

Estado del Arte de la Granulación Alba y su Aporte a los Sistemas de Tratamiento de Aguas
Residuales Basados en Microalgas

Natalia Andrea Plata Ramírez

Trabajo de Grado para Optar el título de Especialista en Química Ambiental

Director

Ph.D. Alexander Meneses Jácome
Doctor en Ingeniería de Sistemas Energéticos

Universidad Industrial de Santander

Facultad de Ciencias

Escuela de Química

Especialización en Química ambiental

Bucaramanga

2021

Agradecimientos

A Dios quien con su infinito amor y sabiduría permitió llevar a cabo la finalización de la especialización y la culminación de este proyecto.

A mis familiares y amigos por su constante apoyo y motivación.

A mi director de tesis, el Ph. D., Alexander Meneses Jácome, por toda su colaboración, sus conocimientos, experiencia y paciencia. Además de siempre motivar a sus estudiantes en la búsqueda de la excelencia, el amor por la ciencia y la investigación.

A los docentes de la Especialización en Química Ambiental de la Universidad Industrial de Santander por transmitir todos sus conocimientos, su experiencia y sus valiosos aportes a lo largo de la especialización.

Tabla de Contenido

	Pág.
Introducción.....	14
1. Objetivos.....	18
1.1 Objetivo General	18
1.2 Objetivos Específicos	18
2. Marco Referencial	19
2.1 Marco Teórico.....	19
2.1.1 Tratamiento de aguas residuales con microalgas	19
2.1.2 Granulación de microorganismos.....	19
2.1.3 Consorcio Alga-Bacteria (ALBA)	20
2.2 Marco legal	23
3. Metodología	25
3.1 Componente metodológico 1 (CM1): Estudio bibliométrico y estado del arte	25
3.2 Componente metodológico 2 (CM2): Perspectivas de aplicación	27
3.3 Componente metodológico 3 (CM3): Prospectiva tecnológica	27
4. Resultados.....	28
4.1 Estudio bibliométrico y estado del arte (CM1).....	28
4.2 Perspectivas de aplicación (CM2).....	34
4.2.1 Aplicaciones de procesos de granulación ALBA: Aspectos generales (CM3).....	35
4.2.2 Aguas residuales agrícolas.....	36
4.2.3 Aguas residuales industriales	38

4.2.4 Aguas residuales humanas y urbanas	39
4.3 Estado de desarrollo de la tecnología de granulación ALBA (CM3)	44
4.3.1 Mecanismos de formación de consorcios ALBA.....	44
4.3.2 Enfoques de estudio de la sedimentación	45
5. Discusión y conclusiones.....	51
Referencias Bibliográficas.....	53

Lista de Tablas

	Pág.
Tabla 1. Identificación de principales tipos de consorcios microalga-bacteria y tipo de reactores probados en tratamiento de aguas residuales domésticas.....	29
Tabla 2. Información sobre rendimiento y sedimentabilidad de biomasas ALBA en Fotobiorreactores	49
Tabla 3. Tratamiento de aguas residuales por algas y bacterias en reactores Raceways	50

Lista de Figuras

	Pág.
Figura 1. Ilustración esquemática de los pasos experimentales de la granulación de flóculos de algas activadas.	22
Figura 2. Línea de tiempo en el desarrollo de la tecnología de granulación ALBA	31
Figura 3. Comparación de tratamiento de aguas residuales usando microalgas versus proceso tradicional.	34
Figura 4. Cultivo de microalgas en aguas residuales de estiércol porcino.....	37
Figura 5. Diagrama esquemático de un sistema High rate algal pond (HRAP), con Covered Anaerobic Ponds (CAP), estanques de sedimentación algal, estanques de maduración y filtro de rocas.	40
Figura 6. Fotografía de un sistema HRAP de 5 Hectáreas operando en Christchurch, Nueva Zelanda.	42
Figura 7. Fotografía de una cubierta anaeróbica de un sistema HRAP en Waikato, Nueva Zelanda.	42
Figura 8. Planta de cultivo de microalgas en San Benito Abad, Sucre.....	43

Glosario

A continuación, se presentan los principales términos mencionados en la monografía, donde se hace una definición concisa de los conceptos más relevantes para el eje central del estudio sobre el tratamiento de aguas residuales mediante la implementación de consorcios ALBA.

Consorcio Alga-Bacteria (ALBA): los consorcios ALBA se fundamentan en una simbiosis alga-bacteriana que contribuye a la remoción de carbono orgánico e inorgánico, así como nutrientes presentes en las aguas residuales (Perea et al., 2019). Este proceso es una alternativa biotecnológica con un gran potencial para el tratamiento de aguas residuales.

Chlorella: su nombre común es Clorela, se define como un género de alga verde unicelular, que tiene forma esférica, no posee flagelo y puede medir de 2 a 10 μm de diámetro. Posee una tasa de crecimiento rápida al multiplicarse rápidamente por medio de la fotosíntesis, absorbiendo solo del medio nutrientes como; dióxido de carbono, agua, luz solar y minerales en pocas cantidades, además cuenta con un tiempo de generación corto. El género Chlorella se desarrolla en agua dulce y es muy común en aguas residuales además muestra gran potencial en el tratamiento de aguas residuales pudiendo tolerar condiciones ambientales rigurosas y asimilando de forma eficiente el Nitrógeno y el Fósforo presente en estas (Ji et al., 2019).

Eutrofización: la eutrofización o eutroficación es un proceso natural o antropogénico desfavorable para el medio ambiente que radica en el enriquecimiento de los cuerpos de agua

con nutrientes como Nitrógeno y Fósforo principalmente, y en algunas ocasiones Silicio, Potasio, Hierro o Manganeseo, a un ritmo que no puede llegar a ser compensado por la mineralización total, de forma que la descomposición del exceso de la materia orgánica genera una disminución del oxígeno del cuerpo hídrico y promueven el crecimiento excesivo de algas y su acumulación, las cuales se descomponen por la intervención de organismos aerobios presentes en el sistema, agotando el oxígeno disponible, provocando turbidez en los cuerpos de agua, condiciones anóxicas dando como resultado la muerte y descomposición de la flora y fauna acuática (Harper, 1992).

Hydraulic retention time (HRT): el HRT se define como la relación entre el volumen del reactor y el caudal de alimentación, representa el tiempo medio que las células y los sustratos permanecen dentro del reactor (Bolzonella et al., 2019). Cuando el volumen del reactor es fijo la variación del HRT está ligada al caudal de entrada, por tanto, está sujeto al parámetro de la $DQO_{entrada}$ (Romeu, 2018). En el tratamiento de aguas residuales mediante consorcios ALBA, se considera necesario operar los fotobiorreactores con TRH entre 2 y 10 días, esto debido principalmente a la velocidad con la que los integrantes de los consorcios ALBA se desarrollan. En sistemas donde no se cuenta con mecanismos de recirculación de lodos es necesario operar los reactores con TRH mayores a la velocidad de crecimiento (μ) de los microorganismos. Se debe evitar el ‘lavado del reactor’ lo que significa la pérdida de los microorganismos encargados del bioproceso por un régimen hidráulico inferior al tiempo mínimo de duplicación (Barreiro, 2019).

Microalgas: las Microalgas son microorganismos fotosintéticos unicelulares (una sola célula), o procariotas (dos o más células), son eucariotas (poseen un núcleo definido), que pueden crecer de manera autotrófica (capaces de fabricar su propio alimento a partir de materias primas inorgánicas como agua, dióxido de carbono y sales minerales que toman del medio) o heterotrófica (su fuente de energía y de carbono proviene de compuestos orgánicos, lo cual permite que pueda desarrollarse en ausencia de luz).

Photobioreactor (PBR): los fotobiorreactores son biorreactores de tipo cerrado o semicerrado que utilizan una fuente de luz para cultivar microorganismos fototrópicos, los cuales utilizan la fotosíntesis para generar biomasa a partir de luz y dióxido de carbono. Dentro de los fotobiorreactores las condiciones específicas (Luminosidad, temperatura, pH, concentración de O_2) se controlan cuidadosamente para cada tipo especie desarrollada. En comparación con los sistemas abiertos, los fotobiorreactores tienen una serie de ventajas: condiciones de cultivo reproducibles con respecto a las influencias ambientales; reducido riesgo de contaminación; bajas pérdidas de CO_2 ; extensiones de área más pequeñas. Su aspecto negativo radica en que los sistemas cerrados son más complejos de limpiar, el material del tubo podría reducir parcialmente la penetración de luz solar; y el sistema debe enfriarse y desgasificarse eficazmente, debido a que cualquier exceso de oxígeno producido por los cultivos puede reducir el crecimiento (Torzillo & Masojídek, 2008).

Raceways: los sistemas ‘raceways’, también conocidos como sistemas de flujo continuo o cultivo en carrusel son un canal artificial utilizado generalmente para cultivos intensivos, cuentan con un flujo rápido de agua, que permite mantener una biomasa elevada de organismos y

un continuo recambio de agua. El diseño de estos sistemas consta generalmente de una canaleta con depósitos o canales rectangulares contruidos en hormigón y equipados con una entrada y una salida, mantienen un flujo continuo de agua para proporcionar el nivel requerido de calidad de agua, lo que permite que los organismos se cultiven a densidades más altas dentro del canal de rodadura. Su diseño comprende grupos de canales angostos contruidos en bloques secuenciales con 2 o 3 secciones en serie, de forma que el agua es vertida de un ‘raceway’ al siguiente permitiendo así la oxigenación del agua (Instituto nacional de pesca. México, 2018).

Sequential Batch Reactors (SBR): un reactor secuencial por lotes es un tipo de reactor discontinuo donde se mezcla el agua residual y un lodo biológico en un medio aireado. Un reactor secuencial es un sistema donde tienen lugar operaciones unitarias similares a los de un proceso convencional de lodos activados (Ferreira et al., 2016). Los SBR combinan procesos de llenado y aireación, aireación, asentamiento de lodos y decantación de líquido claro, ocurriendo en secuencia, estas fases constituyen un ciclo que luego se repite, el tiempo requerido para cada fase depende de las características del efluente (Ahirrao, 2014). Una de sus ventajas es la facilidad en el control de operación, la buena flexibilidad ante la fluctuación de caudal y la concentración de las aguas residuales. En un SBR, la materia orgánica, el nitrógeno y el fósforo pueden eliminarse de manera biológica (Artan & Orhon, 2005).

Sistema de Tratamiento de Aguas Residuales (STAR): conjunto de operaciones y procesos unitarios para el tratamiento de las aguas residuales. Los STAR pueden ser aplicados para el tratamiento de aguas residuales industriales como para el tratamiento de aguas residuales domésticas, dentro de sus beneficios se encuentran la eliminación probada y eficaz de altas

cargas orgánicas, la reducción de nitrógeno amoniacal, fósforo y grasas. De igual modo, permiten la generación de biogás para otros usos (En sistemas anaerobios).

Solids Retention Time (SRT): el tiempo de retención de sólidos o edad de lodos, también conocido como control hidráulico de la edad de los lodos representa el período de tiempo medio en el cual la biomasa permanece en el sistema (Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo, 2018). El SRT controla las concentraciones de bacterias en todo el sistema de tratamiento. Un SRT más alto contribuye a una mayor concentración bacteriana en el reactor (Hiet Wong et al., 2003).

Resumen

Título: Estado del arte de la granulación alba y su aporte a los sistemas de tratamiento de aguas residuales basados en microalgasⁱ

Autor: Natalia Andrea Plata Ramírezⁱⁱ

Palabras Clave: Biofloculación, Microalgas, Consorcio Microalga-bacteria, Aguas residuales municipales, Sedimentabilidad

Descripción: Los procesos basados en microalgas para el tratamiento de aguas residuales son significativamente explorados como una tecnología alternativa para la remoción de nutrientes de diferentes tipos de efluentes, con beneficios complementarios como la obtención de bioproductos de valor añadido y recuperación de bioenergía. Sin embargo, la recolección de biomasa de algas suele ser compleja y muy demandante de productos químicos y energía debido a la baja capacidad de varias especies de microalgas para asentarse espontáneamente. La combinación de microalgas con algunas bacterias es posible y el co-metabolismo parece respaldar la formación de una especie de gránulos estables, llamados consorcios Alga-bacteria (ALBA), con capacidades similares para la asimilación de contaminantes orgánicos y nutrientes, pero con una capacidad de asentamiento mejorada. Este activo sería el factor clave para promover el desarrollo, así como una aplicación más extendida de estas tecnologías en el campo de la remediación hídrica. En este contexto, el presente trabajo describe un estado de la técnica sobre los procesos de granulación ALBA y analiza los principales avances y cuellos de botella para su ampliación.

ⁱ Trabajo de Grado para optar al título de Especialista en Química Ambiental. Modalidad monografía.

ⁱⁱ Facultad de Ciencias. Escuela de Química. Especialización en Química Ambiental. Director: Alexander Meneses Jácome. Doctor en Ingeniería de Sistemas Energéticos y Magister en Química de la Energía y Medio Ambiente.

Abstract

Title: State of the art about the processes of granulation algae-bacteria (ALBA) and their contribution to wastewater treatment systems using microalgae unitsⁱ

Author: Natalia Andrea Plata Ramírezⁱⁱ

Key Words: Bioflocculation, Microalgae, Microalgal-bacterial consortia, Municipal Wastewater, Settleability.

Description: Microalgae-based processes for wastewater treatment are significantly explored as an alternative technology for nutrients removal from different types of effluents, with ancillary benefits to obtain add-value bio-products and bio-energy recovery. However, the harvesting of algal biomass is used to be complex and highly demanding of chemicals and energy owing to the low capacity of several microalgal species to settle spontaneously. The combination of microalgae with some bacteria is possible and co-metabolism seems to endorse the shape of a kind of stable granules, called the algae-bacteria (ALBA) consortia, with similar capacities for assimilation of organic pollutants and nutrients, but with improved settleability capacity. This asset would be the key factor to promote the development, as well as a more extended application of these technologies in the field of hydric remediation. In this context, the present work outlines a state of the art about the ALBA granulation processes and discusses the main progresses and bottlenecks for their scaling up.

ⁱ Degree Work to qualify for the title of Specialist in Environmental Chemistry. Monograph modality.

ⁱⁱ Science Faculty. School of Chemistry. Specialization in Environmental Chemistry. Director: Alexander Meneses Jácome. Ph.D. in Energy Systems Engineering and M.Sc. in Chemistry of Energy and Environment.

Introducción

Cultivos de microalgas han sido utilizados desde hace algunas décadas en sistemas de tratamiento de aguas residuales municipales para múltiples propósitos, especialmente como un sistema capaz de remover nutrientes (N, P) (Pittman et al., 2011); encontrándose los primeros desarrollos en los años 60's (Oswald & Golueke, 1960; McGinn et al., 2011). Así mismo, los sistemas a base de microalgas surgen como una alternativa a procesos convencionales de eliminación biológica de nitrógeno, pero estos deben reducir algunos impactos ambientales colaterales y costos, sin afectar la calidad del tratamiento que proporcionan para ser más competitivos.

En Colombia los Sistemas de tratamiento de aguas residuales (STAR) tanto para efluentes domésticos como industriales, están diseñados principalmente para la remoción de materia orgánica y sólidos suspendidos, debido a que la normatividad ambiental vigente no especifica la exigencia en remoción de macronutrientes ($\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, P), que son los contaminantes de mayor preocupación en las aguas residuales al final del tratamiento, por cuanto una vez vertidos a los cuerpos de agua superficiales estimulan eventos de eutrofización (Jiao et al., 2013).

De acuerdo a lo anterior, y desde una perspectiva científica general, la implementación de procesos con microalgas como unidades de tratamiento de STAR puede tener una contribución significativa en el adelanto de un modelo de tratamiento de aguas alternativo para el país. Las

aguas residuales domésticas e industriales pueden ofrecer un medio de cultivo eficiente y de bajo costo para la cosecha de microalgas, las cuales a su vez pueden ser una fuente importante de bio-productos y bioenergía (Olguín, 2012; Craggs et al., 2014), que pueden mejorar el desempeño económico y ambiental de este tipo de procesos (Bélanger-Lépine., et al 2018; Park et al., 2011). Por consiguiente, el desarrollo de esta tecnología puede contribuir a la política nacional de economía circular para el componente saneamiento del ciclo antrópico del agua (Consejo Nacional de Política Económica y Social [CONPES]. Economía circular en la gestión de los servicios de agua potable y manejo de aguas residuales, 2020).

Sin embargo, la tecnología aún tiene varias barreras por resolver en su propósito de lograr aplicaciones a escala real o de alcanzar más flexibilidad o adaptabilidad para tratar una mayor variedad de efluentes. Principalmente, se reconocen algunas limitaciones operacionales y económicas, debido a algunas propiedades de la biomasa algal que afectan el proceso de separación del medio acuoso o etapa de cosecha; es el caso de su baja capacidad para flocular y sedimentar, lo que hace que su remoción de las aguas depuradas sea compleja y por lo tanto costosa (Rawat et al., 2011).

Estos retos pueden resolverse en buena medida mediante el uso de consorcios de microalgas-bacterias, que podrían detentar mejores capacidades de sedimentación, y que se forman según los denominados procesos de granulación ALBA (Arashiro et al., 2016). La presencia de bacterias dentro de un cultivo de algas podría mejorar las propiedades de sedimentación de la biomasa (Su et al., 2012), lo que a su vez permitiría controlar y reducir el tiempo de retención de sólidos (SRT) en el sistema, promover una mayor biomasa activa y por lo

tanto obtener mejores tasas de eliminación de nutrientes en tiempos de retención hidráulica más cortos (HRT), (Medina & Neis, 2007; Van Den Hende et al., 2011; Valigore et al., 2012). Así, por ejemplo, estudios recientes sobre consorcios ALBA, demuestran tasas de eliminación de amonio más altas, comparadas con tratamientos efectuados únicamente por microalgas; lo que se explica por la posible participación de bacterias nitrificantes capaces de potenciar este proceso biológico (Rada-Ariza et al., 2017).

Sin embargo, este tipo de tecnología solo cuenta con desarrollos a nivel de laboratorio, lo que plantea importantes desafíos para su posible evolución a una mayor escala. Una posible salida a las incertitudes sobre el avance de los procesos de granulación ALBA como tratamiento complementario de distintos efluentes, es lograr que en paralelo a la simbiosis se lleve a cabo un fenómeno de granulación natural de las algas; para que una vez se forme el gránulo, este sedimente espontáneamente o que en su defecto se propicien condiciones físicas y químicas que permitan su floculación más fácil y así su posterior precipitación; un desarrollo que se espera logre ser efectivo en tratamiento de aguas residuales domésticas y/o industriales o sus mezclas (McGinn et al., 2011).

En este sentido, la granulación ALBA se espera aporte soluciones para el tratamiento de aguas residuales, logrando una adecuada formación y sedimentación del gránulo, así como una separación eficiente de la biomasa algal del medio líquido. Sin embargo, existen inquietudes por resolver para lograr la plena y satisfactoria aplicación de la granulación ALBA.

En marco de los antecedentes presentados en esta breve introducción, se ha planteado el presente estudio de carácter monográfico, donde de manera central se busca establecer el estado del arte sobre procesos de granulación ALBA, con especial énfasis en su aplicación para tratamiento de aguas residuales municipales. Con este trabajo, se busca determinar las principales limitaciones y cuellos de botella que aún persisten para el completo desarrollo de esta tecnología y de manera específica se exploran variables relacionadas con la capacidad de formación de flocs y gránulos, así como la sedimentabilidad de este tipo de biomasa.

De esta manera, el estudio propone una ruta de abordaje a varias preguntas de investigación, entre ellas: *¿Cuál es el verdadero estado de madurez de la tecnología para su posible aplicación a escala real? y ¿Para qué tipos de efluentes y modos de aplicación se puede proyectar el mayor potencial de la aplicación de la granulación ALBA?*

Las respuestas a estos interrogantes principales, permitirán justificar o sustentar líneas y áreas de aplicación más puntuales sobre los procesos de bio-remediación hídrica con microalgas, y establecer expectativas más concretas a cerca de su verdadera capacidad y contribución a la evolución y mejoramiento del sector saneamiento en nuestro medio.

1. Objetivos

1.1 Objetivo General

Establecer el estado del arte de los procesos de granulación ALBA (Alga-Bacteria) y su potencial contribución al desarrollo de las tecnologías de remediación algal de distintos efluentes residuales.

1.2 Objetivos Específicos

Realizar un estudio bibliométrico para fines de posicionamiento de los procesos de granulación ALBA, en términos de relevancia, avance, contribución y prospectiva al desarrollo de tecnologías de remediación algal.

Identificar los efluentes más aptos o con mayor potencial para la aplicación de los procesos de granulación ALBA y su posible aplicación al contexto colombiano.

Establecer las potencialidades así como los principales cuellos de botella de los procesos de granulación ALBA, como alternativa de mejora a los procesos de separación/cosecha de biomasa algal implementados como tratamientos complementarios en sistemas de tratamiento de efluentes.

2. Marco Referencial

2.1 Marco Teórico

El marco teórico de este estudio, se establece a partir de 3 conceptos principales, los cuales se ha considerado pertinente ampliar, para lograr un apropiado entendimiento de la base bibliográfica analizada a lo largo de este estudio de carácter monográfico. Dichos conceptos son: i) tratamiento de aguas residuales con microalgas, (ii) granulación de microorganismos y (iii) consorcio alga bacteria (ALBA); los cuales se desarrollan a continuación:

2.1.1 Tratamiento de aguas residuales con microalgas

Consiste en la separación y remoción a través de la asimilación nutricional por las microalgas de macronutrientes y micronutrientes de origen doméstico, agrícola y/o industrial que se encuentran disueltos o suspendidos en un cuerpo de agua superficial, los cuales pueden generar eutrofización e hipereutrofización en cuerpos hídricos receptores (Craggs, et al., 2014; Maity, et al., 2014; Olguín 2012). El desarrollo de un tratamiento de aguas residuales con microalgas depende fundamentalmente de factores como la disponibilidad de nutrientes, una adecuada exposición a la luz, rangos óptimos de pH, compatibilidad entre las cepas y el efluente a tratar, entre otros numerosos factores, que finalmente tienen no solo influencia en el crecimiento de la biomasa algal, sino en el desarrollo de características que faciliten su posterior cosecha (Grobbelaar, 2004; Richmond, 2004; Park et al., 2011).

2.1.2 Granulación de microorganismos

El fenómeno de granulación natural de microorganismos utilizados en STAR se encontró a finales de los años 70 en reactores de configuración anaerobia tipo UASB (Hulshoff Pol et al., 2004) , este es esencial para facilitar la separación del agua tratada de la biomasa degradadora por sedimentación o clarificación física. La granulación natural consiste en la simbiosis de microorganismos de distinta especie para formar un consorcio metabólico que en cuanto a su condición física logran la apariencia de un gránulo con características hidráulicas y de sedimentabilidad, distintas a las de los microorganismos aislados. Esta granulación ha sido descubierta recientemente en otros tipos de reactores, tales como lodos activados con biomasas aerobias (Dahalan et al., 2015), dando como resultado la granulación aeróbica donde se desarrolla una forma compacta de lodo activado con altas propiedades de sedimentación, el lodo activado sembrado se transforma en lodo granular aeróbico incrementando su biomasa, resultado de la asociación dinámica de microorganismos y la agregación de minerales para formar agregados de biomasa densos, fuertes y esféricos (Simoes et al., 2009).

2.1.3 Consorcio Alga-Bacteria (ALBA)

Este fenómeno de la granulación previamente descrito, no es exclusivo de bacterias y también se ha observado en microalgas, aunque generalmente con la mediación o participación de las primeras. Es así que, la carga orgánica de las aguas residuales, las condiciones ambientales estacionales y las posibles interacciones con microorganismos influyen en las propiedades de la biomasa de microalgas (concentración de sólidos, composición química y población de microalgas, entre otros) (Gutiérrez et al, 2016), de este modo las microalgas pueden sufrir procesos de auto-floculación (proceso definido como la agregación espontánea de microalgas para su posterior sedimentación, generando biomasa suspendida y agregados, que propician la

formación de gránulos (Chen et al. 2011, Rawat et al. 2011).

La simbiosis alga-bacteria es una alternativa biotecnológica con un enorme potencial en cuanto al tratamiento de las aguas residuales. Este tipo de tratamientos contribuyen tanto a la remoción de Carbono orgánico e inorgánico, así como nutrientes presentes en el agua residual que alimentan al sistema (Perea et al., 2019). Las algas realizan el proceso de fotosíntesis captando dióxido de carbono y emitiendo dioxígeno, las bacterias por su parte se benefician de ese oxígeno utilizándolo para realizar la respiración celular y a su vez para realizar la degradación de la materia orgánica de la que se nutren. De esta manera, las algas le suministran a las bacterias el dioxígeno necesario para su respiración y las bacterias emiten dióxido de carbono que es aprovechado por las algas para realizar la fotosíntesis, de este modo se completa un ciclo en el que las bacterias consumen la materia orgánica y las algas incorporan dióxido de carbono como los nutrientes que se desean remover del agua residual.

Los gránulos de lodo de algas “Algal-Sludge Granules” fueron presentados como una novedosa técnica para el tratamiento de aguas residuales en The northeast Residuals and Biosolids Symposium en 2015 y como alternativa para recuperar energía en PTAR, en la forma de biomasa cosechable, pues se estima que por cada gramo de DQO consumido, se pueden producir 1.41 gramos de DQO particular en la forma de biomasa algal, es decir más de 4 veces, comparados con los 0.34 gramos de DQO de biomasa producida por gramo de DQO consumido, por un sistema de lodos activado (Abouhend, 2015).

La figura 1 representa de forma esquemática, la granulación de flóculos de algas activadas con un método biológico basado en el uso de microalgas filamentosas en la biomasa, además de especies convencionales de microalgas y bacterias. En esta figura se puede apreciar una interpretación de las etapas que conlleva la formación de un granulo algal activado, así:

Paso 1- Cultivo del inóculo microalgas-bacterias

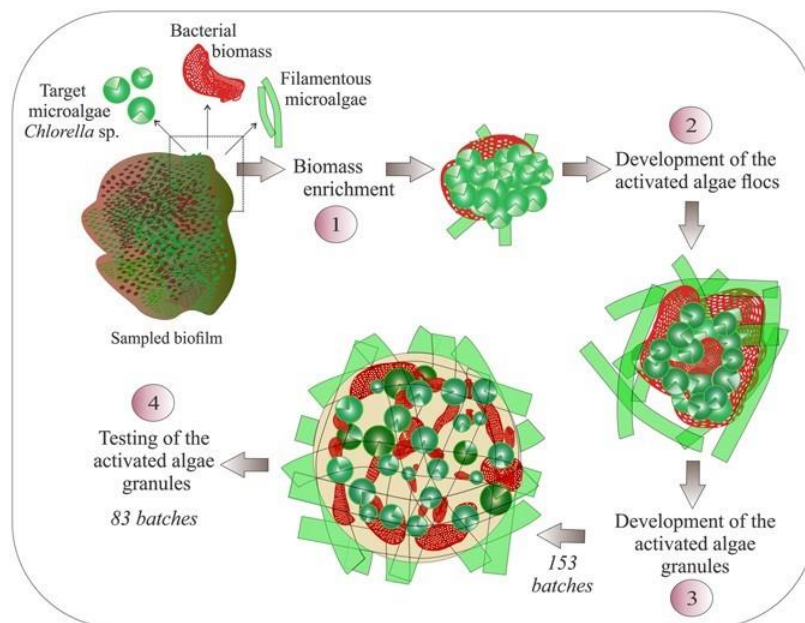
Paso 2- Desarrollo de flocs

Paso 3- Granulación de “algas activadas”

Paso 4- Validación o test de verificación de formación del gránulo

Figura 1.

Ilustración esquemática de los pasos experimentales de la granulación de flóculos de algas activadas.



Nota: Overcoming Microalgae Harvesting Barrier by Activated Algae Granules (Tomado de Tirón et al., 2017).

2.2 Marco legal

Colombia cuenta con una amplia normatividad para la protección del recurso agua, un claro ejemplo de ello es el Decreto 1594 de 1984, que reglamenta los usos del agua y los residuos líquidos, además de la vigilancia, prevención y control de la contaminación por vertimientos (Decreto 1594 de 1984). En el año 2010 con el Decreto 3930 se establecen disposiciones relacionadas con los usos del recurso hídrico, el ordenamiento del recurso hídrico y los vertimientos al recurso hídrico, al suelo y a los alcantarillados (Decreto 3930 de 2010). Por su parte, la Resolución 631 de 2015 representa la actualización vigente acerca de los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público, tanto para efluentes municipales como para los de actividades industriales y comerciales (Resolución 631 de 2015).

Recientemente, el Gobierno de Colombia en su apuesta de Estrategia Nacional de Economía Circular, emitió el 28 de septiembre de 2020 una política de economía circular en la gestión de los servicios de agua potable y manejo de aguas residuales, que busca la adopción de un modelo o modelos para la implementación de la gestión integral y sostenible y conjunta del ciclo urbano del agua, es decir de los servicios o sistemas de acueducto y saneamiento, referido a principios de economía circular, que entre otros estimulen el reúso de aguas residuales con el fin de garantizar la oferta hídrica a largo plazo y la recuperación de recursos a partir de los subproductos de dichos sistemas (CONPES, 2020).

Contrasta el hecho de que la ley de vertimientos vigente (Resolución 631 de 2015), parece poco compatible con el marco reglamentario del CONPES, previamente citado para estimular la circularidad en el uso del recurso hídrico, pues la primera no establece compromisos acerca de la remoción de nutrientes (N, P) en los sistemas de tratamiento, lo cual intrínsecamente disminuye las posibilidades para la recuperación de éstos o de otros materiales potencialmente valiosos, por cuanto no hay ni estímulo ni presión, para la implementación de tecnologías modernas que propendan por este tipo de enfoque operacional.

En otro frente, la ruta de la circularidad por el concepto de la valorización energética de biogás o lodos de los procesos de tratamiento de aguas residuales, carece de un marco regulatorio completo y mucho menos sólido que estimule su mayor aprovechamiento, lo cual se sustenta por el atraso substancial en materia de aprobación de un reglamento técnico para la masificación del uso del biogás, en especial el de las pequeñas explotaciones, categoría en la que caen la mayoría de PTARs, pues su potencia disponible en el país general no excede los 10 MW y por consiguiente, tampoco encuentran respaldo adecuado, en la normatividad existente sobre límites a la autogeneración y sobre la entrega de excedentes de electricidad al sistema interconectado nacional (Comisión de Regulación de Energía y Gas [CREG]. Propuesta de normas aplicables al servicio público domiciliario de gas combustible con biogás, 2012; Cámara de comercio de Cali: Iniciativa Clúster. Revista Informes Económicos, 2016).

3. Metodología

El presente estudio monográfico estableció componentes metodológicos claramente definidos para cada uno de los objetivos específicos formulados, así:

3.1 Componente metodológico 1 (CM1): Estudio bibliométrico y estado del arte

Este componente metodológico se centró en el desarrollo de un estudio estadístico de bibliometría o estudio bibliométrico, en el cual se recopiló y analizó información con el fin de generar una base documental de información confiable con la que se pudo establecer una línea base del estado del arte de los procesos de granulación ALBA para el tratamiento de aguas residuales.

Este estudio bibliométrico fue realizado bajo los siguientes criterios; se tomó una frontera de tiempo de 10 años con información adicional de años limítrofes a este rango (2010 a 2020) donde se tuvieron en cuenta aspectos relevantes, tales como últimos avances científicos, contribuciones esperadas, prospectiva, etc., para el desarrollo de tecnologías de remediación con consorcios ALBA.

El barrido bibliográfico se realizó estableciendo motores de búsqueda junto a los operadores booleanos AND, OR y NOT los cuales fueron implementados para el adecuado desarrollo de articulaciones de traducciones/ítems y permitieron conectar de forma lógica grupos de términos para así ampliar y limitar las búsquedas del estudio bibliométrico. Se utilizaron las bases de datos

“Web Of Science (WOS)” y “Scopus” para este barrido bibliográfico, se establecieron 2 motores de búsqueda, con base en la revisión preliminar de la literatura donde se identificaron las keywords (palabras clave) más recurrentes, las cuales fueron: microalga, bacteria, consorcio, granulo y las combinaciones que fueron más exitosas en la búsqueda microalga-bacteria, tratamiento de aguas residuales. Finalmente se estructuraron los motores de búsqueda así:

('Algae-bacteria' or 'microalgae-bacteria') AND (consortium or granule or particle*)*
AND (wastewater or effluent or 'waste water' or 'waste streams')* para la base de datos Web of science y *(Wastewater) AND NOT (industrial)) AND (microalgae) AND (bacterium) AND (consortium)* para la base de datos Scopus.

3.2 Componente metodológico 2 (CM2): Perspectivas de aplicación

Para el desarrollo de este componente metodológico conforme a los estudios más relevantes encontrados en la literatura se procedió a relacionar:

Los tipos de efluentes en los cuales se han desarrollado estudios sobre procesos de granulación ALBA, con base en información relativa a porcentajes de remoción de nutrientes y mejoramiento de las propiedades de sedimentación/separación de la biomasa algal.

Los tipos de efluentes más estudiados en la literatura, que presenten similitudes significativas a efluentes encontrados en el país, para los cuales pudieran ser aplicados tratamientos de granulación ALBA y su posible factibilidad.

3.3 Componente metodológico 3 (CM3): Prospectiva tecnológica

Se realizó una revisión bibliométrica minuciosa referente al estado de desarrollo actual de la tecnología ALBA, con énfasis en el tratamiento de diversos efluentes como una opción de mejora a procesos de separación/cosecha de biomasa algal en tratamientos complementarios, donde se establecieron las principales aplicaciones y campos de desarrollo de la tecnología, los tipos de reactores más utilizados. De la misma manera, se detallaron los principales desafíos y obstáculos técnicos que se presentan actualmente para la tecnología de la granulación ALBA.

4. Resultados

4.1 Estudio bibliométrico y estado del arte (CM1)

En la tabla 1 se presentan los resultados del estudio bibliométrico realizado bajo los motores de búsqueda definidos en el componente metodológico 1, en el cual se relacionan algunas de las especies de microalgas más utilizadas junto a los tipos de bacterias de mayor ocurrencia en estos estudios y los tipos de reactores más utilizados para el tratamiento aguas residuales municipales crudas y sintéticas.

Según la tabla 1 se puede inferir que, del total de los 16 artículos analizados, 11 de ellos corresponden a estudios realizados con PBR, esto probablemente debido a que es el tipo de reactor que permite un mejor control de las variables operacionales como, luz, pH, agitación y principalmente donde hay menor riesgo de contaminación con microorganismos exógenos al sistema. En cuanto a la presencia de especies predominantes de microalgas, se identificó que el género *Chlorella*, principalmente en asociaciones ALBA con Cianobacterias filamentosas, bacterias heterótrofas y Flavobacterias.

Tabla 1.

Identificación de principales tipos de consorcios microalga-bacteria y tipo de reactores probados en tratamiento de aguas residuales domésticas

AÑO	TÍTULO (Original)	FUENTE	TIPO DE REACTOR	ESPECIE DE MICROALGA	DESCRIPTIVO DEL TIPO DE BACTERIA (Conforme a la fuente)	TIPO DE EFLUENTE
2020	Biodegradation of sulfamethoxazole by microalgae-bacteria consortium in wastewater treatment plant effluents	Da Silva et al.	PBR	<i>Chlorella sorokiniana</i>	Bacterias heterótrofas	Efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales (SAAE - Servicio Autónomo de Agua y Alcantarillado)
2020	Semi-continuous removal of nutrients and biomass production from domestic wastewater in raceway reactors using <i>Chlorella variabilis</i> TH03-bacteria consortia	Thi Cam Van Do et al.	Raceways	<i>Chlorella variabilis</i> TH03 (<i>C. variabilis</i>)	Bacterias. No especifica	Aguas residuales domésticas
2020	Real-time behavior of a Microalgae-bacteria consortium treating wastewater in a sequencing batch reactor in response to Feeding time and agitation mode	Mhedhbi et al.	SBR	<i>Algae Nannochloropsis gaditana</i> L2 (<i>alga nativa precultivada</i>)	Microorganismos espontáneos de aguas residuales municipales. No especifica.	Aguas residuales municipales crudas
2020	How inoculation affects the development and the performances of microalgal-bacterial consortia treating real municipal wastewater	Petrini et al.	PBR	<i>Chlorella vulgaris</i>	Microorganismos propios de las aguas residuales (proteobacterias predominantes, <i>bacteroidetes</i> , <i>cyanobacteria</i>)	Aguas residuales municipales reales
2020	Comprehensive respirometric approach to assess photosynthetic, heterotrophic and nitrifying activity in microalgal-bacterial consortia treating real municipal wastewater	Petrini et al.	PBR	<i>Chlorella</i> , <i>diatomeas</i>	Cianobacterias filamentosas, bacterias heterótrofas (incrustadas en), <i>Proteobacteria</i> , <i>Cyanobacteria</i> , <i>Bacteroidetes</i>	Aguas residuales municipales reales
2020	Year-long assessment of a pilot-scale thin-layer reactor for microalgae wastewater treatment. Variation in the microalgae-bacteria consortium and the impact of environmental conditions	Sánchez et al.	TLPBR (Thin-layer cascade PBR).	<i>Scenedesmus</i> sp.	<i>Proteobacteria</i> y <i>Bacteroidetes</i> (orden más dominante) <i>Rhodobacterales</i> y <i>Sphingomonadales</i> (clase <i>Alphaproteobacteria</i>).	Aguas residuales domésticas primarias
2020	Enhancement of productivity of <i>Chlorella pyrenoidosa</i> lipids for biodiesel using co-culture with ammonia-oxidizing bacteria in municipal wastewater	Zhou et al.	Reactor de columna cilíndrico	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Cepas de bacterias oxidantes de amoniaco heterótrofas de alta eficiencia JN1, FN3 y FN5	Aguas residuales municipales
2020	Performance of <i>Chlorella sorokiniana</i> -activated sludge consortium treating wastewater under light-limited heterotrophic condition	Fan et al.	Batch (escala de laboratorio tipo botella)	<i>Chlorella sorokiniana</i>	<i>Nitrosomonas</i> , <i>Dechloromonas</i> , <i>sacaribacterias</i> (antes conocidas como TM7)	Aguas residuales domésticas sintéticas
2019	Cultivation of <i>Chlorella pyrenoidosa</i> in anaerobic wastewater: The coupled effects of ammonium, temperature and pH conditions on lipids compositions	Zhao et al.	PBR	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	No especifica	Aguas residuales anaeróbicas modificadas
2018	Ammonium removal using algae–bacteria consortia: the effect of ammonium concentration, algae biomass, and light	Jia et al.	PBR	Cianobacterias y algas verdes	<i>Nitrosomas</i>	Aguas residuales municipales sintéticas
2014	Balancing the organic load and light supply in symbiotic microalgal–bacterial biofilm reactors treating synthetic municipal wastewater.	Boelee et al.	Reactores de biopelícula	Microalga verde <i>Monoraphidium</i> sp. (60%) <i>Scenedesmus acutus</i> (40%)	Bacterias heterótrofas	Aguas residuales municipales sintéticas

AÑO	TÍTULO (Original)	FUENTE	TIPO DE REACTOR	ESPECIE DE MICROALGA	DESCRIPTIVO DEL TIPO DE BACTERIA (Conforme a la fuente)	TIPO DE EFLUENTE
2014	Enclosed tubular and open algal–bacterial biofilm photobioreactors for carbon and nutrient removal from domestic wastewater	Posadas et al.	Closed PBR (A) Biofilm open PBR (B)	(A) <i>Leptolyngbya foveolarum</i> (<i>Phormidium foveolarum</i>) (B) <i>Acutodesmus</i> , <i>L. redekei</i> (<i>Oscillatoria redekei</i>) <i>Pseudanabaena limnetica</i> (<i>Oscillatoria limnetica</i>), <i>Nitzschia</i> , <i>Chlorella</i> , <i>Synechocystis aqualis</i> y <i>Planktohrrix cf. profilica</i> . <i>Ver Nota 1.</i>	Bacterias. No especifica.	Aguas residuales domésticas
2013	The combined effect of bacteria and <i>Chlorella vulgaris</i> on the treatment of municipal wastewaters	He et al.	Tubular PBR	<i>Chlorella vulgaris</i>	Bacterias. No especifica.	Aguas residuales municipales
2013	Photo-oxygenation to support nitrification in an algal–bacterial consortium treating artificial wastewater	NGAI Karya et al.	PBR	<i>Scenedesmus</i> sp. <i>S. quadricauda</i>	<i>Cianobacterias</i>	Aguas residuales artificiales
2012	Synergistic cooperation between wastewater-born algae and activated sludge for wastewater treatment: Influence of algae and sludge inoculation ratios	Su et al.	PBR	Algas nacidas de las aguas residuales y el lodo activado	<i>Alfaproteobacterias</i> , <i>Gammaproteobacteria</i> , <i>Betaproteobacterias</i> , <i>Flavobacterias</i> , <i>Esfingobacterias</i> , otras, Bacterias no clasificadas.	Aguas residuales domésticas
2011	Municipal wastewater treatment and biomass accumulation with a wastewater-born and settleable algal-bacterial culture	Su et al.	PBR type CSTR	Algas filamentosas de color azul verdoso	<i>Flavobacteria</i> , <i>Gammaproteobacteria</i> , <i>Bacteroidia</i> y <i>Betaproteobacteria</i>	Aguas residuales municipales

- *PBR (Photobioreactor): Fotobiorreactor
- *Raceways: Reactor de carrusel o de sistema de flujo continuo
- *SBR (Sequencing batch reactor): Reactor biológico secuencial
- *TLPBR (Thin-layer cascade PBR): Fotobiorreactor en cascada de capa fina
- *Reactor de columna cilíndrico
- *Reactor Batch: Reactor a escala de laboratorio tipo botella
- *Reactores de biopelícula
- *Closed PBR: Fotobiorreactor cerrado
- *Biofilm open PBR: Fotobiorreactor de biofilm abierto
- *Tubular PBR: Fotobiorreactor tubular
- *PBR type CSTR: Fotobiorreactor de tanque agitado

Nota 1: En el closed PBR se encontraron las siguientes especies de microalgas: *Leptolyngbya foveolarum* (*Phormidium foveolarum*), *Woronichinia* sp., *Acutodesmus* sp., *Aulacoseira* sp., *Desmodesmus quadricaudatus*, *Nitzschia* sp., *Limnothrix redekei* y *Gomphonema parvulum*. Allí se determinó que la *Leptolyngbya foveolarum* (*Phormidium foveolarum*) fue la única especie encontrada al final del experimento Enclosed tubular and open algal–bacterial biofilm photobioreactors for carbon and nutrient removal from domestic wastewater, las demás especies se presentaron en las 6 corridas en los reactores, sin embargo solo esta prevaleció. Para el Biofilm open bar se encontraron las siguientes especies de microalgas: *Acutodesmus*, *L. redekei* (*Oscillatoria redekei*) *Pseudanabaena limnetica* (*Oscillatoria limnetica*), *Acutodesmus* sp., *Nitzschia* , *Chlorella* y *L. redekei* (*O. redekei*), *Synechocystis aqualis*, *Planktohrrix* cf. *Profilica*.

Con base en el estudio bibliográfico preliminar, que fue realizado para la formulación de la propuesta y los estudios recopilados en la tabla precedente, se procedió a discriminar el estado del arte, cada vez con un mayor enfoque en los procesos de granulación ALBA, mediante la construcción de una línea de tiempo o “Estado del Arte Sintético”, que presenta los principales hitos en el desarrollo de esta tecnología de la granulación ALBA, donde se muestra la evolución del concepto primario de algas activadas con procesos de biofloculación, hasta el concepto actual de granulación ALBA y el enfoque en las principales variables que inciden en este proceso (Figura 2).

Figura 2.

Línea de tiempo en el desarrollo de la tecnología de granulación ALBA



Es así, que en la figura 2, se destacan como principales hitos históricos en la evolución conceptual y tecnológica de la granulación ALBA, como sigue:

1972: El estudio “The removal of nutrients and organics by activated algae” expone el concepto de “Algas Activadas”, el cual desarrolla y evalúa el proceso del mismo nombre, para la eliminación de nitrógeno y fósforo de las aguas residuales. Se destaca que la teoría subyacente a este proceso de eliminación de nutrientes es la simbiosis alga-bacteriana. Los resultados de este estudio indicaron que el sistema de Algas Activadas posee la propiedad de la biofloculación (McGriff & McKinney, 1972).

1981: Los autores del estudio “Luxury uptake of nitrogen in flocculating algal-bacterial system”, propusieron la expresión “consorcio de algas-bacterias” para estudiar la absorción de nitrógeno en un sistema floculante de algas y bacterias (Nambiar & Bolki, 1981). En este sistema simbiótico de algas-bacterias, la materia orgánica en el cuerpo del agua fue oxidada y descompuesta por bacterias aeróbicas para producir nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$), fosfato y dióxido de carbono.

1996: El trabajo “Phosphorus removal from wastewater using an algal turf scrubber” retomó luego de varios años, el uso de consorcios alga-bacterias, basado en la identificación de dichas comunidades adheridas en las superficies de canales para el tratamiento de aguas residuales (Craggs et al., 1996).

2003: El interés en los consorcios ALBA cobra interés y el estudio “Synergistic relationships in algal–bacterial microcosms for the treatment of aromatic pollutants”, revela el potencial de los microcosmos de algas y bacterias para la biodegradación de salicilato, fenol y

fenantreno; siendo el primer caso reportado de biodegradación de contaminantes aromáticos tóxicos mejorado por fotosíntesis en un tratamiento de una etapa (Borde et al., 2003).

2011: El estudio “Municipal wastewater treatment and biomass accumulation with a wastewater-born and settleable algal-bacterial culture” realizó pruebas en un fotobiorreactor a escala de laboratorio, de un cultivo mixto de algas y bacterias, para la eliminación de carbono y nutrientes en aguas residuales municipales (Su et al., 2011).

2015: En la Conferencia de Residuos y Biosólidos del Nordeste es presentada una novedosa técnica para el tratamiento de aguas residuales fundamentada en gránulos de lodo de algas, en la investigación “Algal-Sludge Granules as a Novel Technique for Wastewater Treatment” se reportan gránulos de lodo de algas de tamaños de 2 a 4 mm (Abouhend, 2015).

2016: El estudio “Settling velocity distribution of microalgal biomass from urban wastewater treatment high rate algal ponds”, realizó pruebas sobre la distribución de la velocidad de sedimentación en consorcios ALBA (Gutiérrez et al., 2016)

2020: La tecnología de tratamiento de aguas por medio de consorcios ALBA se empieza a desarrollar a escalas piloto como se muestra en el estudio “Outdoor pilot-scale raceway as a microalgae-bacteria sidestream treatment in a WWTP”, donde se realizaron pruebas a escala piloto de un Raceways para una Estación depuradora de aguas residuales (EDAR) municipales (Mantovani et al., 2020).

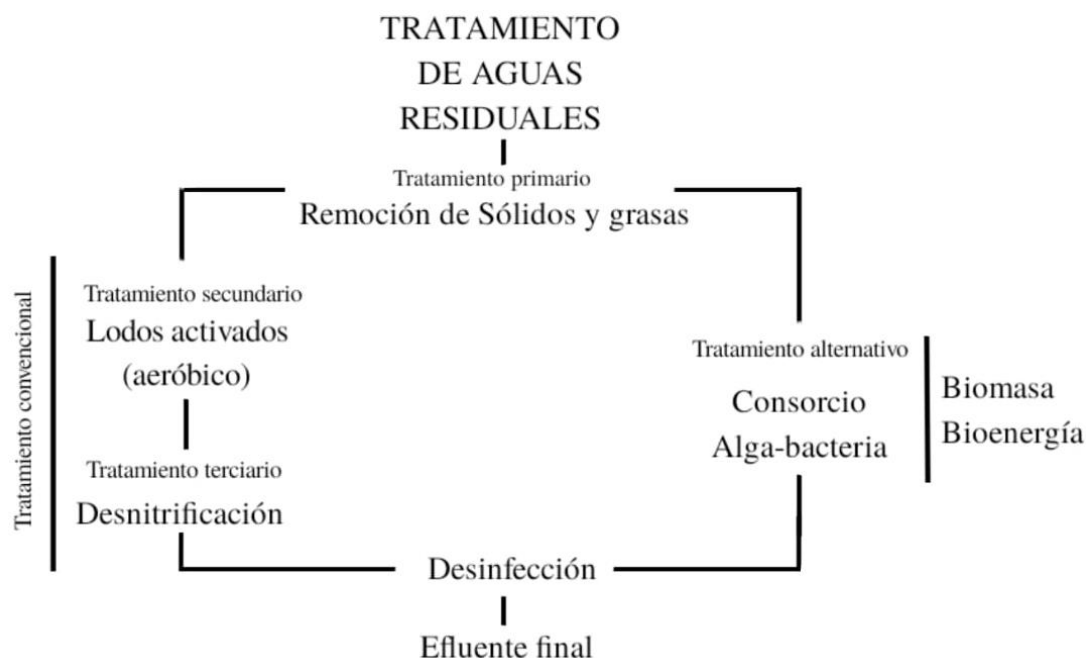
Con base en este estado del arte sintético, los resultados de los componentes metodológicos siguientes fueron direccionados de forma específica, a la identificación y discriminación de los aspectos técnicos y barreras en el desarrollo actual de esta tecnología.

4.2 Perspectivas de aplicación (CM2)

Los esquemas de tratamiento convencionales de aguas residuales, generalmente dejan la responsabilidad de la remoción de nutrientes (N y P) a los niveles secundario y terciario del tratamiento. Una alternativa para lograr estos objetivos es el uso de cultivos de microalgas solas o en consorcios de ALBA, capaces de eliminar nitrógeno amoniacal y Fósforo (P) remanente de los efluentes de los procesos biológicos principales (lodos activados o anaerobios tipo UASB), con el beneficio adicional de generar una biomasa que puede proveer un valor agregado mediante su conversión a biogás, biodiesel y otros subproductos de interés comercial (Olguín, 2012). Esto indica que la remediación o pulimento con microalgas puede estar presente en varias configuraciones del proceso de tratamiento de aguas residuales, y puede ser utilizado tanto para el tratamiento de aguas residuales domésticas como para el tratamiento de aguas residuales industriales. La figura 3 representa la comparación entre un proceso de tratamiento de agua residual convencional con sus respectivos procesos: tratamiento primario, secundario y terciario contrastado con un tratamiento alternativo basado en la utilización de consorcios Alga-bacteria que reemplazaría o complementaria el tratamiento secundario y terciario convencional.

Figura 3.

Comparación de tratamiento de aguas residuales usando microalgas versus proceso tradicional.



Nota: Symbiotic Co-Culture of *Scenedesmus* sp. and *Azospirillum brasilense* on N-Deficient Media with Biomass Production for Biofuels (Adaptado de Cuellar-Bermúdez et al., 2017).

4.2.1 Aplicaciones de procesos de granulación ALBA: Aspectos generales (CM3)

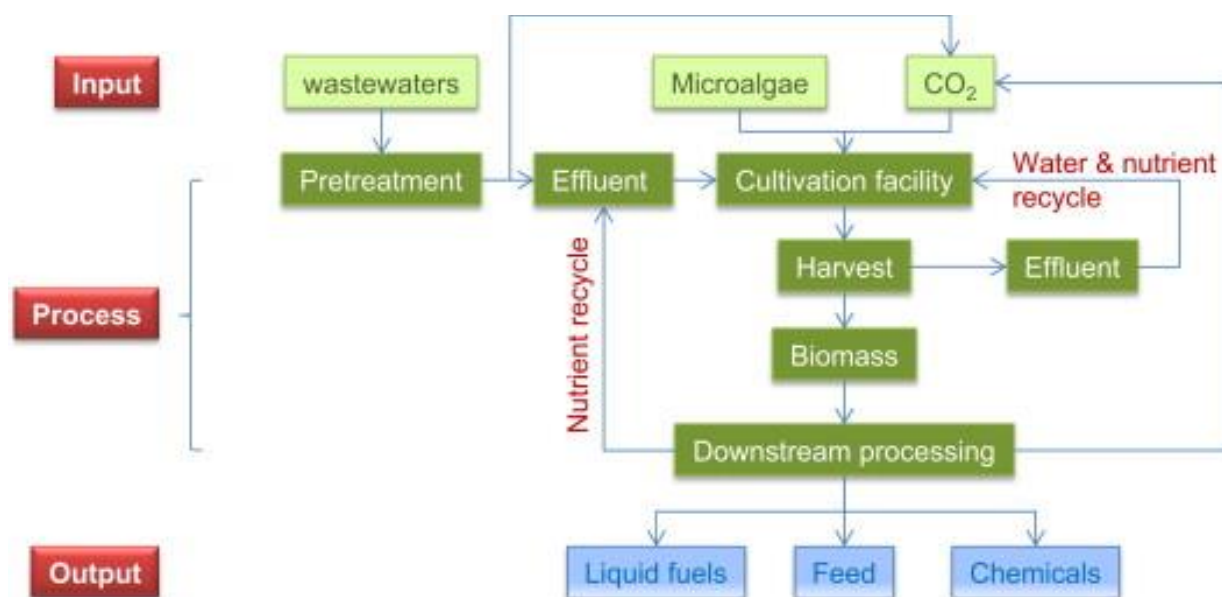
El tratamiento de aguas residuales por medio del método de remediación de algas es respetuoso y sostenible con el medio ambiente (He, 2013), debido a que no genera contaminantes adicionales comparado con los lodos producidos en métodos convencionales, y además brinda ventajas significativas para estimular la recuperación y reciclaje de nutrientes. La biomasa de algas recuperada es rica en N y P, por lo que se puede utilizar como fertilizante de bajo costo o como alimento para animales (Pittman et al., 2011; Muñoz y Guievsse, 2006; Wilkie & Mulbry, 2002). El uso de microalgas para el tratamiento de aguas fecales (An et al., 2003), aguas residuales domésticas (De-Bashan et al., 2004) y efluentes industriales (Lim et al., 2010), cuenta con estos y muchos otros reportes de comienzo de siglo, que han ido evolucionando hacia el

perfeccionamiento de los detalles técnicos, que permitan su aplicación definitiva (Cuellar et al., 2017; Liu et al., 2017).

4.2.2 Aguas residuales agrícolas

Comparadas con las aguas residuales municipales, las aguas residuales agrícolas y en particular los “slurries” (lodos) de estiércol, pueden tener altos contenidos de N y P (Wilkie & Mulbry, 2002). A pesar de las altas concentraciones de nutrientes, estudios han demostrado un crecimiento eficiente de microalgas en estos sustratos y capacidad para eliminar N y P (Pittman et al., 2011).

Un ejemplo concreto de esta aseveración es la eliminación del 80% de un total de 788 mg/l de NO_3 por parte de la especie *Botryococcus braunii* en un “slurry” de estiércol y orina de cerdo mezclada con agua de mar y lixiviado del compostaje de estiércol de vaca, que permitió mejorar la producción de biomasa de algas (Kim Et al., 2009). En tanto que existen varias propuestas de esquemas de tratamiento para efluentes de la porcicultura, que involucran el uso de cultivos de microalgas, como el mostrado en la figura 4, que ha sido extraído para fines de ilustración de un trabajo previo (Zhou et al., 2014).

Figura 4.*Cultivo de microalgas en aguas residuales de estiércol porcino*

Nota: Environment-enhancing algal biofuel production using wastewaters (Tomado de Zhou et al., 2014)

Sin embargo, es importante mencionar algunas dificultades para la utilización de aguas residuales de estiércol animal como medio de cultivo de microalgas, como son: (1) alta turbidez causada por la presencia de sólidos, lo que afecta significativamente la penetración de la luz requerida para la fotosíntesis; (2) alta concentración de nutrientes, principalmente alta concentración de amoníaco, que podría inhibir considerablemente el crecimiento de las microalgas; (3) una gran parte de las fuentes de carbono está bloqueada en los grandes compuestos orgánicos insolubles y no está disponible para la asimilación por parte de las algas; (4) se necesita una gran cantidad de agua para la dilución de las aguas residuales concentradas de los animales a menos que se permita el reciclo y la reutilización del agua.

Para abordar los desafíos anteriores, se han desarrollado varios métodos y estrategias. Por ejemplo, una investigación de Martin et al., (1985) sugirieron el uso de biomasa algal crecida en inóculos de estiércol de cerdo concentrado, que fue aplicada a efluentes sometidos a una adecuada dilución, para ajustar la concentración inicial de amoníaco a un rango óptimo, donde el crecimiento de algas no mostró inhibición durante el cultivo.

4.2.3 Aguas residuales industriales

Las aguas residuales industriales se caracterizan por tener una variada composición que puede comprender un amplio rango de contaminantes, que puede incluir metales pesados (cadmio, cromo, zinc entre otros) y toxinas químicas orgánicas (hidrocarburos, biocidas y tensoactivos), más que concentraciones importantes de N y P, lo que genera múltiples retos o dificultades para su biorremediación con el uso de microalgas. No obstante, algunos efluentes muestran cierto potencial para su tratamiento mediante la producción de biomasas algales.

Es el caso de efluentes de los molinos de alfombras mezclados en pequeña proporción con aguas residuales municipales; estos contienen productos químicos y pigmentos, una cierta diversidad de metales en bajas concentraciones, así como N y P, también a bajas concentraciones, pero suficiente como para sustentar el crecimiento de dos especies de microalgas de agua dulce, *B. braunii* y *Chlorella saccharophila* y una de mar *Pleurochrysis carterae* (Chinnasamy et al., 2010).

Recientemente, la compañía Origin Oil Inc., afirmó disponer de una nueva tecnología basada en microalgas para la depuración de las aguas residuales generadas en procesos de recobro mejorado de petróleo y fracturación hidráulica (fracking), procesos que en promedio

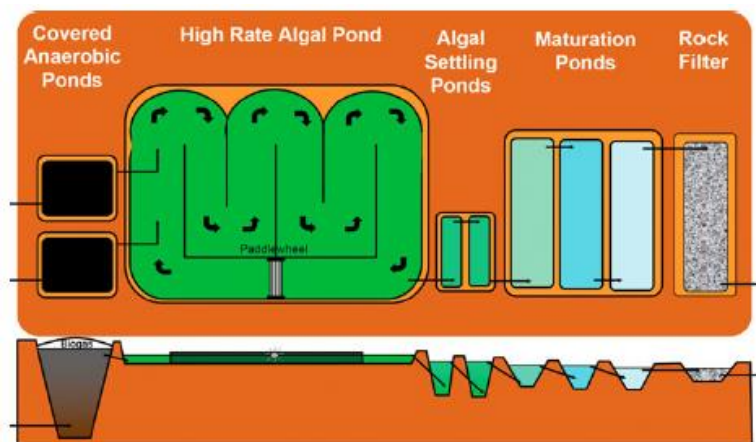
producen tres barriles de agua contaminada por cada barril de crudo extraído (United States Department of Energy, 2006). Esto representa un potencial de 56 millones de barriles de agua contaminada por estos procesos en los Estados Unidos, que podrían sustentar una producción de hasta 0,7 millones de galones de aceite de microalgas por día, en base a una concentración de 1 g de biomasa de microalgas/L y un contenido de lípidos del 30%.

4.2.4 Aguas residuales humanas y urbanas

Después de la revisión bibliográfica de la tecnología para el tratamiento de aguas residuales por medio de consorcios ALBA, donde se identificaron los principales tipos de asociaciones microalga-bacteria y los tipos de reactores probados en el tratamiento de aguas residuales domésticas como se puede apreciar en la tabla 1, se puede confirmar que el principal objetivo de esta tecnología es lograr su aplicación en el tratamiento de aguas residuales urbanas, donde también se apunta hacia la recuperación de energía a partir de la biomasa de algas cosechada.

Figura 5.

Diagrama esquemático de un sistema High rate algal pond (HRAP), con Covered Anaerobic Ponds (CAP), estanques de sedimentación algal, estanques de maduración y filtro de rocas.



Nota: High rate algal pond systems for low-energy wastewater treatment, nutrient recovery and energy production (tomado de Craggs et al., 2014).

Estas investigaciones también indican que en las zonas costeras, donde se puede mezclar agua residual de los asentamientos cercanos, con agua de mar, para proveerle salinidad al medio, de tal manera que la mezcla podría ser eventualmente más favorable para la aplicación de la tecnología y el desarrollo de consorcios ALBA; debido a que las especies de microalgas marinas, muestran un mayor potencial de producción de biomasa y rendimiento de metabolitos y otros productos de valor agregado (Craggs et al., 2014; Olguín, 2012; Park et al., 2013). También se ha demostrado que el cultivo de *Arthrospira* (*Spirulina*) en agua de mar suplementada con residuos porcinos digeridos anaeróbicamente, ha mostrado favorabilidad para crecer en ambientes salinos (Olguín, 2012).

De esta manera se puede conjeturar que la mezcla de agua salada con agua residual urbana, podría garantizar un ciclo cerrado del agua pudiendo darse un uso controlado del recurso marino, que normalmente en las zonas costeras es afectado por el vertimiento directo de las aguas en emisarios submarinos, como ocurre en capitales costeras colombianas como Cartagena, Santa Marta y San Andrés Isla (Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis [INVEMAR] 2015; Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios [SSPD] 2013); una práctica que contribuye a la formación de óxido nitroso (N_2O), un hecho sobre el que hay indicios en el Caribe colombiano (Konnerup et al., 2014). Por consiguiente se identifica que en el contexto colombiano en las zonas costeras del país podría existir potencial para el desarrollo de este tipo de tecnología.

Sumado a esto en Colombia existen numerosas unidades de lagunas facultativas que son tecnologías de flujo lento laminar, las cuales podrían reconvertirse en sistemas de microalgas los cuales también ocupan grandes espacios, pero ofrecen un tratamiento de mayor nivel que las lagunas facultativas. Un caso que ejemplifica claramente la aplicación de esta tecnología es el desarrollo a mayor escala de la planta de la ciudad de Christchurch, en Nueva Zelanda operada por High rate algal pond systems (HRAP) o Sistemas de estanques de algas de alta tasa, diseñada para atender a una población aproximada de 70.000 habitantes, la cual realiza una adecuada depuración a las aguas llegando a un nivel de tratamiento terciario, disminuyendo los gases de efecto invernadero, reduciendo los costos de un tratamiento convencional y generando ingresos adicionales a partir del beneficio de la biomasa de microalgas cosechada (Park et al., 2013).

Figura 6.

Fotografía de un sistema HRAP de 5 Hectáreas operando en Christchurch, Nueva Zelanda.



Nota: High rate algal pond systems for low-energy wastewater treatment, nutrient recovery and energy production (tomado de Craggs et al., 2014).

Figura 7.

Fotografía de una cubierta anaeróbica de un sistema HRAP en Waikato, Nueva Zelanda.



Nota: High rate algal pond systems for low-energy wastewater treatment, nutrient recovery and energy production (tomado de Craggs et al., 2014).

Figura 8.

Planta de cultivo de microalgas en San Benito Abad, Sucre.



Nota: “Así se están usando las microalgas para descontaminar ciénagas en Colombia” (Tomado de Quintero, 2019).

La Planta de cultivo de microalgas “Ficosucrré” en San Benito Abad, Sucre produce más de 10.000 galones diarios de concentrado de microalgas para realizar el proceso de descontaminación de la ciénaga Santiago apóstol, la cual es una de las 132 ciénagas que tiene el departamento de Sucre y ha sido altamente contaminada por actividades como la ganadería, la agricultura, la sedimentación y los vertimientos de aguas negras de municipios aledaños. En la ciénaga desemboca El Arroyo Grande de Corozal el cual recibe vertimientos de 5 poblaciones aledañas que no cuentan con plantas de tratamiento de aguas residuales incrementando su contaminación (Quintero, 2019).

En síntesis, no existe un tipo de aguas residuales ideal que pueda proporcionar perfiles de nutrientes óptimos similares a las de los medios artificiales de cultivo para lograr máximas productividades de biomasa algal y eliminación eficiente de contaminantes. Una baja concentración de nutrientes en las aguas residuales es uno de los factores clave que influye en la producción de biomasa final de algas y la productividad de los lípidos. En consecuencia, es

necesario realizar una evaluación y un análisis detallado a la caracterización fisicoquímica de las aguas residuales antes de su respectivo uso para el cultivo de microalgas, sumado a esto una forma de abordar esta problemática es la mezcla de dos y/o más tipos de aguas residuales con proporciones adecuadas con la finalidad de obtener los perfiles de nutrientes óptimos y de esta manera lograr el equilibrio de las proporciones de C/N y N/P para un rápido crecimiento de las algas y al mismo tiempo para tratar eficientemente las aguas residuales (Zhou et al., 2014).

4.3 Estado de desarrollo de la tecnología de granulación ALBA (CM3)

4.3.1 Mecanismos de formación de consorcios ALBA

Las microalgas pueden absorber nutrientes como Nitrógeno, Fósforo y materia orgánica presente en aguas residuales municipales de manera efectiva, esto a su vez podría facilitar la degradación de los contaminantes por acción de las bacterias, alcanzando la depuración de las aguas residuales (Contreras-Angulo et al., 2019).

McGriff et al. (1972) combinaron algas con lodos activados basándose en los mecanismos de simbiosis alga-bacteriana y utilizaron las “algas activadas” obtenidas para el tratamiento de aguas residuales (McGriff et al., 1972). Estas algas activadas condujeron a el proceso de biofloculación el cual contribuyo a la formación de una biomasa Alga-bacteria sedimentable, este proceso de sedimentación pudo haberse logrado por factores que contribuyen a dicho proceso como las propiedades superficiales de las algas y la producción de sustancias poliméricas extracelulares (EPS; Wang et al., 2013), las cuales se ha demostrado cumplen un papel importante en la biofloculación (Lee et al., 2009), así como el contenido de cationes, que también parece influir en la formación de la biomasa sedimentable (Gutzeit et al., 2005).

Sin embargo, uno de los mejores y más completos estudios sobre la fenomenología de la granulación ALBA, fue el de Tirón et al. (2017) que se presenta de manera sintética en la figura 1 del presente trabajo. Su estudio logró presentar una transición de los sistemas de algas activadas de tipo flóculo a una estructura granular más definida, que fue evidenciada con la ayuda de imágenes de Scanning Electron Microscope (SEM). El estudio pudo establecer que la estructura granular, se formó mediante procesos tanto no floculantes como biofloculativos. En el proceso no floculativo los filamentos de las microalgas estaban entretejidos en una red globular densa y enmarañada, de modo que las condiciones de agitación del montaje experimental, fueron uno de los factores clave para que este proceso tuviese lugar. Por su parte, los procesos de tipo biofloculativo, se dieron por la agregación de microalgas y bacterias, mediada por la liberación de biopolímeros extracelulares. Los filamentos dieron soporte biológico a las microalgas y a células bacterianas, promoviendo el desarrollo de estas especies en el interior de los gránulos. De manera que, además de ser filtro “biológico”, las microalgas filamentosas tuvieron una función similar a las bacterias filamentosas presentes en flóculos de lodos convencionales, donde estas especies constituyen la “columna vertebral” del flóculo (Tirón et al., 2017).

4.3.2 Enfoques de estudio de la sedimentación

La sedimentación por gravedad es una de las técnicas más utilizadas para remover el material suspendido producido en los sistemas de tratamiento de lodos activados (Metcalf & Eddy, 2003), convirtiéndose en el método de recolección más económico. No obstante, en el caso del tratamiento con algas activadas se encuentran algunas limitaciones en la precipitación de la biomasa suspendida.

En este sentido, en el estado del arte del tratamiento de aguas residuales con tecnologías basadas en consorcios ALBA existen algunos cuellos de botella y vacíos en el estudio de las características físicas específicas de las microalgas como en la variable de la sedimentación, debido a que no existe una caracterización detallada de la distribución de velocidad de asentamiento o velocidad de sedimentación, la cual es un parámetro clave en el diseño de unidades de separación para la recuperación de biomasa rentables a gran escala (Gutiérrez et al., 2016).

El comportamiento de la sedimentación en los consorcios ALBA tiene varias formas de expresión e interpretación existiendo diferentes parámetros de medición utilizados para evaluar la sedimentabilidad de la biomasa microalgal (flóculos y gránulos), entre ellos se encuentran la velocidad de sedimentación (m/h) y la sedimentabilidad (%), pero no existe una medición unificada en las investigaciones. Sin embargo, el parámetro denominado porcentaje de sedimentabilidad, es posiblemente el más utilizado en los pocos estudios que analizan la facilidad de microalgas y consorcios ALBA para separarse de la fase acuosa por sedimentación simple y se define como sigue:

$$\% \text{ Sedimentabilidad} = 100 \times \left(1 - \frac{X_s}{X_m} \right)$$

Dónde:

X_s = concentración de TSS del sobrenadante (mg/L)

X_m = concentración de SST de la mezcla (mg/L)

Efectivamente, las tablas 2 y 3 son un compendio de estudios asociados a consorcios ALBA en fotobiorreactores y en reactores tipo Raceways. En estas se muestran las principales variables que afectan directamente a la tecnología ALBA, particularmente el % de sedimentabilidad y las relaciones entre SRT y HRT que a menudo son utilizadas para dar referencia de tendencias de sedimentación. Así mismo, las tablas en referencia, presentan remociones de contaminantes, particularmente DQO, N y P, así como valores de productividad promedio de biomasa.

Según los resultados de la tabla 2, hay una mayor sedimentabilidad cuando se obtiene un valor alrededor de 3 en la correlación entre SRT y HRT, con un SRT promedio de 8 días; siendo la correlación entre SRT y HRT una medida indirecta de la sedimentabilidad, donde entre más cercanos sean estos valores, menor es la sedimentación que se presenta. Entre los estudios compilados en la tabla 2, el de Valigore et al. (2012) resulta interesante, por cuanto confirma que la sedimentación natural de los sólidos en suspensión depende del SRT, aumentando de 13 a 93% a medida que el SRT alcanza los 40 días, pero la productividad es más alta a HRT cortos, por lo que el reciclaje de biomasa es necesario para aumentar SRT en tanto que HRT se mantiene entre 1.4 a 8 días, para no afectar la productividad.

De manera similar, algunos de los trabajos más relevantes sobre el tratamiento de aguas residuales por consorcios ALBA en reactores Raceways, se presentan de forma resumida en la tabla 3, donde nuevamente es reportado % de sedimentabilidad, y en lugar de la actividad floculante, se prefiere el parámetro, velocidad de sedimentación, expresada en m/h.

Es de considerable importancia el resultado del % de sedimentabilidad obtenido por el estudio de Arcila & Buitrón (2016) logrando un valor de $98.3 \pm 1.4 \pm 0.2$ con un STR y un HRT de 10 días. Probablemente es uno de los valores de sedimentación más altos reportados en la literatura para este tipo de reactores, lo que sugiere la importancia de profundizar estos estudios.

De acuerdo a los artículos analizados en la tabla 3, mediante el estudio de Vagliore et al. (2012) se puede llegar a establecer una alta relación entre las velocidades de sedimentación bajas y una buena sedimentabilidad de los gránulos, lo cual probablemente se debe a que las microalgas en su fase de crecimiento rápido presentan una alta carga superficial negativa, lo que imposibilita la aglomeración espontánea (o biofloculación) y la consecuente sedimentación. No obstante, la carga superficial disminuye durante la fase de crecimiento lento (Henderson et al., 2008) como el que se produce en SRT largos. Sumado a esto, las bacterias formadoras de flóculos y las sustancias poliméricas extracelulares (EPS) dependen del SRT (Rossetti et al., 2005; Yang & Li, 2009). Derivado a esto se visibiliza un aspecto clave en la diferenciación de un fotobiorreactor y un reactor tipo Raceways. La interpretación de la correlación de SRT y HRT, cambia pues esta difiere notablemente, siendo para los Raceways valores óptimos alrededor en el rango de 1.

Tabla 2.

Información sobre rendimiento y sedimentabilidad de biomasa ALBA en Fotobiorreactores.

[REF]/año	Consorcio (microalga/ Bacteria)	Productividad de biomasa (g TSS/m².día)	Eficiencia de absorción, eliminación o Remoción			HRT* (día)	SRT* (día)	Sedimentabilidad		
			DQO	N	P			% Sedimentabilidad	% Actividad floculante (% AF)	Observación cualitativa
[Rada-Ariza et al.]/2017 ¹	<i>Scenedesmus quadricauda</i> , <i>Anabena variabilis</i> , <i>Chlorella sp.</i> , <i>Chlorococcus sp.</i> and <i>Spirulina sp.</i> / <i>Acidobacterium</i> , <i>Fluvicola</i> , <i>Flavobacterium</i> , <i>Haliscomenobacter</i> , <i>Chloroflexus</i> , <i>Rhodofera</i> x, <i>Rhodocyclus</i> , <i>Steroliubacterium</i> , <i>Nitrosomonas</i>	79.4	No específica	100 ± 18 mg NH ₄ ⁺ -N /L/d	No específica	2.8 (FPR1)	Rango 2.6 – 18.8 Promedio 5.54 ± 1.81	No específica	No específica	No específica mediciones de sedimentabilidad, pero refiere pobre capacidad natural de asentamiento de la biomasa ALBA.
[Lee et al.]/2013 ²	<i>Chlorella vulgaris</i> / <i>Flavobacterium sp.</i> , <i>Terrimonas sp.</i> , <i>Sphingobacterium sp.</i> , <i>metabolitos extracelulares bacterianos</i>	No específica	No específica	No específica	No específica	No específica	No específica	No específica	94% (± 4.9)	En este estudio no se utiliza el concepto tradicional de sedimentabilidad, sino un parámetro denominado % Actividad floculante, definido así: % AF (%) = (1-A/B) ×100 Dónde: A es el número de células libres después de la floculación B es el número de células libres antes de la floculación.
[Valigore et al.]/2012 ³	<i>Chlorella spp</i> / <i>Micractinium spp.</i>	30.7	62-77%	No específica	No específica	1.4- 8	4 - 40	83% para HRT 1.4 y SRT 4 Las sedimentaciones medias de los SBR fueron de 76 a 98% con menos de 10% de desviación estándar (Después de 1h de sedimentación)	No específica	La capacidad de asentamiento aumentó de 13 a 93% a medida que el SRT aumentó hasta 40 días durante la Fase 1 (HRT 8 d, SRT< 40 d) debido a la formación natural de flóculos.
[Su et al.]/2011 ⁴	<i>Algas filamentosas de color azul verdoso</i> / <i>Flavobacteria</i> , <i>Gammaproteobacteria</i> , <i>Bacteroidia</i> y <i>Betaproteobacteria</i>	10.9 ± 1.1	98.2 ± 1.3%	88.3 ± 1.6% NTK	64.8 ± 1.0%	No específica	No específica	12 % y primera floculación observada a los 20 minutos		El cultivo de algas y bacterias mostró una buena propiedad de sedimentación y pudo sedimentarse totalmente durante 20 min, lo que resultó en una reducción del total de sólidos en suspensión de 1.84 a 0.016 g/L iniciales.

¹ Agua residual sintética.
² Aguas residuales porcinas.
³ Aguas residuales domésticas.
⁴ Aguas residuales municipales.

Tabla 3.

Tratamiento de aguas residuales por algas y bacterias en reactores Raceways

[REF]/año	Consorcio (microalga/ Bacteria)	Productividad de biomasa (g TSS/m².día)	Eficiencia de absorción, eliminación o Remoción			HRT* (día)	SRT* (día)	Sedimentabilidad (%)		
			DQO	N	P			% Sedimentabilidad	Velocidad de sedimentación (m/h)	Observación cualitativa
[Mantovani et al.]/2020 ¹	<i>Chlorella spp.</i> , <i>Scenedesmus spp.</i> y <i>Chlamydomonas spp.</i> / <i>Bacterias oxidantes de amoniaco (AOB)</i> , <i>Bacterias Nitrificantes (NOB)</i>	5.5 ± 7.4	No específica	86% ± 7% NH ₄ -N	71% ± 10% PO ₄ -P	10	10	No específica	No específica	No específica observaciones sobre sedimentabilidad
[Arcila & Buitrón,]/2016 ²	<i>Scenedesmus sp.</i> , <i>Stigeoclonium</i> , <i>diatomeas (Navicula y Nitzschia)</i> , / <i>Bacterias</i> (género no especificado)	12.7 ± 2.3	65.0 ± 39 (efluente del reactor), (91 ± 4) (reactor) DQO mg/L (%)	0.5 ± 0.2, (99±1) N-NH ₄ + mg/L (%) 32.4 ± 4.1 mg/L N-NO ₃ – (reactor) 2.08 ± 1.5 mg/L N-NO ₂ – (48.8 ± 18% porcentaje de nitrificación)	6.8 ± 1.6, (49 ± 11) P-PO ₄ ³⁻ mg/L (%)	10	10	98.3 % 1.4 ± 0.2	No específica	Porcentaje de sedimentabilidad (%) = 100 x (1- Xe/X) También es llamado porcentaje de liquidabilidad Dónde: Xe= TSS en el efluente X= TSS en el HRAP
		12.7 ± 2.3	53.6 ± 13, (92±1) DQO mg/L (%)	2.6 ± 1.2, (96±3) N-NH ₄ + mg/L (%), 10.0 ± 1.0 mg/L N-NO ₃ – (Concentración en el efluente más no remoción), 6.8 ± 4.9 mg/L N-NO ₂ – (11 ± 3%.porcentaje de nitrificación)	12.3 ± 1.3, (29±4) P- PO ₄ ³⁻ mg/L (%)	6	6	92.7 % 8.3 ± 0.8	No específica	
		12.7 ± 2.3	562.0 ± 119, (12±8) DQO mg/L (%)	50.0 ± 7, (15±1) N-NH ₄ + mg/L (%)	14.1 ± 0.5, (9±7) P-PO ₄ ³⁻ mg/L (%)	2	2	0%	No específica	
[Gutiérrez et al.]/2016 ³	<i>Poblaciones mixtas de microalgas; Dominantes: Chlorella sp., Navicula sp. y Nitzschia sp. (diatomeas)</i>	No específica	contenido orgánico velocidad de carga (12 g DQO/m²/ día	No específica	No específica	8	No específica	No específica	1 prueba: 16.5 y 4 m/h (Sin floculante) 2 prueba: 6.5 y 0.4 m/h (Con floculante)	Pruebas de sedimentación dinámica (elutriación). El aparato de elutriación consistía de 3 columnas de asentamiento interconectadas (C ₁ , C ₂ y C ₃). En este aparato, la velocidad de sedimentación crítica de cada columna se obtuvo dividiendo el caudal a través del aparato por el área de la columna. V _i = Q/ S _i Dónde: V _i es la velocidad de sedimentación crítica en la columna “i” (m / h), Q es el caudal (m³/h) y S _i es el área de la columna “i” (m²).
	<i>Menos abundantes: Micractinium sp., Scenedesmus sp., Chlamydomonas sp. y Desmococcus/Bacterias, protozoos y pequeños metazoos (No especifica géneros)</i>	No específica	contenido orgánico velocidad de carga (23 g DQO/m²/día	No específica	No específica	4	No específica	No específica	1 Prueba: 16.5 y 1 m/h (Sin floculante) 2 prueba: 6.5 y 0.4 m/h (Con floculante)	

¹ Aguas residuales urbanas.
² Aguas residuales municipales.
³ Aguas residuales urbanas.

5. Discusión y conclusiones

Después de la realización de este estudio monográfico, se logra establecer que el tratamiento de aguas residuales por medio de consorcios ALBA es de gran interés en la literatura, tanto a escala de laboratorio como a escala piloto. Existen múltiples contribuciones de estudios en esta tecnología, principalmente a escala de laboratorio; la investigación ha tenido un gran auge en la última década, en cuanto a estudios a escala piloto, y se ha demostrado su aplicación, no solo para aguas residuales domésticas municipales, sino también para aguas residuales agrícolas e industriales.

Se ha comprobado que posiblemente el sector urbano es donde hay mayor interés de la tecnología de remediación hídrica con consorcios ALBA. Después de la revisión bibliográfica se obtuvo el análisis de 68 artículos relacionados con consorcios ALBA, de los cuales un 33.82 % son para el manejo de aguas domésticas, el cual es el uso que más se ha evaluado en la literatura, se demostró que la tecnología ALBA tiene factibilidad para ser utilizada en sistemas de tratamiento de aguas municipales, pero se determinó que está aún presenta muchos desafíos por resolver. Principalmente las dificultades de la sedimentación como método de separación debido a que es un proceso complejo e implica el consumo de una cantidad representativa de químicos y de energía.

Generalmente las relaciones entre SRT y HRT sirven para saber si hay una buen % de sedimentabilidad. De acuerdo a la investigación realizada se encontraron porcentajes de

sedimentabilidad alrededor del rango de 76 a 98% para fotobiorreactores y rangos alrededor de 92 a 98% en Raceways en estudios óptimos. Sin embargo, estos valores de sedimentabilidad deben competir con la sedimentabilidad de un proceso de lodos activados tradicional, el cual se encuentra por encima del rango de 99%. No obstante en muchos casos este proceso necesita separación por centrifugación para retirar el excedo de humedad restante. Si se hace una comparación de estos valores se evidencia que la tecnología ALBA aún se encuentran distante a una tecnología tradicional de lodos activados en términos de eficiencia de la sedimentabilidad, pero deja abierta las puertas a más investigaciones que contribuyan al perfeccionamiento de la misma.

En relación a tecnologías de sedimentación o cosecha de microalgas la tecnología de recolección primaria ALBA, podría aportar a la reducción de energía y costos comparada con los costos de separación y cosecha de microalgas por una tecnología de recolección secundaria como la centrifugación de biomasa, que según registros puede abarcar el 40% e incluso hasta el 60% del costo general del tratamiento (Olguín, 2012).

Al realizar el análisis de la bibliografía referente a el tratamiento de aguas residuales con consorcios ALBA se pudo determinar que existe mucha dispersión en el estudio de la sedimentabilidad, debido a que se utilizan hasta 3 diferentes maneras de medirla (% de sedimentabilidad, % de actividad floculante y velocidad de sedimentación), pero no se presenta un criterio unificado en la literatura.

Referencias Bibliográficas

- Abouhend, A. S. (October 19th, 2015). Algal-Sludge Granules as a Novel Technique for Wastewater Treatment. The Northeast Residuals And Biosolids Symposium, Boston, United States.
- Ahirrao, S. (2014). Chapter 13 - Zero Liquid Discharge Solutions. In V. V. Ranade, & V. M. Bhandari (Eds.), *Industrial Wastewater Treatment, Recycling and Reuse* (pp. 489-520). Butterworth-Heinemann. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-099968-5.00013-1>
- Arashiro, L. T., Rada-Ariza, A. M., Wang, M., Van Der Steen, P., & Ergas, S. J. (2017). Modelling shortcut nitrogen removal from wastewater using an algal-bacterial consortium. *Water Science and Technology*, 75(4), 782-792. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.561>
- Arcila, J. S., & Buitrón, G. (2016). Microalgae–bacteria aggregates: Effect of the hydraulic retention time on the municipal wastewater treatment, biomass settleability and methane potential. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 91(11), 2862-2870. <https://doi.org/10.1002/jctb.4901>
- Artan, N., & Orhon, D., (2005). Mechanism and design of sequencing batch reactors for nutrient removal. Scientific and Technical Report No. 19, IWA Publishing.
- Barreiro, N. (2019). Caracterización de los consorcios microalgas-bacterias en el tratamiento de agua residual urbana. [Tesis doctoral, Universidad Complutense de Madrid].
- Bélanger-Lépine, F., Tremblay, A., Huot, Y., & Barnabé, S. (2018). Cultivation of an algae-bacteria consortium in wastewater from an industrial park: Effect of environmental stress

- and nutrient deficiency on lipid production. *Bioresource Technology*, 267, 657-665.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.099>
- Boelee, N. C., Temmink, H., Janssen, M., Buisman, C. J. N., & Wijffels, R. H. (2014). Balancing the organic load and light supply in symbiotic microalgal–bacterial biofilm reactors treating synthetic municipal wastewater. *Ecological Engineering*, 64, <https://doi.org/213-221>. 10.1016/j.ecoleng.2013.12.035
- Bolzonella, D., Battista, Federico., Cavinato, C., Gottardo, M., Micolucci, Federico., & Pavan, P. (2019). Chapter 13 - Biohythane Production From Food Wastes. In A. Pandey, S. V. Mohan, J. Chang, P. C. Hallenbeck & C. Larroche (Eds.), *Biohydrogen (Second Edition)* (pp. 347-368). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64203-5.00013-7>
- Borde, X., Guieysse, B., Delgado, O., Muñoz, R., Hatti-Kaul, R., Nugier-Chauvin, C., Patin, H., Mattiasson, B. (2003). Synergistic relationships in algal-bacterial microcosms for the treatment of aromatic pollutants. *Bioresource Technology*, 86(3), 293-300.
[https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00074-3](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00074-3)
- Cámara de comercio de Cali. Bioenergía: Iniciativa Clúster. Revista Informes Económicos. Abril 2016. p.88
- Chen C-Y, K-L Yeh, R Aisyah, D-J Lee, J-S Chang. (2011). Cultivation, photobioreactor design and harvesting of microalgae for biodiesel production: A critical review. *Bioresource Technology*, 102(1), 71-81. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.159>
- Chinnasamy, S., Bhatnagar, A., Hunt, R. W., & Das, K. C. (2010). Microalgae cultivation in a wastewater dominated by carpet mill effluents for biofuel applications. *Bioresource Technology*, 101(9), 3097-3105. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.12.026>
- Craggs, R. J., Adey, W. H., Jenson, K. R., St. John, M. S., Green, F. B., & Oswald, W. J. (1996).

- Phosphorus removal from wastewater using an algal turf scrubber. *Water Science and Technology*, 33(7), 191-198. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00354-X](https://doi.org/10.1016/0273-1223(96)00354-X)
- Craggs, R., Park, J., Heubeck, S., & Sutherland, D. (2014). High rate algal pond systems for low-energy wastewater treatment, nutrient recovery and energy production. *New Zealand Journal of Botany*, 52(1), 60–73. <https://doi.org/10.1080/0028825X.2013.861855>
- Comisión de Regulación de Energía y Gas [CREG]. Propuesta de normas aplicables al servicio público domiciliario de gas combustible con biogás. Documento técnico CREG-070. Nov.16 de 2012. 25 p.
- Consejo Nacional de Política Económica y Social [CONPES] 4004. Economía circular en la gestión de los servicios de agua potable y manejo de aguas residuales del 28 de septiembre de 2020.
- Contreras-Angulo, J., Mata, T., Cuellar-Bermudez, S., Caetano, N., Chandra, R., Garcia-Perez, J., Muylaert, K., & Parra-Saldivar, R. (2019). Symbiotic Co-Culture of *Scenedesmus* sp. and *Azospirillum brasilense* on N-Deficient Media with Biomass Production for Biofuels. *Sustainability (Basel, Switzerland)*, 11(3), 707. <https://doi.org/10.3390/su11030707>
- Dahalan, F. A., Abdullah, N., Yuzir, A., Olsson, G., Salmiati, Hamdzah, M., Din, M. F. M., Ahmad, S. A., Khalil, K. A., Anuar, A. N., Noor, Z. Z., & Ujang, Z. (2015). A proposed aerobic granules size development scheme for aerobic granulation process. *Bioresource Technology*, 181, 291-296. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.062>
- da Silva Rodrigues, D. A., da Cunha, C. C. R. F., Freitas, M. G., de Barros, A. L. C., e Castro, P. B. N., Pereira, A. R., de Queiroz Silva, S., da Fonseca Santiago, A., & de Cássia Franco Afonso, R. J. (2020). Biodegradation of sulfamethoxazole by microalgae-bacteria

- consortium in wastewater treatment plant effluents. *The Science of the Total Environment*, 749, 141441. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141441>
- de-Bashan, L.E., Hernandez, J.P., Morey, T., Bashan, Y. (2004). Microalgae growth-promoting bacteria as “helpers” for microalgae: a novel approach for removing ammonium and phosphorus from municipal wastewater. *Water Research*, 38 (2), 466-474. <https://doi.org/466-474> 10.1016 / j.watres.2003.09.022
- Decreto 1594 de 1984. Junio 26 de 1984. Usos del agua y residuos líquidos. República de Colombia.
- Decreto 3930 de 2010. 25 de Octubre de 2010. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. República de Colombia.
- Fan, J., Chen, Y., Zhang, T. C., Ji, B., & Cao, L. (2020). Performance of *Chlorella sorokiniana*-activated sludge consortium treating wastewater under light-limited heterotrophic condition. *Chemical Engineering Journal* (Lausanne, Switzerland: 1996), 382, 122799. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122799>
- Ferreira, J., Ferrari, A., Gutiérrez, S., & Secchi, A. R. (2016). Optimization of Aeration Power in a SBR. *Computer Aided Chemical Engineering*, 38, (pp.1341-1346). <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63428-3.50228-9>
- Golberg, A., et al. (2014). Proposed design of distributed macroalgal biorefineries: thermodynamics, bioconversion technology, and sustainability implications for developing economies. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 8(1), 67-82. <https://doi.org/10.1002/bbb.1438>

- Grobbelaar JU. (2004). Algal nutrition: mineral nutrition. In: Richmond A (ed). Handbook of microalgal culture: *Biotechnology and applied phycology*, pp. 97-115. Blackwell Science, Iowa.
- Gutiérrez, R., Ferrer, I., Uggetti, E., Arnabat, C., Salvadó, H., & García, J. (2016). Settling velocity distribution of microalgal biomass from urban wastewater treatment high rate algal ponds. *Algal Research* (Amsterdam), 16, 409-417. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.03.037>
- Harper, D. (1992). Eutrophication of freshwaters: principles, problems and restoration. Netherlands, Springer, In: Chapman & Hall (ed). p. 327.
- Gutzeit, G., Lorch, D., Weber, A., Engels, M., & Neis. U. (2005). Biofloculent algal-bacterial biomass improves low-cost wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 52 (12), 9-18. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0415>.
- He, P. J., Mao, B., Lü, F., Shao, L. M., Lee, D. J., & Chang, J. S. (2013). The combined effect of bacteria and *Chlorella vulgaris* on the treatment of municipal wastewaters. *Bioresource Technology*, 146, 562-568. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.111>
- Hiet Wong, C., Barton, G. W., & Barford, J. P. (2003). 25 - The nitrogen cycle and its application in wastewater treatment. In D. Mara, & N. Horan (Eds.), *Handbook of Water and Wastewater Microbiology* (pp. 427-439). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-012470100-7/50026-1>
- Hulshoff Pol, L. W., De Castro Lopes, S. I., Lettinga, G., & Lens, P. N. L. (2004). Anaerobic sludge granulation. *Water Research*, 38(6), 1376-1389. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.12.002>
- Instituto nacional de pesca. México. Disponible en <https://www.gob.mx/inapesca/acciones-y->

programas/acuicultura-estanques-o-canales-de-flujo-continuo-raceways.

INVEMAR. (2015). Diagnóstico y evaluación de la calidad de las aguas marinas y costeras del Caribe y Pacífico colombianos. Informe Técnico RedCam 2014. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés" (INVEMAR), p. 31-35.

Ji, X., Li, H., Zhang, J., Saiyin, H., & Zheng, Z. (2019). The collaborative effect of *Chlorella vulgaris*-*Bacillus licheniformis* consortia on the treatment of municipal water. *Journal of Hazardous Materials*, 365(November 2018), 483–493. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.11.039>

Jia, H., Jia, H., Yuan, Q., & Yuan, Q. (2018). Ammonium removal using algae–bacteria consortia: the effect of ammonium concentration, algae biomass, and light. *Biodegradation*, 29(2), 105-115. <https://doi.org/10.1007/s10532-017-9816-7>

Jiao, W., Min, Q., Cheng, S., & Li, W. (2013). The Waste Absorption Footprint (WAF): A methodological note on footprint calculations. *Ecological Indicators*, 34, 356–360. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.05.024>

Kim, M.-K., y Jeune, K.-H. (2009). Use of FT-IR to identify enhanced biomass production and biochemical pool shifts in the marine microalgae, *Chlorella ovalis*, cultured in media composed of different ratios of deep seawater and fermented animal wastewater. *Journal of Microbiology and Biotechnology*, 19(10), 1206-1212. <https://doi.org/10.4014/jmb.0901.041>

Konnerup, D., Betancourt-Portela, J. M., Villamil, C., & Parra, J.P. (2014). Nitrous oxide and methane emissions from the restored mangrove ecosystem of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 140, 43 - 51.

<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.01.006>

- Lee, A.K., Lewis, D.M. & Ashman, P.J. (2009). Microbial flocculation, a potentially low-cost harvesting technique for marine microalgae for the production of biodiesel. *Journal of Applied Phycology*. 21 (5), 559-567. <https://doi.org/10.1007/s10811-008-9391-8>
- Lee, J., Cho, D., Ramanan, R., Kim, B., Oh, H., & Kim, H. (2013). Microalgae-associated bacteria play a key role in the flocculation of *Chlorella vulgaris*. *Bioresource Technology*, 131, 195-201. <https://bibliotecavirtual.uis.edu.co:2236/10.1016/j.biortech.2012.11.130>
- Liu, J., Wu, Y., Wu, C., Muylaert, K., Vyverman, W., Yu, H., Muñoz, R., & Rittmann, B. (2017). Advanced nutrient removal from surface water by a consortium of attached microalgae and bacteria: A review. *Bioresource Technology*, 241, 1127-1137. <https://bibliotecavirtual.uis.edu.co:2236/10.1016/j.biortech.2017.06.054>
- Maity, J. P., Bundschuh, J., Chen, C.Y., & Bhattacharya, P. (2014). Microalgae for third generation biofuel production, mitigation of greenhouse gas emissions and wastewater treatment: *Present and future perspectives – A mini review*. *Energy*. 78. p. 104-113. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2014.04.003>
- Mantovani, M., Marazzi, F., Fornaroli, R., Bellucci, M., Ficara, E., & Mezzanotte, V. (2020). Outdoor pilot-scale raceway as a microalgae-bacteria sidestream treatment in a WWTP. *Science of The Total Environment*, 710, Article 135583 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135583>.
- Martin, C., De la Noüe, J., & Picard, G. (1985) Intensive cultivation of freshwater microalgae on aerated pig manure. *Biomass*, 7(4), 245-259. [https://doi.org/10.1016/0144-4565\(85\)90064-2](https://doi.org/10.1016/0144-4565(85)90064-2).

- Masojídek, J., & Torzillo, G. (2008). Mass Cultivation of Freshwater Microalgae. In S. E. Jørgensen, & B. D. Fath (Eds.), *Encyclopedia of Ecology* (pp. 2226-2235). Academic Press. <https://bibliotecavirtual.uis.edu.co:2236/10.1016/B978-008045405-4.00830-2>
- Medina, M., & Neis, U. (2007). Symbiotic algal bacterial wastewater treatment: Effect of food to microorganism ratio and hydraulic retention time on the process performance. *Water Science and Technology*, 55(11), 165-171. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.351>
- Metcalf & Eddy (Edit.) (2003). Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse. McGraw Hill. New York, 1819.
- McGinn, P. J., Dickinson, K. E., Bhatti, S., Frigon, J. C., Guiot, S. R., & O'Leary, S. J. B. (2011). Integration of microalgae cultivation with industrial waste remediation for biofuel and bioenergy production: Opportunities and limitations. *Photosynthesis Research*, 109(1–3), 231–247. <https://doi.org/10.1007/s11120-011-9638-0>
- McGriff Jr., E. C., & McKinney, R. E. (1972). The removal of nutrients and organics by activated algae. *Water Research*, 6(10), 1155-1164. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(72\)90015-2](https://doi.org/10.1016/0043-1354(72)90015-2)
- Mhedhbi, E., Khelifi, N., Foladori, P., & Smaali, I. (2020). Real-Time Behavior of a Microalgae–Bacteria Consortium Treating Wastewater in a Sequencing Batch Reactor in Response to Feeding Time and Agitation Mode. *Water (Basel)*, 12(7), 1893. <https://doi.org/10.3390/w12071893>
- Muñoz, R., & Guieysse, B. (2006). Algal–bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: A review. *Water Research (Oxford)*, 40(15), 2799-2815. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.06.011>
- Nambiar, K. R., & Bokil, S. D. (1981). Luxury uptake of nitrogen in flocculating algal-bacterial

- system. *Water Research*, 15(6), 667-669. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(81\)90158-5](https://doi.org/10.1016/0043-1354(81)90158-5)
- N.G.A.I. Karya, N.P. van der Steen & P.N.L. Lens. (2013). Photo-oxygenation to support nitrification in an algal–bacterial consortium treating artificial wastewater. *Bioresource Technology*, 134, 244-250, 0960-8524, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.02.005>.
- Olguín, E. J. (2012). Dual purpose microalgae-bacteria-based systems that treat wastewater and produce biodiesel and chemical products within a Biorefinery. *Biotechnology Advances*, 30(5), 1031–1046. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2012.05.001>
- Oswald,WJ., & Golueke, C. (1960). Biological transformation of solar energy. *Adv Appl Microbiol* 2:223–262. [https://doi.org/10.1016/S0065-2164\(08\)70127-8](https://doi.org/10.1016/S0065-2164(08)70127-8)
- Park, J. B. K., Craggs, R. J., & Shilton, A. N. (2011). Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresource Technology*, 102(1), 35–42. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.158>
- Park, J.B.K., Craggs, R.J., Shilton, A.N. (2013). Enhancing biomass energy yield from pilot-scale high rate algal ponds with recycling. *Water Research*, 47(13), 4422 - 4432. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.04.001>
- Perea, I.A., Abinandana S., Subashchandrabosea, S.R., Venkateswarluc, K., Naidua,R., & Mallavarapu Megharaja. (2019). Advances in the technologies for studying consortia of bacteria and cyanobacteria/ microalgae in wastewaters, *Critical Reviews in Biotechnology*, 39:5, 709-731. <https://doi.org/10.1080/07388551.2019.1597828>
- Petrini, S., Foladori, P., Beghini, F., Armanini, F., Segata, N., & Andreottola, G. (2020). How inoculation affects the development and the performances of microalgal-bacterial consortia treating real municipal wastewater. *Journal of Environmental Management*, 263, 110427. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110427>

Petrini, S., Foladori, P., Donati, L., & Andreottola, G. (2020). Comprehensive respirometric approach to assess photosynthetic, heterotrophic and nitrifying activity in microalgal-bacterial consortia treating real municipal wastewater. *Biochemical Engineering Journal*, 161, 107697. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2020.107697>

Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Applied Energy*, 88(10), 3411–3424. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.11.025>

Pittman, J. K., Dean, A. P., & Osundeko, O. (2011). The potential of sustainable algal biofuel production using wastewater resources. *Bioresource Technology*, 102(1), 17–25. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.035>

Posadas, E., García-Encina, P. A., Domínguez, A., Díaz, I., Becares, E., Blanco, S., & Muñoz, R. (2014). Enclosed tubular and open algal–bacterial biofilm photobioreactors for carbon and nutrient removal from domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 67, 156-164. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.007>

Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED) (2018). Red de Tratamiento y reciclaje de aguas, industriales mediante soluciones sostenibles, fundamentadas en procesos biológicos., & (TRITÓN-316RT0506). *Manual técnico sobre tecnologías biológicas aerobias aplicadas al tratamiento de aguas residuales industriales*.

Quintero, D. (2019). Así se están usando las microalgas para descontaminar ciénagas en Colombia El espectador. Disponible en: <https://blogs.elespectador.com/actualidad/el-río/asi-se-usan-las-microalgas-descontaminar-cienagas-colombia>

Rada-Ariza, A. M., Lopez-Vazquez, C. M., van der Steen, N. P., & Lens, P. N. L. (2017).

- Nitrification by microalgal-bacterial consortia for ammonium removal in flat panel sequencing batch photo-bioreactors. *Bioresource Technology*, 245(August), 81–89. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.019>
- Rawat, I., Ranjith Kumar, R., Mutanda, T., & Bux, F. (2011). Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Applied Energy*, 88(10), 3411-3424. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.11.025>
- Resolución 631 de 2015. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. República de Colombia.
- Richmond, A. (2004). Biological principles of mass cultivation. In: Richmond A (ed). Handbook of microalgal culture: *Biotechnology and applied phycology*, pp. 125-177. Blackwell Science, Iowa.
- Romeu, P (2018). *Efecto del tiempo de retención hidráulico sobre la dinámica poblacional en un reactor anaerobio de membranas para el tratamiento de aguas residuales* [Trabajo final de master, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de caminos, Canales y Puertos].
- Sánchez Zurano, A., Garrido Cárdenas, J. A., Gómez Serrano, C., Morales Amaral, M., Acién-Fernández, F. G., Fernández Sevilla, J. M., & Molina Grima, E. (2020). Year-long assessment of a pilot-scale thin-layer reactor for microalgae wastewater treatment. Variation in the microalgae-bacteria consortium and the impact of environmental conditions. *Algal Research* (Amsterdam), 50, 101983. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2020.101983>
- Seitzinger, S.P., Kroeze, C., & Styles, R.V., (2000). Global distribution of N₂O emissions from aquatic systems: natural emissions and anthropogenic effects. *Chemosphere - Global*

- Change Science*, 2(3–4), 267 - 279. [https://doi.org/10.1016/S1465-9972\(00\)00015-5](https://doi.org/10.1016/S1465-9972(00)00015-5)
- Simoes, M., Simoes, L.C., Vieira, M.J. (2009). Species association increases biofilm resistance to chemical and mechanical treatments. *Water Research*, 43(1), 229-237. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.10.010>
- SSPD. (2013). Informe técnico sobre sistemas de tratamiento de aguas residuales en Colombia, Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios de la República de Colombia, p. 70.
- Su, Y., Mennerich, A., & Urban, B. (2012). Synergistic cooperation between wastewater-born algae and activated sludge for wastewater treatment: Influence of algae and sludge inoculation ratios. *Bioresource Technology*, 105, 67-73. [10.1016/j.biortech.2011.11.113](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.11.113)
- Su, Y., Mennerich, A., & Urban, B. (2011). Municipal wastewater treatment and biomass accumulation with a wastewater-born and settleable algal-bacterial culture. *Water Research (Oxford)*, 45(11), 3351-3358. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.046>
- Tiron, O., Bumbac, C., Manea, E., Stefanescu, M., & Nita Lazar, M. (2017). Overcoming Microalgae Harvesting Barrier by Activated Algae Granules. *Scientific Reports*, 7(1), 4646-11. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-05027-3>
- Thi Cam Van Do, Thi Nham Tuat Nguyen, Dang Thuan Tran, Truong Giang Le, Van Tuyen Nguyen. (2020). Semi-continuous removal of nutrients and biomass production from domestic wastewater in raceway reactors using *Chlorella variabilis* TH03-bacteria consortia. *Environmental Technology & Innovation*, (20), 101-172, <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101172>.
- United States Department of Energy [US DOE] (2006. Diciembre). Report to congress on the interdependence of energy and water. Google Scholar

- Valigore, J. M., Gostonski, P. A., Wareham, D. G., & O'Sullivan, A. D. (2012). Effects of hydraulic and solids retention times on productivity and settleability of microbial (microalgal-bacterial) biomass grown on primary treated wastewater as a biofuel feedstock. *Water Research*, 46(9), 2957-2964. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.023>
- Van Den Hende, S., Vervaeren, H., Saveyn, H., Maes, G., & Boon, N. (2011). Microalgal bacterial floc properties are improved by a balanced inorganic/organic carbon ratio. *Biotechnology and Bioengineering*, 108(3), 549-558. <https://doi.org/10.1002/bit.22985>
- Wang, M., Sahu, A. K., Rusten, B., & Park, C. (2013). Anaerobic co-digestion of microalgae *Chlorella* sp. and waste activated sludge. *Bioresource Technology*, 142, 585-590. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.05.096>
- Wilkie, A.C., and Mulbry, W.W. (2002). Recovery of dairy manure nutrients by benthic freshwater algae. *Bioresource Technology*, 84(1), 81-91. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00003-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00003-2)
- Xian-Chao Zhao, Xiao-Bo Tan, Li-Bin Yang, Jian-Yu Liao, Xiao-Yong Li. (2019). Cultivation of *Chlorella pyrenoidosa* in anaerobic wastewater: The coupled effects of ammonium, temperature and pH conditions on lipids compositions. *Bioresource Technology*, 284, 90-97, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.03.117>.
- Zhou, W., Chen, P., Min, M., Ma, X., Wang, J., Griffith, R., Hussain, F., Peng, P., Xie, Q., Li, Y., Shi, J., Meng, J., & Ruan, R. (2014). Environment-enhancing algal biofuel production using wastewaters. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 36, 256-269. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.073>

Zhou, X., Jin, W., Wang, Q., Guo, S., Tu, R., Han, S., Chen, C., Xie, G., Qu, F., & Wang, Q. (2020). Enhancement of productivity of *Chlorella pyrenoidosa* lipids for biodiesel using co-culture with ammonia-oxidizing bacteria in municipal wastewater. *Renewable Energy*, 151, 598-603. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.11.063>