuenta no solo las concentraciones de nutrientes presentes, también se relacionó el pH, la temperatura y el oxígeno disuelto (ver figuras 17 y 18).

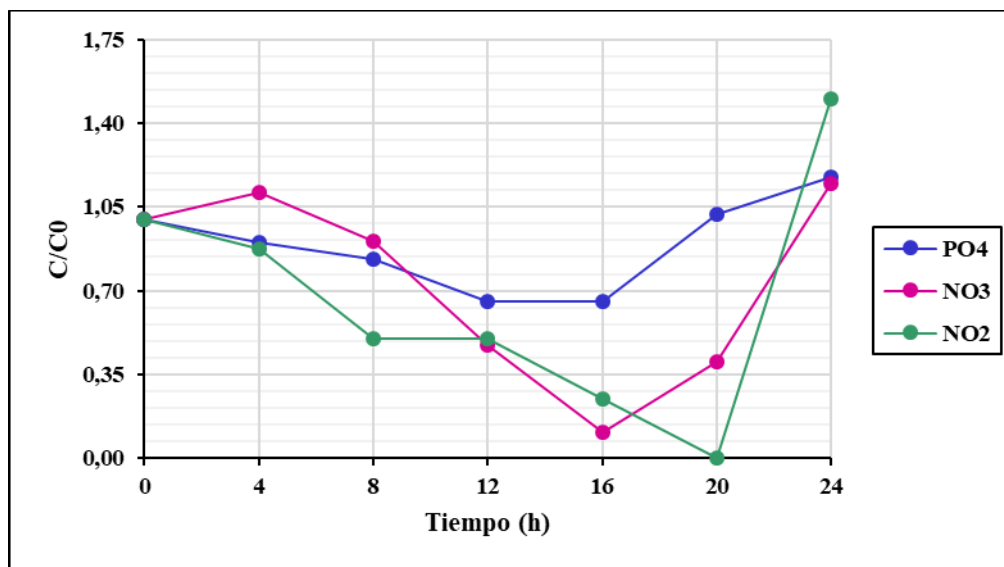


Figura 17. Comportamiento de las concentraciones promedio de nutrientes obtenidas durante el funcionamiento del sistema de tratamiento combinado, con la roca coralina y la *Chlorella* sp. en un reactor tipo Batch con lecho fijo.

Fuente: Autores.

La figura 17 evidencia que durante las primeras 4 h del tratamiento no se presentaron variaciones significativas, la disminución en las concentraciones de NO_2 , NO_3 y PO_4 en el sistema solo ocurren a partir de la 8 h, por ende, la mayor parte de la remoción de los nutrientes se le atribuye a la *Chlorella* sp. y no a la roca coralina.

El proceso de eliminación biológica desde la 8 h a la 16 h es el mejor, lo que se evidencia por las bajas concentraciones de NO_2 , y PO_4 representadas en la gráfica. Cabe resaltar que, la eliminación de nutrientes en reactores tipo Batch suele ser eficiente desde la 10 h en adelante, debido a que en las horas previas el organismo biológico (en este caso la *Chlorella* sp.) establecido dentro del sistema apenas logra estabilizarse (Acurio y Arciniegas, 2015).

Los compuestos nitrogenados y fosfatados pueden ser removidos de forma eficiente en reactores secuenciales, las etapas de llenado y reacción en sistemas completamente cerrados posibilitan la rápida interacción del agua residual con ciertos sustratos biológicos. Los ciclos del nitrógeno y fósforo dependen completamente de las acciones biológicas realizadas por organismos aptos para su descomposición y así liberarlos en forma de iones nitritos, nitratos y fosfatos al medio ambiente (Bolaños, Cordero y Segura, 2017). Es por ello que en los reactores tipo Batch se añaden microorganismos en medio de los procesos de remoción de nutrientes con el propósito de simular la degradación realizada por organismos biológicos en el ciclo de vida natural (Morales, 2016; Venegas, 2015).

Por otra parte, los reactores secuenciales con lecho fijo incluyen materiales adsorbentes en consorcios de lechos fijos a fin de que sea el agua residual la que fluya a lo largo del sistema, por medio del cual los nutrientes son retenidos en cada etapa y finalmente logran ser eliminados (Hamza, Iorhemen, Sheng y Tay, 2019).

La eficiencia en la remoción de nutrientes recae principalmente en el mecanismo y las condiciones operativas asignadas, por ende, los resultados obtenidos tienden a variar dependiendo del enfoque implementado. Este tratamiento terciario contaba con las características de un reactor Batch y de un reactor continuo con lecho fijo, el proceso integral de la degradación de NO_2 , NO_3 y PO_4 fue llevado a cabo bajo condiciones de un sistema cerrado, con ciclo de reacción aerobio, recirculación y la selección de recursos biológicos y bioadsorbentes (Pacheco y Sanabria, 2019).

En relación con la capacidad de remoción de ambos recursos, es fundamental tener en cuenta que la roca coralina realiza su proceso de adsorción de manera eficiente en las primeras horas de tratamiento y que el proceso de biodegradación realizado por la *Chlorella* sp. se presenta después de las 4 h, es decir, que ambos procesos no coinciden en los períodos de remoción (Díaz y Rodelo, 2019).

Los nutrientes frecuentemente removidos por esta clase de reactores son los compuestos nitrogenados, las concentraciones de NO_2 y NO_3 variaron debido al crecimiento exponencial de las células de *Chlorella* sp en esta etapa (ver figura 18), proceso que se llevó de forma eficiente gracias a la continua aireación suministrada en el reactor tipo Batch, lo que generó la oxidación biológica de los nutrientes y partiendo de estas condiciones ocurrió la nitrificación, que corresponde a la oxidación biológica del nitrógeno a nitritos y posteriormente a nitratos, siendo estos últimos los más necesarios para ser removidos en las aguas residuales (Alzate et al., 2017; Carrasquero et al., 2015; Martínez, 2015).

Se requiere la presencia de organismos nitrificantes y de oxígeno en tiempos de retención mayores a las 6 h (Venegas, 2015), lo cual se evidencia en esta etapa de estudio donde las mayores remociones de NO_2 , NO_3 y PO_4 ocurren a la hora 16 (ver figura 17), en condiciones

completamente aerobias y con sustrato biológico constantemente recirculando a lo largo de todo el sistema (ver tabla 6 en anexos), (Gonzales, 2019; Pacheco y Sanabria, 2019).

El comportamiento de la eliminación del PO_4 presenta el efecto adverso a los compuestos nitrogenados, su proceso de remoción es casi constante a lo largo de las 24 h del sistema (ver figura 17), lo que se le atribuye a la capacidad de adsorción de la roca coralina en las primeras 5 h del tratamiento. Diversos estudios han indicado que los sistemas de reactores biológicos remueven mayormente al NO_3 por la presencia de oxígeno, sin embargo, el PO_4 responden mucho mejor por vías anaerobias o combinadas en reactores con lecho fijo, siendo esta condición la principal causante de que no se reporte una mayor remoción del contaminante en el sistema de tratamiento (Correa, Gamarra, Pitta y Salazar, 2015).

Se puede observar que a medida que las concentraciones de nutrientes fueron aumentando después de las 16 h la, concentración celular y el oxígeno disuelto aumentaron más de lo normal, generando así una desestabilización en el sistema, por lo que se establece que la remoción de nutrientes después de 20 h a 24 h no es significativo (ver figura 18 y tabla 6 en anexos).

La eliminación de nutrientes en reactores tipo Batch suele variar dependiendo del proceso biológico o del material adsorbente a utilizar, sin embargo, existen factores predominantes en la eficiencia de remoción de nutrientes en los sistemas de tratamiento terciarios de aguas residuales municipales, entre los que se encuentran el pH, temperatura y oxígeno disuelto (ver figura 18), (Carrasquero et al., 2015). Se optó por analizar la concentración celular como factor determinante entre los más altos y bajos lapsos de eliminación de los nutrientes, debido a que el proceso incluyó el inóculo óptimo de microalga.

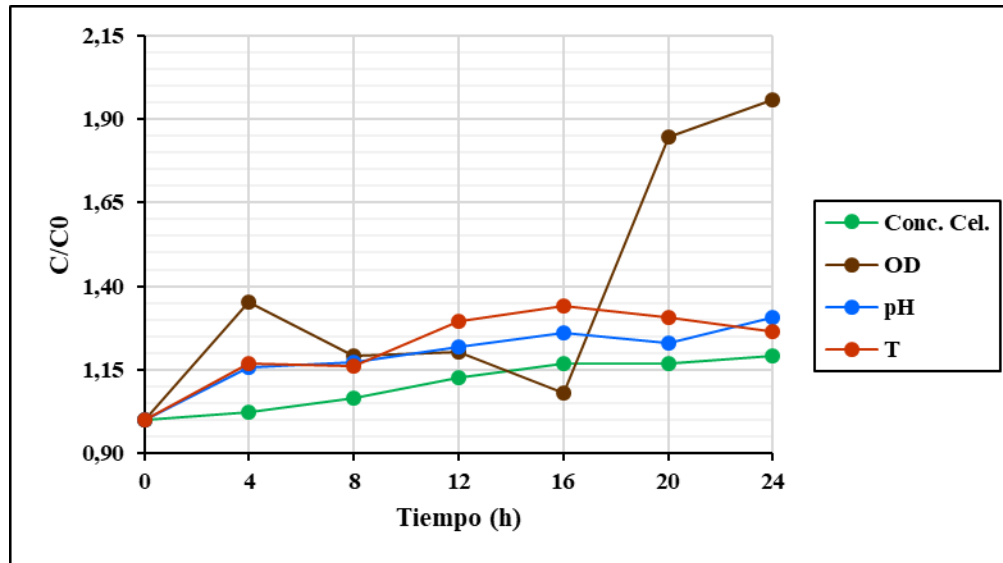


Figura 18. Comportamiento de los valores promedio de concentración celular, pH y temperatura en el sistema de tratamiento combinado, con la roca coralina y la *Chlorella* sp. en un reactor tipo Batch con lecho fijo. Fuente: Autores.

El pH es uno de los factores más relevantes al momento de llevarse a cabo la nitrificación, tanto para la roca coralina como para la *Chlorella* sp. se requiere un pH neutro, como es sabido la roca coralina posee una capacidad neutralizar el medio en que se encuentre, posibilitando la mayor adsorción de los nutrientes en las aguas residuales.

En esta misma línea se entiende que la microalga *Chlorella* sp. se reproduce exponencialmente en lagos y estanques con valores de pH superiores a 5, generando mejor biodegradación en rangos de 6-8. El pH en las 24 h se mantuvo en un rango de 6-8, valores aceptables en los tratamientos terciarios de aguas residuales (ver figura 18). De igual forma la temperatura tiene un papel muy importante en este tipo de métodos, debido que al superar los 30°C puede desestabilizarse la población microbiana presente en el reactor (Álvarez et al., 2016).

La presencia de oxígeno disuelto en el agua residual es indispensable si se requiere el proceso de nitrificación por vía aerobia, los valores óptimos para remover nitratos y fosfatos oscilan entre

1,5 a 3,0 mg/L (Chang, Chen, Hu y Yen, 2014). En las pruebas realizadas se destacan los valores en un rango de 1,8 a 3,5 mg/L en las 24 h (ver tabla 6 en anexos). Cabe resaltar que los valores de oxígeno disuelto se relacionan con el aumento de la concentración celular en el medio.

La concentración celular es un factor muy importante en la remoción de NO_2 , NO_3 y PO_4 , ya que estimula la carga de biomasa en el sistema de tratamiento, la figura 18 refleja que a partir de la 8 h se aumenta exponencialmente el crecimiento celular de la *Chlorella* sp., provocando mayor consumo de nutrientes por parte de la población microbiana. El incremento progresivo de la concentración celular es un comportamiento predecible de la *Chlorella* sp. en los reactores secuenciales, no obstante, se puede apreciar que a medida que este parámetro incrementa, las concentraciones de oxígeno disuelto también lo hacen, produciendo una saturación en el sistema que afecta la productividad de la *Chlorella* sp. (Hernández y Labbé, 2014).

Conforme a los resultados obtenidos en el sistema de tratamiento propuesto, se observa que las mejores remociones de nutrientes se desarrollaron en el período de 16 h, cabe resaltar que los mayores valores de remoción se identificaron para los parámetros NO_2 , NO_3 , con porcentajes del 75% y 89% respectivamente (ver figura 19). Sin embargo, la menor remoción fue la de PO_4 , representada en un 34% en el mismo intervalo de tiempo (ver figura 19).

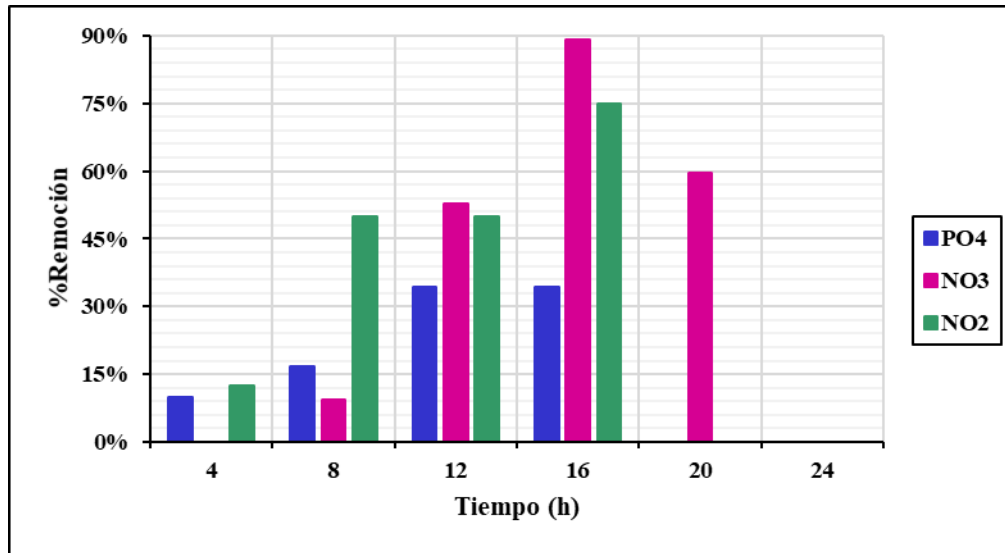


Figura 19. Porcentajes de remoción de nutrientes obtenidos en el montaje realizado mediante el sistema de tratamiento combinado, con la roca coralina y la *Chlorella* sp. en un reactor tipo Batch con lecho fijo. Fuente: Autores.

El nitrato era el segundo contaminante con mayor concentración inicial en el sistema, sin embargo, fue el más removido en todo el tratamiento (ver tabla 6 en anexos). El resultado obedece a los porcentajes de remoción alcanzados por los sistemas de tratamiento terciarios que implementan reactores Batch, caracterizándose por degradar con mayor eficiencia los nitratos (Illana, 2014).

8.3 Evaluación de la eficiencia de remoción de nutrientes en el sistema de tratamiento terciario propuesto mediante la comparación con la norma vigente

En la figura 20 se presenta la concentración de nitratos (NO_3) obtenida en el periodo de mayor remoción de cada uno de los tratamientos analizados anteriormente; se observa que el tratamiento del reactor combinado ofrece los mayores niveles de remoción, alcanzándose un valor de 0,8 mg/L de NO_3 (ver tabla 6 en anexos). De acuerdo con la comparación de los resultados obtenidos con la normativa internacional, se evidencia que todos los sistemas cumplen

con los límites máximos permitidos en los países de Panamá y Venezuela, el cual es de 10 mg/L, sin embargo, el tratamiento basado en Rocas presentó una concentración final de 8,33 mg/L de NO_3 (ver tabla 5 en anexos), lo que permite identificar que este sistema presenta una menor eficiencia con respecto al uso de la microalga *Chlorella* sp (ver tabla 4 en anexos).

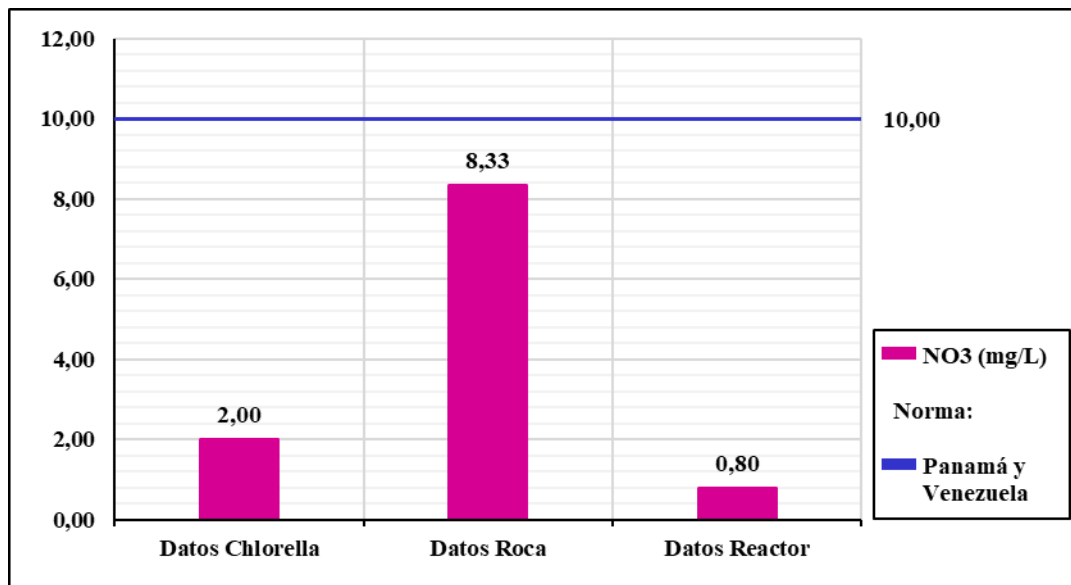


Figura 20. Comparación de los valores promedio de las concentraciones obtenidas de nitratos en los periodos de mayor remoción, durante el funcionamiento del reactor tipo Batch con la *Chlorella* sp., la roca coralina y el sistema combinado, con los valores límites máximos permisibles establecidos en la normativa vigente. Fuente: Autores.

Para el caso del parámetro NO_2 , solo se establece el límite máximo en la normativa de Venezuela (ver figura 21), observando que el sistema de tratamiento terciario combinado cumple con dicho valor al reportar un dato de 1 mg/L (ver tabla 6 en anexos), por lo que se establece una alta eficiencia que se debe en mayor medida al uso de la *Chlorella* sp., tal como se mencionó anteriormente. No obstante, el sistema de tratamiento que involucra la roca coralina modificada a 400°C sobrepasa dicho límite al presentar un valor de 12 mg/L (ver tabla 5 en anexos), por lo que se afirma que las investigaciones relacionadas a este material bioadsorbente deben incrementarse para alcanzar una eficiencia superior.

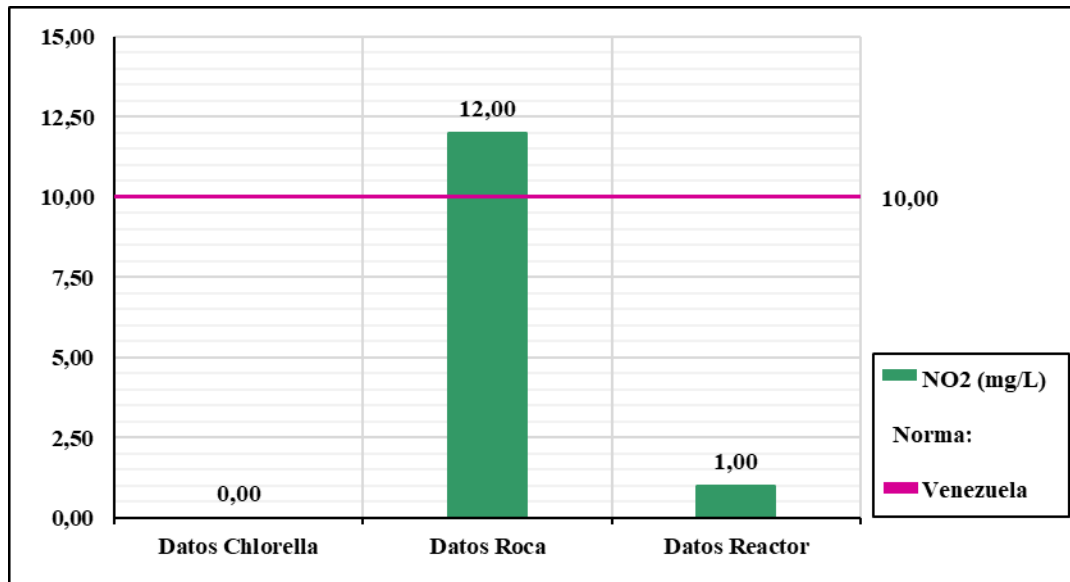


Figura 21. Comparación de los valores promedio de las concentraciones obtenidas de nitritos en los periodos de mayor remoción, durante el funcionamiento del reactor tipo Batch con la *Chlorella sp.*, la roca coralina y el sistema combinado, con los valores límites máximos permisibles establecidos en la normativa vigente. Fuente: Autores.

Los valores finales de pH para los tratamientos individuales con la *Chlorella sp.*, la roca coralina y el reactor en el sistema combinado, cumplen con los niveles máximos establecidos por la legislación ambiental de Colombia, Panamá, Venezuela y Nicaragua, fijado en 9 (ver figura 22). De acuerdo con lo estipulado en la normativa chilena los vertimientos de agua residual municipales deben tener un pH inferior a 8,5, evidenciándose que los tratamientos con la *Chlorella sp.* y la roca sobrepasan el límite exigido, con valores de 8,72 y 8,67 respectivamente (ver tablas 5 y 6 en anexos). Este comportamiento en el pH es característico durante la acción de las microalgas para precipitar los contaminantes como el fosfato y para la roca se experimenta debido a la presencia de carbonato de calcio (CaCO_3) en su composición (Elgueta, Núñez, Oyarzún y Varaprasad, 2018; Pizarro y Ramos, 2018).

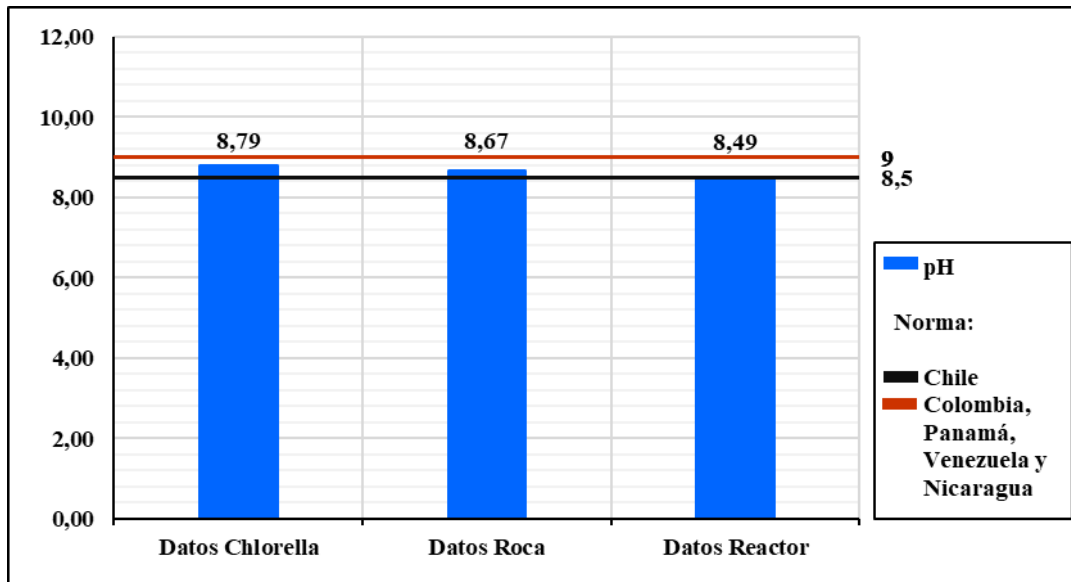


Figura 22. Comparación de los valores promedio de las concentraciones obtenidas de pH en los periodos de mayor remoción, durante el funcionamiento del reactor tipo Batch con la *Chlorella* sp., la roca coralina y el sistema combinado, con los valores límites máximos permisibles establecidos en la normativa vigente. Fuente: Autores.

Teniendo en cuenta lo presentado en las figuras 20, 21 y 22, el sistema de tratamiento terciario que comprende el reactor tipo Batch con lecho fijo (que incluía la microalga *Chlorella* sp. y la roca coralina modificada a 400°C) fue el más eficiente, dado que obtuvo los mejores valores de remoción en los parámetros evaluados a la salida del sistema y cumple con todos los límites máximos establecidos por la normativa ambiental nacional e internacional para los parámetros de NO_3 , NO_2 y pH. Así mismo, los valores de temperatura que se exponen en las tablas 4, 5 y 6 (ver anexos), se encuentran por debajo de los límites nacionales e internacionales, los cuales estipulan que los valores no deben exceder los 35°C (ver tablas 2 y 3).

9. Conclusiones

Al llevar a cabo el desarrollo del presente proyecto se puede concluir que, la implementación de la roca coralina modificada a 400°C y la *Chlorella* sp. en un reactor tipo Batch con lecho fijo, permite llevar a cabo procesos de adsorción y biodegradación de nutrientes tales como nitritos, nitratos y fosfatos. Se establece como una alternativa eficiente para el tratamiento terciario de aguas residuales municipales con un efluente de calidad sin sobrepasar los límites establecidos por la normativa vigente.

El análisis de la capacidad de remoción de nutrientes efectuado por la roca coralina modificada a 400°C demostró que el mejor período de adsorción ocurre en la 5 h del tratamiento, obteniendo una eficiencia de remoción superior al 20% en NO₂ y PO₄, y del 45% en NO₃. Los valores obtenidos son una clara evidencia de que el material bioadsorbente tiende a remover mayormente los nitratos, sin embargo, la alta concentración de los compuestos nitrogenados en el sistema afecta la capacidad de adsorción del material para los fosfatos.

La remoción de nutrientes realizada por la microalga *Chlorella* sp. obtuvo resultados significativos, al evaluar el comportamiento de la biodegradación de nitratos y fosfatos se establece que el mejor período de remoción ocurre a partir de la 8 h. La *Chlorella* sp. posee una mayor asimilación de los nitratos, obteniendo así porcentajes de remoción en la concentración de NO₃ del 72% y un 32% para la concentración de PO₄. A partir de los resultados obtenidos se demuestra que uno de los factores más favorables e influyentes fue la concentración celular, pues a medida que esta aumentaba las concentraciones de los contaminantes disminuían.

El sistema de tratamiento terciario propuesto incluyó la roca coralina modificada térmicamente a 400°C en una concentración de 8 g/L, con un tamaño de 2,36 mm, de igual

manera se adicionó la *Chlorella* sp. en una concentración de $4,8 \times 10^6$ cel/ml de microalgas en un reactor tipo Batch con lecho fijo bajo condiciones aerobias por 24 h. Los mayores valores de remoción correspondieron a los de NO_2 y NO_3 con porcentajes superiores al 74% respectivamente y la menor remoción fue la de PO_4 , representada en un 34%.

Para la evaluación de la eficiencia de remoción de nutrientes del sistema de tratamiento terciario propuesto, fue de vital importancia la medición de parámetros de nitritos, nitratos, fosfatos, pH, temperatura, oxígeno disuelto y concentración celular. De acuerdo con la recirculación y condiciones aerobias en el reactor tipo Batch con el sustrato biológico, se llevó a cabo el proceso de nitrificación, por medio del cual se obtuvieron resultados que favorecieron la disminución en la concentraciones de los nutrientes, teniendo así una eficiencia del 75% en NO_2 , 89% en NO_3 y del 34% para PO_4 en las 16 h.

Teniendo en cuenta el período óptimo de remoción alcanzado por el sistema, se concluye que los parámetros de pH, temperatura, oxígeno disuelto y concentración celular incidieron en las concentraciones finales obtenidas de los nutrientes. Estos resultados permitieron una mayor remoción de NO_2 y NO_3 debido a la posibilidad del aumento de la concentración celular de la *Chlorella* sp. en el reactor, además de las condiciones neutras adaptadas gracias a la presencia de carbonato de calcio por parte de la roca coralina, asimismo el oxígeno disuelto permitió que la nitrificación generara una mayor degradación de los contaminantes presentes en el agua residual. En relación con la baja remoción de fosfatos, se le atribuye a que su remoción es más eficiente por vía aerobia y en reactores separados, debido a que la capacidad de adsorción presenta el efecto adverso a los nitratos.

El reactor tipo Batch con lecho fijo aportó una concentración final de nitratos de 0,8 mg/L, considerándose como la más eficiente de los sistemas de tratamientos analizados, cumpliendo así

con los valores máximos permisibles por las normativas establecidas en Panamá y Venezuela, con un valor límite de 10mg/L, sin embargo, los resultados de NO₃ en el tratamiento basado en Rocas sobrepasó los niveles estipulados por el país de Venezuela, al obtener un alto valor de 12 mg/L con respecto al límite máximo de 10 mg/L. De igual forma, la concentración final de pH se encuentra bajo el rango establecido por la legislación ambiental de Colombia, Panamá, Venezuela y Nicaragua.

Teniendo en cuenta el impacto negativo causado por la presencia masiva de nutrientes en los acuíferos costeros de la Ciudad de Barranquilla y de los resultados obtenidos en este proyecto de investigación, se concluye que es posible implementar un sistema de tratamiento basado en la roca coralina y la microalga *Chlorella* sp. en un reactor tipo Batch con lecho fijo a fin de alcanzar una remoción de nutrientes compuestos por nitrógeno superior a un 70% y de fósforo en valores superiores al 30%. Por lo tanto, se considera esta alternativa sumamente rentable y accequible en zonas costeras, así como eficiente para implementar en tratamientos terciarios de aguas residuales municipales.

8 Recomendaciones

Para garantizar la eficiencia en la remoción de nutrientes en un sistema de tratamiento terciario, es necesario contemplar las condiciones óptimas de caudal, tiempo de retención celular, concentraciones óptimas y la combinación de alternativas viables para la degradación del contaminante presente en el agua residual municipal. Con el propósito de ampliar el alcance de esta investigación, resulta imprescindible continuar con diversas pruebas a escala de laboratorio que determinen una mayor eficiencia en el sistema de tratamiento terciario propuesto. De igual forma, se recomienda realizar el proceso de adsorción y biodegradación en un sistema de reactores separados a fin de identificar el mejor tiempo de retención durante cada proceso y analizar otros parámetros que permitan establecer el comportamiento de la eliminación de nutrientes a mayor profundidad, como la demanda química de oxígeno (DQO), la turbiedad y la alcalinidad.

Debido a que el sistema de tratamiento terciario está condicionado a escala de laboratorio, se sugiere disminuir el volumen del caudal y variar la presión a fin de aumentar la capacidad de remoción de la *Chlorella* sp., debido a que la concentración implementada puede ofrecer una mejor remoción de nutrientes a menores caudales, además de que el constante cizallamiento de la microalga pudo inhibir su crecimiento exponencial en el reactor tipo Batch.

Se sugiere llevar a cabo primeramente el proceso de biodegradación realizado por la microalga *Chlorella* sp. en dos primeros reactores tipo Batch, de manera que el inóculo implementado en el sistema pueda estabilizarse con la carga de nutrientes presentes, a fin de remover especialmente los nitritos y nitratos. Establecer la disponibilidad de la luz durante todo el proceso y monitoreos cada 2 h bajo condiciones aerobias y anaerobias para la mejor eficiencia

del tratamiento a través del proceso de nitrificación, por lo que se sugiere combinar estas fases a lo largo de un período mayor a 24 horas.

Seguidamente de haberse realizado la biodegradación de nutrientes por la microalga, se recomienda realizar el proceso de adsorción en función de la roca coralina modificada a 400°C en concentraciones menores a la implementada en el sistema, con el propósito de disminuir la presencia de carbonato de calcio en el agua residual. De esta manera, se recomienda llevar a cabo el proceso de adsorción en dos reactores con lecho fijo de manera que se pueda extender a un período de remoción mayor a 5 h y monitorear las concentraciones cada 2 h bajo condiciones por vía aerobia y anaerobia para lograr la mayor remoción de fosfatos.

8 Referencias

- Acién, F., Fernández, J., Gómez, C., Molina, E. y Morales, M. (2016). Wastewater treatment using microalgae: how realistic a contribution might it be to significant urban wastewater treatment. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 100(21), 9013-9022. doi: 10.1007/s00253-016-7835-7
- Acuña, A., Araya, A. y Romero, L. (2016). Selección teórica de adsorbentes potenciales naturales de bajo costo para la remoción de arsénico en el agua de consumo humano en Costa Rica. *Tecnología en Marcha*, 29(3), 23-34. doi: 10.18845/tm.v29i6.2899
- Acurio, S. P. y Arciniegas, K. N. (2015). *Evaluación de la remoción de nitritos y nitratos en muestras de agua del río San Pedro, cantón Rumiñahui por microalgas clorofitas* (tesis de pregrado). Universidad Politécnica Salesiana, Quito, Ecuador. Recuperado de <https://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/9407>
- Agarwal, N., Agarwal, P. y Gupta, R. (2019). Advances in synthesis and applications of microalgal nanoparticles for wastewater treatment. *Journal of Nanotechnology*, 2019, 1-9. doi: 10.1155/2019/7392713
- Ahn, J. W., Choi, Y. H., Huh, J. H., Jeong, W., Lee, H. W., Lee, H. J., ..., Ramakrishna, C. (2016). The use of oyster shell powders for water quality improvement of lakes by algal blooms removal. *Journal of the Korean Ceramic Society*, 53(1), 1-6. doi: 10.4191/kcers.2016.53.1.1
- Alcaide, A., Avila, J., García, S., Motilva, V., Reyes, C., Talero, E. y Zubía, E. (2014). Preventive effect of the microalga *Chlamydomonas debaryana* on the acute phase of

- experimental colitis in rats. *British Journal of Nutrition*, 112(7), 1055-1064. doi: 10.1017/S0007114514001895
- Alidoust, D., Kawahigashi, M., Sumida, H., Watanabe, M. y Yoshizawa, S. (2015). Mechanism of cadmium biosorption from aqueous solutions using calcined oyster shells. *Journal of Environmental Management*, 150, 103-110. doi: 10.1016/j.jenvman.2014.10.032
- Almeida, M., Betanzos, A., García, I., García, N. y Montalvo, J. (2014). Modelación de la eutroficación e índice de calidad del agua en algunas bahías del archipiélago Sabana Camagüey. *Tecnología Química*, 34(3), 307-323. Recuperado de http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2224-61852014000300009
- Álvarez, V., López, I. y Vásquez, J. (2016). Remoción biológica de nutrientes en aguas residuales urbanas con fotobiorreactores utilizando microalgas. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, (17), 3569-3580. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=263149506015>
- Álvarez, X. (2015). *Modelo conceptual de la eutrofización y proliferación de cianobacterias. Un caso de estudio en el embalse de A Baxe* (tesis doctoral). Universidad de Vigo, Vigo, España. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=124516>
- Alzate, J. C., Caravelli, A. H. y Zaritzky, N. E. (2017). *Remoción de nitrógeno mediante nitrificación y desnitrificación aeróbica utilizando un reactor biológico secuencial (SBR)*. Recuperado de <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/60403>
- Angulo, E. R., Plaza, M. E., Puentes, D. M., Torres, J. G. y Vacca, V. A. (2017). Uso de la microalga *Chlorella* sp. viva en suspensión en la decoloración del agua residual de una empresa textil. *Revista Prospectiva*, 15(1), 93-99. doi: 10.15665/rp.v15i1.829

- Aragón, R., Gutiérrez, N. y Valencia, E. (2014). Eficiencia de remoción de DBO₅ y SS en sedimentador y lecho filtrante para el tratamiento de aguas residuales del beneficio de café (*Coffea arabica*). *Colombia Forestal*, 17(2), 151-159. doi: 10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2014.2.a02
- Arbeláez, K. y Parra, M. (2017). *Análisis de impacto ambiental y social de la planta de tratamiento de aguas residuales barra da Tijuca en Brasil como lecciones aprendidas para la ciudad de Bogotá D.C.* (tesis de pregrado). Universidad Católica de Colombia, Bogotá, Colombia. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10983/14535>
- Ardila, J. G. y Duque, A. (2014). *Evaluación de la eficiencia de un sistema piloto de humedales híbridos como post-tratamiento de aguas residuales de una porcícola* (tesis de pregrado). Universidad Tecnológica de Pereira, Pereira, Colombia. Recuperado de <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/handle/11059/4607>
- Arévalo, A. L. (2016). *Inhibición Biológica de la Nitrificación (IBN) en arroz (Oryza sativa L.) en suelos del Piedemonte llanero* (tesis de maestría). Universidad Nacional de Colombia, Palmira, Colombia. Recuperado de <http://bdigital.unal.edu.co/52068/>
- Arévalo, W. S. y Roncancio, L. X. (2015). *Evaluación de alternativas de tratamiento de agua residual doméstica para reúso en irrigación en una hospedería en el municipio de Villa de Leyva- Boyacá* (tesis de pregrado). Universidad de la Salle, Bogotá, Colombia. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10185/18015>
- Armienta, M., Domínguez, E., Montiel, S. y Rodríguez, R. (2014). Identificación de zonas de contaminación por nitratos en el agua subterránea de la zona sur de la Cuenca de México.

- Revista internacional de contaminación ambiental*, 30(2), 149-165. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/rica/v30n2/v30n2a3.pdf>
- Armienta, M., González, I., Labastida, I. y Martín, F. (2010). Caracterización de rocas calizas y su potencial aplicación en el tratamiento de lixiviados provenientes de residuos mineros en Zimapán, Hidalgo. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/313670800_Caracterizacion_de_rocas_calizas_y_su_potencial_aplicacion_en_el_tratamiento_de_lixiviados_provenientes_de_residuos_mineros_en_Zimapan_Hidalgo
- Arrieta, A., Granados, C., Lara, J., Tejada, C. y Villabona, Á. (2016). Adsorción de plomo y cadmio en sistema continuo de lecho fijo sobre residuos de cacao. *Investigación, Optimización y Nuevos procesos de Ingeniería*, 29(2), 113-124. doi: 10.18273/revion.v29n2-2016009
- Arroba, C. A. y Ávila, D. A. (2015). *Evaluación del desempeño de la planta de tratamiento de aguas residuales de un campus universitario* (tesis de pregrado). Universidad Santo Tomás, Bogotá, Colombia. Recuperado de <http://hdl.handle.net/11634/9408>
- Asamblea Nacional de Nicaragua. (30 de noviembre de 2017). Decreto No. 21-2017. Recuperado de <http://digesto.asamblea.gob.ni/consultas/util/pdf.php?type=rdd&rdd=OzErY86d4u0%3D>
- Atencio, M., y Britto, Y. (2019). Caracterización composicional y de resistencia a las calizas explotadas en las minas del Municipio de Bosconia, en el Departamento del Cesar. *Investigación Científica y Tecnológica*, 10(1), 2-7. doi: 10.21500/20275846.3619

- Ávila, J., Laos, A. y Verano, R. (2018). Remoción de nitratos y fosfatos por cepas nativas de *Chlorella* sp. (Chlorellaceae) y *Chlamydomonas* sp. (Chlamydomonadaceae) libres e inmovilizadas en aguas residuales municipales. *Arnaldoa*, 25(2), 499-514. doi: 10.22497/arnaldoa.252.25210
- Baird, R. B., Eaton, A. D. y Rice, E. W. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd Edition*. Washington D.C., Estados Unidos: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. ISBN: 9780875532875.
- Baptista, M., Fernández, C. y Hernández, R. (2014). *Metodología de la investigación*. Recuperado de <http://observatorio.epacartagena.gov.co/wp-content/uploads/2017/08/metodologia-de-la-investigacion-sexta-edicion.compressed.pdf>
- Barceló, I., Beltrán, J., Guajardo, C. y López, U. (2017). Biotratamiento de efluentes secundarios municipales utilizando microalgas: Efecto del pH, nutrientes (C, N y P) y enriquecimiento con CO₂. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 52(3), 417-427. doi: 10.4067/S0718-19572017000300001
- Barsanti, L. y Gualtieri, P. (2014). *Algae. Anatomy, Biochemistry, and Biotechnology*, Second Edition. doi: 10.1201/b16544
- Bastidas, O. (2019). *Fórmula de la cámara de Neubauer*. Recuperado de <https://studylib.es/doc/4540608/f%C3%B3rmula-de-la-c%C3%A1mara-de-neubauer>
- Behling, E., Carrasquero, S., Colina, G., Marín, J., Polo, C. y Rincón, N. (2014). Distribución espacial de Cd y Pb en *Polymesoda solida* y sedimentos costeros del Lago de Maracaibo.

- Multiciencias*, 14(1), 7-15. Recuperado de <http://www.redalyc.org/pdf/904/90430816002.pdf>
- Berlanga, J., Chiva, S., Climent, J. y Martínez, R. (Eds.). (2018). *Depuración de aguas residuales: digestión anaerobia*. Recuperado de http://repositori.uji.es/xmlui/bitstream/handle/10234/173363/Chiva_2018_Depuracion.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Bolaños, J., Cordero, G. y Segura, G. (2017). Determinación de nitritos, nitratos, sulfatos y fosfatos en agua potable como indicadores de contaminación ocasionada por el hombre, en dos cantones de Alajuela (Costa Rica). *Tecnología en Marcha*, 30(4), 15-27. doi: 10.18845/tm.v30i4.3408
- Bolívar, C. A. y Contreras, N. C. (2019). *Construcción y puesta en marcha de un reactor tipo Batch a escala piloto para el tratamiento terciario de aguas residuales municipales de la ciudad de Barranquilla* (tesis de pregrado). Universidad de la Costa, Barranquilla, Colombia. Recuperado de <http://hdl.handle.net/11323/5091>
- Buitrón, G., Cervantes, F., García, H. y López, C. (2017). Tratamiento biológico de aguas residuales: Principios, modelación y diseño. doi: 10.2166/9781780409146
- Caballero, J. R. y Díaz, H. S. (2015). *Simulación de una planta de tratamiento de aguas residuales en la ciudad de Iquitos y su análisis técnico, económico y ambiental mediante el uso de Superpro Designer - Iquitos - 2015* (tesis de pregrado). Universidad Nacional de la Amazonía Peruana, Iquitos, Perú. Recuperado de <http://repositorio.unapiquitos.edu.pe/handle/UNAP/4712>

- Caetano, N. S., Mata, T. M. y Martins, A. A. (2010). Microalgae for biodiesel production and other applications: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14(1), 217-232. doi: 10.1016/j.rser.2009.07.020
- Cai, T., Li, Y. y Park, S. (2013). Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 19, 360-369. doi: 10.1016/j.rser.2012.11.030
- Candela, R. D. (2016). *Las microalgas y el tratamiento de aguas residuales: conceptos y aplicaciones. Una revisión bibliográfica* (tesis de pregrado). Universidad Nacional Abierta y a Distancia, Bucaramanga, Colombia. Recuperado de <https://repository.unad.edu.co/handle/10596/12170>
- Cañizares, R. O. y Roa, A. L. (2012). Bioremediación de aguas con fosfatos y nitratos utilizando *Scenedesmus incrassatulus* inmovilizado. *Bistua: Revista de la Facultad de Ciencias Básicas*, 10(1), 71-79. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=90326398006>
- Cárdenas, G. L. y Sánchez, I. A. (2013). Nitrógeno en aguas residuales: orígenes, efectos y mecanismos de remoción para preservar el ambiente y la salud pública. *Universidad y Salud*, 15(1), 72-88. Recuperado de <http://www.scielo.org.co/pdf/reus/v15n1/v15n1a07.pdf>
- Carrasco, F., Platzer, W. y Teichert, S. (2017). *Estudio de tecnologías de tratamiento de agua residual y concentración en la industria*. Recuperado de https://www.fraunhofer.cl/content/dam/chile/es/documents/csetdocument/reportes/CSET-2017-PUB-005-WT_Estudio_Tecnologia_Tratamiento_Agua.pdf

- Carrasquero, S., Díaz, A., Marquina, D., Pire, M., Soto, J. y Vilorio, S. (2015). Remoción de nutrientes en aguas residuales de un matadero de reses usando un reactor biológico secuencial. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 25(2), 43-60. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=91142868003>
- Carrasquero, S., Díaz, A., Pire, M. y Rincón, N. (2014). Monitoreo de la remoción biológica de nitrógeno en efluentes de tenerías usando un reactor por carga secuencial. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 15(2), 287-298. doi: 10.1016/S1405-7743(14)72217-6
- Castañeda, E. y Consuelo, L. (2016). Evaluación del crecimiento de cuatro especies del género *Bacillus* sp., primer paso para entender su efecto biocontrolador sobre *Fusarium* sp. *Nova*, 13(26), 53-62. Recuperado de <http://www.scielo.org.co/pdf/nova/v14n26/v14n26a06.pdf>
- Castro, J. (2018). *Evaluación de la remoción de materia orgánica en un reactor anaerobio de manto de lodos de flujo ascendente (UASB) para el tratamiento de aguas residuales del camal municipal de Huancavelica* (tesis de pregrado). Universidad Nacional de Huancavelica, Huancavelica, Perú. Recuperado de <http://repositorio.unh.edu.pe/handle/UNH/1648>
- Cedron, O. Z. y Cribilleros, A. C. (2017). *Diagnóstico del sistema de aguas residuales en Salaverry y propuesta de solución* (tesis de pregrado). Universidad Privada Antenor Orrego, Trujillo, Perú. Recuperado de <http://repositorio.upao.edu.pe/handle/upaorep/3561>
- Centro de Ciencia y Tecnología de Antioquia (CTA). (2018). *Propuestas de acciones y recomendaciones para mejorar la productividad del agua, la eficiencia en el tratamiento de aguas residuales y el reúso del agua en Colombia*. Recuperado de

- https://www.dnp.gov.co/Crecimiento-Verde/Documents/ejes-tematicos/Agua/INFORME_PROPUESTAS%20FINAL_18_05_18.pdf
- Chang, J., Chen, C., Hu, I. y Yen, H. (2014). Design of photobioreactors for algal cultivation. En A. Pandey, C. Soccol, D. Lee y Y. Chisti (Eds.), *Biofuels from Algae* (pp. 225-256). Amsterdam, Países Bajos: Elsevier. doi: 10.1016/B978-0-444-59558-4.00002-4
- Chang, W. L. y Shih, P. K. (2015). The effect of water purification by oyster shell contact bed. *Ecological Engineering*, 77, 382-390. doi: 10.1016/j.ecoleng.2015.01.014
- Chavarría, D. (2014). *Dimensionamiento, conceptualización y propuesta de un sistema de tratamiento de aguas residuales del Centro Nacional de Ciencia y Tecnología de Alimentos (CITA)*, (tesis de pregrado). Universidad de Costa Rica, San Pedro, Costa Rica. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10669/16768>
- Corporación Autónoma Regional del Atlántico (CRA). (17 de agosto de 2017). Resolución No. 000580 de 2017. Recuperado de http://www.crautonomia.gov.co/documentos/resoluciones/18238_resol%20000580%20de%202017.pdf
- Corporación Autónoma Regional del Atlántico (CRA). (2016). Plan de acción cuatrienal PAC 2016-2019. Recuperado de <http://www.crautonomia.gov.co/documentos/Planes/2016/2%20Sintesis%20Ambiental.pdf>
- Correa, S., Gamarra, Y., Pitta, N. y Salazar, A. (2015). Evaluación de la remoción de nitrógeno, fósforo y sulfuros en agua residual doméstica, utilizando *Phragmites australis* en

- Bioreactores. *Información tecnológica*, 26(6), 89-98. Recuperado de <https://scielo.conicyt.cl/pdf/infotec/v26n6/art11.pdf>
- De la Cruz, P., Melgoza, R., Valerio, C. y Valladares, M. (2017). Adsorbentes no-convencionales, alternativas sustentables para el tratamiento de aguas residuales. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 16(31), 55-73. doi: 10.22395/rium.v16n31a3
- De la Varga, D. (2014). *Depuración de aguas residuales en digestores anaerobios y humedales construidos: aplicación a la industria vitivinícola* (tesis doctoral). Universidad de La Coruña, La Coruña, España. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=44076>
- Díaz, A. L. y Rodelo, E. P. (2019). *Evaluación de materiales bioadsorbentes modificados térmicamente en la remoción de nutrientes presentes en aguas residuales municipales de la ciudad de Barranquilla* (tesis de pregrado). Universidad de la Costa, Barranquilla, Colombia. Recuperado de <http://hdl.handle.net/11323/4914>
- Díaz, K. Y. y Niño, Y. E. (2018). *Evaluación del comportamiento de materiales alternativos para lechos filtrantes en procesos de potabilización de agua* (tesis de pregrado). Universidad Católica de Colombia, Bogotá, Colombia. Recuperado de <https://hdl.handle.net/10983/16451>
- Ding, L., Han, M., Lv, Z., Wang, W. y Zhao, X. (2019). Forecasting China's wastewater discharge using dynamic factors and mixed-frequency data. *Environmental Pollution*, 1-27. doi: 10.1016/j.envpol.2019.113148

- Elgueta, E., Núñez, D., Oyarzún, P. y Varaprasad, K. (2018). Hydroxyapatite nanocrystals synthesized from calcium rich bio-wastes. *Materials Letters*, 230, 64-68. doi: 10.1016/j.matlet.2018.07.07
- Estrada, L. y Tafur, J. (2015). Tratamiento de aguas residuales in vitro por medio de la microalga *Chlorella* sp. en el municipio de Barrancabermeja, Colombia. *Revista CITECSA*, 6(10), 5-19. Recuperado de <http://www.unipaz.edu.co/ojs/index.php/revcitecsa/index>
- Fernández, E. J. y Sánchez, K. L. (2016). *Evaluación de un lecho filtrante, utilizando mesocarpo de coco (Cocos nucifera), para el tratamiento de aguas residuales de la Empacadora de Banano Algarrobo 1, Sullana 2015* (tesis de pregrado). Universidad Señor de Sipán, Chiclayo, Perú. Recuperado de <http://repositorio.uss.edu.pe/handle/uss/839>
- Galindo, A., Rincón, N. y Toncel, E. (2016). Evaluación de un filtro biológico como unidad de post-tratamiento de aguas residuales utilizando conchas marinas como material de soporte. *Revista Ion*, 29(2), 39-50. doi: 10.18273/revion.v29n2-2016003
- García, C., Pardo, J. y Rodríguez J. (2015). Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales. *Tecnura*, 19(46), 149-164. doi: 10.14483/udistrital.jour.tecnura.2015.4.a03
- Gobernación del Atlántico. (2016). *Plan de desarrollo 2016 - 2019*. Recuperado de http://www.atlantico.gov.co/images/stories/plan_desarrollo/plan_de_desarrollo_2016_2016_definitivo.pdf
- Gómez, K. A. y Gonzalez, J. P. (2016). *Optimización de la planta de tratamiento de aguas residuales del municipio de Bojacá-Cundinamarca* (tesis de pregrado). Universidad Católica de Colombia, Bogotá, Colombia. Recuperado de

- <https://repository.ucatolica.edu.co/bitstream/10983/13907/4/OPTIMIZACI%C3%93N%20PLANTA%20DE%20TRATAMIENTO%20DE%20AGUAS%20RESIDUALES%20DEL%20MUNICIPIO%20DE%20BOJAC%C3%81.pdf>
- Gutiérrez, L. R. (2017). *Diseño de un fotobiorreactor para la producción de biomasa a partir de la luz solar* (tesis de pregrado). Fundación Universidad de América, Bogotá, Colombia.
Recuperado de <http://repository.uamerica.edu.co/bitstream/20.500.11839/6569/1/6122918-2017-2-IQ.pdf>
- Hach. (2019). *DR3900 Espectrofotómetro con tecnología RFID*. Recuperado de <https://es.hach.com/dr3900-espectrofotometro-con-tecnologia-rfid/product-details?id=24821585772>
- Hagen. (2019). *Laguna Air Pump Kit*. Recuperado de <https://ca-en.hagen.com/Water-Gardening/Winterizing/PT1620>
- Hamza, R., Iorhemen, O., Sheng, Z. y Tay, J. (2019). Submerged aerobic granular sludge membrane bioreactor (AGMBR): Organics and nutrients (nitrogen and phosphorus) removal. *Bioresource Technology Reports*, 6, 260-267. doi: 10.1016/j.biteb.2019.03.015
- Han, F., Li, Y., Shen, G., Wan, M., Wang, J. y Wang, W. (2013). Changes of biomass, lipid content and fatty acids composition under a light–dark cyclic culture of *Chlorella pyrenoidosa* in response to different temperature. *Bioresource Technology*, 132, 182-189. doi: 10.1016/j.biortech.2012.12.175
- Haro, S. y Perales, J. (2015). Cinética de consumo de nutrientes y crecimiento de un bloom de microalgas en un fotobiorreactor High Rate Algae Pond (HRAP). *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(3), 15-31. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/tca/v6n3/v6n3a2.pdf>

- He, H., Luo, L., Luo, W., Wen, S., Wu, M., Yang, C., ..., Zhou, Z. (2016). Nutrient removal and lipid production by *Coelastrella* sp. in anaerobically and aerobically treated swine wastewater. *Bioresource Technology*, 216, 135-141. doi: 10.1016/j.biortech.2016.05.059
- Hernández, A. y Labbé, J. (2014). Microalgas, cultivo y beneficios. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 49(2), 157-173. doi: 10.4067/s0718-19572014000200001
- Illana, M. (2014). *Estudio de la adsorción de fosfatos en aguas de depuradora mediante intercambiadores iónicos* (tesis de pregrado). Escuela Técnica Superior de Ingeniería Industrial de Barcelona, Barcelona, España. Recuperado de <http://hdl.handle.net/2099.1/22649>
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2014). *Atlas Climatológico de Colombia*. Recuperado de <http://atlas.ideam.gov.co/visorAtlasClimatologico.html>
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2010). *Guía para el Monitoreo de Vertimientos, Aguas Superficiales y Subterráneas*. Recuperado de http://corponor.gov.co/corponor/sigescor2010/TRAMITESYSERVICIOS/Guia_monitoreo_IDEAM.pdf
- Jahn, L., Krampe, J. y Svardal, K. (2019). Comparison of aerobic granulation in SBR and continuous-flow plants. *Journal of Environmental Management*, 231, 953-961. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.10.101
- Jerez, L. K. y Sánchez, J. P. (2018). *Estudio del porcentaje de eficiencia de la remoción de arenas en desarenadores de flujo horizontal construidos respecto a teorías de diseño*

- (tesis de pregrado). Universidad de La Salle, Bogotá, Colombia. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10185/28361>
- Lagos, L. K. (2016). *Bioadsorción de cromo con borra de café en efluentes de una industria curtiembre local* (tesis de pregrado). Pontificia Universidad Católica del Perú, Lima, Perú. Recuperado de <http://hdl.handle.net/20.500.12404/6727>
- Larroche, C., Pandey, A. y Soccol, C. (2013). Fermentation processes engineering in the food industry. doi: 10.1201/b14070
- Lee, J., Lee, K., Sohn, D. y Young, K. (2019). Solid fuel production through hydrothermal carbonization of sewage sludge and microalgae *Chlorella* sp. from wastewater treatment plant. *Chemosphere*, 230, 157-163. doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.05.066
- Liao, Q., Lunprom, S., Phanduang, O., Reungsang, A. y Salakkam, A. (2019). A sequential process of anaerobic solid-state fermentation followed by dark fermentation for bio-hydrogen production from *Chlorella* sp. *International Journal of Hydrogen Energy*, 44(6), 3306-3316. doi: 10.1016/j.ijhydene.2018.06.012
- Lizarazo, J. M. y Orjuela, M. I. (2013). *Sistema de plantas de tratamiento de aguas residuales en Colombia* (tesis de especialización). Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia. Recuperado de <http://bdigital.unal.edu.co/11112/1/marthaisabelorjuela2013.pdf>
- Maldonado, D. K. (2018). *Determinación del estado trófico de la Laguna de San Miguel Almaya. Capulhuac, Estado de México* (tesis de pregrado). Universidad Autónoma del Estado de México, Estado de México, México. Recuperado de <http://hdl.handle.net/20.500.11799/95338>

Marques, C. R., Martins, M. C. y Santos, E. B. (2017). First study on oyster-shell-based phosphorous removal in saltwater - A proxy to effluent bioremediation of marine aquaculture. *Science of the Total Environment*, 574, 605-615. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.09.103

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS). (17 de marzo de 2015). Resolución No. 0631 de 2015. Recuperado de <http://www.aguasdebuga.net/intranet/sites/default/files/Resoluci%C3%B3n%200631%20de%202015-Calidad%20vertimientos.pdf>

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS). (26 de mayo de 2015). Decreto No. 1076 de 2015. Recuperado de http://www.funcionpublica.gov.co/eva/gestornormativo/norma_pdf.php?i=78153

Ministerio de Comercio e Industrias (MICI). (26 de julio de 2000). Resolución No. 350 de 2000. Recuperado de <http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/pan78324.pdf>

Ministerio de Salud y Protección Social (MinSalud) y Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS). (03 de mayo de 2016). Resolución No. 0689 de 2016. Recuperado de <http://www.andi.com.co/Uploads/Resoluci%C3%B3n%200689.pdf>

Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio (MinVivienda). (08 de junio de 2017). Resolución No. 0330 de 2017. Recuperado de <http://www.minvivienda.gov.co/ResolucionesAgua/0330%20-%202017.pdf>

Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio (MinVivienda). (2018). *Plan Director de Agua y Saneamiento Básico. Visión estratégica 2018- 2030*. Recuperado de <http://www.minvivienda.gov.co/Documents/ViceministerioAgua/Plan%20Director.pdf>

Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables (MARNR). (15 de febrero de 2005). Revisión Decreto No. 883 Versión después de Consulta Pública 15.02.05.

Recuperado de <https://www.coursehero.com/file/36830619/decreto-1508pdf/>

Ministerio Secretaría General de Gobierno de Chile (MSGG). (07 de marzo de 2001). Decreto No. 90 de 2001. Recuperado de

http://www.dga.cl/administracionrecursoshidricos/Documents/DTO_90_07_MAR_2001.pdf

Mopoung, S., Namahoot, J. y Sriprang, N. (2014). Sintered filter materials with controlled porosity for water purification prepared from mixtures with optimal ratio of zeolite, bentonite, kaolinite, and charcoal. *Applied Clay Science*, 88-89, 123-128. doi: 10.1016/j.clay.2013.11.035

Morales, M. (2016). *Tratamiento de aguas residuales con microalgas en reactores abiertos* (tesis doctoral). Universidad de Almería, Almería, España. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=111493>

Morán, D. J. (2014). *Diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales para el municipio de San Juan Chamelco, Alta Verapaz* (tesis de pregrado). Universidad Rafael Landívar, Nueva Guatemala de la Asunción, Guatemala. Recuperado de <http://recursosbiblio.url.edu.gt/tesisjcem/2014/06/14/Moran-Diego.pdf>

Mosquera, A. L. y Muñoz, R. A. (2017). *Rediseño y experimentación de un reactor discontinuo didáctico del laboratorio de operaciones unitarias, para la obtención de cristales de fosfato trisódico* (tesis de pregrado). Universidad de Guayaquil, Guayaquil, Ecuador. Recuperado de <http://repositorio.ug.edu.ec/handle/redug/22459>

- Moya, M. J. (2018). *Efecto de la carga orgánica en la eliminación de microcontaminantes, materia orgánica y nutrientes en un sistema UASB-MBR escala piloto para el tratamiento de aguas residuales de tipo urbano* (tesis doctoral). Universidad de Alicante, Alicante, España. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10045/89788>
- Muñoz, J. y Ramos, M. (2014). Reactores discontinuos secuenciales: Una tecnología versátil en el tratamiento de aguas residuales. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 24(1), 49-66. Recuperado de <http://www.scielo.org.co/pdf/cein/v24n1/v24n1a03.pdf>
- Onelab. (2019). *Análisis de agua*. Recuperado de <https://www.onelab.com.ar/analisis-de-agua?pagesize=9&orderby=11&pagenumber=5#/pageSize=12&viewMode=grid&orderBy=0&pageNumber=3>
- Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO). (2019). *Informe mundial de las naciones unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2019. No dejar a nadie atrás*. Recuperado de <https://es.unesco.org/water-security/wwap/wwdr/2019>
- Pacheco, J. y Sanabria, A. (2019). *Diseño y evaluación de un reactor biológico de lecho móvil de cargas secuenciales como alternativa de tratamiento para un vertimiento procedente de una industria farmacéutica* (tesis de pregrado). Universidad de La Salle, Bogotá, Colombia. Recuperado de <http://repository.lasalle.edu.co/handle/10185/29550>
- Pedret, C., Santín, I. y Vilanova, R. (2017a). Control y operación de estaciones depuradoras de aguas residuales: modelado y simulación. *Revista Iberoamericana de Automática e Informática industrial*, 14(3), 217-233. doi: 10.1016/j.riai.2017.05.004

- Pizarro, R. y Ramos, R. (2018). Crecimiento y capacidad de biorremediación de *Chlorella vulgaris* (Trebouxiophyceae, Chlorophyta) cultivada en aguas residuales generadas en el cultivo del pez dorado *Seriola lalandi* (Perciformes: Carangidae). *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 53(1), 75-86. doi: 10.4067/S0718-19572018000100075
- Quitíán, M. B. (2018). *Estudio técnico ambiental comparativo del tratamiento de aguas residuales domésticas para su descarga mediante emisarios en medio acuático marítimo y continental. Caso Cartagena y Barranquilla* (tesis de pregrado). Universidad de la Salle, Bogotá, Colombia. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10185/28853>
- Ramírez, M., Rendón, L. y Vélez, Y. (2015). Microalgas para la industria alimenticia. Recuperado de <https://repository.upb.edu.co/handle/20.500.11912/2306>
- Ramos, A. (2018). Evaluación del riesgo de eutrofización del embalse El Quimbo, Huila (Colombia). *Revista Logos Ciencia & Tecnología*, 10(2), 172-192. doi: 10.22335/rict.v10i2.461
- Ruiz, A. (2011). Puesta en marcha de un cultivo de microalgas para la eliminación de nutrientes de un agua residual urbana previamente tratada anaeróbicamente. Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España. Recuperado de <https://riunet.upv.es/handle/10251/12831>
- Salgueiro, J. L. (2018). *Cultivo de microalgas en aguas residuales y aprovechamiento energético de la biomasa algal* (tesis doctoral). Universidad de Vigo, Vigo, España. Recuperado de <http://hdl.handle.net/11093/1158>
- Sanz, M. (2014). *Estudio de la recuperación de fósforo en la EDAR de Arazuri-Pamplona* (tesis de maestría). Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10251/57813>

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2016). *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Alternativas tecnológicas de tratamiento de aguas residuales para la recarga artificial de acuíferos*. Recuperado de <http://aneas.com.mx/wp-content/uploads/2016/04/SGAPDS-1-15-Libro38.pdf>

Tercero, M. (2016). *Procesos biogeoquímicos y eliminación de nitrógeno y fósforo de aguas eutrofizadas en humedales del entorno del Mar Menor: resultados experimentales en mesocosmos* (tesis doctoral). Universidad Politécnica de Cartagena, Cartagena, Colombia. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10317/6069>

Tienda Pedrollo. (2018). *PKM 60 Electrobomba para uso doméstico, con rodete periférico*. Recuperado de <https://tiendapedrollo.com/index.php/productos/superficie/perif%C3%A9ricas/pkm-60-2005-detail>

Triple A. S.A. E.S.P. (2017). *Sostenibilidad, Informe*. Recuperado de <http://www.aaa.com.co/wp-content/uploads/2018/03/InfoSOSTENIBILIDAD2017.pdf>

Venegas, C. B. (2015). *Eliminación biológica de nutrientes en aguas residuales con alto contenido de nitrógeno amoniacal utilizando un reactor biológico secuencial* (tesis doctoral). Universidad de Cantabria, Cantabria, España. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10902/8451>

Villamarín, D. X. (2017). *Estudio de un filtro biológico para el control de efluentes generados en una quesera en la parroquia Mulaló-cantón Latacunga, a base de piedra caliza, canutillos de cerámica, zeolita y carbón activado granular de cáscara de coco* (tesis de

- pregrado). Universidad Técnica de Ambato, Ambato, Ecuador. Recuperado de <http://repositorio.uta.edu.ec/jspui/handle/123456789/25959>
- Werner, N. A. (2016). *Remoción de sulfato y metales pesados en medios filtrantes de piedra caliza con bacterias sulfato reductoras* (tesis de pregrado). Universidad de Chile, Santiago de Chile, Chile. Recuperado de <http://repositorio.uchile.cl/handle/2250/141120>
- YSI. (2017). *Manual del usuario, Documento N° 606030REF*. Recuperado de <https://www.yei.com/File%20Library/Documents/Manuals/YSI-pH100A-pH100M-User-Manual-Spanish.pdf>
- YSI. (2017). *Manual del usuario, Documento N° 606035REF*. Recuperado de <https://www.yei.com/File%20Library/Documents/Manuals/YSI-DO200A-DO200M-User-Manual-Spanish.pdf>

Anexos

Para el cálculo del caudal se utilizó la ecuación expuesta por los autores Ardila y Duque (2014), en la que se relacionan los parámetros de volumen (V) y tiempo (t):

$$Q = \frac{V}{t} \quad (\text{Ecuación 2})$$

Para calcular la densidad celular en las diferentes fases, se aplicó la ecuación propuesta por el autor Bastidas (2019):

$$\text{Concentración celular} = \frac{\text{N}^\circ \text{ total de células contadas}}{\text{N}^\circ \text{ de cuadros contados}} \times 250.000 \quad (\text{Ecuación 3})$$

En esta sección se presentan los datos promedios obtenidos durante las mediciones realizadas en el reactor tipo Batch con lecho fijo.

Tabla 4

Datos promedio de las concentraciones obtenidas en las pruebas realizadas a escala piloto en un reactor tipo Batch utilizando la microalga Chlorella sp.

Tiempo (h)	0	4	8	12	16	20	24
Conc.							
Celular (cel/mL)	3,5x10 ⁶	3,55x10 ⁶	4,6x10 ⁶	5,1x10 ⁶	5,8x10 ⁶	6,1 x10 ⁶	5x10 ⁶
PO₄ (mg/L)	11,15	11,60	7,55	7,50	7,80	10,30	10,00
NO₃ (mg/L)	7,25	7,80	2,00	2,00	4,00	4,40	4,00
pH	8,47	8,63	8,72	8,75	8,79	8,83	8,28
T (°C)	28,43	32,86	34,03	33,46	32,76	31,76	27,90

Nota: Los datos corresponden a los promedios de las tres mediciones efectuadas.

Tabla 5

Datos promedio de las concentraciones obtenidas en las pruebas realizadas a escala piloto en un reactor tipo Batch con lecho fijo, utilizando la roca coralina modificada a 400°C

Tiempo (h)	0	1	2	3	4	5	6	20	24
PO₄ (mg/L)	5,20	3,90	7,83	4,10	5,37	3,97	5,23	4,70	4,70
NO₃ (mg/L)	15,10	15,53	16,70	11,33	14,77	8,33	17,53	18,27	18,87
NO₂ (mg/L)	16,00	14,33	16,67	14,33	18,00	12,00	18,33	18,67	20,33
pH	8,21	8,48	8,56	8,60	8,65	8,67	8,71	8,85	8,88
T (°C)	20,00	20,67	20,00	20,00	20,00	20,00	20,00	20,00	20,00

Nota: Los datos corresponden a los promedios de las tres mediciones efectuadas.

Tabla 6

Datos promedio de las concentraciones obtenidas en las pruebas realizadas a escala piloto en un reactor tipo Batch, utilizando un sistema combinado con la Chlorella sp. y la roca coralina

Tiempo (h)	0	4	8	12	16	20	24
Conc. Cel. (cel/mL)	4,7x10 ⁶	4,8x10 ⁶	5x10 ⁶	5,3x10 ⁶	5,5x10 ⁶	5,5x10 ⁶	5,6x10 ⁶
PO₄ (mg/L)	10,20	9,20	8,50	6,70	6,70	10,40	12,00
NO₃ (mg/L)	7,40	8,20	6,70	3,50	0,80	3,00	8,50
NO₂ (mg/L)	4,00	3,50	2,00	2,00	1,00	<<	6,00
pH	6,73	7,78	7,90	8,19	8,49	8,27	8,80
T (°C)	23,70	27,70	27,50	30,70	31,80	31,00	30,00
OD (mg/L)	1,88	2,54	2,24	2,26	2,03	3,47	3,68

Nota: Los datos corresponden a los promedios de las tres mediciones efectuadas.